

TEXTE

145/2021

# Weiterentwicklung ausgewählter Indikatoren und Bewertungsansätze für die Meeresumwelt und Konkretisierung von Umweltzielen im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie- Rahmenrichtlinie



TEXTE 145/2021

Umweltforschungsplan des  
Bundesministeriums für Umwelt,  
Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3717 25 2240  
FB000600

## **Weiterentwicklung ausgewählter Indikatoren und Bewertungsansätze für die Meeresumwelt und Konkretisierung von Umweltzielen im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie**

von

Silke Eilers, Thomas Raabe, Adorian Ardelean, Marcus Schulz und Birgit Heyden  
AquaEcology GmbH und Co KG, Steinkamp 19, 26125 Oldenburg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

# Impressum

**Herausgeber:**

Umweltbundesamt  
Wörlitzer Platz 1  
06844 Dessau-Roßlau  
Tel: +49 340-2103-0  
Fax: +49 340-2103-2285  
buergerservice@uba.de  
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

**Durchführung der Studie:**

AquaEcology GmbH und Co KG, Steinkamp 19, 26125 Oldenburg

**Abschlussdatum:**

Oktober 2019

**Redaktion:**

Fachgebiet II 2.3 Meeresschutz  
Dr. Wera Leujak, Dagmar Larws

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, November 2021

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

## Kurzbeschreibung

In der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL), die 2008 in Kraft trat, wird gefordert, dass die europäischen Meeresregionen bis 2020 einen guten Zustand erreichen. Um diese Anforderung zu erfüllen, müssen die negativen Auswirkungen, die durch menschliche Aktivitäten verursacht werden, identifiziert werden. Darüber hinaus ist zu definieren was unter einem guten Umweltzustand zu verstehen ist. Als Orientierung wurden in der europäischen Richtlinie allgemeine Umweltziele definiert, die sich auf bestimmte Themen wie Eutrophierung oder Belastung der Meere durch Müll beziehen, formuliert. Diese müssen jedoch spezifiziert werden. Um den Umweltzustand zu bewerten, müssen außerdem Bewertungskonzepte entwickelt werden. Dabei müssen diese sowohl für die einzelnen Themen als auch für übergreifende Themen ausgearbeitet werden.

Im vorliegenden Bericht wurden sowohl themenübergreifende Aspekte als auch Auswirkungen anthropogener Belastungen auf bestimmte Ökosystemkomponenten betrachtet. Dabei baut der Bericht auf Ergebnissen eines Vorgängerprojektes auf, in dem ein Konzept zur kumulativen Bewertung anthropogener Belastungen entwickelt wurde. Übergreifende und kumulative Analysen werden in der Richtlinie in Artikel 8 gefordert (MSRL 2008/56/EG). Obgleich in der MSRL nur eine Einschätzung gefordert wird, ob der Umweltzustand erreicht worden ist oder nicht, stellt eine Quantifizierung von Effekten einen wichtigen Beitrag zur Erarbeitung von Maßnahmen dar. Durch diese kann beispielsweise eine Priorisierung von Maßnahmen erfolgen. Kumulative Analysen umfassen sowohl Methoden, die aufzeigen, wo das gleichzeitige Auftreten oder die räumliche Häufung von verschiedenen Belastungen zu besonderen Problemen für Ökosystemkomponenten (Arten und Habitate) führen als auch Methoden, die identifizieren, welche Einzeleffekte durch ein bestimmtes Belastungsthema oder eine menschliche Aktivität ausgelöst werden können.

Daher gliedert sich die vorliegende Arbeit in vier wesentliche Teile: Zum einen werden kumulative Effekte auf zwei verschiedene Ökosystemkomponenten getestet. Dafür wurde im ersten Teil ein im Vorgängerprojekt entwickeltes Konzept anhand eines Praxisbeispiels zum Thema „Auswirkungen ausgewählter anthropogener Belastungen auf die Miesmuscheln“ getestet (Eilers et al. 2017). Zum anderen wird eine Methode für die Erfassung kumulativer Effekte für Habitate entwickelt und konkretisiert, das ebenfalls auf im Vorgängerprojekt recherchierten Methoden aufbaut. Für einen Praxistest für die Analyse kumulativer Effekte auf Habitate wurden Auswirkungen anthropogener Belastungen auf Seegraswiesen ausgewählt. Um die kumulativen Auswirkungen eines Belastungsthemas zu erfassen, wurden die Auswirkungen von Meeresmüll recherchiert und, soweit möglich, quantifiziert. Für eine Belastungsthemen-übergreifende Betrachtungsweise, die einen Überblick über die anthropogenen Auswirkungen auf die Meeresumwelt als Gesamtheit mit einem Fokus auf räumlich kumulative Belastungen gibt, wurden Belastungskarten für die Nordsee erstellt.

Die Arbeiten wurden in ein Literatur-Management- und Analyse-Tool, das für die Erfordernisse der MSRL und insbesondere für die Erfassung kumulativer Effekte entwickelt wurde, eingebettet. Dieses Werkzeug wurde im Projektverlauf weiterentwickelt. In dem Literaturanalyse- und Bewertungswerkzeug für kumulative Effekte anthropogener Belastungen (LiACAT – Literature-based Analysis and Cumulative Assessment Tool) lassen sich Literaturdaten organisieren und für visuelle Darstellungen aufbereiten.

## Abstract

The Marine Strategy Framework Directive (MSFD), which became effective in 2008, requires that the European Sea regions reach a good environmental status by 2020. To fulfil this task, it is necessary to identify the negative effects caused by human activities. Moreover, a precise definition of the 'good environmental status' is needed. In the MSFD, environmental targets are defined, providing guidance. They refer to important topics such as eutrophication or marine litter. However, these environmental targets need to be specified in detail. Moreover, concepts must be developed to assess the environmental status. These developments are relevant not only for each of the relevant topics of the MSFD (called descriptors), but also for cross-cutting issues, such as the assessment of cumulative effects.

In the present report, cross-cutting issues among the descriptors as well as cumulative effects of anthropogenic pressures on certain ecosystem components were addressed. The project was based on the results of a previous project developing concepts for cumulative effects assessment of anthropogenic pressures with regard the MSFD. Assessing cross-cutting issues and performing cumulative analyses is required in article 8 (MSFD 2008/56/EG). Even though for the MSFD it only must be assessed if the good environmental status is reached, a quantification of effects can serve as an important information for the development of management strategies. For example, quantification can help to prioritize management activities and a cumulative analysis can reveal where the occurrences of different pressures at the same time or place cause a special impact for different ecosystem components. Cumulative analyses comprise not only methods with a focus on cumulative effects on ecosystem components (species and habitats) but also methods to analyse the entirety of various cumulative effects on different ecosystem components with regard to a certain pressure topic or a human activity.

Hence, the present report is structured in the following topics: In a first step, the concept of assessing cumulative effects with regard to cumulative effects of anthropogenic pressures on one species developed in the preceding project has been applied to blue mussels, showing the proof of principle. As a second practical application of an analysis of cumulative effects of anthropogenic pressures on one ecosystem component, a method for the analysis of the effects on habitats such as seagrass meadows has been developed and specified. Moreover, cumulative impacts of marine litter have been analysed and quantified to assess the cumulative effects of just one pressure topic. For the assessment of cross-cutting issues integrating different pressures providing an overview of the cumulative effects due to anthropogenic pressures on the marine environment, maps have been prepared to analyse the spatial accumulation of human activities and anthropogenic pressures for the North Sea.

The work was embedded in the Literature Analyses and Cumulative Assessment Tool LiACAT, which was developed particularly for the requirements of the MSFD and for the assessment of cumulative effects. LiACAT was used for the management of literature data as well as for visualisation of cumulative effects of anthropogenic pressures (Jong et al. 2015).

## Inhaltsverzeichnis

Berichtskennblatt .....	3
Report Cover Sheet.....	4
Kurzbeschreibung .....	5
Abstract .....	6
Inhaltsverzeichnis .....	7
Abbildungsverzeichnis .....	11
Tabellenverzeichnis .....	15
Abkürzungsverzeichnis .....	16
Zusammenfassung.....	17
Summary.....	30
1 Einleitung .....	41
1.1 Hintergrund.....	41
1.2 Definition des Begriffes kumulativ.....	42
1.3 Zielsetzung .....	42
2 Methoden LiACAT .....	44
2.1 Allgemeines zu LiACAT .....	44
2.2 Beschreibung der wichtigsten Funktionen und der Vorgehensweise für die Analyse kumulativer Effekte .....	45
2.2.1 Literatureingabe.....	45
2.2.1.1 Modul „LitMan“ .....	46
2.2.1.2 Integration des „WebPlotDigitizers“ .....	46
2.2.1.3 Kategorisierung der Literatur und Herstellung von Verknüpfungspunkten der Kategorien .....	48
2.2.1.4 Modul „Relationships-Editor“ .....	48
2.2.2 „Assessment-Toolkit“ .....	52
2.2.2.1 Matrix .....	53
2.2.2.2 GIS-Matrix.....	54
2.2.2.3 Automated Cumulative Impact Model (ACIM).....	55
2.2.3 Visualisierungstools.....	55
2.2.3.1 Darstellung und Interpolation von räumlichen Daten .....	55
2.2.3.2 MapExplorer .....	56
2.2.3.3 „Sankey“-Diagramme .....	56
2.3 Anwendbarkeit von LiACAT .....	57

3	Analysenansatz für kumulativer Effekte anthropogener Belastungen auf eine Art.....	58
3.1	Matrix-Methode .....	58
3.2	Dynamische Energiebilanz-Modelle (DEB-Modell).....	59
3.3	Ergebnisse der Analyse kumulativer Effekte ausgewählter Belastungen auf Miesmuscheln.....	64
3.4	Auswertung des Praxistests.....	71
4	Analyse kumulativer Effekte anthropogener Belastungen auf ein Habitat.....	73
4.1	Methodische Vorgehensweise .....	73
4.1.1	Vorbereitung in LiACAT .....	73
4.1.2	Aufbau des Programms ACIM .....	74
4.1.3	Modellierung der einzelnen Beziehungen .....	76
4.1.4	Verknüpfung von verschiedenen Einzelmodellen bei mehreren Einflussfaktoren auf einen Effekt.....	77
4.1.5	Grafische Visualisierung und Überprüfung der Ergebnisse .....	77
4.1.6	Konstruktion des komplexeren Beziehungsnetzwerkes .....	78
4.1.7	Testen von Szenarien .....	79
4.1.8	Beschreibung des getesteten Szenarios.....	79
4.2	Ergebnisse der Analyse kumulativer Effekte ausgewählter Belastungen auf Seegraswiesen .....	80
4.3	Auswertung des Praxistests.....	83
5	Analyse kumulativer Effekte durch ein Belastungsthema.....	86
5.1	Methodische Vorgehensweise .....	86
5.2	Ergebnisse der Analyse durch Meeresmüll verursachter kumulativer Effekte .....	87
5.3	Auswertung des Praxistests.....	97
6	Räumliche Aggregation menschlicher Aktivitäten und anthropogener Belastungen .....	99
6.1	Einleitung .....	99
6.2	Aufgabenbeschreibung.....	100
6.3	Methodenbeschreibung .....	100
6.3.1	Methodischer Überblick.....	101
6.3.2	Grundlagen zur Berechnung des Index .....	101
6.4	Eutrophierung.....	102
6.4.1	Parameterauswahl und Datengrundlage .....	102
6.4.2	Allgemeine Vorgehensweise .....	102
6.4.3	Detaillierte Methodik .....	102
6.4.3.1	Daten .....	102
6.4.3.2	Datenbearbeitung und Berechnungen.....	102

6.4.3.3	Belastungsindizes .....	103
6.4.3.4	Themenindex Eutrophierung.....	103
6.4.4	Ergebnisse Eutrophierungsdarstellungen .....	103
6.4.5	Diskussion der Eutrophierungsdarstellungen .....	104
6.5	Schadstoffe .....	106
6.5.1	Parameterauswahl und Datengrundlage .....	106
6.5.2	Allgemeine Vorgehensweise .....	106
6.5.3	Detaillierte Methodik .....	107
6.5.3.1	Daten .....	107
6.5.3.2	Co-Kriging .....	107
6.5.3.3	Schadstoffkarten - Konzentrationen .....	107
6.5.3.4	Schadstoffkarten – Belastungsindizes .....	108
6.5.3.5	Themenkarten – Schadstoffgruppen.....	108
6.5.3.6	Gesamtindex Schadstoffe.....	108
6.5.4	Ergebnisse: Räumliche Darstellung der Schadstoffbelastung.....	108
6.5.5	Diskussion der räumlichen Darstellung der Schadstoffbelastung.....	112
6.6	Physische Beeinträchtigungen des Meeresbodens .....	113
6.7	Physikalische Störungen .....	114
6.7.1	Datenauswahl und Datengrundlage.....	114
6.7.2	Allgemeine Vorgehensweise .....	115
6.7.3	Detaillierte Methodik .....	116
6.7.3.1	Datenbearbeitung und Berechnungen .....	116
6.7.3.2	Themenindex physikalische Störung .....	117
6.7.4	Ergebnisse: Darstellung der physikalischen Störungen .....	118
6.7.5	Diskussion der Darstellung der physikalischen Störungen .....	120
6.8	Physischer Verlust.....	121
6.8.1	Datenauswahl und Datengrundlage.....	121
6.8.2	Allgemeine Vorgehensweise .....	123
6.8.3	Detaillierte Methodik .....	123
6.8.3.1	Datenbearbeitung und Berechnungen.....	123
6.8.3.2	Themenindex physischer Verlust .....	124
6.8.3.3	Ergebnisse: Darstellung des physischen Verlustes.....	124
6.8.3.4	Diskussion der Darstellung des physischen Verlustes .....	125

6.8.4	Aggregierte Karte zu physischen Belastungen .....	126
6.8.4.1	Methode zur Darstellung der physischen Belastungen.....	126
6.8.4.2	Ergebnis der Darstellung der physischen Belastungen .....	126
6.8.4.3	Diskussion .....	128
6.9	Gesamtindex .....	129
6.9.1	Methode zur Erstellung des Gesamtindexes .....	129
6.9.2	Ergebnis des Gesamtindexes.....	129
6.9.3	Diskussion der Darstellung des Gesamtergebnisses .....	129
6.10	Schlussfolgerungen und Ausblick .....	131
7	Entwicklung von Visualisierungsoptionen für Bewertungsergebnisse im Rahmen der MSRL .....	133
7.1	Visualisierung von zusammenfassenden Bewertungen .....	133
7.2	Anwendungen der Visualisierungsvorschläge für die zusammenfassenden Bewertungen .....	136
8	Ausblick.....	137
9	Quellenverzeichnis.....	138
9.1	Quellen Kapitel 3 - 5.....	138
9.2	Quellen Kapitel 6.....	142

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Konzeptionsübersicht bestehende aus Modulen des Analysetools LiACAT (blau), Verbindungen zu Modellen für kumulative Analysen (gelb) und Datengrundlagen (grün). Die schwarzen Pfeile stellen Datenverarbeitungs- und analysepfade dar. In Lila sind die wichtigsten internen Verknüpfungen und in Grün die wichtigsten Verknüpfungen zu einer externen Datenbank dargestellt. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. ....	18
Abbildung 2:	Ansicht von digitalisierten Daten im Modul „DataSets“ . Quelle: <a href="https://kladia.info/klados/">https://kladia.info/klados/</a> .....	47
Abbildung 3:	Datenansicht im „Sheets“-Fenster. Quelle: <a href="https://kladia.info/klados/">https://kladia.info/klados/</a> .....	48
Abbildung 4:	Eingabemöglichkeit für die Art der kumulativen Effekte im Modul „RelationshipsEditor“ Quelle: <a href="https://kladia.info/klados/">https://kladia.info/klados/</a> .....	50
Abbildung 5:	Eingabemöglichkeit für Statistikdaten im Modul „RelationshipsEditor“ Quelle: <a href="https://kladia.info/klados/">https://kladia.info/klados/</a> .....	51
Abbildung 6:	Interaktiver „GraphEditor“ im Modul „RelationshipsEditor“. Quelle: <a href="https://kladia.info/klados/">https://kladia.info/klados/</a> .....	52
Abbildung 7:	Interaktionsmatrix mit farblich zu kennzeichnenden Beziehungen. Quelle: <a href="https://kladia.info/klados/">https://kladia.info/klados/</a> .....	54
Abbildung 8:	Neues geografisches Modul im Assessment-Toolkit. Quelle: <a href="https://kladia.info/klados/">https://kladia.info/klados/</a> .....	55
Abbildung 9:	Geografische Interpolation von Cadmiumkonzentrationen bei Norderney. Quelle: <a href="https://kladia.info/klados/">https://kladia.info/klados/</a> .....	56
Abbildung 10:	Schematische Darstellung der Energiebilanzen im DEB-Modell, verändert nach Kooijmann 2010 .....	60
Abbildung 11:	Schematische Darstellung der Effekte von Stressoren im DEB-Modell, verändert nach Kooijmann 2010 .....	61
Abbildung 12:	Schematisierte Datenflüsse zum kumulativen DEB-Modell .....	62
Abbildung 13:	Sankey-Diagramm: Belastungsauswirkungen auf die Lebensbedingungen der Miesmuschel. Quelle: <a href="https://kladia.info/klados/">https://kladia.info/klados/</a> .....	66
Abbildung 14:	Energie, die in die Entwicklung der Miesmuschel investiert wird, ausgedrückt als Biomasse in Mol Kohlenstoff im Belastungsszenario unter Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (rot), im Belastungsszenario ohne Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (schwarz) und im KontrollszENARIO (blau). Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. ....	67
Abbildung 15:	Aufbau des Reproduktionsbuffers der Miesmuschel im Belastungsszenario unter Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (rot), im Belastungsszenario ohne Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren	

	(schwarz) und im Kon-trollszenario (blau). Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. ....	68
Abbildung 16:	Aufbau der strukturellen Biomasse im Belastungsszenario unter Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (rot), im Belastungsszenario ohne Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (schwarz) und im Kontrollszenario(blau). Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. ....	69
Abbildung 17:	Aufbau der Reservebiomasse im Belastungsszenario unter Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (rot), im Belastungsszenario ohne Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (schwarz) und im Kontrollszenario (blau). Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. ....	69
Abbildung 18:	Wachstum der Miesmuschel im Belastungsszenario unter Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (rot), im Belastungsszenario ohne Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (schwarz) und im Kontrollszenario (blau). Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. ....	70
Abbildung 19:	Datenfluss in der Modellierung von Auswirkungen anthropogener Belastungen. Kodierung der Farben: blau: Haupt-Skript, dunkelgrau: Eingabe durch den Anwender im Hauptskript, lila: Skript zur mathematischen Modellierung, rosa: Skript zur Erstellung des Netzwerkes. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. ....	75
Abbildung 20:	Schematische Darstellung eines Netzwerkes mit Interaktionsknoten .....	79
Abbildung 21:	Einfaches Sankey-Diagramm zur Visualisierung der Zusammenhänge zwischen Belastungen und deren Auswirkungen auf Seegras. Quelle: <a href="https://kladia.info/klados/">https://kladia.info/klados/</a> .....	81
Abbildung 22:	Dynamisches Sankey-Diagramm zur Darstellung der komplexen Einflüsse auf das Wachstum und die Mortalität des Seegrases. Quelle: <a href="https://kladia.info/klados/">https://kladia.info/klados/</a> .....	82
Abbildung 23:	Themenkarte Eutrophierung basierend Chl-a-, Phosphor-, Stickstoff- und Sauerstoffkonzentrationswerten. Für Berechnung des Indexwertes siehe Erläuterung im Text. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. ....	105
Abbildung 24:	Räumlich interpolierte gemittelte Indexwerte der Schadstoffgruppen Metalle, PAHs und PCBs: je höher der Wert, umso größer die Umweltbelastung durch diese. Die schraffierte Fläche orientiert sich an den Grenzen der Wasserkörper der WRRL; hier herrschen spezielle Umweltbedingungen und Daten entlang dieser Küstenlinie fehlten in den entsprechenden Wasserkörpern. Daher war die Interpolation dort mit Unsicherheiten behaftet. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. ....	109
Abbildung 25:	Mittelwerte der Indexwerte der einzelnen Metalle: je höher der Wert, umso größer die Umweltbelastung durch diese. Die schraffierte Fläche orientiert sich an den Grenzen der Wasserkörper der WRRL;	

- hier herrschen spezielle Umweltbedingungen und Daten entlang dieser Küstenlinie fehlten in den entsprechenden Wasserkörpern. Daher war die Interpolation dort mit Unsicherheiten behaftet. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. .... 110
- Abbildung 26: Mittelwerte der Indexwerte der einzelnen PAHs: je höher der Wert, umso größer die Umweltbelastung durch diese. Die schraffierte Fläche orientiert sich an den Grenzen der Wasserkörper der WRRL; hier herrschen spezielle Umweltbedingungen und Daten entlang dieser Küstenlinie fehlten in den entsprechenden Wasserkörpern. Daher war die Interpolation dort mit Unsicherheiten behaftet. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. .... 111
- Abbildung 27: Mittelwerte der Indexwerte der einzelnen PCBs: je höher der Wert, umso größer die Umweltbelastung durch diese. Die schraffierte Fläche orientiert sich an den Grenzen der Wasserkörper der WRRL; hier herrschen spezielle Umweltbedingungen und Daten entlang dieser Küstenlinie fehlten in den entsprechenden Wasserkörpern. Daher war die Interpolation dort mit Unsicherheiten behaftet. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. .... 112
- Abbildung 28: Beispiel für das Unterteilen einer Belastungsebene in quadratische Polygone zur Berechnung des prozentualen Anteils in einer 1 km<sup>2</sup> großen Rasterzelle – hier am Beispiel eines Kabels in Bau. Lilane Fläche : Belastung mit entsprechendem räumlichen Puffer, graue Zellen: farblich symbolisierter Indexwert in der entsprechenden Rasterzelle, blau: Meer (dort keine Überlappung mit der Belastungsfläche). Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. 116
- Abbildung 29: Räumliche Kumulation ausgewählter physikalische Störungen, die auf den Meeresboden wirken. Der Index setzt sich aus dem beeinträchtigten Flächenanteil in einer 1 km<sup>2</sup> großen Rasterzelle sowie der Intensität in dieser. bzw. Gewichtung einer oder mehrerer Belastungen zusammen. Die Werte wurden zwischen 0 und 1 normiert. Die Darstellung des Farbverlaufes basiert auf den Werten der Standardabweichungen. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. .... 119
- Abbildung 30: Darstellung des Themas „Physikalische Störungen“ mit einer auf Minimum-und Maximumwerten basierten Farbdarstellung. Erkennbar sind hier Gebiete mit besonders hohen Werten. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. .... 120
- Abbildung 31: Räumliche Kumulation ausgewählter menschlicher Aktivitäten, die zu physischem Verlust natürlichen Habitats auf dem Meeresboden führen können. Der Indexwert wird durch den Anteil der verlorenen betroffenen Fläche in einer 1km<sup>2</sup> großen Rasterzelle einer Auswahl menschlicher Aktivitäten bestimmt. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. .... 125
- Abbildung 32: Räumliche Kumulation ausgewählter menschlicher Aktivitäten, die zu physischem Verlust natürlichen Habitats auf dem Meeresboden führen können. Der Index setzt sich aus dem beeinträchtigten Flächenanteil in einer 1km<sup>2</sup> großen Rasterzelle sowie der Intensität in

	dieser. bzw. Gewichtung einer oder mehrerer Belastungen für physikalische Störungen und den prozentualen Flächenverlusten in 1km <sup>2</sup> Rasterzellen (Physischer Verlust) zusammen. Die Werte wurden zwischen 0 und 1 normiert. Die Darstellung des Farbverlaufes basiert auf den Werten der Standartabweichungen. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. ....	127
Abbildung 33:	Räumliche Kumulation ausgewählter menschlicher Aktivitäten, die zu physischem Verlust natürlichen Habitats auf dem Meeresboden führen können. Der Index setzt sich aus dem beeinträchtigten Flächenanteil in einer 1km <sup>2</sup> großen Rasterzelle sowie der Intensität in dieser. bzw. Gewichtung einer oder mehrerer Belastungen für physikalische Störungen und den prozentualen Flächenverlusten in 1km <sup>2</sup> Rasterzellen (Physischer Verlust) zusammen. Die Werte wurden zwischen 0 und 1 normiert. Die Darstellung des Farbverlaufes basiert auf den Werten der Standartabweichungen. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. ....	128
Abbildung 34:	Räumlicher Index des Gesamtindex, der anzeigt, wo sich Belastungsschwerpunkte durch die Belastungen "Eutrophierung", „Schadstoffe“, „Physische Verluste“ und „Physikalische Störungen“ ergeben. Die Belastungsthemen flossen zu gleichen Gewichtungsanteilen in den Index ein. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.....	131
Abbildung 35:	Auf die deutsche Nordsee übertragenes Schema einer von Großbritannien angewandten Methode zur Darstellung einzelner Bewertungsergebnisse in einer Abbildung. Quelle des Originals: <a href="http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20141203170801/">http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20141203170801/</a> , <a href="http://chartingprogress.defra.gov.uk/">http://chartingprogress.defra.gov.uk/</a> ), Hintergrundkarte BSH .....	134
Abbildung 36:	Abwandlung eines Vorschlages einer EU- Arbeitsgruppe zur Darstellung von Einzelbewertungen in einer zusammenfassenden Abbildung, Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. Farbschema vorgegeben durchs UBA 2016.....	135
Abbildung 37:	Darstellung der einzelnen Bewertungsergebnisse in einem Kreisdiagramm mit konkreten Angaben, Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. Farbschema vorgegeben durchs UBA 2016 .....	135
Abbildung 38:	Alternative Darstellung der Bewertungsergebnisse in einem Kreisdiagramm basierend auf einer Darstellung von Rockström et al. 2009, Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. Farbschema vorgegeben durchs UBA 2016 .....	136

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Schematische Darstellung der zusammenfassenden Berechnungen der Wechselwirkungen von Stressoren mit einem Matrixmodell: Darstellung anhand von fiktiven Beispielen (verändert nach Weimer-Jehle 2008). In den einzelnen Zellen sind jeweils die mit Intensitäten der Stressoren bereits gewichteten Interaktionsfaktoren dargestellt. In der untersten Zeile ist die Summe der gewichteten Interaktionsfaktoren angegeben. ....	59
Tabelle 2	Zusammenfassung der interaktiven Effekte auf Miesmuscheln. Einflüsse der Stressoren der Zeilenbeschriftungen auf die Wirkung der in den Spaltenüberschriften genannten Stressoren. Der Einfluss wurde mit der Wirkung des Stressors in der Spaltenüberschrift allein verglichen (komparatives Modell. Das Pluszeichen gibt eine Zunahme des Stressors - z.B. der Konzentration - und das Minuszeichen eine Verringerung an. dunkelfuchsia: synergistische Effekte, dunkelblau: antagonistische Effekte, dunkelflieder: es wurden sowohl antagonistische als auch synergistische Effekte beobachtet oder die Interaktion ist komplex, hellgrau: es wurde kein Interaktionseffekt beobachtet, weiß: keine Informationen verfügbar, helldunkelgrau: es gibt eine Formel, die Die Bezeichnung "quantitativ" gibt an, dass die Interaktion für das Szenario quantifiziert werden konnte. ....	65
Tabelle 3:	Fiktives Beispiel zur Verdeutlichung der Datenstruktur in den Tabellen (Ausschnitt): Hier sind nur die wichtigsten Spaltenüberschriften aufgeführt. Tatsächlich ist der Datensatz umfangreicher und enthält auch Informationen zu Schnittstellen in LiACAT etc. ....	76
Tabelle 4:	Beispielhafte Darstellung der Nutzung einer Matrix zur schnellen Erfassung in besonders vielfältiger Art und Weise durch Meeresmüll betroffene Arten (Beschreibung der Effektwerte im Text) .....	87
Tabelle 5:	Beispiele für die Effekte verschiedener Arten von Meeresmüll auf Vögel .....	89
Tabelle 6:	Beispiele für die Effekte verschiedener Arten von Meeresmüll auf Fische .....	91
Tabelle 7:	Beispiele für die Effekte verschiedener Arten von Meeresmüll auf Meeressäuger .....	92
Tabelle 8:	Beispiele für die Effekte verschiedener Arten von Meeresmüll auf Mollusken und Krebse .....	93
Tabelle 9:	Beispiele für die Effekte verschiedener Arten von Meeresmüll auf Invertebraten .....	94
Tabelle 10:	Beispiele für die Effekte verschiedener Arten von Meeresmüll auf Neobiota .....	95

## Abkürzungsverzeichnis

<b>ACIM</b>	Automated Cumulative Impact Model
<b>DEB</b>	Dynamic Energy Budget Model
<b>HELCOM</b>	Kommission zum Schutz der Meeresumwelt im Ostseeraum (Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area).
<b>LiACAT</b>	Literaturanalyse- und Bewertungstool für kumulative Effekte
<b>MSRL</b>	Meeresstrategie Rahmenrichtlinie
<b>OSPAR</b>	Oslo-Paris Konvention zum Schutz der Nordsee (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic)

## Zusammenfassung

### Einleitung

Im Jahr 2008 trat die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie in Kraft, nach der die Mitgliedstaaten der Europäischen Union einen entscheidenden Beitrag zur Verbesserung der Umweltzustände der Meeresregionen in Europa leisten sollen (MSRL 2008/56/EG). Ziel ist es, dass die Meeresregionen 2020 einen guten Umweltzustand erreichen. Um dieses Ziel näher zu spezifizieren, wurden Umweltziele definiert, die bestimmte Themen abdecken. Die wesentlichen Umweltziele werden für verschiedene Themengebiete definiert. Zu den Umweltzielen gehören jeweils Indikatoren, die eine Einschätzung dazu, wann die jeweiligen Umweltziele erreicht sind, erleichtern sollen. Eine genaue Definition der Umweltziele erfolgt national, soll jedoch nach Möglichkeit auf regionaler Ebene abgestimmt sein.

Zur Umsetzung der Richtlinie müssen zudem Bewertungskonzepte zur Einschätzung des Umweltzustandes entwickelt werden, die eng mit den Umweltzielen verknüpft sind. Die Bewertungskonzepte dienen einer genaueren Einschätzung des Umweltzustandes und einer genaueren Betrachtung des Systems, während durch die reine Definition der operativen Umweltziele nur beurteilt werden kann, ob das Ziel erreicht wurde oder nicht. Zur Bewertung des Umweltzustandes soll der Ökosystemansatz angewandt werden, wie in der Richtlinie in Artikel 8 festgehalten ist. Dabei müssen auch kumulative Effekte und somit auch synergistische und antagonistische Wirkungen anthropogener Belastungen bei der Entwicklung von Bewertungskonzepten berücksichtigt werden. Unter kumulativen Effekten versteht man Effekte, die durch das Auftreten verschiedener Belastungen auf engem Raum oder durch ihr zeitliches Auftreten eine besondere Auswirkung auf die Natur haben. Dabei können sowohl Interaktionen zwischen den Belastungen und der betroffenen Ökosystemkomponente als auch Interaktionen zwischen verschiedenen Belastungen bzw. Belastungskomponenten auftreten. Dadurch können auch indirekte Effekte auf die Ökosystemstruktur entstehen.

Kumulative Effekte werden meist mit dem Fokus auf eine bestimmte Ökosystemkomponente betrachtet. Sie können jedoch auch mit dem Fokus auf eine menschliche Aktivität oder einem bestimmten Belastungsthema aus betrachtet werden: Hierbei wird betrachtet welche verschiedenen Einzelbelastungen, durch das Belastungsthema oder die menschliche Aktivität verursacht werden, wie diese Einzelbelastungen dann miteinander wechselwirken und auf welche Art und Weise sie sich auf verschiedene Ökosystemkomponenten auswirken können. Effekte von anderen, nicht zu dem Belastungsthema gehörende Einzelbelastungen werden in der Betrachtung nicht berücksichtigt.

Ziel der vorliegenden Studie war es, Bewertungskonzepte zur kumulativen Analyse weiterzuentwickeln und anhand von Praxisbeispielen zu testen, um die notwendigen Schritte zur möglichen Operationalisierung der Bewertungskonzepte in die Wege zu leiten. Dafür wurden beispielhaft Datensätze zu Miesmuscheln und Seegrasswiesen sowie Daten zu ihrer Belastungssituation verwendet. Aufgrund der Komplexität des Themas sollte das Konzept mit Informatik-Tools umgesetzt werden und das Literatur-Analyse und Bewertungswerkzeug für kumulative Effekte anthropogener Belastungen LiACAT auf dem Onlineportal myBiOSis weiterentwickelt werden.

### Methoden

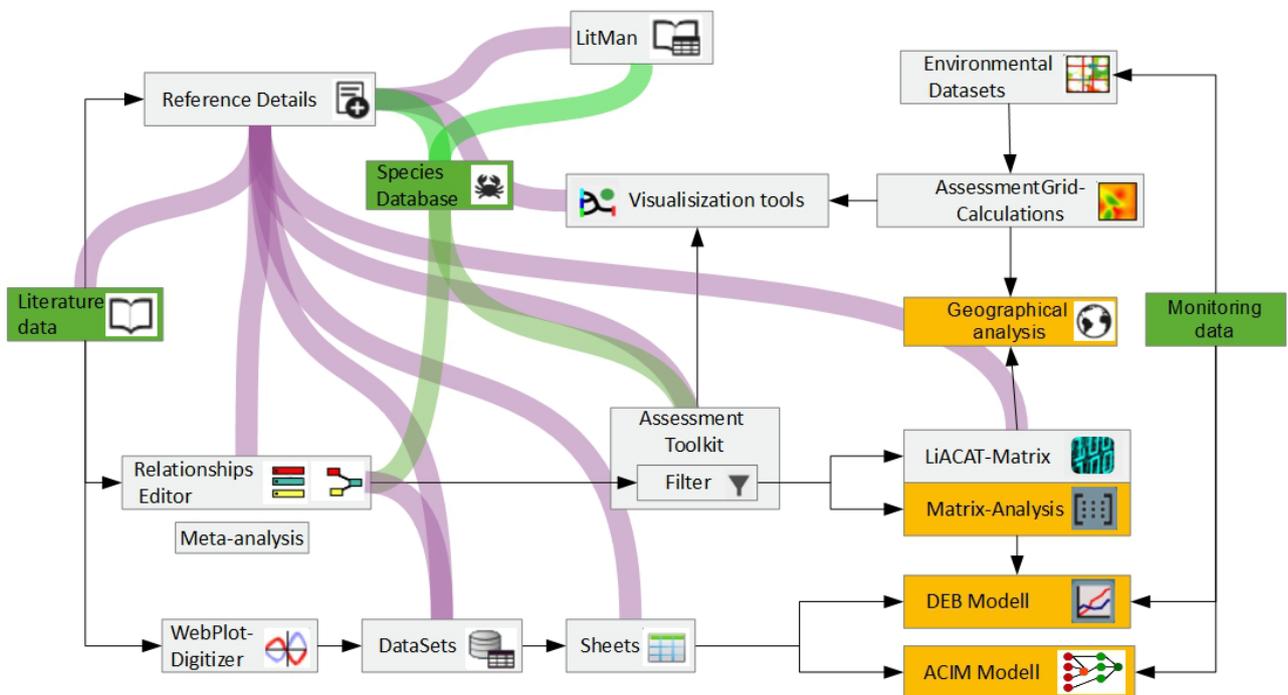
Das Literaturanalyse- und Bewertungswerkzeug für kumulative Effekte anthropogener Belastungen (LiACAT), mit dessen Entwicklung in einem Vorgängerprojekt (FKZ 371125216, Eilers et al. 2014) bereits begonnen wurde, wurde weiterentwickelt. Das Tool ist auf der Datenbank für Biodiversitätsdaten myBiOSis gehostet (<https://kladia.info/klados/>).

Es besteht aus verschiedenen Einzelmodulen, mit denen die Literatur verwaltet und organisiert und Literaturdaten visuell aufbereitet und analysiert werden, sowie aus Downloadtools, geografischen Modulen und einem Bewertungstool.

Die Literatureingabe erfolgt in einem Literatureingabefenster, in dem zunächst allgemeine Informationen zu der Veröffentlichung eingegeben werden. Spezielle Informationen zu den Beziehungen zwischen Belastungen und Ökosystemkomponenten können im sogenannten „Relationshipseditor“ eingegeben werden. Der ‚Relationshipseditor‘ ist ein besonderes Eingabemodul für Informationen, die zu einer solchen Beziehung hinzugefügt werden sollen und die über die Identifizierung der Beziehung an verschiedenen Stellen im Tool verfügbar sein sollen. In einem weiteren Modul können Daten aus Grafiken extrahiert und digitalisiert werden. Dieses Modul basiert auf dem frei verfügbaren Tool dem „WebPlotDigitizer“ (Rohatgi 2019) und wurde in LiACAT so integriert, dass es mit anderen Modulen des Tools verknüpft, ist.

Die Literaturdaten werden zum einen in einer strukturierten Form gespeichert und können grafisch anschaulich dargestellt und für verschiedene Analyse-Tools verwendet werden, die speziell für Bewertungen und Analysen kumulativer Effekte entwickelt wurden. Darüber hinaus wurden zwei Module zur geographischen Darstellung von Daten implementiert: Mit dem einem können räumlich kumulative Effekte berechnet und dargestellt werden, mit dem anderen können grundsätzliche geographische Analysen von Geodaten durchgeführt werden - beispielsweise Flächenberechnungen, die verwendet werden können, um Flächen von Gebieten mit besonders hoher Belastung zu berechnen oder um beispielsweise die Gesamtbelastung in einem bestimmten Gebiet zu berechnen. Im Folgenden werden die wichtigsten Bausteine des Gesamtkonzeptes für die Analyse kumulativer Effekte werden mit Bezug auf LiACAT kurz erläutert. Eine Übersicht zeigt Abbildung 1.

Abbildung 1: Konzeptionsübersicht bestehende aus Modulen des Analysetools LiACAT (blau), Verbindungen zu Modellen für kumulative Analysen (gelb) und Datengrundlagen (grün). Die schwarzen Pfeile stellen Datenverarbeitungs- und analysepfade dar. In Lila sind die wichtigsten internen Verknüpfungen und in Grün die wichtigsten Verknüpfungen zu einer externen Datenbank dargestellt. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.



## Literatureingabe

In einem Literatureingabefenster können einige bibliografische Daten automatisch - beispielsweise über einen EndNote-Link übernommen werden. Weitere Informationen zum Inhalt der Veröffentlichung werden manuell eingegeben. Diese Informationen und Angaben werden in einer zusammenfassenden Form (bezeichnet als "ReferenceDetails") gespeichert. Links zu den "ReferenceDetails" und die wichtigsten Informationen werden zusätzlich in einer tabellarischen Struktur, dem Literaturmanager „LitMan“ zusammengestellt. Hier erhält man eine Übersicht über sämtliche Literatur zu einem Projekt, in der man nach Schlagworten filtern kann.

In dem „RelationshipsEditor“ können Angaben zu einzelnen Beziehungen zwischen menschlichen Aktivitäten, Belastungen und Effekten auf Ökosystemkomponenten eingegeben werden. Um eine Beziehung zu imitieren, muss zunächst immer mindestens eine Quelle (z.B. eine Belastung) und ein Ziel (zum Beispiel ein Effekt) definiert. Es können aber auch beispielsweise mehrere Belastungen, die zu einem Effekt führen, eingegeben werden. Üblicherweise stellen die einzelnen Beziehungen ein Experiment dar. Der Kontext, in dem die Beziehung untersucht wurde, sowie Ergebnisse und die Rahmenbedingungen der Untersuchung werden hier als zusätzliche Infos zu den Beziehungen eingegeben. Dazu gehören u.a. Angaben zu den Umweltbedingungen, unter denen Beobachtungen gemacht wurden, experimentelle Bedingungen, Angaben zu den untersuchten Arten, ggf. das Ausmaß des Effektes sowie statistische Angaben, die später für Metaanalysen verwendet werden können. Daneben werden hier auch Informationen zu kumulativen Effekten eingetragen und es gibt ein Eingabefeld für allgemeine Notizen. Eine besondere Funktion erlaubt es außerdem zeichnerisch Informationen über die Beziehungen einzugeben. Zusätzlich werden hier auch die entsprechenden Datensätze, die die Wirkungsbeziehung beschreiben, verlinkt. Sämtliche Beziehungen können außerdem über das Modul "AssessmentToolkit" aufgerufen werden. Im „AssessmentToolkit“ werden später Daten ausgewählt, die für die kumulative Analyse(n) verwendet werden sollen.

Neben den oben beschriebenen Eingaben wird der Inhalt der Publikationen zuvor definierten Themen zugeordnet. Diese Themen orientieren sich an den Themen der MSRL sowie zusätzlichen Aspekten, die im Zusammenhang mit den Auswirkungen anthropogener Belastungen auf die Meeresumwelt eine Rolle spielen. Bei dieser Kategorisierung wird kein Freitext eingegeben, sondern es werden Häkchen bei den relevanten Themen gesetzt, die in der Literaturquelle wesentlicher Inhalt sind. Die Themen sind zur besseren Übersicht in Hauptthemen und Unterpunkte strukturiert, so dass die Themen schnell gefunden werden können. Diese Eingabe erleichtert später die Auswahl der Literatur, die für eine bestimmte Fragestellung relevant ist, so dass nur diese für das Bewertungsmodul verwendet wird.

Zur Datenextraktion von Grafiken aus der Literatur wurde das Freeware-Programm „WebPlotDigitizer“ (Rohatgi 2019) integriert und eng mit anderen Modulen von LiACAT verknüpft, so dass die mit dem Tool extrahierten Daten direkt in weitere Module eingespeist und verwendet werden können. Diese Verknüpfung ermöglichte eine Halbautomatisierung der Datenextraktion für die spätere Analyse. Die extrahierten Daten werden in einer in LiACAT implementierten Tabellenstruktur mit einer festen Datenstruktur gespeichert („DataSets“). Datensätze aus verschiedenen Quellen können in einem anderen Modul, das die gleiche tabellarische Struktur enthält, miteinander kombiniert werden („Sheets“). Darüber können die Daten dann auch als CSV-Datei heruntergeladen werden. Mit einem in Scilab geschriebenen Script können diese Daten verwendet werden, um kumulative Analysen durchzuführen (ACIM-Modell). In diesem Skript werden die Daten miteinander verknüpft und mit mathematischen Funktionen beschrieben, um zu erfassen, wie das Zusammenwirken verschiedener anthropogener Belastungen auf ein Habitat ist. Einige aus den Graphiken extrahierten Daten lassen sich außerdem als Inputdaten für ein spezielles DEB-Modell nutzen, mit dem zeitlich dynamische, kumulative Effekte auf eine bestimmte Art genauer untersucht werden können. In beide Modelle fließen auch Monitoringdaten mit ein und es können verschiedene Szenarien getestet werden.

## Kumulative Analysen und Bewertungstools

Die beiden oben genannten Modelle (ACIM-Modell und DEB-Modell) gehören zu den im Auftrage des UBA entwickelten bzw. weiterentwickelten Methoden zur Analyse kumulativer Effekte anthropogener Belastungen. Mit beiden Modellen ist es möglich, kumulative Effekte vielfältige menschliche Belastungen auf eine Ökosystemkomponente zu untersuchen. Da im Rahmen der MSRL jedoch auch kumulative Analysen mit Bezug auf die Deskriptorebene wichtig sind, wurde eine weitere Methode getestet, um sämtliche Effekte, die im Zusammenhang mit einem Belastungsdeskriptor stehen, in Bezug auf ihre kumulative Wirkung zu untersuchen. Des Weiteren wurde für eine Analyse von räumlich kumulativen Effekten zahlreicher anthropogener Belastungen auf die Meeresumwelt als Gesamtheit eine geographische Methode durchgeführt, so dass sich auf Karten darstellen ließ, wo sich anthropogene Belastungen räumlich häufen. So wurden Methoden zur Analyse kumulativer Effekte mit vier verschiedenen Fokuspunkten erarbeitet und exemplarisch getestet.

Um kumulative Effekte anthropogener Belastungen auf eine Art zu untersuchen wurde eine Kombination aus einer Matrixanalyse zur Berücksichtigung der Interaktionseffekte und einem Modell zur Simulation des Lebenszyklus eines Organismus gewählt. Diese Methode wurde am Beispiel der Miesmuschel (*Mytilus edulis*) für die kumulativen Effekte, die durch die Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Zink und Blei sowie durch Veränderungen des pH-Wertes, der Temperatur und durch Sauerstoffmangel verursacht werden können, getestet. Neben diesen Einflüssen wurde auch die Nahrungsverfügbarkeit in dem Modell berücksichtigt.

Zur Erstellung der Matrix wurden Literaturdaten zu Interaktionen zwischen diesen Belastungen recherchiert. Dabei wurden diese Daten in eine Tabelle eingetragen, in der die verschiedenen Belastungen bzw. Einflüsse auf die Miesmuschel sowohl in die Spaltenüberschriften als auch in die Zeilenbeschriftungen eingetragen werden. In den einzelnen Zellen wurde dann die Information über die Interaktion zwischen den Belastungen eingetragen, der ausdrückt, auf welche Art und Weise und wie stark die eine Belastung den Effekt der anderen Belastung beeinflusst. Dies wurde entweder durch einen Wert, eine Formel sowie durch eine Beschreibung vermerkt.

Im zweiten Schritt erfolgte eine Auswahl der Literaturdaten, die für die Fragestellung relevant waren und am besten zu den im Untersuchungsgebiet vorgefundenen Bedingungen passte. Die Werte jeder Zelle einer Spalte wurden dann summiert, so dass der „Nettoeffekt“ jeder Belastung, der die Interaktionen mit anderen Belastungen berücksichtigt, für weitere Berechnungen verwendet werden konnte. Die Methode orientierte sich an einer von Weimer-Jehle entwickelten Methode (Weimer-Jehle 2008).

Diese Werte für die „Nettoeffekte“ der einzelnen Belastungen wurden dann thematisch je nach Art der Effekte sortiert und mit der Intensität der Belastungen im Meer verrechnet. Die Intensität der Belastungen auf den Organismus wurde mit einem Modell, in dem u.a. (falls relevant) die Aufnahme des Schadstoffes und ggf. Anpassungen des Organismus sowie weitere zeitlich bedingte Einflüsse beachtet wurden, berechnet. Diese Ergebnisse flossen in ein „Dynamic Energie Budget“ (DEB)-Modell ein, in dem der Lebenszyklus der Miesmuschel simuliert wurde und die Einflüsse der Belastungen unter Berücksichtigung des zeitlichen Auftretens analysiert wurden. Als Output des Modells wurden die kumulativen Auswirkungen der Belastungskombination auf die Entwicklung, auf die Reproduktion und das Wachstum des Organismus berechnet.

Das "ACIM-Programm" wurde entwickelt, um kumulative Auswirkungen auf Habitate untersuchen zu können. Als Praxisbeispiel wurden hierfür die Auswirkungen einer Auswahl anthropogener Belastungen auf Seegraswiesen getestet. Mit dieser Methode werden zunächst Literaturdaten, die einen Effekt in Abhängigkeit von Stärke und Expositionszeit beschreiben, in LiACAT mit dem WebPlotDigitizer aus den Literaturquellen extrahiert und als Sheet gespeichert. Diese werden dann von ACIM aus aufgerufen und bilden die Grundlage für die Bildung eines Beziehungsnetzwerkes. Für die Daten jeder einzelnen Beziehung, beispielsweise zwischen einer Belastung und einer Ökosystemkomponente, wird eine

mathematische Funktion einer Auswahl typischer Funktionen ermittelt, mit der sich der Datensatz statistisch am besten beschreiben lässt. Zudem werden die Parameter für die Funktionen optimiert, so dass die charakterisierte Funktion, die Daten bestmöglich wiedergibt. Liegen Daten zu Effekten vor, die durch zwei oder mehrere Einflüsse beschrieben werden, werden sämtliche Kombinationen verschiedener mathematischer Grundfunktionen auf statistischer Basis getestet, um die zusammengesetzte Kombination zu identifizieren, die die Daten bestmöglich beschreibt. So können - bei entsprechender Datenlage - auch zeitlich dynamische Interaktionseffekte erfasst werden. Darüber hinaus wird die Relevanz der einzelnen Einflüsse auf den Effekt gewichtet. Die ermittelten Funktionen werden auf statistische Minimalanforderungen getestet und werden ggf. aussortiert. Die Modellergebnisse werden zusammen mit den aus der Literatur extrahierten Daten visualisiert.

Die auf diese Weise identifizierten Funktionen werden in einem nächsten Schritt zur Bildung eines Netzwerkes in einem additiven Verfahren miteinander kombiniert. Dieses Netzwerk besteht dann aus sämtlichen für da Habitat relevanten Einflüssen und den entsprechenden Effekten, zu denen ausreichende Literaturdaten vorhanden sind.

Für die Erfassung kumulativer Effekte, die mit einem bestimmten Belastungsdeskriptor in Zusammenhang stehen, wurde eine einfache Matrix erstellt, in der Literaturdaten zu den Auswirkungen auf verschiedene Arten und Artengruppen zusammengestellt wurden. Für einen praktischen Test wurden Daten zum Deskriptor Meeresmüll recherchiert und genutzt.

Dabei wurden zwischen verschiedenen Arten von Meeresmüll und zwischen verschiedenen Arten von Effekten unterschieden (z.B. Verstrickung oder Ingestion). Die verschiedenen Arten von Meeresmüll wurden in den Zeilenbeschriftungen und die betroffenen Ökosystemkomponenten in den Spaltenüberschriften aufgeführt. In den Zellen wurde jeweils die Art des Effektes vermerkt und dann pro Spalte berechnet wie viele unterschiedliche Arten von Effekten für die jeweilige Art/ die Artengruppe auftritt.

Für die Analyse räumlich kumulativer Effekte zahlreicher menschlicher Belastungen und Aktivitäten in einem größeren Gebiet, wurde eine Methode entwickelt, die auf Halpern et al. (2008) basiert. Eine auf Halpern et al. (2008) basierende Methode wurde auch bei HELCOM in abgewandelter Form für den Bericht zum Zustand der Ostsee (HELCOM 2018) angewendet. Für den praktischen Test im Rahmen des vorliegenden UBA-Berichtes, orientierte sich die Auswahl der Themen für die Daten an der Auswahl der Belastungen, die für den HELCOM Bericht verwendet wurden. Als Untersuchungsgebiet hier diente jedoch der deutsche Teil der Nordsee, um auch die Übertragbarkeit der Methode auf dieses Gebiet zu testen.

Grundsätzlich werden bei der Halpern-Methode Scores, die ausdrücken, wie stark unterschiedliche Belastungen auf die Ökosystemkomponenten wirken, pro Gebietseinheit (Rasterzelle) addiert, um so auf einer größeren Karte einen Überblick über die räumliche Verteilung der Belastungssituation zu geben. Dabei werden sowohl die Intensität einer bestimmten anthropogenen Belastung bzw. Aktivität als auch Verbreitungsdaten von Ökosystemkomponenten berücksichtigt.

Im Gegensatz zu der bei HELCOM angewandten Methode und der von Halpern et al. 2008 vorgestellten Methode, wurden in der hier angewendeten Methode jedoch keine Sensitivitätsscores einzelner Ökosystemkomponenten sowie deren Verteilungsmuster berücksichtigt. Für die Belastungsthemen Eutrophierung und Schadstoffe wurden stattdessen Schwellenwerte verwendet, die auch für OSPAR für das Intermediate Assessment verwendet wurden und die sich auf die Auswirkungen auf die Meeresumwelt im Allgemeinen beziehen, angewendet. Die Daten der Messstationen in Bezug auf Intensitäten von Stressoren wurden räumlich interpoliert, so dass flächige Belastungskarten entstanden und mit anderen Daten verschnitten werden konnten. Für die Schadstoffe wurden für die Interpolation neben den Schadstoffkonzentrationen auch Sedimentdaten herangezogen, da sich Schadstoffe in Abhängigkeit vom Sediment unterschiedlich stark an das Sediment binden. Für physikalische Störungen und physische Verluste wurden dagegen die prozentuale räumliche Fläche der Störung in dem jeweiligen

Raster zur Bestimmung der Belastungsintensität herangezogen. Für physikalische Störungen wurden zudem von HELCOM definierte Gewichtungsfaktoren, die die relative Stärke der verschiedenen physikalischen Störungen zueinander widerspiegeln, genutzt. Für einzelne physikalische Störungen wurden zur Bestimmung der Belastungsintensität noch weitere Daten zur Aktivität selbst hinzugezogen, wenn verfügbar. Als Endergebnis wurde eine Karte zur übergreifenden Belastungssituation, sowie Themenbezogene Belastungskarten erstellt. Aufgrund der unterschiedlichen Gegebenheiten in der Nordsee und der unterschiedlichen Datenlage mussten sowohl Anpassungen in der Methodik als auch in der Auswahl der Daten vorgenommen werden.

### **Assessment-Tool**

Vom Assessment Toolkit in LiACAT aus kann auf verschiedene Visualisierungstools sowie auf Analysetools zugegriffen werden. Ein wichtiger Teil des Moduls ist der Filter, über den bestimmte Themen, einzelne Elemente und Beziehungen, aber auch Arten sowie der zeitliche und geographische Rahmen ausgewählt werden können, auf denen die Analyse beruhen soll. Auf diese Weise ist auch eine große Menge an Literatur handhabbar. Als direkt integrierte Analysewerkzeuge sind im Assessment-Tool Visualisierungstools, das ACIM-Programm und eine Matrixanalyse für die Analyse von Interaktionseffekten integriert. Daneben sind hierüber auch Zugriffe für die Berechnung einer weiteren, speziellen Bewertungsmatrix basierend auf Toleranzwerten, sowie für die Integration des kumulativen DEB-Modells zur kumulativen Analyse anthropogener Belastungen auf eine Art angelegt.

Über das Assessment-Tool könnten auch weitere Analyseprogramme für kumulative Effekte integriert werden. Die Visualisierungstools umfassen einerseits Darstellungsmöglichkeiten von Literaturdaten in Form von Übersichtsdiagrammen, aus denen das Beziehungsnetzwerk verschiedener Einflüsse und Effekten dargestellt wird und gleichzeitig ersichtlich wird, wie viele Literaturdaten es zu einer bestimmten Beziehung gibt. Des Weiteren ist hier ein Link zu dem geografischen Modul "MapExplorer" gesetzt, über den räumlichen Daten dargestellt werden können. Der MapExplorer wird zudem auch verwendet, um die räumliche Verteilung eines kumulativen Indexes berechnen und darstellen zu können.

### **Berechnung eines kumulativen Indexwertes mit einer Matrix-Analyse über das Assessment-Tool in LiACAT**

Diese Matrix-Analyse dient der Einschätzung der kumulativen Interaktionseffekte für eine Ökosystemkomponente. Nach einer Auswahl der Themen, die in die Analyse mit aufgenommen werden sollen, wird die Struktur der Matrix im Assessment-Tool automatisch aus den einzelnen Elementen der Beziehungen, die zu diesen Themen gehören erstellt. In der Matrix sind außerdem Informationen abrufbar, die zuvor im Relationships-Editor eingegeben wurden. Klickt man nun in die einzelnen Zellen, werden Literaturdaten und entsprechende Quellen angegeben. Über die Eingaben der Intensitäten der Einflussvariablen, den Toleranz und -Optimum Werten in Bezug auf die Ökosystemkomponente(n) und dem Interaktionsfaktor zwischen den beiden Einflussvariablen auf die Ökosystemkomponente(n) wird ein Wert für einen normalisierten, nach Intensität gewichteter Interaktionswert berechnet. Angaben zur Intensität der Einflussvariablen können beispielsweise aus Monitoring-Daten stammen, Mittelwerte eines bestimmten Gebietes darstellen oder zu testende Szenarien repräsentieren. Die gewichteten Interaktionsfaktoren stellen jeweils dar wie stark der relative Einfluss eines Stressors (oder Elementes) auf den Effekt eines anderen Stressors (Elementes) ist.

Die einzelnen gewichteten Interaktionswerte werden zunächst pro Stressor (oder Element) aufaddiert. Diese einzelnen entsprechenden Teilergebnisse werden schließlich für die Berechnung eines kumulativen Gesamtindexsummiert. Dieser kumulative Gesamtindexwert sagt für ein bestimmtes Belastungsszenario (in Abhängigkeit der Intensitäten der Stressoren) aus, ob die kumulative Wirkung einer Kombination verschiedener Einflussfaktoren und Stressoren eher zu einer Verstärkung (synergistischer Effekt) oder zu einer Verringerung des Effektes (antagonistischer Effekt) führt.

In einem erweiterten GIS-Matrixmodul können statt manueller Eingaben zu Intensitäten, räumliche Geodaten z.B. aus Monitoringprogrammen genutzt werden. Sind diese Daten bereits in LiACAT gespeichert, wird hier zunächst ausgewählt aus welchem Zeitraum die mit Koordinaten versehenen Daten stammen sollen, welches Untersuchungsgebiet, welche Rasterzellengröße, welche Interpolationsmethode für die räumliche Darstellung und welches kumulative Modell verwendet werden soll. Als Ergebnis wird dann eine Karte angezeigt, auf der zu sehen ist, wo in einem bestimmten Gebiet durch die Kombination der auftretenden Belastungen und der Zusammensetzung ihrer Intensitäten die kumulativen Effekten in besonderem Maße synergistisch wirken und wo aufgrund der kombinatorischen Wirkung diese Effekte eher geringer sind. Dieses Ergebnis sollte immer im Zusammenhang mit Einzelbewertungen der Belastungen und den Bewertungen der Ökosystemkomponenten interpretiert werden, da der kumulative Gesamtindex in dieser Form nur eine Zusatzinformation liefert und keine umfassende Bewertung darstellt. Das Ergebnis kann auch als ergänzende Information zu auf Halpern et al. (2008) basierenden Methoden verwendet werden, da bei diesen Methoden Interaktionseffekte nicht berücksichtigt werden.

### Visualisierungstools

Analyseergebnisse und Monitoring-Daten können mit dem Modul "MapExplorer" in einer Karte dargestellt werden. In dem Modul können auch einige räumliche Analysen wie beispielsweise Flächenberechnungen und Abmessungen durchgeführt und einfache statistische Größen berechnet werden. Außerdem lassen sich die Messstationen darstellen, so dass ein Eindruck von der Unsicherheit der Interpolationsergebnisse gewonnen werden kann.

Auch Literaturdaten können visuell aufbereitet dargestellt werden: Aus den einzelnen Informationen zu den Beziehungen lassen sich in einem Visualisierungsmodul Netzwerke von Beziehungen eines Szenarios in sogenannten „Sankey“-Diagrammen erstellen und darstellen. Dabei wird die Ursache-Wirkungskette, die auf den Angaben in dem „RelationshipsEditor“ gemacht wurden, berücksichtigt.

Der User kann zwischen einer einfachen Visualisierungsform wählen, in der alle Beziehungen dargestellt werden und einer Darstellungsform, in der einzelne Elemente des Beziehungsnetzwerkes zu Themengruppen zusammengefasst werden wählen. Auch bei der zweiten Möglichkeit sind jedoch alle Einzelinformationen abrufbar und man kann mit einer Zoom-In Funktion in einzelne Themen hineinzoomen und so auf ein höheres Level an Detail zugreifen.

### Allgemeines zu LiACAT

LiACAT ist über eine Datenbank für Biodiversitätsdaten, mybiOSis (<https://kladia.info/docs/index.php>), zugänglich, erhielt jedoch eine eigene Domäne. Unter dieser Domäne kann man sich speziell für LiACAT anmelden und der Bereich erhielt zudem ein eigenes Layout. Die Architektur des Tools wurde so gestaltet, dass die Benutzerverwaltung einerseits ein Teilen von Daten zwischen Projektteilnehmern möglich ist, es andererseits jedoch auch Daten gibt, die nur für den individuellen Benutzer zugänglich sind. Bestimmte Analyseergebnisse sind beispielsweise prinzipiell nur für den jeweiligen Benutzer sichtbar.

In das Tool wurden mehrere Freeware-Programme integriert, die teilweise eng mit eigenen Elementen verknüpft sind: Zur mathematischen Modellierung und für Berechnungen wurden die Freeware-Programme „Sagemath“ (<http://www.sagemath.org/>) und Octave (<https://www.gnu.org/software/octave/>) integriert. Auch die Eingabe eines R-Codes, einer Programmiersprache (<https://www.r-project.org/>) ist über die Seite möglich, so dass damit geschriebene Skripte später mit den Bewertungstools verbunden und z.B. als Analyse- und Bewertungsmodule genutzt werden können. Auch die Einbettung von Programmen, die mit Scilab geschrieben werden, ist möglich, wie durch die Integration des ACIM-Moduls gezeigt werden konnte. Somit können neu entwickelte Programme verschiedener Programmiersprachen in LiACAT integriert werden und der modulare Aufbau ermöglicht so eine Anpassung an aktuelle Weiterentwicklungen der Methoden zur kumulativen Bewertung anthropogener Belastungen.

## Ergebnisse der Analyse kumulativer Effekte auf Miesmuscheln

Die Literaturrecherche zeigte, dass die Datenlage für kumulative Effekte anthropogener Belastungen auf Miesmuscheln im Vergleich zu anderen Arten gut war. Trotzdem konnten nicht zu sämtlichen Interaktionen geeignete Daten gefunden werden, die in das DEB-Modell eingespeist werden konnten. Das DEB-Modell reagierte empfindlich auf realistische Veränderungen durch Stressoren und Umweltbedingungen. Daher ist es grundsätzlich geeignet, um das Ausmaß an kumulativen Effekten einzuschätzen. Auswirkungen auf Entwicklung, Reproduktion und auf das Wachstum konnten quantifiziert werden. Für einen praktischen Test des Modells wurden Daten einer Station bei Norderney getestet und mit einem Szenario verglichen, in dem die Temperaturwerte, die sich negativ auf Miesmuscheln auswirken könnten, gestrichen wurden und in der keine Schwermetallbelastung im Wasser vorhanden war und in dem es keine negativen Effekte durch niedrige pH-Werte oder durch Sauerstoffmangel gab. Außerdem wurde getestet, ob es für das Modellergebnis eine Rolle spielt, ob kumulativer Interaktionen zwischen den Belastungen berücksichtigt werden oder ob das Ergebnis nahezu identisch mit einem Modell ist, in dem die einzelnen Belastungen einfach summiert werden.

Der methodische Vergleich zeigte, dass es einen Unterschied macht, ob kumulative Interaktionseffekte zwischen Stressoren im Modell berücksichtigt werden: In dem getesteten Szenario wurde ein stärkerer Effekt anthropogener Belastungen simuliert, wenn die kumulativen Effekte berücksichtigt wurden. Wenn die Effekte der einzelnen Stressoren nur aufaddiert wurden, wurde eine geringere Auswirkung auf die Miesmuschel simuliert.

Den Ergebnissen des kumulativen Modells zufolge sollte die Schwerkmetallkonzentration zusammen mit pH-Wert und Temperaturschwankungen in dem untersuchten Zeitraum einen ungünstigen Einfluss auf die Entwicklung des Organismus insbesondere in den ersten Monaten gehabt haben, was eine verspätete Reproduktionsfähigkeit und eine geringere Anzahl von Gameten zur Folge gehabt haben sollte. Die getestete Belastungssituation hatte dem Modell nach auch Auswirkungen auf das Wachstum der Miesmuscheln.

Da Daten zur Entwicklung der Muscheln im Freiland nur sehr aufwändig zu erfassen sind, könnte das Modell eine Wissenslücke, insbesondere für Auswirkungen auf die Reproduktion, füllen.

Vergleiche der Modellergebnisse mit Literaturdaten zu Wachstumskurven unter ähnlichen Bedingungen zeigten, dass die Ergebnisse grundsätzlich realistisch sind. Durch Untersuchungen von Miesmuscheln und Umweltdaten in dem Untersuchungsgebiet sowie mit einem experimentellen Aufbau könnten die Ergebnisse jedoch noch detaillierter überprüft werden und ggf. einige Modellparameter nochmals angeglichen werden, um das Modell zu verbessern.

Grundsätzlich werde für eine kumulative Analyse mehr Daten benötigt: Die zeitliche Modellierung einiger Monitoring-Daten basierte teilweise nur auf wenigen Daten pro Jahr, so dass diese mit einer größeren Unsicherheit einherging. Dieses Problem betraf vor allem die Schwermetallkonzentrationen. Gerade der pH-Wert kann zudem nahe der Küste in der Nordsee sehr variabel sein, daher ist auch die Modellierung dieser Daten mit Unsicherheiten behaftet. Auch die experimentell erhobenen Daten aus wissenschaftlicher Literatur sind lückenhaft. So konnte nicht zu jeder theoretisch möglichen Interaktion eine Angabe gefunden werden, ob eine Interaktion stattfindet oder nicht.

Die recherchierten Informationen zu Interaktionen zwischen verschiedenen Belastungskomponenten konnten in einer Matrix erfasst werden und in das Modell konnten sowohl entsprechende Werte als auch Formeln eingebaut werden, um diese Effekte abzubilden. Diese kann bei neuem Erkenntnisgewinn aktualisiert werden und die Ergebnisse neu berechnet werden. Zur Darstellung der bekannten kumulativen Effekte wurde ein Sankey-Diagramm mit LiACAT erstellt. Diese beinhalteten auch qualitative Informationen.

## **Ergebnisse der Analyse kumulativer Effekte auf Seegraswiesen**

Zum Thema Seegraswiesen wurde insbesondere Literatur zu den Einflüssen von Eutrophierung und zu Effekten veränderter Fließgeschwindigkeit gefunden. Aber auch Einflüsse von Herbiziden, von Lichtmangel, Sauerstoffgehalt, Kupferkonzentration und pH-Wert konnten verarbeitet werden. Auch Daten zu Effekten, die durch mehrere Belastungskomponenten verursacht wurden, waren verfügbar. Datenlücken waren vor allem in Bezug auf experimentelle Beobachtungen unter vielen verschiedenen Expositionszeiten und verschiedenen Intensitäten vorhanden. Daher wurden einige Beziehungen zu denen Daten gefunden wurden, aufgrund von zuvor bestimmten statistischen Kriterien vom Programm aussortiert.

Aus den anderen aus der Literatur extrahierten Datensätzen konnte ein Netzwerk aus Beziehungen aufgebaut werden, so dass Monitoring-Daten eingegeben und bestimmte Größen, die den Einfluss der Belastungen auf Seegraswiesen ausdrückten, berechnet werden konnten. Das Modell reagierte auf unterschiedliche Eingabewerte. Neben den Einflüssen durch anthropogene Belastungen können mit diesem Modell aber auch sehr gut Einflüsse anderer Arten sowie Auswirkungen auf diese berücksichtigt werden, was bei der Analyse von Habitaten ein wichtiger Aspekt ist.

Eutrophierung hatte den Modellergebnissen zufolge einen sehr starken Effekt auf das Wachstum von Seegraswiesen; insbesondere durch die indirekten Auswirkungen über andere Arten, die weitere Umweltbedingungen veränderten.

Mit dem Programm konnten sowohl zeitliche Verläufe als auch unterschiedliche Stressintensitäten getestet werden. In einem direkten Vergleich zwischen einem Modelldurchlauf, bei dem Modelle für die Beziehungen mit verschiedenen Einflussfaktoren erlaubt wurden und einem, bei dem nur Modelle mit einem einzelnen Einflussfaktor zugelassen wurden, zeigte sich, dass beide Varianten unterschiedliche starke Verläufe der Auswirkungen auf Seegraswiesen vorhersagten. Aus diesen Ergebnissen ließ sich jedoch nicht ableiten, ob unter der Berücksichtigung kumulativer Effekte stärkere Auswirkungen auf das Habitat Seegraswiesen zu erwarten wären. Vielmehr unterschied sich das Ergebnis je nachdem welche Auswirkung betrachtet wurde. Darüber hinaus wurde je nach Expositionszeit und Intensitäten der Stressoren ein stärkerer Effekt in dem einen oder anderen Modelltyp simuliert. Ein Vergleich der Mittelwerte beider Methoden zeigte keinen signifikanten Unterschied in der Genauigkeit der einzelnen Modelle. Jedoch konnte unter Einbeziehung der Datensätze mit verschiedenen Einflussfaktoren mehr Datensätze in das Netzwerk einfließen und so konnten insgesamt mehr Einflussfaktoren in dem kumulativen Modell berücksichtigt werden.

In LiACAT konnten die Literaturdaten zu Effekten anthropogener Belastungen auf Seegraswiesen mit zwei verschiedenen Visualisierungstools dargestellt werden. Für die Menge an Literatur, die recherchiert wurde, erwies sich das Sankey-Diagramm, bei dem Gruppierungen erfolgen können und bei dem eine Zoom-In Funktion integriert ist als geeigneter als die einfache Form des Sankey Diagramms. Bei einer Darstellung der wichtigsten Aspekte war auch das nicht-gruppierte Sankeydiagramm ausreichend.

## **Ergebnisse zum Thema Meeresmüll**

Zum Thema Meeresmüll wurde ebenfalls eine Literaturrecherche durchgeführt. Es zeigte sich jedoch, dass es wenig Daten zur Quantifizierung der Effekte gibt, die für eine kumulative Analyse verwendet werden konnten. Daher wurde eine sehr vereinfachte halbquantitative Matrix-Methode gewählt. Die meisten Daten zu den Auswirkungen von Meeresmüll wurden über Vögel und Meeressäuger gefunden. Aber auch zu den Auswirkungen auf Fische, Muscheln, Schnecken, Polychaeten, Krebse, Seescheiden, Schwämme und Neobiota gibt es Literaturangaben. Während einige Artengruppen durch viele verschiedene Arten von Effekten und durch verschiedene Arten von Meeresmüll betroffen sind, werden andere Artengruppen nur durch bestimmte Arten von Meeresmüll beeinträchtigt. Meeressäuger kön-

nen sich beispielsweise sowohl in großen verlorenen Fischernetzen verfangen, Mesomüll verschlucken, sich an scharfkantigem Müll verletzen und feinste Plastikpartikel über das Nahrungsnetz aufnehmen, während Muscheln hauptsächlich von der Ingestion feinsten Müllpartikel betroffen sind.

Eine quantitative Aussage über die unterschiedliche Betroffenheit der einzelnen Artengruppen durch Meeressmüll ließ sich jedoch aus den Ergebnissen nicht ableiten, da die Literaturdaten noch zu lückenhaft sind. Die Auswirkungen von Meeressmüll sind für viele Arten noch nicht untersucht und quantifiziert worden und somit ließ sich nicht einschätzen, ob eine Art von einer Sorte Meeressmüll nicht betroffen ist oder ob es bislang keine Daten dazu gibt.

### **Ergebnisse der geographische Analyse anthropogener Belastungen**

Durch die Erstellung der Karten konnten Gebiete lokalisiert werden, in denen sich Belastungen räumlich häufen und in denen die Stärke der Belastungen besonders hoch ist. Das Ergebnis der räumlichen Analyse zeigte, dass die Belastung durch menschliche Aktivitäten an den Küstengebiete, beispielsweise am Jadebusen und vor allem an den Ästuaren an der Ems, der Weser und der Elbe besonders hoch ist. Auch im nordwestlichen Teil der AWZ konnte ein stärkeres Belastungsgebiet identifiziert werden. Die themenbezogenen Karten geben näheren Aufschluss darüber, durch welche Arten von Belastungen diese Gebiete besonders geprägt sind.

### **Ergebnisse der Gesamtdarstellung**

Zur Gesamtdarstellung der einzelnen themenspezifischen Bewertungsergebnisse für die MSRL wurden verschiedene Darstellungsmöglichkeiten in Zusammenarbeit mit dem UBA umgesetzt und bei einem nationalen Bewertungsworkshop zur MSRL in Berlin vorgestellt und diskutiert. Es stellte sich eine Präferenz für Kreisdiagramme mit symbolischer farblicher Kennzeichnung ab.

### **Diskussion des Literaturanalyse und Bewertungswerkzeugs LiACAT**

Mit dem LiACAT-Tool konnten Zusammenhänge zwischen Belastungen und Ökosystemkomponenten in visuell ansprechender Form dargestellt werden und die Literaturdaten systematisch und leicht abrufbar organisiert werden, was eine starke Erleichterung in der Nutzung von wissenschaftlichen Literaturdaten bedeutet. Der modulare Aufbau bildet eine Möglichkeit, eine Brücke zwischen wissenschaftlichen Erkenntnissen, juristischen Anforderungen, Monitoring und Kommunikation der Ergebnisse von kumulativen Analysen zu bilden. Daneben wird eine hohe Transparenz gewährleistet. Die Dateneingabe erfordert zunächst einen hohen Arbeitsaufwand. Da auf die bereits eingegebenen Daten immer wieder zugegriffen werden kann, müssen die Daten später jedoch nur noch regelmäßig aktualisiert werden und dieser Aufwand wird sich entsprechend verringern.

Mit dem geografischen Tool von LiACAT können Belastungskarten dargestellt und räumliche Daten analysiert werden. Darüber hinaus wurde ein mathematisches Modell zur Analyse kumulativer Effekte auf Habitate sowie eine Matrixanalyse auf Basis zuvor angegebener Literaturdaten integriert. LiACAT bildet so eine Hilfestellung zur Strukturierung und Analyse von Literaturdaten zum Thema kumulative Effekte. In einem nächsten Schritt könnten weitere Analysetools in LiACAT integriert werden und direkte Links zwischen den Literaturdaten und den Analysetools geschaffen werden, so dass diese nicht mehr runter- und wieder hochgeladen werden müssen. Darüber hinaus könnten Schnittstellen zu vorhandenen Datenbanken zur räumlichen Verteilung anthropogener Belastungen und menschlicher Aktivitäten geschaffen werden.

### **Diskussion von Matrix- und DEB-Modell Methode (Miesmuschelbeispiel)**

Zu dem gewählten Organismus selbst war die Datenlage sehr gut und die Modellergebnisse konnten mit Literaturdaten aus nahen Untersuchungsgebieten verglichen werden. Ein Problem stellten jedoch teilweise die wenigen Messungen pro Jahr für Schadstoffe und Umweltparameter dar. Die Daten wurden über die Zeit interpoliert, damit sie für das Modell verwendet werden konnten. Die Interpolation

war jedoch aufgrund der geringen Datenlage mit starken Unsicherheiten verbunden. Häufigere Messungen pro Jahr würden das Modell erheblich verbessern. Prinzipiell eignet sich das DEB-Modell jedoch sehr gut, um zeitlich variable Messgrößen nutzbar zu machen und somit auch zeitlich kumulative Effekte zu analysieren. Tritt beispielsweise eine starke Verzögerung der Entwicklung und somit des Eintretens der Reproduktionsfähigkeit durch eine Belastungssituation auf, können diese beispielsweise mit weiteren zeitlichen Verzögerungen aufgrund der saisonalen Änderung der Temperatur einhergehen. Diese Art von Effekten können in den Ergebnissen des DEB-Modells sehr gut abgelesen werden.

Das Modell reagierte grundsätzlich auf realistische Veränderungen der Belastungssituation. Die dem Modell zugrundeliegenden Daten für Schwellenwerte für die Sensibilität der Art zu den Stressoren entstammen jedoch teilweise nur wenigen Literaturdaten, was bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen ist. Einige Schwellenwerte müssen daher ggf. in Kürze aktualisiert werden, sobald neue Erkenntnisse zur Verfügung stehen. Eine weitere Unsicherheit besteht in der Analyse kumulativer Effekten zwischen den Stressoren. Hier fehlen Daten zu theoretisch möglichen Interaktionen. Somit sollte bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden, dass die Analyse auf dem aktuellen Stand der Wissenschaft durchgeführt wurde und noch nicht alle möglichen Interaktionen bekannt sind bzw. quantifiziert werden können.

Mit dem Modell werden Daten generiert, die im Freiland nur mit einem hohen Aufwand aufgenommen werden können - beispielsweise Daten zur Anzahl der Gameten eines Individuums.

Grundsätzlich ähneln die Modellergebnisse des Kontroll Szenarios in Bezug auf das Wachstum und die produzierte Anzahl an Gameten Daten aus der Literatur, die unter ähnlichen Bedingungen gemessen wurden. Zur Validierung der Modellergebnisse wäre es jedoch wichtig, in einem Projekt experimentelle Daten im Freiland und Labor zu erheben und diese sowohl mit den Modellergebnissen des Kontroll Szenarios als auch mit Ergebnissen des Belastungsszenarios zu vergleichen.

Das Modell lässt sich am besten zur Modellierung von kumulativen Effekten verwenden, bei denen physiologische Vorgänge eine wichtige Rolle spielen. Andere Effekte, wie beispielsweise Fischerei, die direkte Mortalität verursachen können, müsste man eher auf Populationsebene anstatt auf Ebene eines Kohortes analysieren. Die Effekte, die mit dem DEB-Modell analysiert werden, beschränken sich auf ein festgelegtes Set. Somit lassen sich nicht alle Arten von möglichen Effekten damit berechnen. Die Ausgabe-Daten des DEB-Modells spiegeln jedoch sehr wichtige Größen, wie beispielsweise das Wachstum des Organismus - wider, und können vielfältig verwendet werden. Beispielsweise können die Ausgabedaten in Bezug auf das Wachstum und die Reproduktion für die Erstellung von Populationsmodellen genutzt werden. Darüber hinaus lassen sich die Ergebnisse von DEB-Modellen unterschiedlicher Arten oder Ergebnisse unterschiedlicher Standorte miteinander vergleichen, da die generelle Struktur des Modells sehr einheitlich ist.

### **Diskussion des ACIM (Programm zur automatisierten Modellierung kumulativer Auswirkungen)**

Das entwickelte Modell ACIM ist im Vergleich zum DEB-Modell flexibler in Bezug auf die Auswahl der anthropogenen Belastungen und anderer Einflüsse sowie auf die Effekte, die betrachtet werden sollen. Dies liegt darin begründet, dass die Struktur des Beziehungsnetzwerkes zwischen Belastungen und Effekten erst auf Grundlage der ausgewählten Daten geschaffen wird. Da die Erstellung des Netzwerkes automatisch erfolgt, ist das Setzen angemessener Kriterien für die Auswahl der besten Modelle wichtig für das adäquate Funktionieren des Modells. Bei der derzeitigen Datenlage zu Interaktionen sind häufig Kompromisse zwischen einem aus statistischer Sicht vertretbarem Ergebnis und der Berücksichtigung möglichst vieler Daten, damit wesentliche Inhaltliche Aspekte nicht außer Acht gelassen werden, notwendig. Diese Aspekte müssen sorgfältig abgewogen werden. Mit zunehmender Datenverfügbarkeit ist dieses Modell einfacher anzuwenden. Probleme durch geringe Datenverfügbarkeit

traten vor allem bei der Auswirkung der Expositionszeit auf. Die Datenlage zu kumulativen Effekten zwischen Stressoren im Allgemeinen hat sich in den letzten Jahren jedoch wesentlich verbessert. Das Schaffen einer Struktur zur Analyse der Daten kann zudem aufzeigen, welche Art von Daten benötigt werden, um kumulative Effekte besser einschätzen und verstehen zu können.

Prinzipiell bietet das Program eine gute Möglichkeit auch Effekte auf die Ökosystemstruktur einzuschätzen, bislang gibt es jedoch zu diesen Effekten leider jedoch wenige Literaturdaten. Einige Effekte auf die Biodiversität und auf Verschiebungen der Abundanz bestimmter Artengruppen konnten trotzdem exemplarisch eingebaut werden. Zum Thema Seegraswiesen waren als Ergebnisausgaben Einschätzungen zur Biomasse und Dichte gut geeignet, da hierzu viele verschiedene Einflüsse getestet wurden. Diese Ergebnisse könnten zum Abgleich mit Umweltzielen als Ergänzung zu anderen Bewertungen zum Zustand von Seegraswiesen herangezogen werden.

Die Ergebnisse des Modelldurchlaufs unter der Berücksichtigung von kumulativen Effekten unterschied sich von den Ergebnissen, die bei reiner Betrachtung von Einzelbeziehungen berechnet wurden. Jedoch können hieraus keine klaren inhaltlichen Schlüsse daraus gezogen werden, da dieses Ergebnis hauptsächlich dadurch erklärbar ist, dass in dem kumulativen Modell mehr Datensätze verfügbar gemacht werden konnten. Somit unterschied sich die Datengrundlage in einem bestimmten Prozessschritt. Zur Evaluierung der Fragestellung der Relevanz kumulativer Effekte in Seegraswiesen müssten multifaktorielle Experimente mit ausreichend Datenpunkten konzipiert und durchgeführt werden und anschließend mit dem Modell getestet werden.

### **Diskussion der Ergebnisse zum Thema Meeressmüll**

Die Literaturrecherche für eine kumulative Analyse für Belastungsdekriptoren zeigte, dass komplexere Analysen zu kumulativen Effekten mit den verfügbaren Daten derzeit noch nicht möglich sind. Daher musste eine sehr stark vereinfachte Methode gewählt werden, um einschätzen zu können, von wie vielen verschiedenen Arten von Meeressmüll die verschiedenen Arten und Artengruppen und von wie vielen vielfältigen Effekten diese betroffen sind.

Jedoch zeigten sich auch hier große Datenlücken, so dass das Ergebnis, was in der Matrix dargestellt wird als Überblick über die Literatur und nicht als Ergebnis einer kumulativen Bewertung betrachtet werden sollte. Für einen klaren Vergleich zwischen der Betroffenheit verschiedener Arten und Artengruppen in Bezug auf das Thema Meeressmüll waren zum Zeitpunkt der Analyse zu wenige Literaturdaten vorhanden. Auch zum jetzigen Zeitpunkt schätzen wir eine solche Beurteilung als noch nicht belastbar ein, da noch immer viele Daten fehlen und die Datenlage sehr ungleich zwischen verschiedenen Artengruppen verteilt ist.

Der praktische Test der Methode zeigte ferner, dass die Art der Kategorisierung des Meeressmülls einen entscheidenden Einfluss auf das Ergebnis hat. Zum Zeitpunkt der Analyse gab es noch keine offizielle einheitliche Kategorisierung von Meeressmüll und in Publikationen wurden unterschiedliche Gruppen zur Einordnung des Meeressmülls vorgeschlagen. Mittlerweile gibt es zwar eine abgestimmte OSPAR-Liste mit Kategorien, allerdings ist diese nicht praktikabel für die kumulative Analyse, da sie aus zu vielen Kategorien besteht und in der wissenschaftlichen Literatur häufig nicht so detailliert zwischen verschiedenen Müllteilen unterschieden wird.

Die getestete Methode berücksichtigt weder die Mengen von Müll, da diese sehr variabel und durch Winde und Strömungen beeinflusst sind, noch die Intensitäten der Effekte. Insgesamt lässt sich aus den Ergebnissen die Schlussfolgerung ziehen, dass die Matrix einen groben Überblick über beobachtete Effekte bieten kann, kumulative Effekte aufgrund der schlechten Datenlage aber noch nicht quantifiziert werden können.

## **Diskussion der Ergebnisse der geographischen Analyse**

Durch den Belastungsindex für die Nordsee konnten Gebiete identifiziert werden, in denen sich anthropogene Belastungen räumlich häufen. Die Themen-bezogenen Karten konnten zur Erklärung herangezogen werden. Methodische Schwierigkeiten ergaben sich durch einige Datensätze, für die nur ungenaue Polygondaten zur Verfügung standen, die aufzeigten in welchem größeren Gebiet menschliche Aktivitäten stattfanden, obwohl die Aktivitäten lokal sehr begrenzt auftraten. Folglich zeigen einige Gebiete ein erhöhtes *Risiko eines Auftretens* in Bezug auf diese Belastung und nicht die *tatsächliche* Belastung selbst an.

Weitere Unsicherheiten in der Datenlage existieren in Bezug auf verschiedene Phasen von Vorhaben (in Bau, in Betrieb), die nicht gesichert ermittelt werden konnten und zu Unsicherheiten im Ergebnis führten, da häufig die Bauphase eine stärkere Auswirkung auf die Umwelt hat.

Auch die räumliche Interpolation der Schadstoffkonzentrationen und der Eutrophierungsparameter kann fehlerhaft sein, da die Messstationen teilweise weit auseinanderliegen. Trotz dieser Einschränkungen ergab sich jedoch durch die Erstellung der Karten eine aussagekräftige Erkenntnis über räumliche Belastungsschwerpunkte in der deutschen Nordsee. Die Methode ist transparent und da sie nicht auf Basis von Experteneinschätzungen beruht, könnte sie auf Basis der Themenspezifischen Karten vor der Normierung auch angewendet werden, um Vergleiche zwischen verschiedenen Jahren zu ziehen.

Eine direkte Vergleichbarkeit des Indexes mit dem „Baltic Sea Impact Index“ der Ostsee ist nicht gegeben, da keine Sensitivitäts-Scores verwendet wurden. Am ehesten vergleichbar ist der Index mit dem BSPI, dem „Baltic Sea Pressure Index“, da auch dieser sich die Belastungen abbildet und in diesem ebenfalls keine räumlich differenzierten Verbreitungsdaten und Sensitivitätsindices einfließen. In weiteren Schritten kann der Belastungsindex für die Nordsee stärker an existierende Indices angepasst werden. Dazu wäre jedoch die Erhebung zusätzlicher Daten zur Bestimmung der Sensitivitäts-Scores, beispielsweise auf Basis einer ausführlichen Literaturrecherche erforderlich.

## Summary

### Introduction

In 2008 the Marine Strategy Framework Directive entered law. This Directive demands that the member states of the European Union contribute substantially to an improvement of the environmental status of the marine regions in Europe (MSRL 2008/56/EG). The overall aim is to reach a good environmental status by 2020 in all European marine regions. This aim was specified by the definition of environmental targets covering different topics. Further, indicators have been defined and assigned to the environmental targets. These should help to evaluate when the environmental targets are reached. The environmental targets are specified nationally. However, they should be reconciled on a regional level as far as possible.

For the implementation of the directive and the assessment of the environmental status concepts need to be developed, which are closely linked to the environmental targets. The assessment concepts serve for a more precise estimation of the environmental status and for a more precise inspection of the system, while the operative environmental targets only serve for the evaluation if an environmental target was met or not. For the assessment of the environmental status the ecosystem approach should be applied as stated in Article 8 of the Marine Strategy Framework Directive. Thus, during the development of assessment concepts cumulative effects synergistic and antagonistic effects of anthropogenic pressures need to be considered. Cumulative effects can occur due to spatial crowding or because of the temporal pattern of the occurrence of many anthropogenic pressures (e.g. simultaneous occurrence or occurrence of high pressures in short time intervals). Cumulative interactions can arise between anthropogenic pressures and the affected ecosystem component as well as between the pressures or their pressure components themselves. Therefore, cumulative effects can also result in indirect effects on the ecosystem structure. Cumulative effects are mostly viewed with a focus on an ecosystem component. However, they can also be viewed with a focus on a human activity or on a certain pressure topic: Here, it is analyzed which single pressures are caused by the pressure topic or the human activity of interest, how these single pressures interact with each other and in which way they affect different ecosystem components. Effects of other pressures, which do not belong to the pressure topic are not considered in this perspective.

The aim of the present study was to further develop assessment concepts for cumulative analyses and to test these with practical examples to initiate the necessary steps for a potential operationalisation of the assessment concept. For this purpose, exemplary datasets for blue mussels and seagrass meadows as well as data about their responses towards pressures were used. Due to the complexity of the topic, the concept for cumulative effects assessment should be realized with software-tools and the tool for literature analysis and cumulative effects assessment LiACAT hosted on the online portal mybiOSis should be applied and be further developed.

### Methods

The literature-analysis and cumulative assessment tool LiACAT was further developed based on a version of a previous UBA-project (FKZ 371125216, Eilers et al. 2014). The tool is hosted on the biodiversity data platform 'mybiOSis' (<https://kladia.info/klados/>).

LiACAT consists of different single modules, which can be used to organise, structure, and visualise literature data, of download tools, geographical modules, and an assessment tool.

Literature data are entered in LiACAT in a special window, the literature input form, where first general information about the paper can be entered. Special information about the relationships between pressures and ecosystem components can be entered in the 'relationships editor', a special module for information, which should directly be linked to a relationship and which should be accessible by a link

to the relationship throughout the LiACAT tool. In a further module, data from graphs can be extracted and digitized. This module is based on the freeware tool 'WebPlotDigitizer' (Rohatgi 2019) and was integrated into LiACAT and connected to other modules of the tool.

Literature data are saved in a structured way, can be visualized lucidly, and be used in different analytical tools, which have been developed in particular for cumulative effects assessment and corresponding analyses. Moreover, two modules for the geographical visualization of data have been implemented. One of them serves for the visualization and calculation of spatial cumulative effects, the other one serves for general geographical analysis such as area calculations, which can be used to calculate the area of spots with particularly high-pressure intensity or which can e.g. be used to calculate the overall burden in a particular area. In the following, the most important building blocks of the overall concept for the analysis of cumulative effects will be described in relation to LiACAT (Abbildung 1).

### **Entering literature data**

Basic bibliographic data can be entered automatically into the literature data input form in LiACAT when links of standard literature software such as EndNote are available. Further information is entered manually. These entered data are saved in a synoptic file (called 'ReferenceDetails'). Links to the 'ReferenceDetails' as well as the most important information of the file is compiled additionally in a tabular structure, in a module called 'LitMan'. Here one can get an overview of all literature belonging to one project and it's possible to search in all columns for keywords of interest for filter the data correspondingly.

In the 'relationshipsEditor' data regarding individual relationships between human activities, pressures and effects on ecosystem components can be entered. To initiate a relationship at least one source (e.g. a pressure) and one target (e.g. an effect) need to be defined. It is also to enter several pressures, which lead to an effect, be defined as source. Usually, one relationship represents one experiment. Further information about the relationship such as the context of the investigation, results of the experiment, and the framework conditions are added as related information aligned to the relationship. Such information comprises for example data about the environmental conditions, under which the observations were made, the experimental conditions, information about the species observed, possibly the magnitude of the effect as well as statistical data, which could later be used for meta-analyses. Further information about cumulative effects is entered aligned to relationships. Any general information about the relationship, which is important, can be entered in a special input field. A special function further allows to enter information about the relationship graphically. Additionally, datasets describing the response relationship, are assigned to the relationship data pool. Any relationships can be invoked from the 'assessment toolkit'. From the 'assessmentToolkit' later data are selected, which should be applied for a cumulative analysis (or for several analyses).

In addition to the data entered directly in the data input form, the content of the publication is assigned to predefined topics. These topics were inspired by the topics of the MSFD. Furthermore, additional aspects, which matter regarding the topic "effects of anthropogenic pressures on the marine environment" were added to the list of topics. For the categorization of the topics the publications deal with, checkmarks are set for the relevant topics of the publication. The list of topics is presented in a hierarchical form with main topics and subtopics, so that the topics can be found easily. The categorization later facilitates the selection of literature for certain research questions, so that only those are used for the assessment tool.

Moreover, data are extracted from figures of the publication unless they are provided in a table. The freeware program 'WePlotDigitizer' (Rohatgi 2019), which allows to extract data from figures, was integrated in LiACAT and connected to other modules, so that they can be directly transferred and used in the other modules. This linkage made it possible to extract data partly automatically from literature for later analyses. The extracted data are saved in LiACAT in a fixed table structure ('DataSets').

Datasets from different publications can be combined in another module with the same table structure. There, datasets can also be downloaded as csv files.

Those files can be called by a script written in Scilab to conduct cumulative analyses (ACIM). In this script the single datasets are set in relation to each other und described with mathematical functions to analyze the combined effect of different anthropogenic pressures on a habitat. Further, some of the extracted data can be used for a special DEB-model, which allows the investigation of temporal dynamic cumulative effects on a species. For both models, also monitoring data are integrated and different scenarios can be tested.

### **Cumulative analyses and assessment tools**

Both of the above-mentioned models (ACIM and cumulative DEB-model) belong to a set of methods, which were developed (or further developed) on behalf of the UBA for the analysis of cumulative effects of anthropogenic pressures. These models allow the assessment of the combined effects of various pressures on an ecosystem component. However, for the MSFD concepts are also needed to evaluate the cumulative effects regarding the descriptors. Therefore, a further method was tested for the analysis of various effects caused by a descriptor representing a pressure topic. Moreover, a method to analyze spatial cumulative effects of various anthropogenic pressures was conducted and geographical spots could be identified where pressures accumulate spatially. The results were presented as maps. Thus, methods for the analysis of cumulative effects were developed with four different main focuses and tested exemplary.

To investigate cumulative effects of anthropogenic pressure on a species, a combination of a matrix analysis for the consideration of interaction effects and a model for the simulation of the life cycle of an organism was chosen. This method was tested with data for blue mussels (*Mytilus edulis*) to assess the cumulative effects due to the occurrence of the heavy metals cadmium, copper, zinc and lead as well as due to changes of pH-values, temperature and oxygen depletion. Additionally, in the model also food availability was considered.

A literature research is conducted to derive data about the interaction effects between pressures and to set up the matrix. These data were entered into a table. The names of the stressors used as column names and row names, whereas the row names represented the influences of the stressors and the column names represented the stressors, which are potentially influenced. In the single cells the information about the interaction between the stressors is entered, which expressed in which way one stressor influences the effect of another stressor on the organism. This information is stated in form of a certain value, a formula, or a description and if possible, also included information about the magnitude of influence. In a second step, literature data are selected, which are relevant for the question of interest and which fitted best to the conditions of the study area. The values of each of the cells in one column are summed up resulting in a value for a 'netto effect' of each stressor under the consideration of the influences of other stressors on the effect. These values could be applied for further calculations. This matrix-method is based on a method proposed by Weimer-Jehle (2008).

The values for the 'netto effects' of the single pressures are afterwards sorted based on the kind of effects and aligned to the intensities of the pressures in the marine environment. The intensity of the pressures on the organism are calculated with a model, in which the uptake of a substance (if relevant), possible adaptations of the organism to the stressor as well as temporal effects were simulated. The results are integrated into a DEB-model, in which the life cycle of the organism is emulated and in which the influences of the pressures under the consideration of their temporal dynamic intensity are analyzed. The outputs of the model are quantified cumulative effects due to the pressure situation on the development, the reproduction and on the growth of the organism throughout its life cycle.

The ACIM-program was developed to analyze cumulative effects on habitats. As a practical test of the method, the effects of anthropogenic pressures on seagrass meadows were evaluated. According to

this method, first literature data, which describe effects in dependency of stressor intensity and exposure time are extracted with the WebPlotDigitizer from publications and saved as a sheet in LiACAT. These data are then called by ACIM and serve as a basis for the construction of a network of relationships. For each of the datasets – describing for example the relationship between a pressure and an ecosystem component – a mathematical function is determined from a pool of predefined functions (base models), which is statistically most suitable to describe the data. Thereby, parameters for the functions are optimized, so that the characterized model represents the data as good as possible. If data are available describing the influences of two or more aspects, all possible base models and combinations of base models are optimized and compared based on statistical values to find the best model to describe the observed effect. Observed effects, which are possibly influenced by the influence of the exposure time are also treated this way and thus temporal dynamic interaction effects can be modelled. The determined best functions to describe the datasets are then tested for predefined minimum statistical requirements and are sorted out if they do not fulfill these. Afterwards, the model results are visualized together with the extracted data.

In a next step, the identified functions are combined with each other in an additive approach to construct the network of cumulative effects. This network consists of any influences, which are relevant in the habitat and the corresponding effects and is based on the literature data available for these relationships.

For the assessment of cumulative effects regarding a certain pressure descriptor, a simplified matrix is constructed, in which effects on different species and species groups are compiled. For a practical test of the method, literature data for the MSFD descriptor ‘marine litter’ have been collected.

Thereby we differentiated between different kinds of marine litter and between different types of effects (e.g. entanglement or ingestion). The different types of litter were listed as row names and the affected ecosystem components were listed as column names. In the cells, the type of effect was entered. For each ecosystem component it was calculated how many different effects were reported regarding any litter type.

For the analysis of spatial cumulative effects of various anthropogenic pressures and human activities in a larger geographic area a method was developed inspired by Halpern et al. (2008). A method based on Halpern et al. (2008) was also applied by HELCOM for the ‘State of the Baltic Sea report’ (HELCOM 2018). For a practical test of the here proposed method for the UBA-project, the selection of the type of data followed the selection of data used for the HELCOM report as good as possible. However, we tested the method with data from the North Sea as it was also a task to evaluate if the method applied for the Baltic Sea could be applied for this region.

Generally, in the method described by Halpern et al. (2008), the magnitudes of the effect of pressures on ecosystem components is expressed in a score and summed up for a defined geographical area (a raster cell). This way a map is created, which provides an overview of the spatial distribution of the impact situation for the marine environment. Thereby, the intensity of a certain anthropogenic pressure or human activity as well as occurrence data of ecosystem components are considered.

In contrast to the method applied for HELCOM and the method presented by Halpern et al. (2008), we did not apply sensitivity scores regarding different ecosystem components and did not consider their spatial distribution. Instead, we used threshold values for stressors of the pressure topics ‘eutrophication’ and ‘hazardous substances’, which are used by OSPAR and which should reflect the sensitivity of the marine environment to these stressors in general. Data from monitoring stations regarding stressor intensities were interpolated spatially. This way impact maps covering the whole study area could be produced and then be combined with other spatial data. For the interpolation of hazardous substances not only data of the concentrations of these but also sediment data were used for the spatial modelling, as the binding of many substances depends on sediment characteristics. For physical

disturbances and physical losses due to human activities and anthropogenic pressures the percent of the spatial area affected in a raster was calculated. If corresponding data were available, the intensity of a pressure was also considered. Regarding HELCOM weighting factors for different kinds of physical disturbances were applied to reflect the relevance of these in comparison to each other. Finally, a map was produced showing the overall pressure situation. Further maps were created showing the impact due to certain pressure topics. The available data as well as the conditions in the North Sea differ from the Baltic Sea. Therefore, partly other data needed to be applied and the method needed to be simplified.

### **Assessment Tool**

Different tools for the analysis of cumulative effects as well as visualization tools can be accessed through the module 'assessment toolkit' in LiACAT. One important part of this module is the filter, which can be used to select topics, single elements, and relationships, but also species, the time and the geographical area the analysis should be based on. This way even a huge amount of literature data is manageable. Special directly integrated tools in the assessment toolkit are visualization tools for literature data as well as the ACIM-program, and a matrix analysis for the evaluation of interaction effects. Moreover, links for further tools such as a special assessment matrix based on tolerance values and for the cumulative DEB-model for the analysis of cumulative effects of anthropogenic pressures on a species are prepared. In the assessment tool further programs for cumulative analyses can be integrated, too. The visualization tools in the assessment toolkit comprise two different kinds of Sankey diagrams which show the network of relationships between influences of pressures and effects. These diagrams further show how many literature data could be extracted for a certain relationship.

Further, the assessment toolkit is linked to the geographical module 'mapExplorer', which can be used for the visualization of spatial data. The 'mapExplorer' is also used to calculate and to show the spatial distribution of a cumulative index.

### **Calculation of a cumulative index value with a matrix analysis integrated in the assessment tool in LiACAT**

This matrix analysis evaluates the cumulative interaction effects on one ecosystem component. After a selection of topics, which should be integrated for the analyses, the structure of the matrix is created automatically based on the different elements of the relationships belonging to the selected topics. Further, information previously entered in the 'relationshipsEditor' are accessible from the matrix. When clicking into single cells of the matrix the corresponding literature data and the source with a link to the literature is provided. A value for each matrix cell can be calculated based on defined intensities of the influences of the stressors. Further, tolerance values (or transition thresholds) and the optimum values of the ecosystem component regarding the stressors as well as an interaction factor needs to be provided. Based on these values a normalized weighted interaction value is calculated. Data for the intensities of the stressors can for example be derived from monitoring data, represent mean values of a certain area, or represent a scenario, which should be tested. The interaction factors represent the relative influence of one stressor on the effect of another stressor.

The single weighted interaction values are summed up per stressor or element, which is influenced. These partial results are finally also summed up to calculate the overall cumulative index. This overall cumulative index value indicates for a given pressure scenario if the cumulative effect of the combination and the intensities of the stressors rather lead to a synergistic or to an antagonistic overall effect.

In a further extension of this module, the GIS-matrix module, instead of manual inputs for the intensities of the influencing elements, spatial data – e.g. from monitoring programs – can be used as input data. If these spatial data have been entered already in LiACAT, first, the time and the geographic area need to be defined. Further, the desired size for the raster cells, the preferred interpolation method for the spatial representation of the data and the type of the cumulative model, which is used need to be

specified. As a result, a map shows in which areas cumulative interaction effects lead to higher and where to lower index values due to the combination of the pressures and influences and due to the combinations of the intensities of the different influences. This result should always be interpreted together with assessments of single pressures and ecosystem components, as the cumulative overall index provides in this form only an additional information and not a standalone assessment. It can further be used as complementary information to assessments based on methods regarding the method applied in Halpern et al. (2008) because these methods do not comprise interaction effects.

### **Visualization tools**

Results of such analyses as well as monitoring data can be visualized with the module 'MapExplorer'. In this module also some spatial analyses such as area calculations and geometric measurements can be done. Moreover, the monitoring stations can be integrated in these maps to give an impression of the uncertainty regarding the spatial interpolation.

Moreover, literature data can be visualized: Based on the literature information of the relationships 'Sankey diagrams' can be created showing the network of relationships of a certain scene. Thereby, the cause-effect chain derived from the data entered in the 'relationshipsEditor' are reflected by the visualization. The user can choose between a simple form of visualization and a visualization, in which single elements of the relationship network are summarized to larger topics. Also, when choosing the second method for the visualization it is possible to access all information of the single relationships and it is possible to zoom into the diagram and expand the single relationships of one topic to get a higher degree of detail.

### **Results of the analysis of cumulative effects on blue mussels**

The literature research showed that the data availability for cumulative effects due to anthropogenic pressures on blue mussels is good in comparison to other species. Despite that, it was not possible to get information and suitable data for all possible interactions which could be integrated into the DEB-model. The DEB-model reacted on realistic changes of altered stressor intensities and environmental conditions. Therefore, it is generally suitable to estimate the magnitude of cumulative effects. Impacts on development, reproduction, and in growth could be quantified. For a practical test of the model data from a monitoring station at the East Frisian island Norderney were applied and compared to a model without the influence of high temperatures and without adverse effects of heavy metals, low pH-values, and oxygen depletion. Moreover, we tested if the integration of interaction effects between stressors matters for the model results and compared the result of the model with integrated interaction effects with a model assuming only additive effects. The comparison of methods showed that that it matters indeed if cumulative interaction effects between stressors are considered: For the tested scenario, a stronger effect of anthropogenic pressures on the blue mussel was simulated, when cumulative interaction effects were integrated. When the effects of the single stressors were simply summed up, a lower effect on blue mussels was simulated.

According to the results of the cumulative model, the heavy metal concentrations, which interacted with varying pH-values and temperatures had an adverse effect on the development of the mussel, particularly during the first month of life. This resulted in a delayed maturation and a deceased number of gametes. Furthermore, the tested impact scenario also had adverse effects on the growth of the mussel.

A monitoring of the development of single mussels in the field would require a lot of effort. Therefore, the cumulative DEB-model could fill a knowledge gap, with a focus on reproduction.

Comparisons of the model results to literature data derived under comparable conditions showed, that the results are generally realistic. However, an investigation of blue mussels in the study area and the

establishment of an experimental design to test the model results would be beneficial and if appropriate some model parameters could e.g. be adjusted to improve the model.

Generally, more data are needed for a cumulative analysis: The temporal modelling of some monitoring data only relied on a few measurements per year. Therefore, these models have a high uncertainty. This problem was of particular concern for the heavy metal concentrations. Moreover, especially pH-values can fluctuate a lot close to the coast in the North Sea. Thus, also here some uncertainty can be expected. Also, experimental data derived from scientific literature are partly very incomplete. For example, it was not possible to get an information about each of the possible interactions between stressors. Thus, for many possible interactions it remained unclear if interaction can be expected or not.

The information available about interaction effects between stressors could be entered into a matrix as single values or in form of equations to represent the interactions. This information can be updated as soon as new insights have been gained and the results can be recalculated. For the visualization of the available literature, a Sankey diagram could be created in LiACAT. Here, also qualitative information was included.

### **Results of the analysis of cumulative effects on seagrass meadows**

The most literature regarding seagrass meadows was found about the effects of eutrophication and altered velocity. However, also influences of herbicides, light deficiency, oxygen depletion, copper concentration and pH-values could be found. Furthermore, also data about effects caused by several different pressure components were available. A lack of observational and experimental data existed though for datasets comprising many different exposure times and different pressure intensities. Therefore, some relationships for which some data were found needed to be sorted out because they comprised too few data and did not fulfill the predefined statistical criteria.

The other data extracted from the literature could be used to construct a network of relationships. Monitoring data could be integrated into this network as input variables. Based on these, certain response variables reflecting the impact on seagrass meadows could be calculated. The model reacted on different input values. Apart from the influences due to anthropogenic pressures, the model can also be used to reflect the influences of other species as well as impacts on these, which is an important aspect when analyzing habitats.

Eutrophication had a strong adverse effect on the growth of seagrasses in the test scenarios. The effects of eutrophication were also mediated through indirect effects of other species, which altered further environmental conditions.

The program allowed to test time courses as well as different stressor intensities. A direct comparison between a model run in which relationships covering several influences were permitted with one in which only relationships with one influence were permitted showed that both models differed in their model results and predicted different magnitudes of impacts on seagrass meadows. However, this comparison did not reveal if the integration of cumulative effect generally would lead to a more severe impact on seagrass meadows. The results rather differed from each other depending on the type of response variable. Moreover, the exposure time and the stressor intensities influenced the model results and, in some constellations, the cumulative model type estimated stronger effects and in other constellations the model type simulating only single relationships estimated stronger effects. A comparison between the methods showed no significant difference in the accuracy of the models. However, more datasets could be integrated into the network model when composite models with several influencing variables were permitted.

In LiACAT the literature data about effects of anthropogenic pressures on seagrass meadows could be presented with two different visualization tools. Due to the amount of literature, the Sankey diagram

which allows a grouping of the relationship elements and which comprises a zoom-in function was more suitable for the visualization than the other Sankey diagram without this grouping function. However, for a presentation of the most important relationships between human activities, anthropogenic pressures and effects on seagrass meadows, this diagram is also sufficient.

### **Results of the marine litter analysis**

A literature research was also conducted for the topic 'marine litter'. However, it became clear that there is a lack of quantitative data describing the effects of marine litter, which would be needed for a cumulative analysis. Therefore, a quite simple half-quantitative analysis was chosen. Most data about effects of marine litter were found for birds and marine mammals. However, also effects on fishes, mussels, snails, polychaetes, crabs, ascidians, sponges and neobiota were reported. Whereas some species groups are affected by many different types of marine litter, other species are only affected by certain types of marine litter. Marine mammals for example get entangled in old fisher nets, swallow meso litter, get injured at sharp edged litter and ingest small microplastic particles through the food web. In contrast, mussels are mainly affected by the ingestion of microliter and the other types are of less importance.

However, it was not possible to derive a quantitative statement about the concernment of the different species groups with respect to marine litter from the results due to the sparse data availability. The impacts of marine litter have not been investigated yet for many species and were thus not quantified. Therefore, in many cases it was unclear if a species was not be affected by a certain type of marine litter or if only the corresponding data are lacking.

### **Results of the geographical analysis of anthropogenic pressures**

The geographical analysis allowed the identification of areas, where pressures accumulate spatially and where the impact due to human activities is particularly high. The result of the geographical analysis showed that the coastal areas are affected most severely due human activities, for example at the Jadebusen, and in the estuaries of the Ems, the Weser and the Elbe river. Moreover, in the north-western part of the exclusive economic zone a higher-pressure situation was identified. The maps created for each of the pressure topics further reveal which pressure topics are most important for these areas.

### **Result of the overall presentation**

Different visualizations to present the single results of the MSFD descriptors in one comprehensive figure haven been proposed and realized in cooperation with the UBA. They were presented at a national workshop about assessments regarding the MSFD in Berlin. The discussion during the workshop revealed a preference for pie charts with symbolic color codes.

### **Discussion of the Literature Analyses and Cumulative Assessment Tool (LiACAT)**

The application of LiACAT allowed to visualize relationships between pressures and ecosystem components adequately. Moreover, literature data related to this topic could be organized systematically and retrievably, which facilitates the application of scientific literature data. The modular structure of LiACAT offered the possibility to align scientific insights, legal requirements, monitoring data and communication of results of cumulative analyses. The tool also provided a high level of transparency. The data input first requires a high effort. However, once the data have been entered into the system, the data only need to be updated because the data can easily be reused and thus, the effort will be reduced.

Impact maps can be shown and analyzed with the geographical tool of LiACTAT. Moreover, a mathematical model for the analysis of cumulative effects on habitats as well as a module for matrix analyses were integrated in LiACAT and tested with literature data previously entered into the database. Thus, LiACAT facilitates the organization and the analysis of data for cumulative effects. In a next step, further analytical tools could be integrated in LiACAT and direct links could be created between literature data and modules for analyses, so that the download and upload of data would no longer be necessary. Moreover, interfaces to databases for spatial data covering e.g. data about the distribution of anthropogenic pressures and human activities could be created.

### **Discussion of the matrix and DEB model method (example blue mussels)**

The data availability for the organism itself was good and the model results could be compared with literature data from the study area. However, there was a lack of field data for the concentrations of hazardous substances comprising only few measurements per year as well as for environmental parameters. These data needed to be interpolated so that they could be used for the model. However, these interpolations were afflicted with severe uncertainties. A higher frequency of measurements per year would improve these models significantly. In general, the DEB-model was suitable for utilizing temporal variable parameters and thus allowed to analyze temporal cumulative effects. If for example a temporal delay of a development and thus a delay of reached maturity occurred, these delays could be accompanied with further delays due to seasonal changes of temperature. This kind of effects can be revealed with a cumulative analysis with the DEB-model.

Generally, the model reacted to realistic changes of a pressure situation. However, the data for transition thresholds applied in the model are partly based only on few literature data. This should be kept in mind when the results of the analyses are interpreted. Hence, some of these transition thresholds eventually need to be updated as soon as new data become available. Further uncertainty was related to the analysis of cumulative effects between stressors. There is a lack of data for theoretical possible interactions. Hence, when interpreting the results, it should be considered that the analysis is based on the state of the art and that knowledge for several possible interaction effects is missing or could not be quantified yet.

The DEB-model produces some results, which are only possible to measure in the field with a high working effort. One example are data about the number of gametes of an individual.

The model results of the control scenario regarding growth and the produced number of gametes resembled literature data, which were derived under comparable conditions. However, it would be important to conduct field studies and set up experiments to allow a direct comparison of the control scenario as well as the pressure scenario and to validate the model.

The cumulative DEB-model is most applicable for the modelling of cumulative effects related to physiological processes. Other effects, such as caused by fisheries, which cause direct mortality should rather be analyzed on the level of a population instead of a cohort. The effects, which can be analyzed with DEB-models are limited to a certain set of effects. However, the results of the DEB-model analyses

reflect important response variables such as the growth of an organism and can be further used in various ways. For example, the output variables for growth and reproduction can be used for the construction of population models. Moreover, the results of the DEB-models of different species and of different stations can be compared with each other due to the uniform structure of the model.

### **Discussion of the ACIM (program for an automatic modelling procedure of cumulative effects)**

In comparison to the cumulative DEB-model, the ACIM program, which was developed in the UBA-project, is more flexible regarding possible input parameters such as anthropogenic pressures and environmental parameters. The special characteristic of the program to first construct the network model based on the input data for pressures and effects made this possible. As the construction of the model is done automatically, the definition of adequate criteria for the determination of the best models for a proper functioning of the network model. However, currently, often compromises between statistical requirements and actual data availability need to be found because one aim is also to integrate as many data as possible to avoid neglecting important content-related aspects. These requirements must be carefully balanced. Therefore, the application of the program becomes easier with increasing data availability. Problems due to sparse data availability arose in particular for the modelling of the influence of exposure times. However, the data availability for cumulative effects between stressors improved substantially during the last years. Assessing all available data with a fixed structure can further also help to identify knowledge and data gaps.

In principle, the program offers a good option to estimate also effects on the ecosystem structure. However, so far too few literature data exist yet to conduct such a comprehensive analysis. Only some effects on biodiversity and changes in the species composition could be included into the model. In contrast, effects such as estimations of seagrass biomass and seagrass density were more suitable because many different influences have been tested for these response variables. The results for these effects could be used for a comparison with environmental targets as complementary to other assessments of seagrass meadows.

The results of the model run with consideration of cumulative effects differed from the results of the model run based on single relationships only. However, no clear content related conclusions could be drawn from this comparison because the differences can mainly be explained by a higher utilization of data in the model run with the inclusion of composite models. Therefore, the data pool differed at a certain process step. For an evaluation of the question of the relevance of cumulative effects in seagrass meadows multifactorial experiments with sufficient data would need to be set up and conducted and be afterwards tested with the model.

### **Discussion of the marine litter analysis**

The literature research for the cumulative assessment of pressure descriptors revealed that the sparse data availability did not allow for more complex analyses of cumulative effects. Therefore, a very simplified method needed to be chosen to estimate by how many kinds of litter and how many different types of effects different species and species groups are affected. However, even for the application of this simplified method, the data availability was very incomplete, so that the result of this method rather gives an overview of the currently available data than an estimation of the actual situation. For a clear comparison of the number of different kinds of marine litter and the corresponding effects between species and species groups too few data were available when the practical test was conducted. We think that such an assessment is still not suitable yet because important data are still missing, and the data availability differs substantially between the different species groups.

The practical test also revealed that that the type of categorization of the marine litter had a significant effect on the results. To the time the analysis was conducted no official, regionally coordinated categorization was available and in publications different kinds of categories for marine litter were proposed. By now there exists a regionally coordinated OSPAR-list with categories for marine litter. However,

this list is not appropriate because of the high number of categories. Further, in scientific literature often broader categories are chosen.

The tested method neither considers the amounts of litter, which can be very vary a lot and be influenced by winds and currents, nor the intensities of effects.

We conclude that the matrix gives a broad overview of observed effects, but that it is not possible yet to quantify cumulative effects of marine litter due to the sparse data availability.

### **Discussion of the results of the geographical analysis**

The calculation of a geographical impact index allowed the identification of areas of concern, where anthropogenic pressures accumulate. The topic-related maps could be used to understand e.g., which pressure topics were of relevance of areas with a high impact index. Methodological difficulties arose due to some data sets, which represented large areas in which a certain human activity occurred on smaller patches without any information where exactly the human activity took place. Therefore, some areas rather show an increased *risk* of a high impact and not the *actual* impact itself. Further uncertainties existed with the regard to different phases of human activities: Secured information about the phases 'under construction' and 'in operation' were not provided leading to some uncertainty in the results as the construction phase often has a higher impact on the environment than the operational phase. Moreover, the spatial interpolation of the concentration of hazardous substances and the eutrophication parameters can be erroneous, because the distance between monitoring stations is partly large.

Despite these limitations, the maps provided a meaningful insight of existing areas of concern in the North Sea. The method is transparent and as it is not based on expert judgements, the pressure topic related maps could also be applied for comparisons between different assessment years.

A direct comparison of the geographical analysis presented here with the 'Baltic Sea Pressure Index' cannot be made, because we did not apply sensitivity scores. The results of this analysis are instead rather comparable with the 'Baltic Sea Pressure index', because this index also focuses on the pressures irrespective of the spatial variation of species distribution data and sensitivities. In the future, the North Sea impact index could be stronger adjusted to already existing indices. To achieve this, the acquisition of additional data for a determination of sensitivity scores – for example derived from literature data- would be necessary.

# 1 Einleitung

## 1.1 Hintergrund

Das erklärte Ziel der Meeres-Strategie-Rahmenrichtlinie ist es, bis 2020 einen guten Umweltzustand der europäischen Meeresregionen zu erreichen (MSRL 2008/56/EG). Für die Umsetzung dieser Richtlinie werden in Deutschland zahlreiche Arbeiten durchgeführt und es erfolgen ferner entsprechende Abstimmungen mit den Nachbarstaaten. Zunächst musste definiert werden, was ein guter Umweltzustand ist. Daneben werden Bewertungskonzepte entwickelt und Umweltziele definiert. Zur Zielerreichung müssen angemessene Maßnahmen vereinbart und eingeleitet werden.

In Artikel 8 wird beschrieben, wie eine Bewertung des Umweltzustandes zu erfolgen hat. Hier wird u.a. angemerkt, dass der Ökosystemansatz angewendet werden soll und auch kumulative Wirkungen in der Bewertung miteinbezogen werden sollen. Die Analysen der Auswirkungen des menschlichen Handelns und die Erarbeitung von Bewertungskonzepten für eine Beurteilung des Umweltzustandes bildet eine Grundlage für die Definitionen der Umweltziele. Dafür ist ein gutes Verständnis der Zusammenhänge erforderlich.

Strukturell ist es unabdingbar, dass die Definition des Umweltzustandes, die Bewertungsansätze, die Definition der Umweltziele und die Maßnahmenprogramme den gleichen inhaltlichen Grundsätzen folgen. Beispielsweise sollten für Themen und Indikatoren, bei denen starke synergistische Effekten zu erwarten sind, noch wirksamere Maßnahmen ergriffen werden als für solche, für die geringe oder keine kumulativen Effekte angenommen werden. Demgemäß kann man die Beschreibung der Herangehensweise für die Bewertung des Umweltzustandes als Grundlage für die Definition der Umweltziele ansehen. Daher wird in Artikel 10 nicht nur ein klarer Bezug zu den Merkmalen, die bei der Festlegung berücksichtigt werden müssen, wie beispielsweise die Festlegung von Ziel- und Grenzwerten, gegeben, sondern auch Bezug auf die Belastungen und Auswirkungen genommen, für die kumulative Effekte berücksichtigt werden müssen:

*„Die Mitgliedstaaten legen auf der Grundlage der nach Artikel 8 Absatz 1 vorgenommenen Anfangsbewertung für jede Meeresregion bzw. -unterregion eine umfassende Reihe von Umweltzielen sowie zugehörige Indikatoren für ihre Meeresgewässer fest, die als Richtschnur für die Erreichung eines guten Umweltzustands der Meeresumwelt dienen, und berücksichtigen dabei die indikativen Listen der Belastungen und Auswirkungen gemäß Anhang III Tabelle 2 sowie der Merkmale gemäß Anhang IV.“*

*Artikel 8 Absatz 1: „Die Mitgliedstaaten führen eine Anfangsbewertung ihrer Meeresgewässer in Bezug auf jede Meeresregion bzw. -unterregion durch, die vorliegenden Daten, soweit diese verfügbar sind, berücksichtigt und folgende Elemente umfasst: [...] eine Analyse der wichtigsten Belastungen und Wirkungen, einschließlich des menschlichen Handelns, auf den Umweltzustand der betreffenden Gewässer, die [...] die wichtigsten kumulativen und synergetischen Wirkungen erfasst [...].“*

Dabei sollen die Umweltziele und entsprechende Indikatoren sowohl nationale als auch internationale Prozesse berücksichtigen und mit bisherigen Abkommen vereinbar sein. In der MSRL werden als Grundlage dafür qualitative Umweltziele definiert:

- ▶ Meere ohne Beeinträchtigung durch anthropogene Eutrophierung
- ▶ Meere ohne Verschmutzung durch Schadstoffe
- ▶ Meere ohne Beeinträchtigung der marinen Arten und Lebensräume durch die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten
- ▶ Meere mit nachhaltig und schonend genutzten Ressourcen
- ▶ Meere ohne Belastung durch Abfall
- ▶ Meere ohne Beeinträchtigung durch anthropogene Energieeinträge
- ▶ Meere mit natürlicher hydromorphologischer Charakteristik

Diese müssen jedoch von den einzelnen Mitgliedsstaaten noch spezifiziert werden. Für die Berichte für Artikel 8 bis 10 der MSRL der deutschen Nord- und Ostsee wurde zunächst Bezug auf Ziele anderer Vereinbarungen wie beispielsweise die nach TWSC geltenden Erhaltungsziele oder die ökologischen Qualitätsziele von OSPAR genommen (BLANO 2011, BMU 2019).

In dem Bericht zu Umweltzielen wurden die aufgelisteten Umweltziele Aktivitäten zugeordnet und operative Ziele und Indikatoren beschrieben (BLANO 2011). Umweltziele zu spezifischen MSRL-Themen und -Indikatoren sind bislang meist nur qualitativ beschrieben worden und eine Konkretisierung und Quantifizierung der Umweltziele steht in den meisten Fällen noch aus. Dabei soll für diesen 2. Zyklus der MSRL ein Bewertungskonzept für die kumulativen Effekte aufgestellt werden, damit diese bei der Quantifizierung der Umweltziele mitberücksichtigt werden können.

## 1.2 Definition des Begriffes kumulativ

In der Literatur gibt es zahlreiche Definitionen des Begriffes "kumulativ" und demzufolge verschiedene den Definitionen zu Grunde liegende Hypothesen und Modelle. Während zeitlich bedingte kumulative Effekte auftreten, wenn einer oder mehrere Stressoren durch bestimmte zeitliche Wirkmuster einen Effekt erzeugen (Molinos und Donohue 2010), beschreiben die räumlichen Analysen die räumliche Akkumulation („räumliche Verdichtung“) von Stressoren (einzeln oder als verschiedene Arten von Stressoren) (Siedentop 2005). Diese räumliche Verdichtung wird normalerweise mit geografischen Analysenmethoden dargestellt. Direkte Wechselwirkungen zwischen Stressoren können im Wasserkörper, im Sediment, in der Luft oder zwischen diesen Kompartimenten vorkommen (Schipper et al. 2009). Sie finden auch zwischen Arten und Stressoren statt. Nicht nur in der Umwelt, sondern auch im Körper eines Organismus können Wechselwirkungen kumulative Effekte beeinflussen. Indirekte Effekte treten auf, wenn multiple Stressoren im Ökosystem Veränderungen in den Strukturen der Artengemeinschaften oder des Nahrungsnetzes bewirken (Wikner und Andersson 2012, Zhang et al. 2011).

In vielen Publikationen werden die kumulativen Effekte in drei Kategorien eingeteilt: synergistische Effekte, bei denen der Effekt eines Stressors durch den Effekt eines weiteren Stressors verstärkt wird, additive Effekte, bei denen der Gesamteffekt der Summe der Einzeleffekte entspricht, und antagonistische Effekte, bei denen der Gesamteffekt der Stressoren geringer ist als der Erwartungswert ist (Folt et al. 1999).

Die konkreten Definitionen dieser Effekte sind je nach angewandtem Modell zur Berechnung des Erwartungswertes zum Teil stark unterschiedlich. Übergeordnete Konzepte sind das additive Modell, das die Effekte jedes einzelnen Stressors addiert, das multiplikative Modell, das insbesondere für konkurrierende Wechselwirkungen verwendet wird, sowie das einfache komparative Modell, bei dem die Wirkung eines Stressors direkt mit der Wirkung mehrerer Stressoren im Hinblick darauf verglichen und bewertet wird, ob die Gesamtwirkung stärker oder geringer als die Wirkung eines Stressors allein ist (Folt et al. 1999).

## 1.3 Zielsetzung

Die Zielsetzung der Projekte war es Bewertungskonzepte weiterzuentwickeln, die für die Umsetzung der MSRL genutzt werden können. Dabei wurde ein besonderes Augenmerk auf die Quantifizierung von Auswirkungen auf die Umwelt gelegt. Die für die MSRL definierten operativen Umweltziele müssen mit dem Umweltzustand verglichen werden können. Daher sind entsprechende quantitative Bewertungskonzepte notwendig. Die entwickelten Methoden sollen Wege aufzeigen, wie dies in der Zukunft praktisch umgesetzt werden kann, und so einen Beitrag zu bestehenden Bewertungskonzepten leisten.

Die Methoden zur kumulativen Analyse sollten mit realen Daten aus Monitoring-Programmen sowie mit Literaturdaten getestet werden. Dabei sollte einerseits die Verwendung des Konzeptes für ein Habitat, für eine Art sowie für einen Belastungsdeskriptor getestet werden. So sollte geklärt werden, welche Arten von Daten benötigt werden und wo Wissenslücken bestehen. Außerdem sollte ein praktisches Beispiel für die Analyse räumlich kumulativer Effekte durchgeführt werden. Die für die Ostsee angewandte Methode sollte dafür die Grundlage bilden, eine mögliche Übertragbarkeit getestet und ggf. notwendige Anpassungen identifiziert und wenn möglich direkt umgesetzt werden.

Umgesetzt werden sollte das Bewertungskonzept mit einem Tool, das später online von verschiedenen Anwendern für die Umsetzung der MSRL genutzt werden kann. Dieses Tool soll Bewertungsprozesse vereinfachen und unterstützen und zudem auf transparente Art und Weise, die der Bewertung zugrundeliegenden Literaturquellen zugänglich machen.

## 2 Methoden LiACAT

### 2.1 Allgemeines zu LiACAT

Das Tool für die kumulative Analyse ist auf mybiOSis gehostet, einem Umweltportal für Biodiversitätssoftware und -daten (<https://kladia.info/klados/>). Die Datenbankschnittstelle erfolgt über die Schnittstellensoftware „PDO“ („PHP Data ObjectsPDO ist datenbankübergreifend und bietet die gleiche Schnittstelle für verschiedene zueinander in Beziehung stehende Datenbanken, schützt gegen SQL-Einschleusungen und arbeitet objektorientiert, was mit einer erleichterten Handhabung für die Programmmanpassungen einhergeht. Unter anderem ist mybiOSis über "mySQL connect" mit einer SQL-Datenbank verbunden.

Die für die kumulative Analyse benötigten Funktionen und insbesondere in den F&E-Projekten entwickelten und hinzugefügten Funktionen sind von den restlichen Tools des Umweltportals mybiOSis abgegrenzt. Dies wurde u.a. durch die Erstellung einer eigenen Domäne, "LiACAT", verwirklicht. Diese Abkürzung steht für „Literature Analysis and Cumulative Assessment Tool“. In diesem Zusammenhang wurde auch ein spezielles Layout erstellt, in das der Name des Tools sowie ein Verweis auf das UBA integriert sind.

In LiACAT können verschiedene Projekt angelegt werden. Diese können durch Projektadministratoren verwaltet werden. So erhalten beispielsweise die Administratoren eines Projektes nun Benachrichtigungen sowie einen visuellen Hinweis auf der mybiOSis-Homepage, wenn Interessierte zu einem Projekt hinzugefügt werden möchten und können Ihnen den Zugang zum Projekt freigeben. Die Interaktion zwischen einzelnen Projektteilnehmern ist über verschiedene Funktionen organisiert. Es kann ein Benutzerprofil angelegt werden, es können Personen als Freunde hinzugefügt und persönliche Nachrichten geschickt werden. Eingegebene Projektdaten werden unter den Projektteilnehmern geteilt. Zudem ist ersichtlich wer welche Informationen eingegeben hat, so dass diese beispielsweise bei Fragen kontaktiert werden können.

Auch eine Kommunikation zwischen Projektteilnehmern unterschiedlicher Projekte sowie das Teilen von Daten zwischen Projekten ist möglich. Wer Zugang zu bestimmten Datensätzen hat, wird angezeigt. Dies ist beispielsweise bei den Datensätzen der Anwendungen "Datasets" und "Sheets" der Fall. Auch andere Arten von Literaturdaten können geteilt werden. Beispielsweise können die Informationen, die zu einer bestimmten Publikation über die "optionalen Felder" eingetragen wurden und den Inhalt der Publikation näher charakterisieren für andere Projekte freigegeben werden. Diese Funktion ist beispielsweise für den Austausch von Literatureingaben, die sowohl die Nordsee als auch die Ostsee betreffen, sehr nützlich, da auf diese Weise eine Doppelarbeit vermieden werden kann.

Projekte wurden zu den Themen "kumulative Analyse", "Meeresmüll" und für die HELCOM-Projekte BOOST und TAPAS sowie für die OSPAR-ICG-C-Gruppe (Arbeitsgruppe zu kumulativen Effekten) eingerichtet. Um den Einstieg für die Nutzung des Tools zu erleichtern, wurde eine Bedienungsanleitung verfasst, in der die wichtigsten Schritte für den Start und die Literatureingabe ausführlich erläutert werden.

In LiACAT gibt es speziellen Anwendungen für die Organisation von Literaturdaten zu anthropogenen Belastungen, Umwelteinflüssen und Effekten mit Hinblick auf kumulative Effekte sowie deren Visualisierung, die im Folgenden näher beschrieben werden. Darüber hinaus wurden die Freeware Programme „SageMath“ (<http://www.sagemath.org/>), Octave (<https://www.gnu.org/software/octave/>), Scilab (<https://www.scilab.org/>) und R (<https://www.r-project.org/>) integriert. Dadurch ist das Einspeisen von mathematischen Modellen - zum Beispiel zur kumulativen Analyse - möglich, die in diesen Programmiersprachen geschrieben wurden.

## 2.2 Beschreibung der wichtigsten Funktionen und der Vorgehensweise für die Analyse kumulativer Effekte

Grundsätzlich besteht das Portal-Tool LiACAT („Literature Analysis and Cumulative Assessment Tool“) aus verschiedenen Eingabemodulen für die Literaturverwaltung sowie aus Visualisierungs- und Analyserwerkzeugen zur kumulativen Analyse. Die Entwicklungen der Software bauen auf den Arbeiten des Projektes „Entwicklung eines Konzeptes zur kumulativen Bewertung anthropogener Belastungen im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie“ (FKZ 371125216) auf (Eilers et al. 2014). Wesentliche Bausteine des Tools sind:

- ▶ das Literatureingabefenster, das aus mehreren Reitern mit verschiedenen Themen bzw. Eingabearten besteht,
- ▶ das Fenster für „ReferenceDetails“, in dem alle Informationen einer Literaturquelle zusammenfassend dargestellt werden und von wo aus man zu sämtlichen weiteren Detailinformationen gelangt.
- ▶ Der „RelationshipsEditor“, in dem insbesondere Daten zu Beziehungen zwischen menschlichen Aktivitäten und Auswirkungen auf die Meeresumwelt eingegeben werden,
- ▶ der Punkt „DataSets“, in dem die aus der Literatur extrahierten Datensätze gespeichert und auch von dort abgerufen werden können,
- ▶ der „LitMan“, in dem die gesamte Literatur zu verschiedenen Projekten in einer tabellarischen Struktur angezeigt wird und wo weitere Informationen abgefragt werden können,
- ▶ der Menüpunkt „Environmental DataSets“, in dem Monitoringdaten abgerufen werden können und in dem verschiedene statistische Größen wie die Varianz und Mittelwerte zur zeitlichen Aggregation berechnet werden können,
- ▶ das Fenster „Assessment GridCalculations“, in dem Monitoringdaten auf eine Karte projiziert werden können,
- ▶ der "Map Explorer", mit dem räumliche Daten visualisiert und analysiert werden können,
- ▶ das "ACIM-Modul", mit dem aus Literaturdaten ein Netzwerk von Beziehungen zwischen anthropogenen Belastungen, Umwelteinflüssen und Effekten erstellt und berechnet werden kann,
- ▶ und das „AssessmentToolkit“, in dem sowohl Visualisierungen einer Auswahl von eingegebenen Beziehungen realisiert werden können und so ein visueller Überblick über die Literaturdaten gegeben werden kann als auch Matrix-Berechnungen durchgeführt werden können.

### 2.2.1 Literatureingabe

Die Grundfunktionen der Datenbank entsprechen der Funktionalität von kommerziell erhältlichen Literaturdatenbanken. Die Dateneingabe erfolgt entweder manuell über die Tastatureingabe – dabei werden Referenzdetails aus speziellen Literaturdateien (RIS - Research Information Systems, EDW – EndNote und CIW - ISI Thomson und BibTEX-Dateien) übernommen – oder durch direkten Datenimport aus Excel Dateien.

Neben der Eingabe der Basisdaten wie Autorennamen oder Publikationsjahr können auch spezielle Daten wie die Art der anthropogenen Belastung, die Art des Effektes oder die in der Publikation behandelten Arten in auswählbare optionale Datenfelder in die Datenbank eingegeben werden.

Publikationen können außerdem als PDF-Dokumente im Dateneingabe-Formular hochgeladen und mit einem Projekt verlinkt werden.

Die Informationen und Daten werden im Modul "ReferenceDetails" gespeichert und können hierüber später aufgerufen werden.

### **2.2.1.1 Modul „LitMan“**

Um jederzeit einen schnellen, einfachen und flexiblen Überblick über die Datenreferenzen zu haben, wurde die Anwendung "LitMan" entwickelt. Hier können die Literaturangaben pro Projekt tabellarisch dargestellt werden.

Die Anwendung ist parallel für alle Benutzer zugänglich, die der derselben Projektarbeitsgruppe des Online-Systems angehören, und ermöglicht ihnen individuelle optionale Felder in einer Excel-artigen Struktur auszuwählen und zu verwenden. Die Felder, die über den LitMan ausgewählt werden können, basieren auf den zuvor im Literatureingabefenster angelegten optionalen Feldern. Diese Felder unterstützen die Organisation und Strukturierung der in der Veröffentlichung enthaltenen Informationen. Die Anzeige der Spalten, die relevant sind und die angezeigt werden sollen, können individuell ausgewählt werden. So erlaubt beispielsweise die Aktivierung der Anzeige der optionalen Felder „additiv“, „synergistisch“ und „antagonistisch“ die Speicherung wichtiger Informationen bezüglich der Art der kumulativen Effekte, die in der Veröffentlichung beschrieben sind. Sowohl Checkboxen wie im gerade genannten Beispiel, als auch Textfelder können angezeigt werden. Tabellenformate, die aus einer bestimmten Struktur mit festgelegten Spalten bestehen, können gespeichert und später wieder aufgerufen werden.

Über verschiedene Filterfunktion für die Spalten lassen sich die Tabelleneinträge so reduzieren, dass nur noch die Publikationen in der Tabelle auftauchen, die von Interesse sind. Daten in der Tabelle können ergänzt und editiert werden. Somit ist die Eingabe von Literaturdaten auch über diesen Weg möglich. Änderungen und Ergänzungen werden automatisch mit den entsprechenden Einträgen, die zuvor in der Literatureingabe eingegeben wurden und über die "ReferenceDetails" gespeicherten Informationen synchronisiert. Über eine Downloadfunktion können die sortierten und gefilterten Literaturdaten oder die gesamten Literaturdaten, die zu einem Projekt gehören als csv-Datei heruntergeladen werden, so dass sie z.B. über Excel aufgerufen werden können.

### **2.2.1.2 Integration des „WebPlotDigitizers“**

Der „WebPlotDigitizer“ erleichtert durch eine Teilautomatisierung die Extraktion von Daten aus Grafiken, die nur als Bilddateien zur Verfügung stehen, wie dies sehr häufig bei wissenschaftlichen Publikationen der Fall ist. Es können Daten unterschiedlicher Struktur extrahiert werden (Balkendiagramme und x-y-Diagramme). Der „WebPlotDigitizer“ wurde eng mit weiteren Modulen, insbesondere mit „DataSets“ und dem „Relationships Editor“ verknüpft. Die mit dem „WebPlotDigitizer“ extrahierten Daten werden zunächst in tabellarischer Form in LiACAT gespeichert. Dafür wurde das Modul „DataSets“ implementiert (Abbildung 2). Hier können nun noch weitere Daten zu den reinen Rohdaten hinzugefügt werden. Die Datenstruktur ist dafür festgelegt und umfasst neben den extrahierten Rohdaten u.a. Daten zu den Einheiten, den Namen der Variablen, der Expositionszeit und zu dem Ursprung der Abbildung. Bei Bedarf können weitere Spalten hinzugefügt werden. Zudem gibt es eine Editierfunktion, so dass hier ggf. noch Fehler korrigiert werden können.

Abbildung 2: Ansicht von digitalisierten Daten im Modul „DataSets“. Quelle: <https://kladia.info/klados/>

The screenshot shows a software window titled "dataSets: 24 ametryn - photosynthesis seagrass". On the left is a sidebar with various icons and a list of metadata fields. The main area displays a table with columns: doi, dataset nam, X valu, xUnit, Y valu, and yUnit. The table contains 7 rows of data, each with a DOI link (491) and numerical values for X and Y, along with their units (ug/L and %).

doi	dataset nam	X valu	xUnit	Y valu	yUnit
491	24 ametryn - pho	0.102999	ug/L	5.614973	%
491	24 ametryn - pho	0.299770	ug/L	7.219251	%
491	24 ametryn - pho	0.986622	ug/L	8.363042	%
491	24 ametryn - pho	3.015753	ug/L	26.93107	%
491	24 ametryn - pho	10.18031	ug/L	70.19459	%
491	24 ametryn - pho	31.19017	ug/L	97.48960	%

The sidebar on the left includes fields such as: average (7.63), SD (11.09), correlation (r 0.93), min (0.1), max (31.19), X header (ametryn concentration), Y header (inhibition of deltaF/Fmphotosynthetic activity'), isLogX (1), yUnit (%), xUnit (ug/L), axesType (XYAxes), zUnit (days), reference (r9663), figure (1), SourceName (ametryn), TargetName (photosynthesis seagrass), species (Halophila ovalis), related doi (r9663, asmq3844), entered by (silke), and entered date (12-May-2017).

Gibt es mehrere Datensätze zu einem Thema und sind die Einheiten gleich bzw. können transformiert werden, können mehrere Datensätze zu einer Tabelle zusammengefügt werden. Dabei können sowohl Datensätze aus der gleichen Publikation sowie aus verschiedenen Publikationen miteinander kombiniert werden.

Diese Funktion ist insbesondere für die spätere, publikationsübergreifende Datenanalysen hilfreich und notwendig. Dafür wurde das neue Fenster „Sheets“ hinzugefügt (Abbildung 3). Die Daten einer Spalte können entsprechend der Einträge auch sortiert, durchsucht und editiert werden. Ganze Datenblätter können wieder gelöscht werden und in einem Suchfeld kann nach Tabellen über den vergebenen Namen der Tabelle gesucht werden. Eine Besonderheit des neuen Moduls ist die Möglichkeit der Zuordnung einer Tabelle zu Besitzern. So können die Tabellen zwischen verschiedenen Projektteilnehmern geteilt werden. Die Rückverfolgbarkeit der Daten zu den Originalpublikationen ist über Links zu den „Reference Details“ gewährleistet, die zu den bibliographischen Daten der entsprechenden Publikationen und zu zusammenfassenden Informationen führen.

Daten, die in „Sheets“ gespeichert werden, können außerdem bei Bedarf ebenfalls zwischen Usern geteilt werden. Um eine gute Benutzerfreundlichkeit zu gewährleisten, werden die Daten in „Sheets“ und „DataSets“ miteinander synchronisiert. So müssen eventuelle Korrekturen nicht doppelt durchgeführt werden und nicht-konsistente Datensätze werden vermieden. Die Grundfunktionen im Fenster „Sheets“ entsprechen den Funktionen des "LitMan" zur Anzeige der Basisliteraturdaten und enthalten

Sortier-, Filter- und Downloadfunktionen (siehe Bedienungsanleitung). Zusätzlich gibt es hier jedoch noch eine Funktion zur Anzeige der Daten als Plot.

Abbildung 3: Datenansicht im „Sheets“-Fenster. Quelle: <https://kladia.info/klados/>

da	dataset name	x_val	xUnit	y_val	yUnit	z_val	zUnit	refere	comm
477	burial - shoot num	0	cm	30.545506	%	480	days	r9691	storm eve
477	burial - shoot num	5	cm	16.568355	%	480	days	r9691	relative sh
477	burial - shoot num	10	cm	-4.578261	%	480	days	r9691	
477	burial - shoot num	20	cm	-91.39593	%	480	days	r9691	

### 2.2.1.3 Kategorisierung der Literatur und Herstellung von Verknüpfungspunkten der Kategorien

Um die Literaturdaten ordnen und später in verschiedenen Tools gut nutzen zu können, wurde eine spezielle Funktion zur Charakterisierung der Literaturdaten eingerichtet, die über das Fenster "ReferenceDetails" erreicht werden kann. Dies geschieht über das Setzen von Tags. In dem Modul können Literaturthemen und dazugehörige Untergruppen erstellt werden. Die Liste der Tags ist speziell für die Anforderungen für die kumulative Bewertung im Rahmen der MSRL aufgesetzt worden, jedoch wurden auch andere Strukturen wie beispielsweise eine Kategorisierung verschiedener Arten von Effekten abgebildet. Um mögliche Effektstellen so weit wie möglich für verschiedene Arten von Organismen zu generalisieren wurde die Liste unter anderem aus generellen physiologischen und ökologisch-sozialen Prozessen, sowie aus einer Liste sehr genereller populationsrelevanter Effekte zusammengestellt. Zudem umfasst der Klassifizierungsbaum eine Klassifizierung von geografischen Informationen, Habitaten, Organismengruppen, angewandten Methoden und anthropogenen Belastungen mit Bezug zur MSRL. Bei jeder Literaturquelle kann auf Grundlage dieser Baumstruktur angekreuzt werden, welche Themen in einer bestimmten Publikation behandelt werden. Der Nutzer kann die eingegebenen Themen und die Baumstruktur zudem editieren und hat so die Möglichkeit, sie individuell an ein Projekt anzupassen.

Die Informationen dieser Themenkategorisierung wurden eng mit anderen Anknüpfungspunkten im Assessment Toolkit verbunden. Dafür wurden besondere Verknüpfungspunkte implementiert.

### 2.2.1.4 Modul „Relationships-Editor“

Im "Relationships-Editor", den man über die "ReferenceDetails" erreicht, kann eingetragen werden, um welche Beziehungen es in einer Veröffentlichung geht. Eine Beziehung stellt immer einen Einflussfaktor - wie z.B. eine anthropogene Belastung - und eine Auswirkungsvariable dar. Es können auch

mehrere Einflussfaktoren und mehrere Auswirkungsvariablen eingetragen werden, die dann eine "Beziehungsgruppe" darstellen. Literaturinformationen können dann direkt an diese Beziehung angeknüpft eingegeben werden.

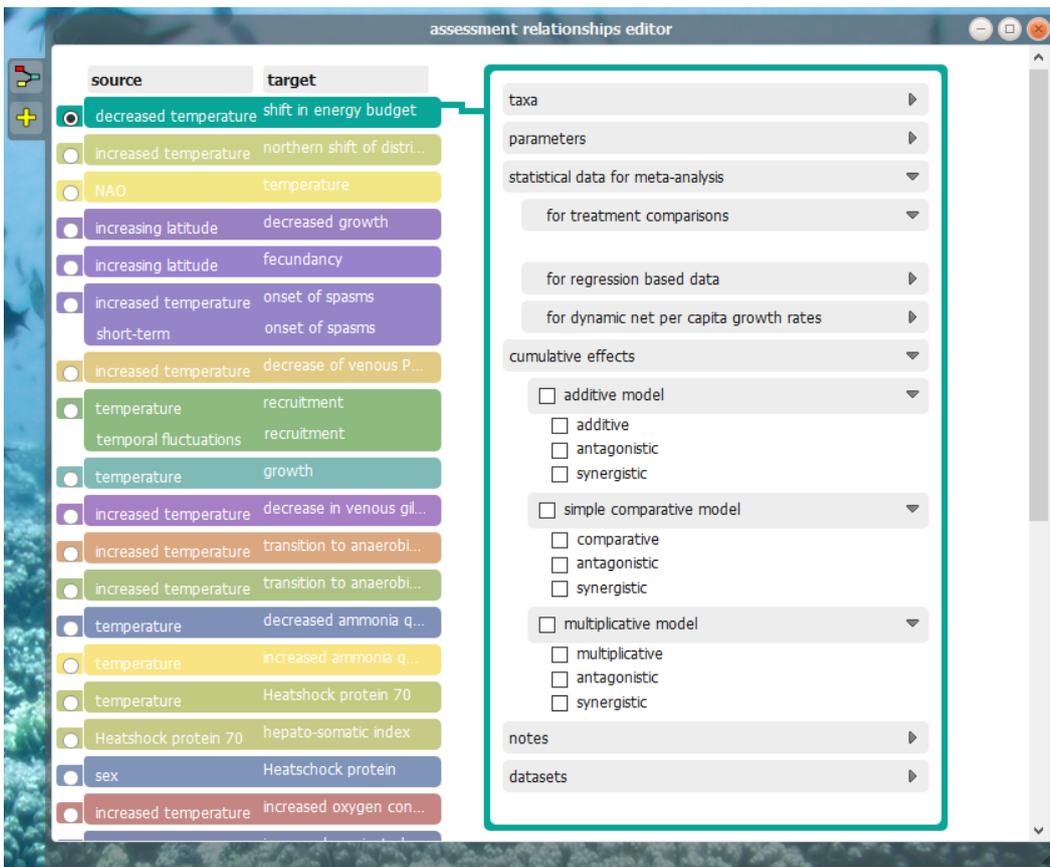
Zu den einzelnen Beziehungen können Informationen zu den Taxa, experimentellen Bedingungen, kumulativen Effekten, statistische Daten und Datensätze selbst hinzugefügt werden. In einem Textfeld können zudem freie Notizen mit Bezug auf die Beziehung eingegeben werden. Meist basieren die Angaben zu Beziehungen auf konkreten Experimenten. Dementsprechend ist die Dateneingabe strukturiert:

Zunächst wird angegeben, welche Art/ Taxa untersucht worden ist/ sind. Nach Eingabe des Taxanames werden Informationen wie Nomenklatur, Fotos, Schutzstatus, geographische Verbreitung, relevante Habitate mit dem Namen verbunden sofern auf mybiOSis verfügbar. Links zu größeren Datenbanken wie WORMS, PESI oder Catalogue of Life werden automatisch gesetzt. Die im „RelationshipEditor“ eingegebenen Artnamen werden außerdem automatisch in die Literaturübersichtstabelle ("Lit-Man") übernommen.

In Bezug auf die experimentellen Bedingungen können Parameter frei eingegeben werden. Durch die zunehmende Menge an Daten wurde ein strukturiertes Management für diesen Bereich erforderlich. Aus diesem Grund wird nun bereits bei Eingabe eines Namens für eine bestimmte Messgröße automatisch eine Einheit vorgeschlagen, so dass auf diese Weise eine Vereinheitlichung der Einheiten für die unterschiedlichen Größen unterstützt wird. Parameter-Daten von einer zuvor eingetragenen Beziehung können außerdem einfach für die nächste Beziehung kopiert werden. Dies ist besonders hilfreich, wenn in einer Publikation Ergebnisse vieler einzelner Experimente beschrieben werden, die unter sehr ähnlichen Bedingungen durchgeführt wurden.

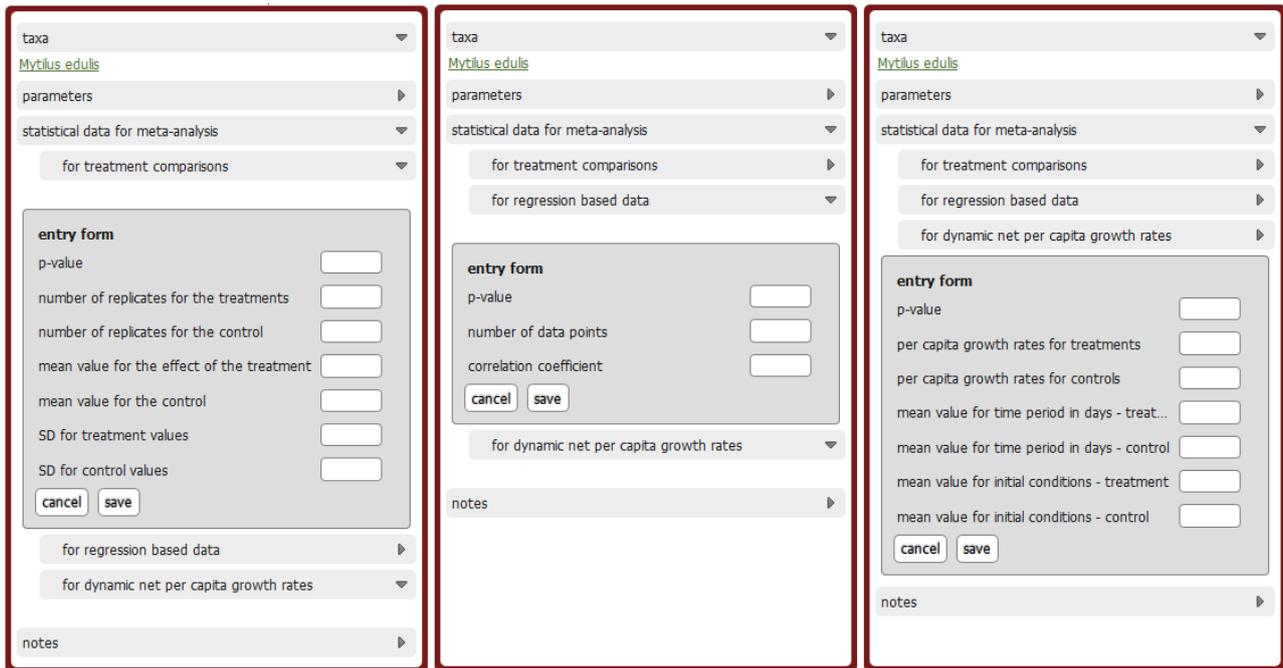
Informationen zu kumulativen Effekten können über Checkboxen eingetragen werden (Abbildung 4). Dabei wird zwischen den verschiedenen Modellen zur Einschätzung der kumulativen Beziehung unterschieden und es kann angegeben werden, ob der Effekt synergistisch oder antagonistisch oder den Erwartungen des Modells entspricht. Diese Unterscheidung wurde eingeführt, da alle diese drei Vergleichsmodelle in der Literatur vorkommen und so klarere Angaben gemacht werden können.

Abbildung 4: Eingabemöglichkeit für die Art der kumulativen Effekte im Modul „RelationshipsEditor“  
 Quelle: <https://kladia.info/klados/>



Die Eingabe der statistischen Daten ist so strukturiert, dass sie für spätere Meta-Analysen verwendet werden können (Abbildung 5). Dabei wird zwischen drei verschiedenen Datenstrukturen unterschieden. Durch die Meta-Analyse lässt sich bei ausreichender Datenlage später ermitteln wie gesichert die Erkenntnisse über eine bestimmte Beziehung sind. Die Methode wird ausführlich in Hillebrand et al. 2008 beschrieben.

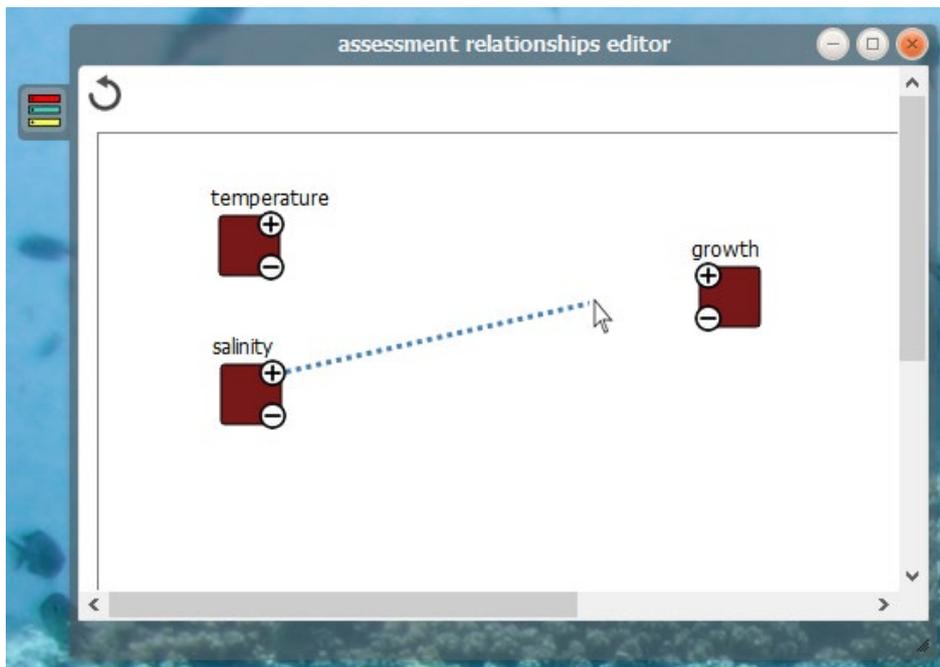
Abbildung 5: Eingabemöglichkeit für Statistikdaten im Modul „RelationshipsEditor“ Quelle: <https://kladia.info/klados/>



Die im Editor eingegebenen Informationen sind später über verschiedene Analysetools abrufbar. Der „RelationshipsEditor“ kann u.a. jederzeit über die "ReferenceDetails" aufgerufen werden und so können auch später noch Daten hinzugefügt werden. Es könne auch einzelne Daten direkt gelöscht oder aktualisiert werden, ohne dass die gesamte Beziehung mit den dazugehörigen Daten gelöscht werden muss.

Im „RelationshipsEditor“ wurde eine Funktion hinzugefügt, mit der die Beziehungen auch visuell dargestellt werden können. Mit dem sogenannten „GraphEditor“ kann der User interaktiv mit der Maus nachzeichnen, ob sich bei Erhöhung oder Minderung einer Belastung oder einer Umweltvariable eine Beobachtungsgröße erhöht oder gemindert wird (Abbildung 6). Darüber hinaus kann mit einer farblichen Markierung angezeigt werden, ob dieser Effekt als positiv (grüne Markierung der Verbindung) oder als negativ (rote Markierung der Verbindung) eingeschätzt wird oder ob sich diese Frage nicht so leicht beantworten lässt bzw. der Effekt neutral ist (graue Farbe). Diese Art der Darstellung kann besonders bei kumulativen Beziehungen sinnvoll sein, wenn mehrere Aspekte eine Größe beeinflussen. Im „RelationshipsEditor“ können außerdem Informationen zu der Art der kumulativen Effekte hinzuzufügt werden

Abbildung 6: Interaktiver „GraphEditor“ im Modul „RelationshipsEditor“. Quelle: <https://kldia.info/klados/>



### 2.2.2 „Assessment-Toolkit“

Das „Assessment-Toolkit“ ist ein Online-Modul in mybiOSis, das es dem Nutzer ermöglicht ein je nach Fragestellung gestaltetes Bewertungsszenario festzulegen, in dem eine Auswahl bestimmter Stressoren und Umweltvariablen für weitere Untersuchungen getroffen werden kann. Des Weiteren kann eine Matrix basierend auf der Auswahl der Literaturdaten erstellt werden, mit der ein kumulativer Indexwert berechnet wird. Dieser zeigt an, ob die Kombination der anthropogenen Belastungen in ihrem Zusammenwirken wahrscheinlich eher zu einer Verstärkung des Effektes auf den Organismus führen oder ob durch die Kombination die Wirkung wahrscheinlich eher abgemildert wird. Über das Modul gibt es außerdem Schnittstellen zu speziellen Methoden zur Analyse kumulativer Effekte.

In einem ersten Schritt wird ein Szenario definiert und ein Projektbezug hinterlegt. Das Szenario sollte an dieser Stelle in dem zur Verfügung stehenden Freitextfeld beschrieben werden, um so eine gute Transparenz zwischen den einzelnen Projektteilnehmern zu gewährleisten. Die verschiedenen nach und nach angelegten Szenarios werden später gespeichert, in einer Liste dargestellt und können später einfach ausgewählt werden, um auf die dazugehörigen Informationen zuzugreifen.

Um die Literatur zu filtern, so dass nur noch die Literaturdaten angezeigt werden, können die bei der Literatureingabe gesetzten Tags verwendet werden. Über die Filterfunktionen im "Assessment-Toolkit" können außerdem Taxa ausgewählt werden, die berücksichtigt werden sollen. Hier automatisch aufgelistete Taxa stammen u.a. aus den Angaben aus dem "RelationshipEditor". Die Artnamen, können neben einer alphabetischen Sortierung auch nach taxonomischer Zuordnung aufgelistet werden. So lassen sich sämtliche Arten einer taxonomischen Gruppe schneller auszuwählen. Die Systematik für die Taxonomie wird dem „Catalogue of Life“ ([www.catalogueoflife.org/](http://www.catalogueoflife.org/)) entnommen.

Außerdem können ein geographischer und ein zeitlicher Filter angewandt werden.

Auf der Basis dieser Filter werden einzelne Environs (einzelne Elemente der Beziehungen) und einzelne Beziehungen aufgeführt. Auch auf diesen beiden Ebenen kann nochmal eine Auswahl erfolgen.

Das Beziehungsnetzwerk auf Grundlage der Literaturdaten kann über das "AssessmentToolkit" mit zwei verschiedenen Visualisierungstools dargestellt werden. Beide stellen die Daten mit Sankeydiagramme dar, wobei mit dem einen jedoch eine thematische Gruppierung möglich ist. Diese Art der Darstellung ist besonders sinnvoll, wenn das Szenario viele Literaturdaten mit vielen verschiedenen Beziehungen umfasst.

Auf Basis der Literaturdatenauswahl kann außerdem eine einfache Matrix erzeugt werden, in die die zu testende Werte eingetragen werden können, so dass ein kumulativer Indexwert berechnet wird. Diese Matrixanalyse kann auch mit einem räumlichen Bezug durchgeführt werden. Dafür können ins Tool hochgeladene Monitoringdaten verwendet werden. Die berechneten Matrixwerte können später auf einer Karte dargestellt werden. Das "AssessmentToolkit" beinhaltet außerdem die Möglichkeit geographische Analysen durchzuführen, um beispielsweise die durchschnittliche Belastung in einem ausgewählten geographischen Gebiet zu berechnen.

#### **2.2.2.1 Matrix**

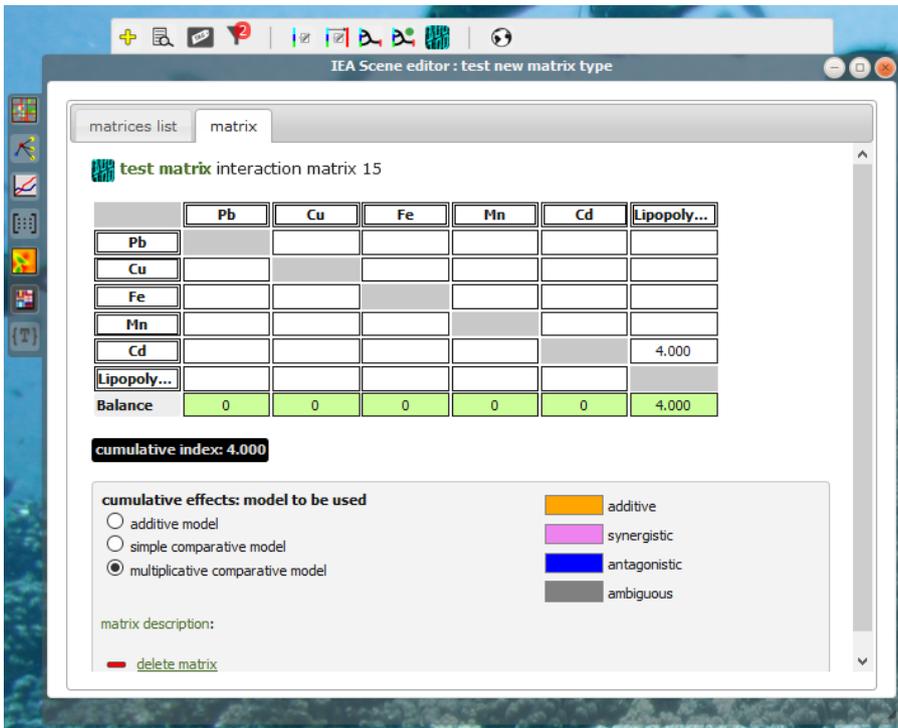
In der in LiACAT implementierten Matrix lassen sich speziell Interaktionsbeziehungen analysieren und auf einfache Art und Weise darstellen. Außerdem lässt sich mit dem Tool ein kumulativer Indexwert berechnen.

Die Matrix wird aus allen Elementen des Beziehungsnetzwerkes basierend auf der Auswahl der Literaturdaten aufgebaut. Dabei werden Felder für mögliche Interaktionen zwischen allen Elementen angezeigt, auch wenn es nicht für alle Literaturdaten zu Interaktionen gibt. Für die Berechnung des Interaktionswertes, der für jede Zelle der Matrix berechnet werden kann, wird für jedes Element der Matrix ein Schwellenwert für den Effekt (z.B. auf einen Organismus) benötigt, der anzeigt, ab welcher Intensität eine negative Wirkung zu erwarten ist, ein Wert für die zu untersuchende Intensität der jeweiligen Elemente, und ein Interaktionsfaktor benötigt, der anzeigt, ob sich durch das Vorhandensein beider Elemente ein Effekt eher verstärkt (synergistischer Effekt) oder er abgeschwächt (antagonistischer Effekt) wird. Die Berechnung erfolgt wie in Kapitel 3.1 beschrieben. Der zusammenfassende kumulative Index wird berechnet, indem die Spaltensummen aus den Einzelergebnissen der Zellen aufaddiert werden.

Um die Ergebnisse der Berechnungen in den einzelnen Zellen anschaulich darzustellen und einen schnellen Überblick über die Häufigkeit von synergistischen und antagonistischen Interaktionen zu gewährleisten, wurden farbliche Markierungen eingeführt, die anzeigen, welche Art von kumulativer Beziehung auftritt (Abbildung 7).

Es gibt außerdem die Möglichkeit, auf einzelne Zellen zu klicken und nähere Informationen zu den Interaktionen/ Beziehungen zu erhalten. Dafür öffnet sich eine Infobox. In dieser Infobox gibt es einen direkten Link zum „RelationshipsEditor“, in dem weitere detaillierte Informationen abgerufen werden können

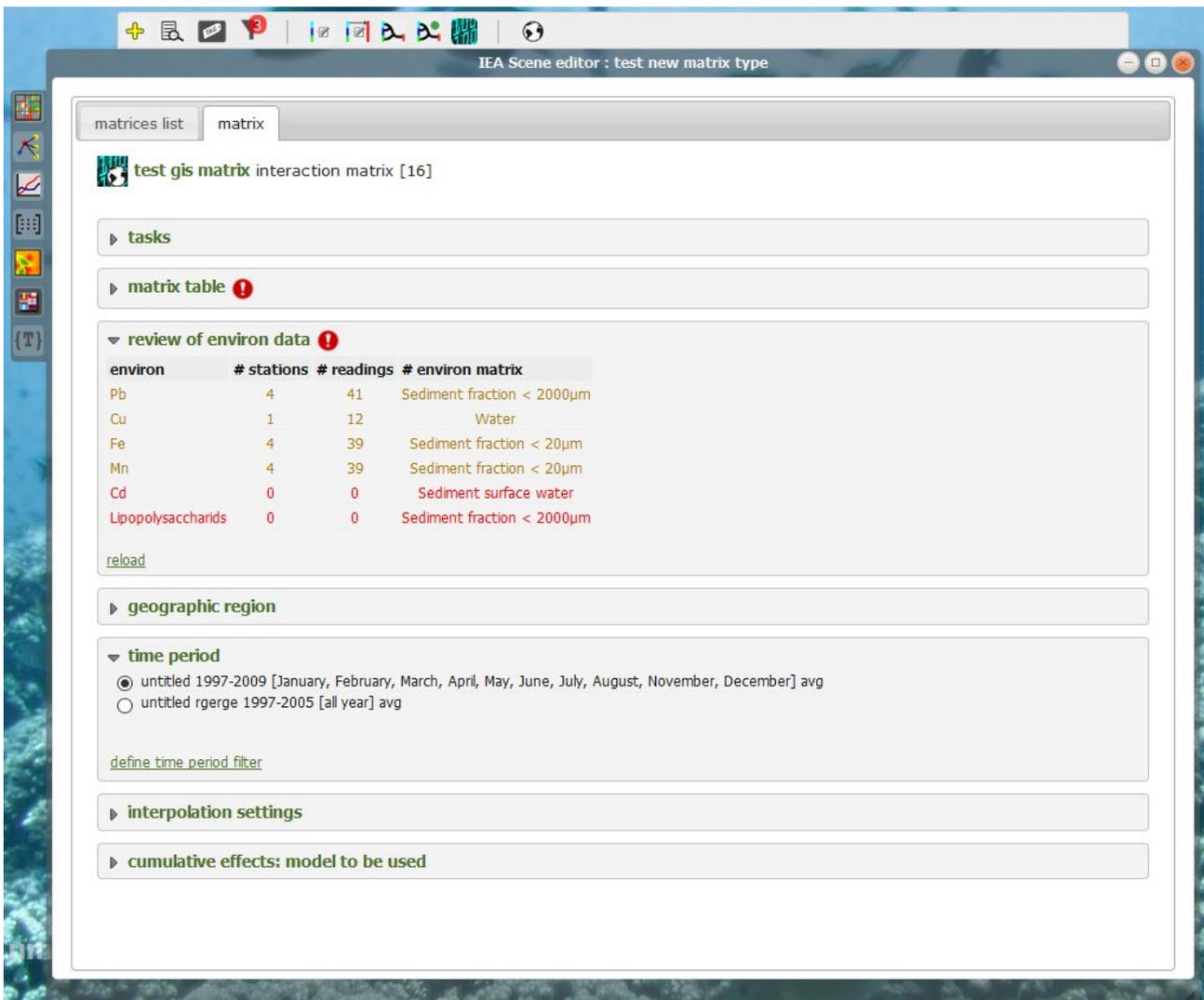
Abbildung 7: Interaktionsmatrix mit farblich zu kennzeichnenden Beziehungen. Quelle: <https://kladonia.info/klados/>



### 2.2.2.2 GIS-Matrix

Im Gegensatz zu der einfachen Matrix werden hier die Intensitäten der einzelnen Stressoren und Komponenten der Matrix nicht manuell eingegeben, sondern automatisch aus geografischen Daten extrahiert. Die Interaktionsdaten sowie die Toleranzgrenzen des Organismus werden hingegen wie bei der einfachen Matrix ohne GIS-Anbindung den Literaturdaten entnommen. Für jedes Raster in einer Kartendarstellung kann so ein kumulativer Indexwert berechnet und angegeben werden. In dieser geografischen Matrix wird außerdem die Datenverfügbarkeit für die räumlichen Daten durch die Rahmenfarbe der einzelnen Zellen angezeigt (gelb für eine geringe räumliche Abdeckung, rot für das Fehlen entsprechender Daten, siehe Abbildung 8). Da dieses Modul einen höheren Rechenaufwand erfordert, müssen die Berechnungen auf einem parallelen Server durchgeführt werden, der eingerichtet wurde. Als Vorbereitung für die Berechnung der Belastungskarten wurde in das neue geografische Modul eine Interpolationsmethode eingebaut, mit der sich Stationsdaten flächig darstellen lassen können. So ist für jede Rasterzelle ein Wert für die Intensität eines bestimmten Einflussfaktors verfügbar. Für das geografische Modul und die spätere Kartendarstellung wurde ein neues Feature eingebaut, das eine Filterung der Daten für die Darstellung erlaubt: Hiermit können ein geografisches Gebiet, sowie die Taxons, die berücksichtigt werden sollen, ausgewählt werden.

Abbildung 8: Neues geografisches Modul im Assessment-Toolkit. Quelle: <https://kladia.info/klados/>



### 2.2.2.3 Automated Cumulative Impact Model (ACIM)

Im Hinblick auf neuste wissenschaftliche Erkenntnisse wurde ein Tool entwickelt, mit dem sich auf Basis von Literaturdaten ein Netzwerkmodell selbstständig aufbaut, bei dem auch zeitlich variable kumulative Effekte berücksichtigt werden können. Mit diesem Tool können die kumulativen Auswirkungen auf Arten oder Habitate im Vergleich zu Referenzwerten für z.B. verschiedene Managementszenarien berechnet werden. Das Modell ist an die Literaturdatenstruktur in LiACAT angepasst und wurde dort als Anwendung integriert. Nähere Informationen können dem Kapitel 4 entnommen werden, in dem die Methode zusammen mit einem Anwendungsbeispiel beschrieben wird.

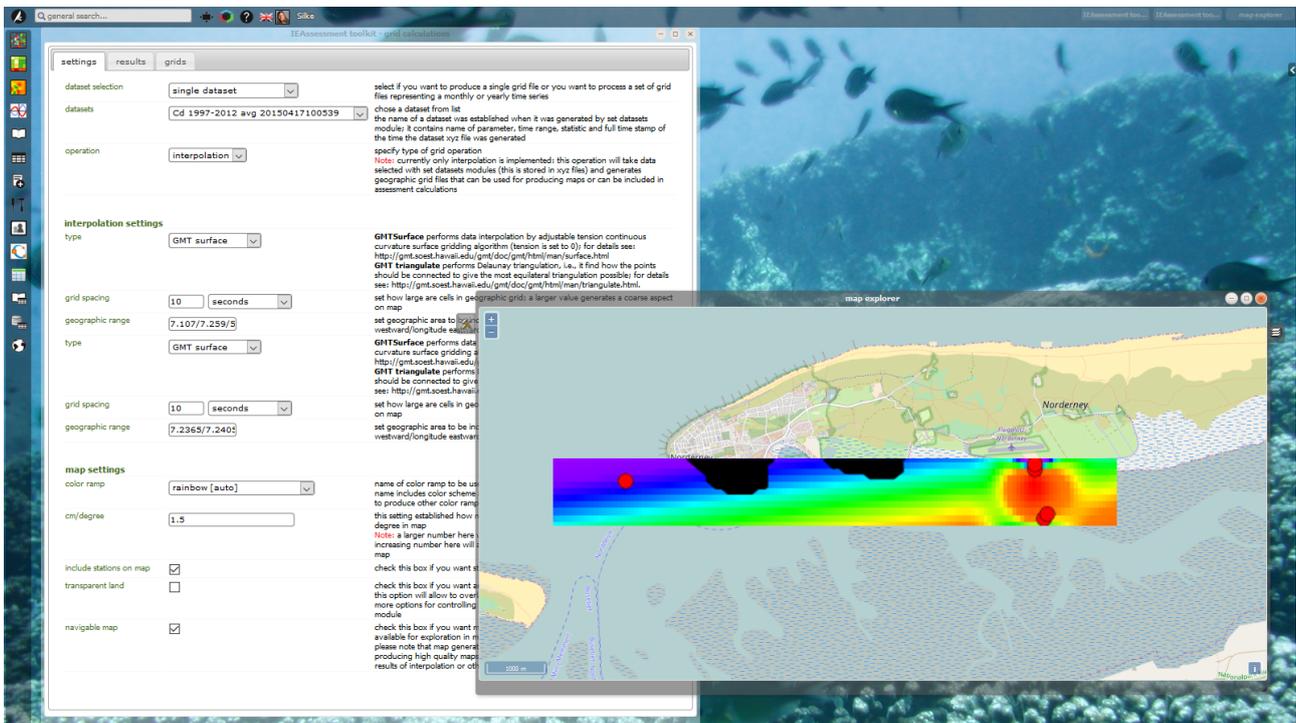
## 2.2.3 Visualisierungstools

### 2.2.3.1 Darstellung und Interpolation von räumlichen Daten

Mit der Anwendung "Grid calculations" können räumliche Daten bearbeitet und auf einer Karte angezeigt werden. Dafür werden Punktdaten benötigt. Diese können dann beispielsweise verwendet werden, um anzuzeigen, wo bestimmte Messstationen liegen. Außerdem können Interpolationen mit zwei verschiedenen Methoden durchgeführt werden, so dass auf der Karte fließende Übergänge zu sehen

sind. Dafür können verschiedene Einstellungen vorgenommen werden, die je nach Datensatz angepasst werden können (beispielsweise die Rastergröße oder die Farbpalette). In Abbildung 9 ist ein Beispiel für die Interpolation von Cadmiumkonzentration auf Grundlage nur sehr weniger Stationen bei Norderney zu sehen.

Abbildung 9: Geografische Interpolation von Cadmiumkonzentrationen bei Norderney. Quelle: <https://kladia.info/klados/>



### 2.2.3.2 MapExplorer

Mit diesem Modul können geographische Daten dargestellt werden, beispielsweise Monitoringdaten, Ergebnisse der GIS-Matrix oder die Ergebniskarten des Nordseeindex. Die geographischen Daten können einfach über eine Drag-und Drop-Funktion hochgeladen werden und erscheinen als Layer im Fenster der Anwendung. Verschiedene Layouts können angelegt und gespeichert werden. Rasterdaten können beispielsweise mit verschiedenen Farbpaletten dargestellt werden und es können verschiedene Hintergrundkarten können ausgewählt werden.

Zur Analyse der räumlichen Daten kann ein Polygon um einen räumliches Gebiet von Interesse gezeichnet werden und die Rasterdaten in dem Polygon analysiert werden. Es wird dann beispielsweise angezeigt, wo räumlich der geringste Wert und der höchste Wert in dem Gebiet zu finden ist, wie der Mittelwert ist und wie groß die Standardabweichung ist. Es ist außerdem möglich Entfernungen zu berechnen.

### 2.2.3.3 „Sankey“-Diagramme

Über das "Assessment-Toolkit" können Literaturdaten in Form eines "Sankey-Diagrammes" dargestellt werden. Die Daten basieren hier auf Eingaben über den "RelationshipsEditor", in den Beziehungen zwischen zwei oder mehreren Environs eingetragen werden. Die Sankey-Diagramme bauen auf einem Source-Code von Mike Bostock (<https://bl.ocks.org/mbostock/ca9a0bb7ba204d12974bca90acc507c0>) auf und sind insbesondere dafür geeignet eine kleinere, begrenzte Anzahl von Beziehungen darzustellen.

Eine weitere Darstellungsform zur Visualisierung des Beziehungsnetzwerkes zwischen menschlichen Aktivitäten und Auswirkungen auf die Umwelt stellt das "hierarchisches Sankey-Diagramm" dar. Diese Darstellungsmethode basiert auf einem Source-Code von Neil Atkinson (<http://bl.ocks.org/Neilos/584b9a5d44d5fe00f779>), und wurde für LiACAT angepasst. Die Darstellungsform zielt darauf ab, gleichzeitig Informationen über sehr viele Beziehungen darzustellen, dabei jedoch die Übersichtlichkeit zu bewahren. Ermöglicht wird dies durch eine interaktive Zoom-In Funktion sowie unterschiedliche Detailstufen zwischen denen gewählt werden kann. Zunächst wurde eine inhaltliche Struktur für die Zuordnung der einzelnen „Environs“ zu größeren Themengruppen erstellt. Diese Struktur bildet die Grundlage für eine Zoom-in-Funktion: Durch einen Klick auf eine bestimmte Themengruppe splittet sich diese Themengruppe in die dazugehörigen „Environs“ auf und so werden mehr Details sichtbar. Es gibt drei verschiedene Strukturen für eine Themengruppierung, wobei eine hauptsächlich auf der Gruppierung nach Deskriptoren der MSRL beruht. Daneben gibt es noch eine detailliertere und eine noch umfassendere Themengruppierung. Weitere Detailinformationen werden durch Anklicken der Verbindungen zwischen den Beziehungen mit einem Rechtsklick abrufbar. Diese in einem kleinen Kasten angezeigten Informationen umfassen die Daten, die im „RelationshipsEditor“ eingegeben wurden.

### 2.3 Anwendbarkeit von LiACAT

Der Aufbau von LiACAT ist stark an die Erfordernisse der kumulativen Analyse der MSRL angepasst. Es wurden zudem Ansprüche berücksichtigt, die sich aus verschiedenen Sitzungen von OSPAR und HELCOM ergaben. Auch die Datenstruktur aus dem deutschen Monitoring wurde beachtet, so dass kaum ein Formatierungsaufwand für die Vorbereitung der Daten für die Nutzung in LiACAT notwendig ist. Eine Besonderheit des Tools ist die enge Verzahnung von wissenschaftlichen Erkenntnissen mit Monitoring-Daten über einen integrierten Ansatz mit verschiedenen Bewertungswerkzeugen und Methoden. Damit füllt das Tool eine wichtige Lücke.

Zur Darstellung der komplexen Beziehungen bietet das Tool eine gute Möglichkeit und bietet eine vollständige Transparenz des Informationsflusses. Mit dem Tool wurden Grafiken für den HELCOM Bericht zum Zustand der Ostsee (State of the Baltic Sea Report, HELCOM 2018) verwendet. In den deutschen Berichten über die Zustände der Nord- und Ostsee wurde auf die hier beschriebenen Arbeiten zur Konzeptentwicklung für kumulative Bewertungen verwiesen (BMU 2019a, BMU 2019b).

LiACAT ist für die Literaturanalyse und die Analyse und Einschätzung verschiedene kumulative Effekte einsatzfähig. Es sollte jedoch berücksichtigt werden, dass nicht für alle theoretisch möglichen kumulativen Effekte Daten zur Verfügung stehen. Die Ergebnisse sind jedoch unter der Voraussetzung einer kontinuierlichen regelmäßigen Eingabe von Literaturdaten an den aktuellen Stand der Wissenschaft angepasst. Bei einer praktischen Anwendung des Tools für Bewertungen wäre es noch engere Verschneidung verschiedener Module, sowie die Integration weiterer Programme zur Modellierung von kumulativen Effekten sinnvoll. Zudem ist eine kontinuierliche Wartung notwendig. Ein weiterer wichtiger Aspekt ist, dass die Literaturdaten auf aktuellem Stand gehalten und dafür fortwährend bei neuen Erkenntnissen um neue Literatureinträge ergänzt werden sollten.

### 3 Analysenansatz für kumulativer Effekte anthropogener Belastungen auf eine Art

Aufbauend auf der im Projekt „Entwicklung eines Konzeptes zur kumulativen Bewertung anthropogener Belastungen im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie“ (FKZ 371125216, Eilers et al. 2014) entwickelten Methode zur Analyse kumulativer Effekte wurde eine Kombinationsmethode aus Matrix-Modell und DEB-Modell weiterentwickelt und strukturell überarbeitet. Zum besseren Verständnis werden im Folgenden zunächst die beiden grundsätzlichen Methoden kurz beschrieben und im Anschluss daran dann der neue strukturelle Aufbau dargestellt.

#### 3.1 Matrix-Methode

Matrixmodelle sind durch ihren Aufbau sehr flexibel und können in vielfältiger Weise und für verschiedene Zwecke angewendet werden. Daher ist es möglich das generelle Konzept für sehr verschiedene Arten von Informationen, die auf Literaturdaten, Experteneinschätzungen oder einer Kombination beider Arten von Informationen basieren, zu verwenden. Die verwendete Matrixmethode entspricht einer Abwandlung der in Weimer-Jehle 2008 vorgestellten Methode, die dort für sozio-ökonomische Analysen verwendet wurde. Für die Anwendung der Matrixmethode zur Analyse kumulativer Interaktionen anthropogener Belastungen spielen spezielle Aspekte eine Rolle, die zunächst verschnitten werden müssen. Die relevanten Aspekte umfassen Reaktionsschwellenwerte, Interaktionsfaktoren und Umweltdaten. Um die relevanten Aspekte sinnvoll zu integrieren, wurde die Methode daher entsprechend abgewandelt.

In einem ersten Schritt wird die Intensität eines Stressors mit dem Reaktionsschwellenwert normalisiert. Dieser Reaktionsschwellenwert ist durch die Intensität des Stressors, bei der eine erste Reaktion des Organismus auf den Stressor ermittelt oder beobachtet werden kann, definiert. Der Interaktionsfaktor wird Literaturdaten entnommen oder basiert auf der Einschätzung von Experten. Die Methode orientiert sich an einem einfachen Vergleich der Effekte: Ein positiver Wert spiegelt einen synergistischen Effekt wider und ein negativer Wert zeigt einen antagonistischen Effekt an. Die Intensitäten der Stressoren werden Monitoringdaten entnommen. Alternativ könnten sie auch auf anderen Messungen beruhen.

Eine einfache Formel verbindet die einzelnen Elemente (Eilers 2021) um den "gewichteten Interaktionsfaktor" zu berechnen. Dieser Wert wird für jeden Stressor für alle mögliche Kombination aller weiteren im Gebiet vorkommenden Stressoren angegeben. Er zeigt jeweils an, ob sich der Effekt eines Stressors durch das Vorkommen eines anderen Stressors unter den gegebenen Umständen verstärkt oder vermindert oder ob keine Interaktionseffekte bekannt sind. In einem zweiten Schritt wird dann jeweils für jeden Stressor ein „Netto-Interaktionseffekt“ berechnet, der angibt, ob die Kombination aller vorkommenden Stressoren den Effekt des einen Stressors verstärkt oder vermindert und in welchem Ausmaß dies der Fall ist (entsprechend des Bilanzwertes für jede Spalte).

Die Bilanz jedes einzelnen Stressors ist in einer Tabelle aufgelistet und dient als Input für das DEB-Modell (siehe als theoretisches Beispiel nachfolgende Tabelle 1).

Tabelle 1: Schematische Darstellung der zusammenfassenden Berechnungen der Wechselwirkungen von Stressoren mit einem Matrixmodell: Darstellung anhand von fiktiven Beispielen (verändert nach Weimer-Jehle 2008). In den einzelnen Zellen sind jeweils die mit Intensitäten der Stressoren bereits gewichteten Interaktionsfaktoren dargestellt. In der untersten Zeile ist die Summe der gewichteten Interaktionsfaktoren angegeben.

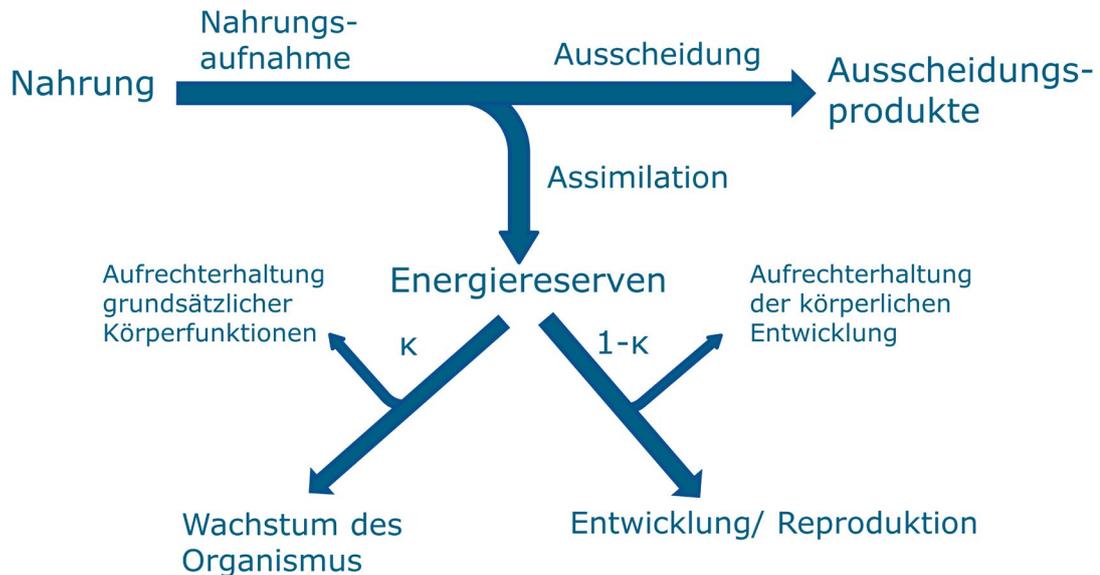
	Stressor 1	Stressor 2	Stressor 3	Stressor 4
Stressor 1		0,6	0,3	0,2
Stressor 2	0,3		0,4	0,1
Stressor 3	-0,5	0,6		0,1
Stressor 4	0,4	0,3	-0,4	
Bilanz	0.2	1.5	0.3	0.4

### 3.2 Dynamische Energiebilanz-Modelle (DEB-Modell)

Im dynamischen Energiebilanz-Modell werden zeitlich dynamische Prozesse berücksichtigt. Zudem wird hier berücksichtigt, wie lange die Ökosystemkomponente den Belastungen ausgesetzt ist und wie sich die Intensität der menschlich verursachten Belastungen und der Umweltfaktoren über die Zeit verändern. Dies ist beispielsweise relevant, da sich Effekte bei einer andauernden Belastung mit der Zeit verstärken können oder aber sich ein Organismus ggf. an bestimmte Gegebenheiten zu einem gewissen Maße anpassen kann.

Dynamische Energiebilanz-Modelle basieren auf der Theorie der dynamischen Energiebilanz, die die metabolische Organisation der Organismen beschreibt und mit der physiologische Effekte unter bestimmten Labor- oder Umweltbedingungen vorausgesagt und quantifiziert werden können (Abbildung 10, Kooijmann 2010). Grundsätzlich werden in dem Hauptmodell fundamentale Stoffwechselforgänge modelliert und die Umwandlung von Nahrung in Energie berechnet. Darüber hinaus wird modelliert und quantifiziert für welche Aufgaben die Energie verwendet wird (z.B. physiologische Prozesse, Wachstum und Reproduktion).

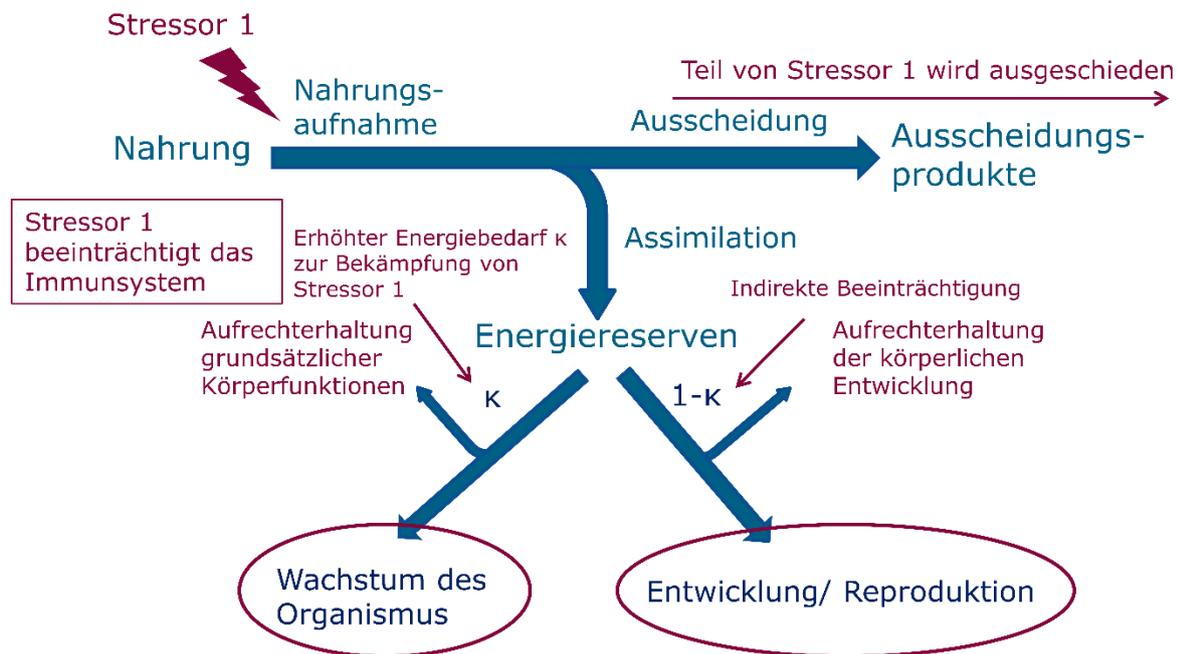
Abbildung 10: Schematische Darstellung der Energiebilanzen im DEB-Modell, verändert nach Kooijmann 2010



DEB-Modelle berücksichtigen Informationen wie Aufnahmemechanismen für Nahrung und Toxine, Lebenszyklen und Speicherstrukturen wie auch Schadstoffeinflüsse oder Krankheiten, die den Energiebedarf einer Art verändern. Umwelteinflüsse können mit zeitlichen Dynamiken in das Modell eingespeist werden und es wird modelliert, wie sich diese zu bestimmten Zeiten auf verschiedene Aspekte auswirken (Abbildung 11). So können beispielsweise zeitliche Überschneidungen von Nahrungsknappheit und starker Belastung durch anthropogene Stressoren simuliert werden. Dabei wird auch die Entwicklung des Organismus über die Zeit berücksichtigt: Es wird ersichtlich wie stark die Belastungssituation in verschiedenen Lebensabschnitten zu erwarten ist und ob bestimmte Prozesse der Entwicklung besonders beeinträchtigt werden.

Auch Interaktionseffekte wurden zeitlich dynamisch in das Modell eingebaut– diese stammen aus der Matrixmethode, die in angepasster Form hierfür verwendet wurde. Hierfür wurden die Bilanzen der einzelnen Stressoren aus der oben beschriebenen Matrix-Methode übernommen. Für die Integration der Methode wurde ein Bilanzwert pro Zeitschritt auf Grundlage der jeweiligen Intensität des Stressors in der Umwelt berechnet.

Abbildung 11: Schematische Darstellung der Effekte von Stressoren im DEB-Modell, verändert nach Kooijmann 2010



Neben dem Einbau der Interaktionseffekte durch die Integration der oben beschriebenen Matrixmethode wurde das Basis-DEB-Modell um ein weiteres Modul zur Analyse kumulativer Effekte erweitert. In diesem Modul wird die Dynamik der Stärke der einzelnen Belastungen in Abhängigkeit von deren Intensität in der Umwelt im Zusammenhang mit körperlichen Prozessen modelliert. Hier können mögliche zeitliche Verzögerungen von Effekten sowie eventuelle Anpassungsreaktionen des Organismus berücksichtigt werden.

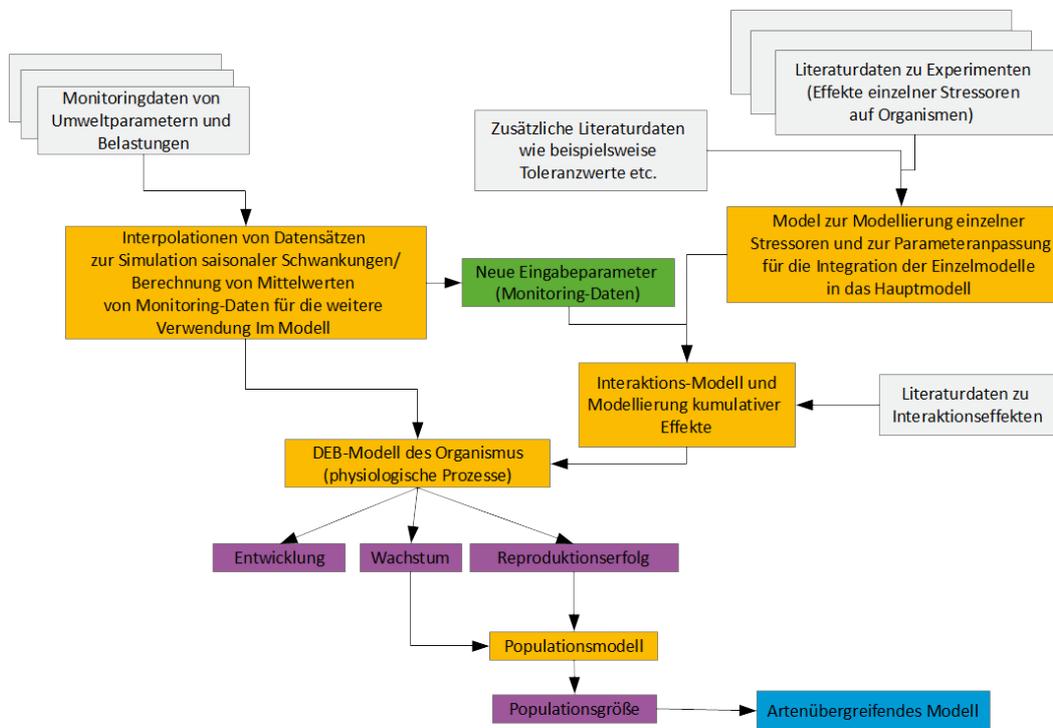
Für den praktischen Anwendungsfall als Bewertungswerkzeug wurde das DEB-Modell dahingehend angepasst, dass Interaktionsfaktoren nicht auf Grundlage experimenteller Ergebnisse mit dem DEB-Modell berechnet werden, sondern dass bereits bekannte Interaktionsfaktoren aus der Literatur in das Modell eingespeist werden.

Auf diese Weise können zu erwartende Effekte verschiedener Kombinationen von Belastungen prognostiziert werden. Als Ergebnis der Analyse werden Auswirkungen auf die Reproduktion, den energetischen Zustand und die Mortalität berechnet, die gute Indizien für die Stärke der Belastungssituation sind. Daneben können aber auch die Auswirkungen auf physiologische Prozesse bestimmt werden, beispielsweise bei der Miesmuschel die Auswirkungen auf die Filtration. Detailliertere Informationen zur grundsätzlichen Methodik finden sich im Endbericht des Vorgängerprojektes sowie in einer Dissertation (FKZ 371125216, Eilers et al. 2014, Eilers 2021).

In Abbildung 12 wird eine Übersicht der aktuellen Programmstruktur und der Datenflüsse dargestellt (siehe auch Veröffentlichung auf GitHub: <https://github.com/SilkeEilers/MultipleStressorsAnalyses>). Das hier integrierte Populationsmodell ist jedoch noch nicht mit dem Hauptkript verknüpft. Der Einbau der Ergebnisse für ein aus mehreren Arten bestehendes Modell stellt eine mögliche Erweiterung dar, die derzeit mit Experten diskutiert wird und durch entsprechende Kooperationen umgesetzt werden könnte. Das DEB-Basismodell basiert auf einer Publikation von Saraiva et al. (2012). Jedoch wurden einige Anpassungen vorgenommen, so dass das Modell besser zu der hier verwendeten Datenbasis passt. Es wurde beispielsweise ein Parameter angepasst, der beschreibt wie effektiv die Miesmuschel Algen aus dem Wasser bindet. Diese Änderung war notwendig, da in der Literaturquelle, aus der der

ursprüngliche Parameterwert übernommen wurde, Chlorophyll als Näherungswert für die Algenkonzentration verwendet wurde (Saraiva et al. 2012), während im vorliegenden Projekt die direkten Biomasseberechnungen eines Phytoplankton-Monitorings genutzt werden konnten.

Abbildung 12: Schematisierte Datenflüsse zum kumulativen DEB-Modell



Für die praktische Anwendung wurde ein Vorschlag zur Integration des DEB-Modells in LiACAT ausgearbeitet und eine entsprechende Beispieldarstellung erstellt. Als Vorbereitung für den Einbau des Programmes wurden strukturelle Anpassungen am Modell vorgenommen und Kompiliermöglichkeiten recherchiert. Zur einfacheren Integration in das Online-Portal wurde begonnen, das Programm in eine andere Implementierungssprache zu übersetzen und in das freie Softwareprogramm Octave (<https://www.gnu.org/software/octave/>) zu übertragen.

Als Anwendungsbeispiel für die oben beschriebene Methode wurde das Modell für Miesmuscheln angepasst und mit Daten aus einem Monitoringprogramm sowie mit Literaturdaten gespeist. Dabei wurde berücksichtigt, dass auch Umwelteinflüsse die Stärke der Auswirkungen anthropogener Belastungen verändern können und dieser Prozess in die kumulative Analyse integriert. Für die Erstellung eines Belastungsszenarios wurden die Schwermetalle Kupfer, Cadmium, Blei und Zink verwendet. Darüber hinaus wurden die Sauerstoffkonzentrationen, der pH-Wert, die Temperatur und die Salinität als Umweltparameter in das Modell integriert. Als Anhaltspunkt für die Nahrungsverfügbarkeit und die Art der Nahrung wurden Daten für Phytoplankton sowie Daten zum gelösten organischen Kohlenstoff verwendet. Die Daten stammten aus dem Monitoringprogramm des NLWKN.

Für das Kontrollscenario wurde angenommen, dass das Wasser keine Schwermetalle enthält und der pH-Wert für die Miesmuscheln ihrem Optimum entspricht. Die Temperaturdaten basierten auf einem

vom BSH zur Verfügung gestellten Datensatz zum Temperaturverlauf, der aus Ergebnissen des HAM-SOM-Modells stammte. Hier wurden jedoch die Extremwerte des Temperaturverlaufes nicht mit einbezogen (Eilers 2021).

Hintergrund für diese Auswahl der Belastungen und Umweltparameter war die besondere Sensibilität der Art gegenüber diesen Belastungen sowie die vergleichsweise gute Datenlage zu diesen Belastungen. So standen für diese Schadstoffe nicht nur Daten zu Konzentrationen in den Miesmuscheln, sondern auch Daten zu den biologischen Auswirkungen auf die Miesmuschel und Informationen zu Interaktionseffekten zur Verfügung, die ein Hauptuntersuchungsziel dieser Analyse waren. Aufgrund der Datenlage wurden die o.g. Schwermetalle ausgewählt. Das Szenario diente zunächst als Test des Konzeptes und des Modells. Es bestand daher kein Anspruch auf eine vollständige Erfassung sämtlicher anthropogener Belastungen, denen die Miesmuschel ausgesetzt sein könnte. Zu Beginn erfolgte eine umfassende Literaturrecherche.

Die Kriterien zur Auswahl der Studien für das Literaturmodell waren wie folgt:

- ▶ *Mytilus edulis* war der Modellorganismus.
- ▶ Es wurden möglichst viele verschiedene Zeitpunkte und Belastungsintensitäten untersucht.
- ▶ Die experimentellen Bedingungen (wie beispielsweise Salinität und pH-Wert) entsprachen den Bedingungen in der Nordsee.
- ▶ Es wurde sichergestellt, dass grundlegende Qualitätsstandards eingehalten wurden, d.h. es wurden keine offensichtlichen Fehler entdeckt und es lagen statistische Angaben vor.
- ▶ Peer-Review-Zeitschriften wurden bevorzugt.
- ▶ Die Versuchstiere stammten aus der Nordsee.

Die Kriterien zur Auswahl von benötigten Parametern und Formeln für das DEB-Modell waren wie folgt:

- ▶ *Mytilus edulis* war der Modellorganismus.
- ▶ Gewisse Qualitätsstandards wurden eingehalten, d.h. es wurden keine offensichtlichen Fehler entdeckt.
- ▶ Nach Möglichkeit wurde es vermieden, DEB-Parameter aus vielen verschiedenen Publikationen zu gewinnen. Stattdessen wurde nach Möglichkeit eine Publikation gewählt, in der viele DEB-Parameter zur Verfügung standen, so dass möglichst wenige Parameter und Formeln aus weiteren Publikationen entnommen werden mussten.
- ▶ Die experimentellen Bedingungen wie beispielsweise Salinität und pH-Wert entsprachen den Bedingungen in der Nordsee.
- ▶ Peer-Review-Zeitschriften wurden bevorzugt.
- ▶ Die Versuchstiere stammten aus der Nordsee.

Für die Studien zu Interaktionseffekten wurden folgende Kriterien festgelegt:

- ▶ Die Publikation beschrieb entweder eine Interaktion zwischen zwei Belastungen im Zusammenspiel mit der Miesmuschel (Gattung *Mytilus*) oder eine Interaktion zwischen Stressoren im Wasserkörper oder im Sediment, die sich auf die Miesmuschel auswirkten.
- ▶ Es lagen sowohl Daten zu einem beobachteten Effekt aufgrund eines Stressors als auch Daten zu einem Effekt zu der kombinatorischen Wirkung zweier Effekte vor.
- ▶ Es handelte sich um die Art *Mytilus edulis*.
- ▶ Die experimentellen Bedingungen wie beispielsweise Salinität und pH-Wert entsprachen den Bedingungen in der Nordsee.
- ▶ Es wurde sichergestellt, dass grundlegende Qualitätsstandards eingehalten wurden, d.h. es wurden keine offensichtlichen Fehler entdeckt und es lagen statistische Angaben vor.

- ▶ Peer-Review-Zeitschriften wurden bevorzugt.
- ▶ Die Versuchstiere stammten aus der Nordsee.
- ▶ Wenn mehrere Interaktionswerte zur Verfügung standen bzw. berechnet werden konnten, wurde der höchste Interaktionswert verwendet, der zu der größten Verschlechterung bei gleichzeitigem Vorkommen beider Stressoren führte.

Die Ergebnisse der Analyse wurden der AG-Benthos, dem NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) in Oldenburg, dem LKN (Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein, Nationalparkverwaltung) in Tönning zur Verfügung gestellt und diskutiert. Außerdem wurden die Ergebnisse bei dem Abschlusstreffen des F&E-Projektes „Kohärentes Monitoring der Belastungen deutscher Meeres- und Küstengewässer mit menschlichen Abfällen und der ökologischen Konsequenzen mit weiterem Fokus auf eingehende Identifizierung der Quellen“ und der AG ErBeM (Erfassen, Bewerten, Maßnahmen) sowie auf einem nationalen Bewertungsworkshop zur MSRL im Jahr 2017 vorgestellt.

Neben dem oben beschriebenen Test wurde das Modell für die Modellierung von Effekten anthropogener Belastungen auf die Pazifischen Auster getestet und es wurde recherchiert für welche Arten, die in der Nord- und Ostsee vorkommen, Daten für DEB-Parameter zur Verfügung stehen.

Darüber hinaus wurde das Modell mit einem Monitoringdatensatz eines weiteren Standortes sowie für verschiedene Stressszenarien unterschiedlicher Stärke berechnet.

In Bezug auf die entwickelte methodische Herangehensweise wurde getestet, ob die Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den einzelnen Stressoren zu einem anderen Ergebnis führt als die reine Addition der einzelnen Effekte. Dies wurde am Beispiel der Miesmuschel getestet.

### **3.3 Ergebnisse der Analyse kumulativer Effekte ausgewählter Belastungen auf Miesmuscheln**

Dieses Modell wurde zunächst für die Art "*Mytilus edulis*" aufgebaut und mit einem Datensatz der Monitoring-Station bei Norderney getestet. Darüber hinaus wurde evaluiert welche Anwendungsmöglichkeiten das Modell zur Analyse kumulativer Effekte im Rahmen der MSRL bietet.

Für die Verarbeitung der Literaturdaten erwies sich die Literaturdatenbank LiACAT als hilfreich, so dass hierüber ein Überblick über die Literatur gewonnen werden konnte und Daten in geordneter Form abrufbar waren. Die Datenlage zu den ausgewählten Belastungen mit Bezug auf die Miesmuschel war gut und eignete sich daher für eine kumulative Analyse mit der Matrix-Methode und dem DEB-Modell. Im Folgenden werden die wesentlichsten Ergebnisse kurz dargestellt. Die detaillierten Ergebnisse können der Veröffentlichung entnommen werden (Eilers 2021).

Die erste Literaturrecherche bezog sich auf sehr viele unterschiedliche Belastungen und umfassten Studien, die in verschiedenen Gebieten durchgeführt wurden.

Für den Praxistest erfolgte eine Auswahl der Daten und Formeln zu Interaktionen. Ausgewählt wurden die Daten, die für die Analyse und für das Untersuchungsgebiet relevant und geeignet waren und zu denen die Datenlage auch in Bezug auf Interaktionen zwischen den Stressoren vergleichsweise gut waren. Die Werte zu Interaktionen zwischen Salzgehalten und anderen Belastungen beruhten überwiegend aus vergleichenden Studien zwischen Nord- und Ostsee. Da bei der Auswahl der einzelnen Modelle für das gesamte Modell jedoch nur Studien ausgewählt wurden, die bei vergleichbaren Salzgehalten wie im Untersuchungsgebiet durchgeführt wurden, wurden diese Interaktionsdaten nicht verwendet. Zudem wurden Daten zu Interaktionen aussortiert, bei denen die Ergebnisse in den Publikationen mit starken Unsicherheiten behaftet waren (siehe Liste für die Begründung der Auswahl der einzelnen Daten in Eilers 2021). Tabelle 2 gibt einen Überblick über die Interaktionen, zu denen Angaben in der

Literatur gefunden wurden. Ein Teil der Interaktionen konnte anhand der Daten quantitativ in das kumulative DEB-Modell integriert werden. Eine ausführliche Tabelle mit den im Modell verwendeten Interaktionsdaten sowie den entsprechenden Literaturangaben befindet sich im Anhang der Publikation Eilers 2021.

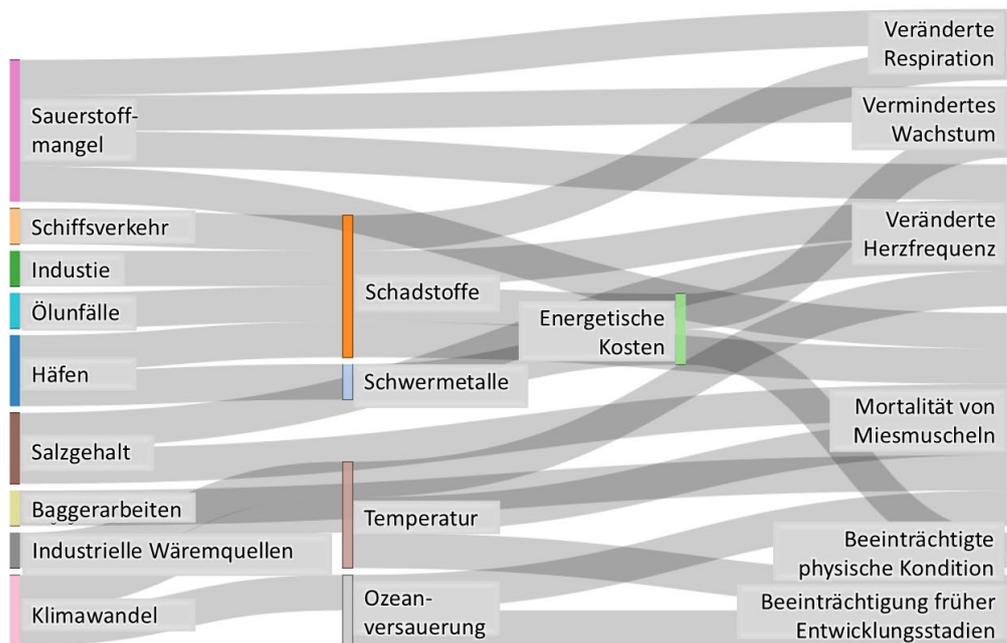
Tabelle 2 Zusammenfassung der interaktiven Effekte auf Miesmuscheln. Einflüsse der Stressoren der Zeilenbeschriftungen auf die Wirkung der in den Spaltenüberschriften genannten Stressoren. Der Einfluss wurde mit der Wirkung des Stressors in der Spaltenüberschrift allein verglichen (komparatives Modell. Das Pluszeichen gibt eine Zunahme des Stressors - z.B. der Konzentration - und das Minuszeichen eine Verringerung an. dunkelfuchsia: synergistische Effekte, dunkelblau: antagonistische Effekte, dunkelflieder: es wurden sowohl antagonistische als auch synergistische Effekte beobachtet oder die Interaktion ist komplex, hellgrau: es wurde kein Interaktionseffekt beobachtet, weiß: keine Informationen verfügbar, helldunkelgrau: es gibt eine Formel, die Die Bezeichnung "quantitativ" gibt an, dass die Interaktion für das Szenario quantifiziert werden konnte.

	Cd (+)	Cu (+)	Pb (+)	Zn (+)	pH (-)	O2 (-)	Temp (+)	salinity (-)
Cd (+)		Quantitativ	Quantitativ	Quantitativ				
Cu (+)	Quantitativ			Quantitativ				
Pb (+)								
Zn (+)	Quantitativ	Quantitativ					Quantitativ	
+								
pH	Quantitativ	Quantitativ	Quantitativ	Quantitativ				
-								
+								
O2								
- / anoxia								
+		Quantitativ		Quantitativ				
Temp	Quantitativ		Quantitativ					
-								
+								
salinity								
-								

Zur integrativen Darstellung zusammen mit Interaktionen, die noch nicht hinreichend quantifiziert werden konnten, sowie zur Darstellung von Beziehungen zwischen Aktivitäten, anthropogenen Belastungen, Umweltparametern und Auswirkungen auf den Modellorganismus wurde in LiACAT eine Sankey-Grafik erstellt. Die nachfolgende Abbildung 13 zeigt ein Beispiel für ein Sankey-Diagramm zur Visualisierung der verschiedenen Belastungen auf die Lebensbedingungen für die Miesmuschel. Die in der Literatur beschriebenen Effekte waren sehr vielfältiger Natur und umfassten sowohl physiologische Effekte wie Veränderungen der Herzfrequenz als auch grundlegende populationsrelevante Effekte wie Wachstum, Mortalität oder Auswirkungen auf den Reproduktionserfolg und die frühe Entwicklung der Veliger-Larven.

Die Werte für Interaktionen sollen für die Zukunft noch um mehr Angaben ergänzt und fortlaufend auf Grundlage neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse aktualisiert werden.

Abbildung 13: Sankey-Diagramm: Belastungsauswirkungen auf die Lebensbedingungen der Miesmuschel. Quelle: <https://kladia.info/klados/>



Im DEB-Modell konnten die verschiedenen Arten von Effekten berücksichtigt und ausgewertet werden. Durch den Aufbau des Modells können darüber hinaus auch mögliche Effekte verschiedener Szenarien für nicht direkt beobachtete Effekte prognostiziert werden, beispielsweise auf die Energiereserven.

Die gesamte Entwicklung des Organismus konnte fließend in einer Grafik dargestellt und ausgewertet werden.

Für einen Test des Modells mit realen Daten wurden Daten einer Station bei Norderney aus den Jahren 2005-2010 verwendet, die das NLWKN zur Verfügung stellte. Dabei wurde ein Szenario ohne gravierende anthropogene Belastungen sowie ein Belastungsszenario modelliert. Die Ergebnisse können als exemplarisches Beispiel für eine Kohorte einer Miesmuschelpopulation gesehen werden.

Als Ergebnis der Analyse konnten der Wachstumsverlauf sowie die Entwicklung der Miesmuschel dargestellt werden. Zusätzlich wurden auch Eiablagen als zeitliche Ereignisse identifiziert und die Anzahl der abgelegten Eier zu den jeweiligen Zeitpunkten konnten quantifiziert werden.

Die Interpolationen der Schwermetalle zeigen für besonders für Blei und Zink in der ersten Entwicklungsphase der Miesmuschel im Vergleich zu der restlichen Zeitspanne bis 2010 sehr hohe Werte. Vor allem die durch das zeitliche Muster der Zinkkonzentration bedingten kumulativen Effekte hatte einen wesentlichen Einfluss auf das Gesamtergebnis.

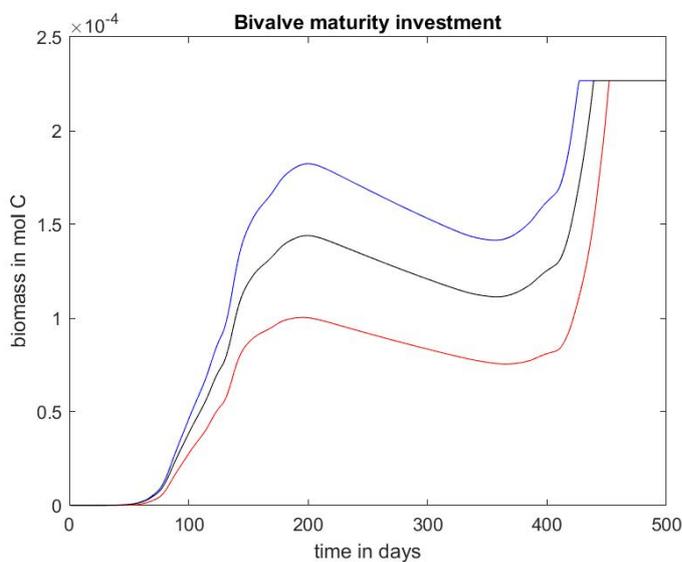
Auf Basis der Modellergebnisse könnte die Schlussfolgerung gezogen werden, dass die Entwicklung der Miesmuschel an der Monitoringstation deutlich durch die dort vorkommenden Stressoren, die dadurch verursachte Belastungssituation und die durch die Kombination der Stressoren kumulativen Effekte im untersuchten Zeitraum beeinträchtigt wurde.

Der methodische Vergleich zeigte, dass die Integration der Interaktionen zwischen den Stressoren in das Modell für das Ergebnis der Modellergebnisse relevant ist. Werden die Interaktionen zwischen den Stressoren nicht berücksichtigt und die Effekte nur aufaddiert, wird die Belastungssituation auf Grundlage des Modells als geringer eingeschätzt.

Die Ergebnisse in Bezug auf einzelne Aspekte werden im Folgenden graphisch dargestellt. Dabei werden in jeder Graphik jeweils die Ergebnisse für das kumulative Modell (Berücksichtigung der Interaktionen), das additive Modell (ohne Berücksichtigung der Interaktionen), sowie für das Kontrollscenario gezeigt.

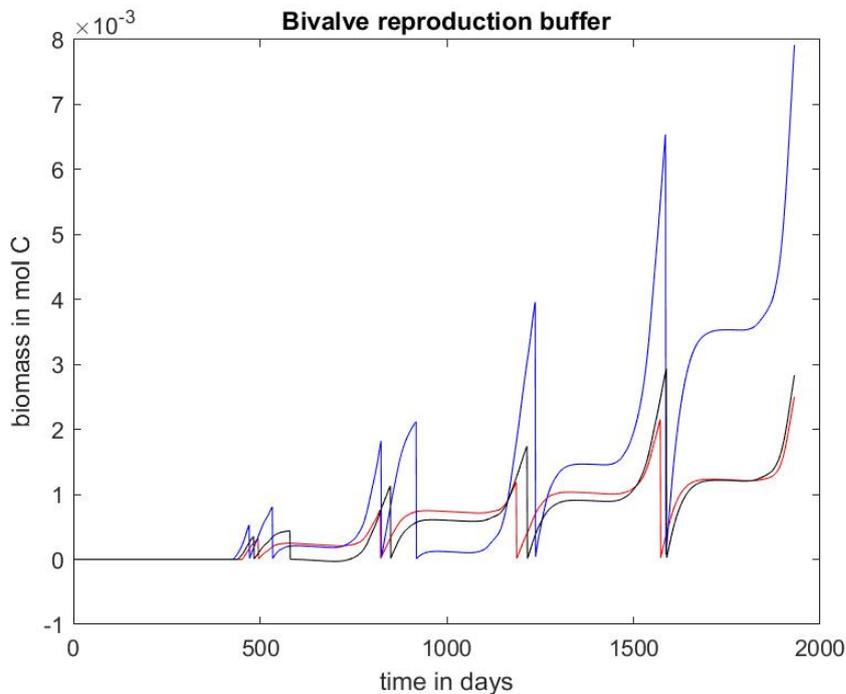
Neben den Beeinträchtigungen verschiedener Prozesse traten auch zeitliche Verzögerungen auf. Dies wird beispielsweise durch das verzögerte Eintreten der Reproduktionsreife in der Simulation im Belastungsszenario deutlich (Abbildung 14).

Abbildung 14: Energie, die in die Entwicklung der Miesmuschel investiert wird, ausgedrückt als Biomasse in Mol Kohlenstoff im Belastungsszenario unter Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (rot), im Belastungsszenario ohne Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (schwarz) und im Kontrollscenario (blau). Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.



Die Beeinträchtigungen in der Entwicklung zu Beginn des Lebenszyklus spiegeln sich später auch in der Entwicklung der sogenannten Reproduktionspuffer wider. In diesem Reproduktionspuffer wird Energie für die nächste Reproduktionszeit aufgebaut. Ein starker Abfall der Biomasse des Reproduktionspuffers (Abbildung 15) kennzeichnet die Abgabe der Gameten ins Wasser. Anhand der Biomasse des Reproduktionspuffers lässt sich abschätzen, wie viele der Gameten produziert werden. In dem Belastungsszenario werden deutlich weniger Gameten produziert und ins Wasser gelassen.

Abbildung 15: Aufbau des Reproduktionsbuffers der Miesmuschel im Belastungsszenario unter Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (rot), im Belastungsszenario ohne Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (schwarz) und im Kontrollscenario (blau). Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.



Neben den Auswirkungen auf die Reproduktion führte die Belastungssituation im Modell außerdem zu einer verringerten Filtrationsrate, was durch die Verschneidung der Prozesse in der Simulation zu einer verringerten Nahrungsaufnahme und somit zu einer geringeren Energiezufuhr führt. Die Ergebnisse auf Grundlage der Testdaten legen nahe, dass Miesmuscheln an der Station, aus der Kohorte von 2005, aufgrund der Belastungssituation weniger Biomasse aufbauen konnten als unter idealen Bedingungen. Die kumulativen Effekte des Belastungsszenarios führen im Modell zu einem verringerten saisonellen Zuwachs der strukturellen Biomasse der Miesmuschel (Abbildung 16) sowie zu einem geringeren saisonalen Aufbau der Reservebiomasse (Abbildung 17). Die Auswirkung des Belastungsszenarios zeigt sich in dem Modell auch im Wachstumsverlauf (Abbildung 18).

Abbildung 16: Aufbau der strukturellen Biomasse im Belastungsszenario unter Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (rot), im Belastungsszenario ohne Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (schwarz) und im Kontrollscenario(blau). Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.

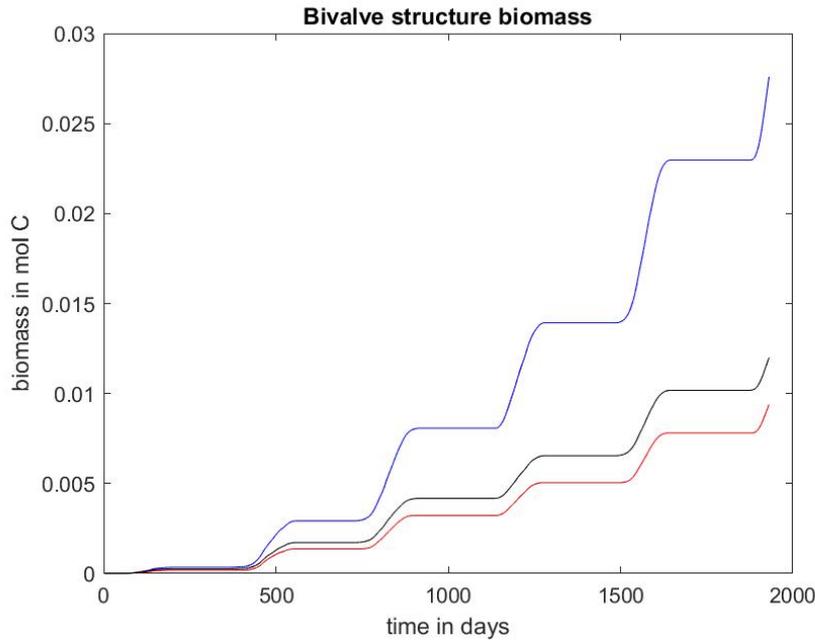


Abbildung 17: Aufbau der Reservebiomasse im Belastungsszenario unter Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (rot), im Belastungsszenario ohne Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (schwarz) und im Kontrollscenario (blau). Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.

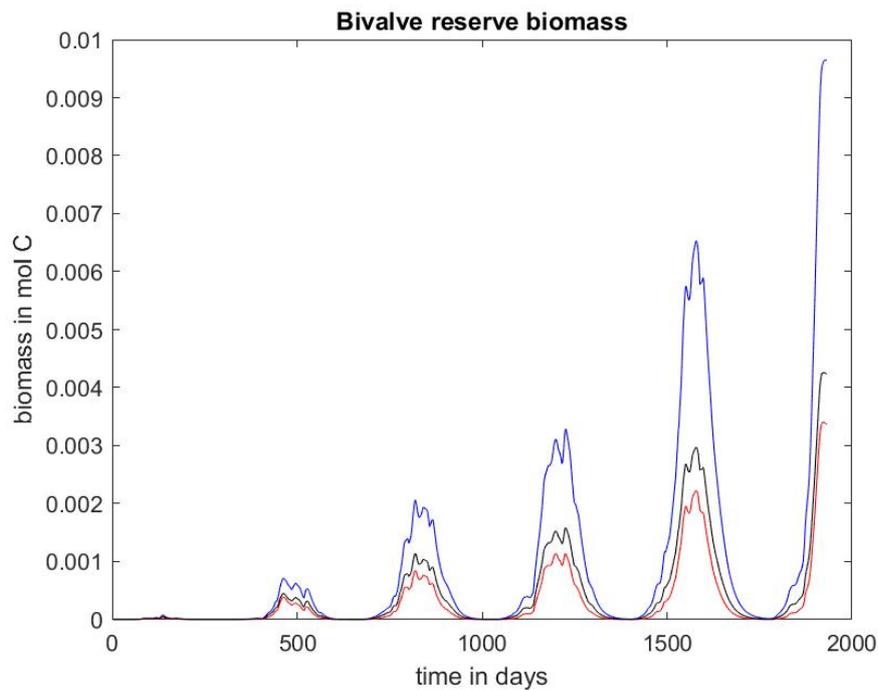
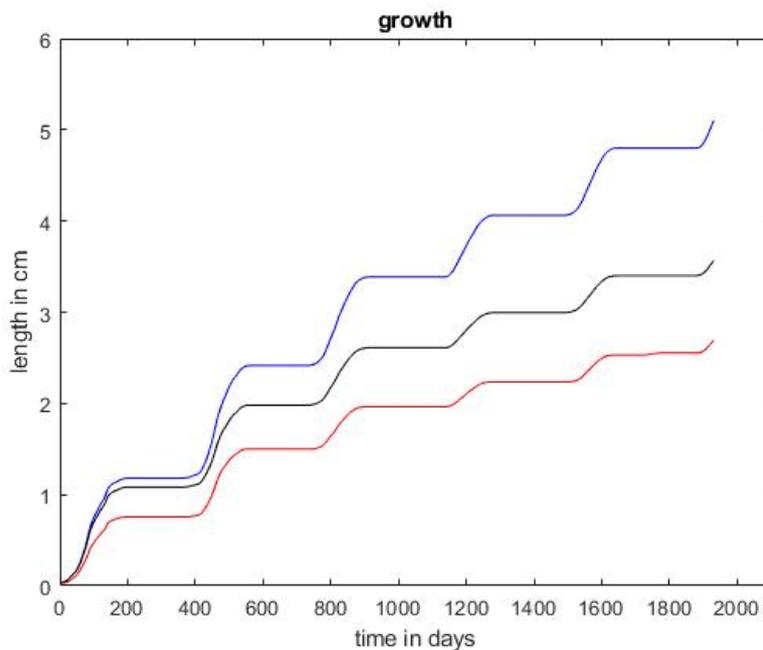


Abbildung 18: Wachstum der Miesmuschel im Belastungsszenario unter Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (rot), im Belastungsszenario ohne Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Stressoren (schwarz) und im Kontrollscenario (blau). Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.



Die Beeinträchtigung des Wachstums durch die Stressoren setzte sich über den gesamten simulierten Lebenszyklus fort. Dabei ist auffällig, dass die der Unterschied zwischen dem Kontrollscenario und den Belastungsszenarien immer größer wird. In dem modellierten Wachstumsverlauf kann man außerdem deutlich den Einfluss der Temperatur und die entsprechenden saisonalen Wachstumsphasen erkennen.

Um den Einfluss jeder der einzelnen Stressoren auf das Gesamtergebnis zu testen, wurde das Gesamtmodell einmal jeweils ohne den jeweiligen Stressor und die mit diesem Stressor zusammenhängenden Wechselwirkungen berechnet. Dabei zeigte sich, dass die Belastung durch niedrige pH-Werte einen besonders großen Einfluss auf das Gesamtergebnis hatte. Außerdem waren die Einflüsse durch erhöhte Temperatur, sowie durch erhöhte Konzentrationen von Zink und Kupfer sehr relevant. Es konnten zudem Unterschiede in der Relevanz der einzelnen Stressoren für verschiedene Auswirkungen festgestellt werden. So hatte beispielsweise ein niedriger pH-Wert den größten negativen Einfluss auf das Wachstum der Miesmuscheln. Die Energie, die die Miesmuschel laut Modell in die Entwicklung und Reifung in den ersten 500 Tagen investierte, wurde laut Modellergebnissen jedoch wesentlich stärker durch kumulative Effekte durch Interaktionen mit der Temperatur und durch die Zink-Konzentration beeinträchtigt.

Wie im Methodenteil beschrieben, wurde das Modell für die Pazifische Auster angepasst. Exemplarisch wurde berechnet welche Auswirkungen auf diese Art an der Monitoringstation bei Norderney nach dem Modell zu erwarten gewesen wären. Anhand dieses Vergleiches wurde deutlich, dass Unterschiede zwischen verschiedenen Arten in Bezug auf ihre Sensibilität gegenüber anthropogenen Belastungen und den kombinatorischen Wirkungen mit dem Modell abgebildet werden können.

DEB-Parameter stehen mittlerweile aufgrund zahlreicher Forschungsarbeiten zu dem Thema für eine größere Anzahl von Arten zur Verfügung. Auf Basis einer veröffentlichten Übersicht von 2017 über verfügbare Daten (Add-my-Pet 2019) konnten insgesamt 36 Arten identifiziert werden, die in der Nord- oder Ostsee vorkommen und für die es DEB-Parameter gibt.

Das Modell wurde außerdem mit einem Datensatz von Schleswig-Holstein getestet. So konnte gezeigt werden, dass das Modell genutzt werden kann, um Unterschiede zwischen verschiedenen Standorten abzubilden. Wenn Daten von vielen verschiedenen Standorten in das Modell eingespeist werden würden, könnte auf diese Weise eine Karte erstellt werden, anhand derer deutlich werden würde, an welchen Monitoringstationen kumulative Effekte besonders relevant sind.

### 3.4 Auswertung des Praxistests

Grundsätzlich war die Datenlage zu den Effekten der ausgewählten anthropogenen Belastungen von Miesmuscheln im Vergleich zu anderen Arten gut. Allerdings gab es relativ wenige Daten zu Interaktionen zwischen verschiedenen Belastungen, so dass diesbezügliche Aussagen des Gesamtmodells mit Unsicherheiten behaftet sind. Das Monitoring-Programm zu Miesmuscheln bei Norderney eignete sich sehr gut für eine kumulative Analyse, da die Stationen für die Messungen von Schadstoffen und die Stationen des Miesmuschel-Monitorings relativ nahe beieinanderliegen. Solche exemplarischen Messstellen sind für kumulative Analysen und Bewertungen sehr wertvoll.

Das kombinierte DEB-Modell konnte genutzt werden, um zeitliche Effekte kumulativer Belastungen zu analysieren. Es war so möglich, verschiedene Effekte auf physiologische Prozesse zu erfassen. Dabei konnten auch saisonale Aspekte sich verändernder Umweltparameter wie der Temperatur berücksichtigt werden. Die Modellierung der Schadstoffe basiert jedoch nur auf wenigen Messungen pro Jahr. Die Modellierung könnte erheblich verbessert werden, wenn mehr Messzeitpunkte eingeführt werden würden und ein jahreszeitlicher Verlauf erkennbar wäre. Hier würden monatliche Messungen die Modellierung erheblich verbessern. Die Daten sowie Literaturrecherchen lassen vermuten, dass es bei einigen dieser Parameter zeitliche Muster gibt. Aufgrund der wenigen Messungen pro Jahr und der starken Schwankungen lassen sich diese jedoch nicht erfassen. Zudem können Ausreißer mit dem bestehenden Monitoring nicht identifiziert werden und es ist nicht so feststellbar, ob das Modell durch einige Ausreißer im Jahr 2005 zu Beginn der Modelllaufzeit stark geprägt wurde oder ob die Bedingungen für längere Zeiträume tatsächlich so ungünstig für die Miesmuschel waren. Eine jahreszeitliche Schwankung des pH-Wertes im Meer wie sie beispielsweise von Thompson et al. (2013) aufgezeigt wurde, konnte nur ansatzweise abgebildet werden. Treten ähnliche Muster auch bei Norderney auf, was zu vermuten ist, wären auch hier regelmäßige Messungen sinnvoll, um solche zeitlichen Aspekte genauer in Modellen besser abbilden zu können. In Bezug auf die kumulativen Effekte auf Miesmuscheln ist dies besonders relevant, da der pH-Wert einen großen Einfluss auf die Wirkung der Schwermetalle auf die Miesmuschel hat.

In dem Modell wird deutlich gezeigt, dass der Zeitpunkt des Auftretens einer Belastung sehr entscheidend für die Stärke der langfristigen Auswirkung sein kann. Dies ist sehr deutlich zu erkennen, wenn man Belastungen aus dem Modell entfernt, deren Werte gerade in den ersten Entwicklungsphasen des Organismus sehr ungünstig sind. Die starke Beeinträchtigung in dieser Zeit konnte auch später nicht mehr kompensiert werden. Somit lassen sich zeitliche Häufungen sowie Überschneidungen von Belastungssituationen mit empfindlichen Lebensphasen von Arten mit dieser Art von Modell sehr gut erfassen. Diese Methodik zeigte auch, dass der pH-Wert, die Temperatur, Zink und Kupfer einen bedeutenden Einfluss auf das Modellergebnis hatten. Dies wird einerseits durch geringere Unterschiede oder Überschreitungen zu aus der Literatur entnommenen Schwellenwerten zur Reaktion auf Zink, andererseits durch den verstärkenden Effekt von Cadmium und Kupfer auf die Wirkung von Zink deutlich. Jedoch bestehen insbesondere Unsicherheiten in Bezug auf die kumulative Wirkung von Zink und Kupfer. Die Aufnahme von Zink beispielsweise wird bei sowohl bei Anwesenheit von Kupfer, besonders stark aber bei Anwesenheit von Cadmium verstärkt (Vercauteren und Blust 1999, Kaitala 1988). Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass diese Beobachtung nur auf wenigen Literaturquellen basiert. Prinzipiell ist es notwendig, diesen Aspekt experimentell zu überprüfen und mit mehr Literaturquellen zu vergleichen. Eine Prüfung der Sensibilität gegenüber Zink mit der heimischen Miesmuschel könnte ebenfalls Aufschluss

darüber geben, wie stark der Einfluss von Zink auf den Zustand der Miesmuschelbänke in der deutschen Nordsee einzuschätzen ist. Inhaltlich zeigt das Modell insgesamt, dass die Situation für die Miesmuscheln nicht ideal ist, und weist auf mögliche Problemzustände hin, die näher untersucht werden müssten.

Der Aufbau der DEB-Modelle erlaubte es, Prozesse abzubilden, die in der Natur nicht ohne weiteres beobachtet werden können: So konnten mit dem Modell die Zeitpunkte der Laichereignisse und Anzahl der Eier berechnet werden. In der Praxis ist es dagegen mit einem Monitoring sehr schwierig, diese Zahlen zu erfassen, da viele Eier sehr schnell gefressen werden. Auch das Wachstum einzelner Individuen lässt sich nicht ohne großen Aufwand erfassen und diesbezügliche Verzögerungen und Veränderungen könnten unentdeckt bleiben. Die Erfassung und Einteilung in Größenklassen bietet hierzu nur sehr grobe Hinweise, und Auswirkungen werden erst bei sehr großen Störungen sichtbar. Eine geringere Anzahl in einer bestimmten Größenklasse im bestehenden Monitoring könnte beispielsweise ein Hinweis auf eine Störung eines Kohortes während einer sensiblen Entwicklungsphase sein. Das kumulative DEB-Modell könnte daher eine sinnvolle Ergänzung zu bestehenden Bewertungssystemen und Beobachtungen darstellen und kann helfen diesbezügliche Lücken zu füllen.

Insgesamt sind die Modellberechnungen vergleichbar mit experimentellen Messungen, Freilanddaten und anderen Modellergebnissen. Die Wachstumskurven ähneln beispielsweise den Beobachtungen von Munch-Petersen und Kristensen (2001) und Saraiva et al. 2012.

Das Modell kann jederzeit weiter ausgebaut und verbessert werden. Dazu könnten insbesondere neuen Daten aus Laborexperimenten beitragen, in denen die Tiere bestimmten Kombinationen von Belastungen ausgesetzt sind und bei denen die Laichereignisse, die Respiration und das Wachstum beobachtet werden. So könnte das Modell geeicht und validiert werden. Dafür eignen würden sich Experimente nach einem vollständigen faktoriellen Versuchsaufbau, in dem nicht nur Kontrollen (ohne Belastung) gemessen werden, sondern auch sämtliche verschiedenen Kombinationsmöglichkeiten getestet werden.

Das hier vorgestellte Konzept eignet sich in besonderer Weise für die Analyse kumulativer Effekte für den MSRL-Deskriptor 1, da trotz des komplexen Charakters des Modells nur relativ wenige Anpassungen notwendig sind, um die Auswirkungen von Belastungen auf verschiedene Arten zu berechnen. Dies konnte mit dem Test des Modells für die Auster gezeigt werden. Diese Änderungen betreffen vor allem die Anpassung der Parameter und grundsätzliche Daten zu maximalem Wachstum etc. Darüber hinaus müssen für jede Art eine Literaturrecherche durchgeführt und die neuen Literaturdaten sowie Daten aus Monitoring-Programmen in die Datenbank übernommen werden, um das Modell anzupassen.

## 4 Analyse kumulativer Effekte anthropogener Belastungen auf ein Habitat

Die in einem Programm realisierte Verfahrensmethode ACIM wurde entwickelt, um kumulative Effekte anthropogener Belastungen auf Habitate analysieren zu können. Als praktischer Test wurden Literaturdaten zum Thema "kumulative Auswirkungen anthropogener Belastungen auf Seegraswiesen" gesammelt, in das Modell eingespeist und verschiedene Belastungsszenarien mit dem Modell getestet.

Für das entwickelte Programm werden Rohdaten aus Literaturquellen zu den Beziehungen zwischen Belastungen und Effekten auf Ökosystemkomponente mit dem LiACAT-Tool extrahiert und in ACIM eingespeist. Das Programm ermittelt dann basierend auf diesen Daten für jede Beziehung ein geeignetes Modell aus einer Auswahl von vorgegebenen Modellen. Die Parameter zur Charakterisierung der Modelle werden mit der Methode der kleinsten Quadrate bestimmt. Im nächsten Schritt werden die einzelnen Modelle miteinander verknüpft, so dass ein Netzwerk an Wirkungsbeziehungen entsteht, das mit mathematischen Modellen definiert ist. Als Input für das Modell müssen Werte zur Charakterisierung der Intensitäten der einzelnen Belastungen eingegeben werden, so dass als Ergebnis die verschiedenen Effekte auf die Ökosystemkomponente eingeschätzt werden können.

### 4.1 Methodische Vorgehensweise

#### 4.1.1 Vorbereitung in LiACAT

Basierend auf einer ausführlichen Literaturrecherche wurden in LiACAT Informationen zu den wichtigsten anthropogenen Belastungen, die auf Seegraswiesen wirken, eingegeben. Darüber hinaus wurden Daten zu einer Auswahl an Umweltparametern, die für die Art der Wirkung der anthropogenen Belastungen relevant sind oder die für sich genommen einen wichtigen Effekt auf den Zustand von Seegraswiesen haben, gesammelt und in LiACAT eingespeist. Als Beispiel für den Einfluss einer anderen Ökosystemkomponente wurde der Effekt der Anwesenheit von Miesmuscheln berücksichtigt. Die Auswahl der anthropogenen Belastungen erfolgte nach einer Literaturrecherche, die sich an den in der MSRL genannten Themen zu anthropogenen Belastungen orientierte (Tabelle 2 im Anhang der MSRL 2008/56/EG). Dementsprechende Suchbegriffe wurden zusammen mit dem englischen Wort für Seegraswiesen und dem lateinischen Gattungsnamen bei Web of Science (<https://apps.webofknowledge.com/>) und bei Google Scholar (<https://scholar.google.com>) angegeben. Das Ergebnis dieser Suche wurde nach bestimmten Kriterien gefiltert und die für die Anwendung der Methode nützliche Literatur als Eingabedaten für das Programm verwendet. Es wurden sowohl Daten zu Effekten einzelner Belastungen als auch Daten zu mehreren Belastungen extrahiert.

Die Kriterien zur Auswahl von Literaturquellen und Daten für das ACIM-Modell waren für Seegraswiesen wie folgt:

- ▶ Es wurden ausschließlich Daten verwendet, die mit Seegraswiesen in Zusammenhang stehen. Nach Möglichkeit wurden Daten zu den Arten *Zostera noltii* und *Zostera marina* verwendet. Nur wenn keine Daten zur Auswirkung einer anthropogenen Belastung nicht zur Verfügung standen, wurde auf andere Seegrasarten zurückgegriffen.
- ▶ Das den Literaturdaten zugrundeliegende Experiment wurde unter verschiedenen Belastungsintensitäten und Expositionszeiten durchgeführt.
- ▶ Es wurden möglichst viele verschiedene Zeitpunkte und Belastungsintensitäten untersucht.
- ▶ Die experimentellen Bedingungen (wie beispielsweise Salinität und pH-Wert) entsprachen den Bedingungen in der Nordsee.
- ▶ Es wurde sichergestellt, dass grundlegende Qualitätsstandards eingehalten wurden (d.h. es wurden keine offensichtlichen Fehler entdeckt und es lagen statistische Angaben vor).
- ▶ Peer-Review-Zeitschriften wurden gegenüber „grauer Literatur“ bevorzugt.

Es wurden hauptsächlich Publikationen verwendet, die über die Carl von Ossietzky Universität, die Universität Hamburg oder über die Wissenschaftsaustauschplattform „ResearchGate“ oder frei im Netz verfügbar waren. Bei sehr wichtigen Publikationen wurden die Autoren angeschrieben und um die Weitergabe des Artikels gebeten. Wenn Artikel auf diesen Wegen nicht verfügbar waren, wurden sie nicht verwendet.

Nach Eingabe der wichtigsten Informationen zu den jeweiligen Veröffentlichungen in LiACAT in dem Literatureingabefenster wurden Daten aus Grafiken, in denen die Beziehung zwischen Belastungen und Ökosystemkomponenten abgebildet waren, mit Hilfe des in LiACAT integrierten „WebPlotDigitizers“ (<http://arohatgi.info/WebPlotDigitizer/>) extrahiert und zu dem Literaturdatensatz der Publikation hinzugefügt. Dabei wurden nicht nur Daten zu direkten Beziehungen zwischen Belastungen und Ökosystemkomponenten, sondern auch Daten zu Zwischenstufen extrahiert. Wenn beispielsweise in einem Experiment eine bestimmte Belastung die Effektivität der Photosynthese beeinträchtigte und diese verminderte Photosynthese-Leistung sich wiederum auf das Wachstum des Seegrases auswirkte, wurden die Daten zu beiden Wirkungsbeziehungen separat gespeichert und in das entwickelte Programm eingespeist. Informationen zu solchen Beziehungen kommen häufig in unterschiedlichen Veröffentlichungen und Experimenten vor und mussten in weiteren Schritten soweit wie möglich miteinander verknüpft werden. Eine Beziehung wird in LiACAT und in ACIM immer durch einen beeinflussenden Faktor und eine beeinflusste Variable definiert. Als Quelle (Source) werden im Folgenden immer die beeinflussenden Aspekte (z.B. die Belastung) bezeichnet und als Ziel (Target) der Aspekt, der beeinflusst wird (z.B. ein bestimmter Effekt auf eine Ökosystemkomponente), um so die Richtung der Wirkung anzudeuten. Die mit dem Web-PlotDigitizer extrahierten Daten werden in LiACAT als Tabelle abgespeichert, um weitere Informationen ergänzt und dann als Datensatz in eine andere Tabellenform mit einer Downloadfunktion übertragen (DataSets, siehe 2.2.1). Gibt es mehrere Literaturquellen zu einer bestimmten Beziehung, können in dieser Tabelle auch einzelne Datensätze vereint werden. Zur Standardisierung der Einheiten müssen ggf. Umrechnungen durchgeführt werden. Die Umrechnung verschiedener Größen für die Sauerstoffkonzentration im Wasser wurde z.B. nach dem HELCOM-Standardverfahren COMBINE durchgeführt (HELCOM 2017).

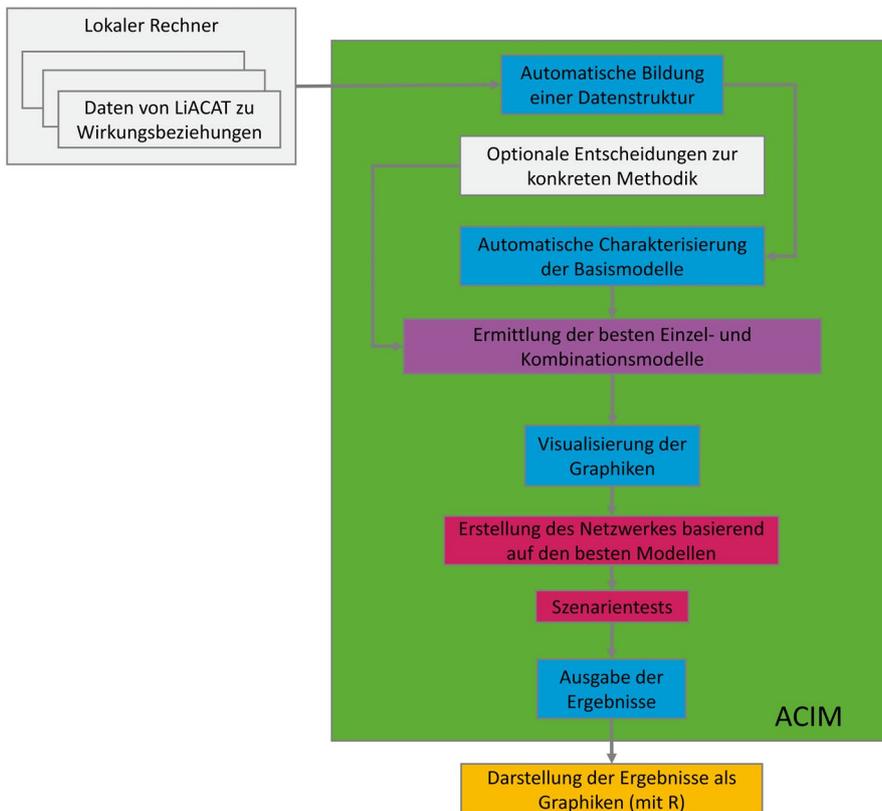
Die erstellten Tabellen werden von LiACAT als CSV-Datei heruntergeladen und lokal auf einem Rechner gespeichert. Die Tabellen sind strikt einheitlich aufgebaut und enthalten u.a. Informationen zu den jeweils gemessenen Werten des beeinflussenden Faktors (meist Intensitäten der Belastung), den jeweiligen Werten der beeinflussten Variable (meist Daten zu der Stärke des Effektes), Daten zur Expositionszeit und Informationen zu den jeweiligen Einheiten sowie eine Spezifizierung dieser Komponenten und die Nennung der betroffenen Art. Das Programm „ACIM“ kann sowohl lokal auf einem Rechner laufen als auch über LiACAT gestartet werden. Im Folgenden wird die über einen lokalen Rechner laufende Methode beschrieben, da diese Methode auch mit Datensätzen funktioniert, die noch nicht in LiACAT hochgeladen wurden und somit derzeit noch etwas flexibler ist.

#### 4.1.2 Aufbau des Programms ACIM

Das Programm zur Modellierung von Auswirkungen anthropogener Belastungen auf Ökosystemkomponenten wurde in Scilab geschrieben, eine Freeware-Software, die speziell für die numerische Mathematik geeignet ist und in den Sprachen C und JAVA implementiert ist.

Die für das aktuelle Projekt entwickelte und in Scilab implementierte Programmstruktur besteht aus drei verschiedenen Skripten: einem Hauptskript, einem Skript für die mathematischen Modelle und einem Skript für die Bildung von Verknüpfungen und die Erstellung des Netzwerkmodells. Dabei werden von dem Hauptskript aus die beiden anderen Skripte aufgerufen (siehe Struktur des Programmes in Abbildung 19).

Abbildung 19: Datenfluss in der Modellierung von Auswirkungen anthropogener Belastungen. Kodierung der Farben: blau: Haupt-Skript, dunkelgrau: Eingabe durch den Anwender im Hauptskript, lila: Skript zur mathematischen Modellierung, rosa: Skript zur Erstellung des Netzwerkes. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.



Die von LiACAT auf den Rechner heruntergeladenen CSV-Dateien zu den einzelnen Beziehungen werden vom Hauptskript aus in Scilab eingelesen. In einem nächsten Schritt werden bestimmte Spalten als „Vektor“ definiert. Auf diese Vektoren kann im Programm dann zugegriffen werden. Wichtige Vektoren, die später in dem Programm verwendet werden sind u.a. die Rohdaten zu den Intensitäten der Quellen und zu der Stärke des davon abhängigen Effektes (des Ziels) und die dazugehörigen Expositionzeiten, die immer in Tagen angegeben werden (Tabelle 3). Auch die Einheiten werden aus den Tabellen in ACIM übertragen, so dass diese später abgeglichen werden können und keine Fehler bei der Berechnung entstehen (siehe Beispiel in Tabelle 3). Ebenso werden die Namen der Quellen und der Ziele in das Programm eingespeist, so dass später auf Grundlage der Verbindungen zwischen den einzelnen Zweierbeziehungen in den jeweiligen Tabellen ein größeres Netzwerk gebildet werden kann, in dem sämtliche relevante Verbindungen enthalten sind.

Tabelle 3: Fiktives Beispiel zur Verdeutlichung der Datenstruktur in den Tabellen (Ausschnitt): Hier sind nur die wichtigsten Spaltenüberschriften aufgeführt. Tatsächlich ist der Datensatz umfangreicher und enthält auch Informationen zu Schnittstellen in LiACAT etc.

Art	x-Werte (Quelle)	x-Einheit	y-Werte (Ziel)	y-Einheit	z-Werte (Expositionszeit)	z-Einheit	Name Quelle	Name Ziel
<i>Zostera marina</i>	0,3	ug/L	4	%	2	Tage	Schadstoff x	Mortalität
<i>Zostera marina</i>	1	ug/L	3	%	1	Tage	Schadstoff x	Mortalität
<i>Zostera marina</i>	3	ug/L	9	%	1	Tage	Schadstoff x	Mortalität
<i>Zostera marina</i>	10	ug/L	45	%	1	Tage	Schadstoff x	Mortalität
<i>Zostera marina</i>	30	ug/L	95	%	2	Tage	Schadstoff x	Mortalität

#### 4.1.3 Modellierung der einzelnen Beziehungen

Die aus der wissenschaftlichen Literatur extrahierten Daten zu Beziehungen werden zunächst einzeln analysiert und als mathematisches Modell definiert. Erst danach werden diese Modelle verwendet, um ein größeres komplexeres Modell aus sämtlichen Beziehungen zu bilden.

Als Vorbereitung für die Modellierung werden zwei neue Vektoren zu den Intensitäten der Quellen sowie zu den Expositionszeiten angelegt. Diese orientieren sich an den jeweiligen Minimum- und Maximumwerten der gemessenen Rohdaten. Für die neuen Vektoren werden Daten zwischen diesen Minimum- und Maximumwerten mit gleichen Abständen zueinander generiert. Für die Generierung der Modelle können nur Daten mit verschiedenen Messpunkten verwendet werden. Sind beispielsweise nur Daten zu verschiedenen Intensitäten, jedoch nicht zu verschiedenen Expositionszeiten vorhanden, werden nur die Daten zu Intensitäten für die Modellgenerierung verwendet.

Sowohl die beiden neu generierten Vektoren als auch die Rohdaten zu einer bestimmten Beziehung werden in dem zweiten Skript, in dem die Modelle mathematisch definiert sind, analysiert.

Zunächst wird getestet, ob Daten zu verschiedenen Intensitäten der Quelle vorliegen. Ist dies der Fall, wird versucht eine mathematische Beziehung zwischen den Intensitäten der Quelle und dem beobachteten Effekt (Zielwerte) herzustellen. Dafür werden folgende mathematische Modelle getestet, die häufig in biologischen Zusammenhängen verwendet werden, da sie diese Zusammenhänge gut widerspiegeln:

- ▶ Lineares Modell
- ▶ Quadratisches Modell
- ▶ Sigmoides Modell
- ▶ Gauss-Funktion
- ▶ Exponentielle Funktion
- ▶ Hyperbel

Für die genaue an den Daten angepasste Definition der Modelle werden Parameterwerte zur Charakterisierung benötigt. Diese werden mit einer speziellen Scilab-Funktion mit einem iterativen Verfahren

so bestimmt, dass der Fehlerwert für das entsprechende mathematische Modell am geringsten ist. Für das Modell mit den besten ermittelten Parameterwerten wird im Programm der entsprechende Fehlerwert zu dem Modell angezeigt und gespeichert. Diese Prozedur erfolgt für jedes der oben gelisteten Modelle.

Im darauffolgenden Schritt werden die Fehlerwerte der einzelnen Modelle verglichen und das Modell mit dem geringsten Fehlerwert bestimmt. Auf diese Art wird auch das beste Modell für den Zusammenhang zwischen der Expositionszeit und dem beobachteten Effekt bestimmt. Die geschieht allerdings nur unter der Voraussetzung, dass entsprechende Daten vorhanden sind. Gibt es keine Variation in den Expositionszeiten, wird dieser Schritt ausgelassen und ausschließlich das Modell zur Abhängigkeit des Effektes von der Intensität der Quelle für die weiteren Berechnungen verwendet.

Sind sowohl intensitätsabhängige als auch expositionszeitabhängige Effektdaten vorhanden, werden zusätzlich dreidimensionale Modelle getestet. Falls weitere Einflüsse auf den Effekt in den Literaturdaten angegeben wurden und diese variieren, können auch diese in das Modell eingebaut werden. Derzeit erkennt das Programm bis zu fünf Variablen und kann deren Einflüsse automatisch einbauen. Dafür werden die oben aufgelisteten mathematischen Modelle in sämtlichen möglichen Kombinationsmöglichkeiten getestet, so dass beispielsweise bei zwei Einflussvariablen 36 Modellkombinationen für den kombinierten Einfluss von Intensität der Quelle und der Expositionszeit auf den beobachteten Effekt angewandt werden. Um das beste Modell zu bestimmen, werden auch hier die Modellfehler miteinander verglichen und das Modell mit dem geringsten Fehlerwert als das beste bestimmt. Bei der Kombination mehrerer Einflussvariablen werden zudem verschiedene Methoden zur Verknüpfung der Einzelmodelle getestet.

#### **4.1.4 Verknüpfung von verschiedenen Einzelmodellen bei mehreren Einflussfaktoren auf einen Effekt**

Für die Ermittlung des besten Modells bei mehreren möglichen Einflussvariablen wurden zunächst wie oben beschrieben Einzelmodelle für jeden möglichen Einflussfaktor separat ermittelt. In einem zweiten Schritt wurden Kombinationsmodelle getestet. Dafür wurden sämtliche möglichen Kombinationen der o.g. Modelle ermittelt. Jeweils ein Modell stellte den Einfluss eines Stressors dar. Jedes dieser Modelle wurde außerdem mit einem Gewichtungsfaktor versehen, um widerzuspiegeln, dass die Einflüsse der Stressoren unterschiedlich stark wirken können. Die Modelle wurden additiv miteinander verbunden. Außerdem wurde berücksichtigt, dass die Einflussfaktoren auch multiplikativ zusammenwirken können. Daher wurde noch ein multiplikativer Part zu dem Term hinzugefügt. Auch dieser wurde mit einem Gewichtungsfaktor versehen. So konnte ermittelt werden, ob die Einflussfaktoren additiv zusammenwirken, multiplikativ zusammenwirken oder ob sie sowohl multiplikativ als auch additiv zusammenwirken und wenn ja in welchem Verhältnis. Durch die Gewichtungsfaktoren für die Einzelmodelle im additiven Teil konnte außerdem ermittelt werden, welche Einflussfaktoren für das Beobachtungsergebnis des Experimentes relevant waren. Die Expositionszeit wird wie eine andere Einflussvariable behandelt, kann jedoch nicht ohne einen weiteren Einfluss in das Modell einfließen.

Für die Ermittlung des besten Modells wurden nach einer Parameteroptimierung sämtliche Einzelmodelle und Kombinationsmodelle anhand statistischer Werte miteinander verglichen und so das beste Modell bestimmt. Zusätzlich wurde für jede Einflussvariable das beste Einzelmodell bestimmt.

#### **4.1.5 Grafische Visualisierung und Überprüfung der Ergebnisse**

Zur Überprüfung der Modellergebnisse werden Grafiken zu den besten Modellen zu den einzelnen Beziehungen zwischen Intensitäten der Quellen und den Effekten und zu der Beziehung zwischen Expositionszeit und Effekt erstellt. Zusätzlich wird, falls es zwei Einflussvariablen gibt, auch eine Grafik des

3D-Modells erstellt. Dabei werden die Rohdaten in die Grafik integriert, so dass ersichtlich wird, wie viele Datenpunkte den Modellen zugrunde liegen und wie stark diese von den Modellfunktionen abweichen. So kann die Modellgüte eingeschätzt werden.

#### 4.1.6 Konstruktion des komplexeren Beziehungsnetzwerkes

Die Konstruktion des Beziehungsnetzwerkes baut auf den Quellen und Zielen sowie den ermittelten besten Modellen auf. Für die Erstellung des Netzwerkes werden jedoch nur die Modelle, die zuvor definierte statistische Kriterien nicht erfüllten, verwendet.

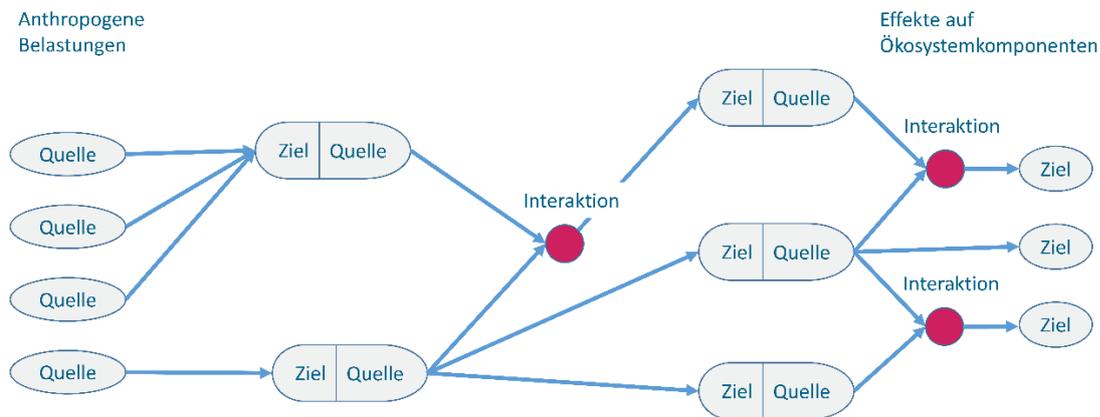
Das Netzwerk wird in zwei Versionen aufgebaut: In der einen Version fließen ausschließlich Einzelmodelle ein. In der zweiten Version fließen auch die zusammengesetzten Modelle ein, die den Effekt mehrerer Einflussfaktoren widerspiegeln.

Als Vorbereitung zur Erstellung des Netzwerkes werden zunächst sämtliche Namen von Quellen und Zielen identifiziert und doppelte Nennungen aus dieser Liste entfernt. Diese werden auch „Elemente“ genannt, da beispielsweise ein Ziel aus einer bestimmten Literaturquelle gleichzeitig eine Quelle in einer anderen Beziehung von einer anderen Literaturquelle sein kann. Für jedes Element wird ein Knotenpunkt kreiert und eine Einheit, die Expositionszeiten, der Name und ggf. eine Information zur Interaktion mit anderen Knotenpunkten zugeordnet. Die Einheit und die Namensgebung müssen immer gleich sein und ggf. noch nachträglich angepasst werden.

Das Beziehungsnetzwerk wird ausgehend von den Zielen kreiert und im Programm werden zunächst sämtliche Ziele, die nicht gleichzeitig Quellen sind, identifiziert. Für diese Ziele werden die entsprechenden Quellen gefunden und an diese Beziehung werden dann weitere Informationen zu der Verbindung hinzugefügt. Diese umfassen unter anderem Informationen zu dem Modelltyp und der genauen Definition des Modells inklusive der Ergebnisse der Parameterbestimmung, anhand derer die Beziehung zwischen den beiden Elementen charakterisiert wird. Diese Vorgehensweise wird immer wieder wiederholt, so dass das Netzwerk nach und nach erstellt wird. Bei dieser Vorgehensweise können bestimmte Spezialfälle auftreten, die in besonderer Weise berücksichtigt werden müssen. Wird ein Ziel von verschiedenen Quellen beeinflusst und stammen die entsprechenden Modelle aus unterschiedlichen Datensätzen, werden die Modelle additiv miteinander verknüpft (Abbildung 20).

Bei der Erstellung des Netzwerkes, das auch Kombinationsmodelle umfasst, ist es möglich, der Fall auftritt, dass es ein Ziel durch mehrere Modelle beschrieben wird und sich eine oder mehrere der Quellen der Modelle überlappen, muss eine Entscheidung getroffen werden, wie verfahren werden soll. Diese Entscheidung wird im Modell automatisch getroffen. Zum einen werden die statistischen Werte und die Anzahl der verfügbaren Datenpunkte der Modelle gegenübergestellt. Des Weiteren wird das Ziel angestrebt möglichst viele Einflussfaktoren in das Netzwerkmodell zu integrieren. Daher werden Modelle mit mehreren Einflussfaktoren bevorzugt. Es ist jedoch möglich, dass durch die Wahl eines Kombinationsmodelles nicht alle Einflussfaktoren abgedeckt werden, obwohl es prinzipiell Einzelmodelle gibt, die den zuvor festgelegten statistischen Kriterien entsprechen. Diese Fälle werden vom Programm erkannt und es wird nach einem entsprechenden Einzelmodell in dem Pool der zuvor ermittelten besten Einzelmodelle gesucht, das diese Quelle(n) und das entsprechende Ziel beschreibt. Die unterschiedlichen Modelle werden dann additiv miteinander verknüpft. Es ist auch möglich, statt einer additiven Verknüpfung von Modellen aus unterschiedlichen Datensätzen eine multiplikative Verknüpfung zu wählen. Dies muss dann jedoch explizit angegeben werden. Ist die Erstellung des Netzwerkes abgeschlossen, wird das Netzwerk angezeigt. Außerdem wird aufgelistet, welche Elemente im Netzwerk ausschließlich Quellen sind, welche ausschließlich Ziele sind und welche Elemente sowohl Quelle als auch Ziel sind (innere Elemente).

Abbildung 20: Schematische Darstellung eines Netzwerkes mit Interaktionsknoten



#### 4.1.7 Testen von Szenarien

Um ein Szenario berechnen zu können, werden zum einen Referenzwerte für die Elemente des Netzwerkes benötigt, die ausschließlich Ziele sind, zum anderen muss das zu testende Szenario definiert werden. Zum letzteren werden Eingabewerte für die Elemente des Netzwerkes benötigt, die ausschließlich Quellen darstellen. Basierend auf den bei der Netzwerkerstellung identifizierten Elementen dieser beiden Gruppen, werden Excel-Tabellen mit den entsprechenden Angaben erstellt. Die Referenzwerte orientieren sich nach Angaben aus der Literatur und geben die idealen Umweltbedingungen für das entsprechende Ziel an. Die Eingabewerte für die Definition des zu testenden Szenarios können frei je nach Fragestellung gewählt werden. Sind die Expositionszeiten für das Netzwerk relevant können auch diese zur Definition eines Szenarios angegeben werden. Es können auch mehrere Szenarien hintereinander getestet werden. So kann beispielsweise ein zeitlicher Verlauf und ein sich verschlechterndes oder verbesserndes Szenario getestet werden.

Das Netzwerk wird anschließend mit den eingegebenen Werten berechnet. Als Ergebnis werden quantitative Ergebnisse der berechneten Effekte angezeigt, die bei dem entsprechenden Szenario zu erwarten wären. Zudem wird hier noch einmal das Netzwerk zusammen mit den eingegebenen Werten und den mit dem Programm bestimmten mathematischen Modellen angegeben.

#### 4.1.8 Beschreibung des getesteten Szenarios

Für den praktischen Test wurden einerseits Werte getestet, die in der deutschen Nord- oder Ostsee vorkommen könnten; andererseits wurden die Werte stark erhöht, um die Empfindlichkeit des Modells zu testen. Es wurden Effekte, die in Zusammenhang mit anthropogenen Einträgen von Kupfer und Herbiziden, erhöhten Nährstoffeinträge, erhöhten Sulfid-Konzentrationen, veränderte Sauerstoffkonzentrationen, Versauerung, veränderte Fließgeschwindigkeit- und Scherspannung, veränderter Sichttiefe und mit Bedeckung in Zusammenhang stehen, analysiert. Dabei wurden Auswirkungen auf die Mortalität, die Reproduktion und das Wachstum von Seegras untersucht. Außerdem wurden in dem Szenario auch Effekte auf die Biodiversität in Seegraswiesen ermittelt.

Zunächst wurden drei verschiedene Szenarien getestet: Das erste Szenario war durch nährstoffarme Bedingungen, eine hohe Lichtverfügbarkeit, und sauerstoffreiches Wasser geprägt. Außerdem waren Herbizide im Wasser hier nicht vorhanden, die Kupferkonzentration entsprach den optimalen Bedingungen für das Seegras und der pH-Wert entsprach einem Durchschnittswert für die deutsche Bucht.

Es gab in dem Szenario außerdem keine Sedimenteinträge. Im zweiten Szenario gab es erhöhte Nährstoffeinträge, eine geringere Lichtverfügbarkeit und Sauerstoffmangel. Die Konzentrationen von Herbiziden und Kupfer wurden auf maximale Werte gesetzt, die in Literaturdaten für die Nordsee ermittelt werden konnten. Im dritten Szenario wurden die Belastungen durch Nährstoffe, Kupfer, reduzierte Lichtverfügbarkeit und Sauerstoffmangel verdoppelt. Die Herbizidkonzentrationen wurden mit 100 multipliziert. Außerdem wurden für dieses Szenario Sedimenteinträge angenommen, die zu einer Erhöhung des Sedimentes um 50 cm führten. Die Fließgeschwindigkeit war bei den drei Szenarien gleich.

In einem zweiten Test wurde getestet, wie sich die Modellergebnisse verändern, wenn sich die Belastungssituation verstärkt. Eingabewerte orientierten sich bei diesem Test an den minimalen und maximalen Angaben der Literatur statt an im Freiland gemessenen Werten.

## 4.2 Ergebnisse der Analyse kumulativer Effekte ausgewählter Belastungen auf Seegraswiesen

Die Literaturrecherche ergab eine gute Datengrundlage zu Einzeleffekten auf Seegräser. Die Datenlage war in Bezug auf die Effekte der Eutrophierung auf Seegras sehr gut. Im Gegensatz dazu gab es Datenlücken bei den Effekten von Schadstoffen. Außerdem waren nur wenige Datensätze zu kumulativen Effekten verfügbar.

Als wesentliche Effekte auf die Struktur und den Bestand von Seegraswiesen wurden für die ausgewählten Belastungen Gebietsverlust, Rückgang von Biomasse, Veränderung der Tiefenverbreitung, Mortalität und das Absterben von Pflanzenteilen sowie Veränderungen der Dichte und des Wachstums untersucht. Daneben waren auch physiologische Aspekte Fokus einiger Publikationen. Es wurden die Chlorophyll-Konzentration, die Photosynthese-Aktivität bzw. die Effizienz der Photosynthese und die Konzentrationen von Carotinoid, Stärke und Succrose untersucht. Veränderungen dieser Größen können ebenfalls langfristig einen wesentlichen Effekt auf die Population haben. Auch Effekte auf die Biodiversität in Seegraswiesen wurden im Zusammenhang mit Eutrophierung untersucht.

Die Beziehungen zwischen Belastungen und Effekten konnten in LiACAT sowohl mit dem neuen dynamischen Sankey-Diagramm als auch mit dem einfachen Sankey-Diagramm dargestellt werden. Die komplexen Zusammenhänge konnten so in übersichtlicher Form veranschaulicht werden.

Eutrophierung führt in Seegraswiesen beispielsweise zu eng miteinander verwobenen Auswirkungen, die kausal ineinandergreifen: Eine Nährstoffanreicherung führt zu einem verstärkten Wachstum von Epiphyten und Makrophyten, die beide mit Seegras um Licht konkurrieren. Dies führt so zu einem Lichtmangel für Seegras (Cabaco et al. 2008, Burkholder et al. 2007).

Wird gleichzeitig die Fließgeschwindigkeit durch andere menschliche Aktivitäten wie Baumaßnahmen erhöht, wird zusätzlich die der Fraßdruck von Schnecken auf Epiphyten vermindert, da die Schnecken durch erhöhte Fließgeschwindigkeit leichter weggespült werden (Schanz et al. 2002). Baggeraktivitäten führen dagegen zu direkter Mortalität von Seegras (Do et al. 2012). Zusätzlich verursacht die Resuspension von Sedimenten Lichtmangel in den angrenzenden Stellen der direkten Baggeraktivität. An diesen Stellen kann es daher zu einer verminderten Photosynthese-Aktivität und einem verminderten Wachstum von Seegras kommen (Ralph et al. 2006). Auch stärkerer Schiffsverkehr kann durch die bei Schiffen verwendeten Aufwuchs verhindernden Lackadditive Auswirkungen auf das Seegras haben: Die Additive wirken chemisch auf das Seegras und reduzieren so die Photosynthese-Aktivität (Chesworth et al. 2004). Das Wachstum von Seegraswiesen ist außerdem von der Wassertemperatur abhängig, die sich durch den Klimawandel gravierend verändert. Eine erhöhte Wassertemperatur wirkt sich auch auf die Verbreitung und das Wachstum verschiedener Krankheitserreger aus: So wird der Protist *Labyrinthula zosterae*, der zur „Wasting Disease“ Krankheit und einem dramatischen Bestandseinbruch von Seegras führte, durch eine Temperaturerhöhung begünstigt (Burkholder et al. 2007). Diese

Art von ineinandergreifenden Auswirkungen lassen sich in einem einfachen Sankey-Diagramm gut darstellen (Abbildung 21).

Um die Beziehungen im Kontext der MSRL und nach Themen geordnet darzustellen, wurde das dynamische Sankey-Diagramm (Abbildung 22) verwendet. Hier konnte eine größere Anzahl von Beziehungen integriert werden, da diese thematischen Gruppen zugeordnet werden. In Abbildung 22 ist zu erkennen, dass viele der in der Literatur identifizierten Beziehungen sich auf das Wachstum und die Mortalität von Seegrass beziehen und dass hier der Schwerpunkt der Forschung liegt. Aber auch andere Effekte werden untersucht. Es wird außerdem deutlich, dass Umweltparameter einen wichtigen Einfluss auf die Effekte anthropogener Belastungen haben.

Abbildung 21: Einfaches Sankey-Diagramm zur Visualisierung der Zusammenhänge zwischen Belastungen und deren Auswirkungen auf Seegrass. Quelle: <https://kladia.info/klados/>

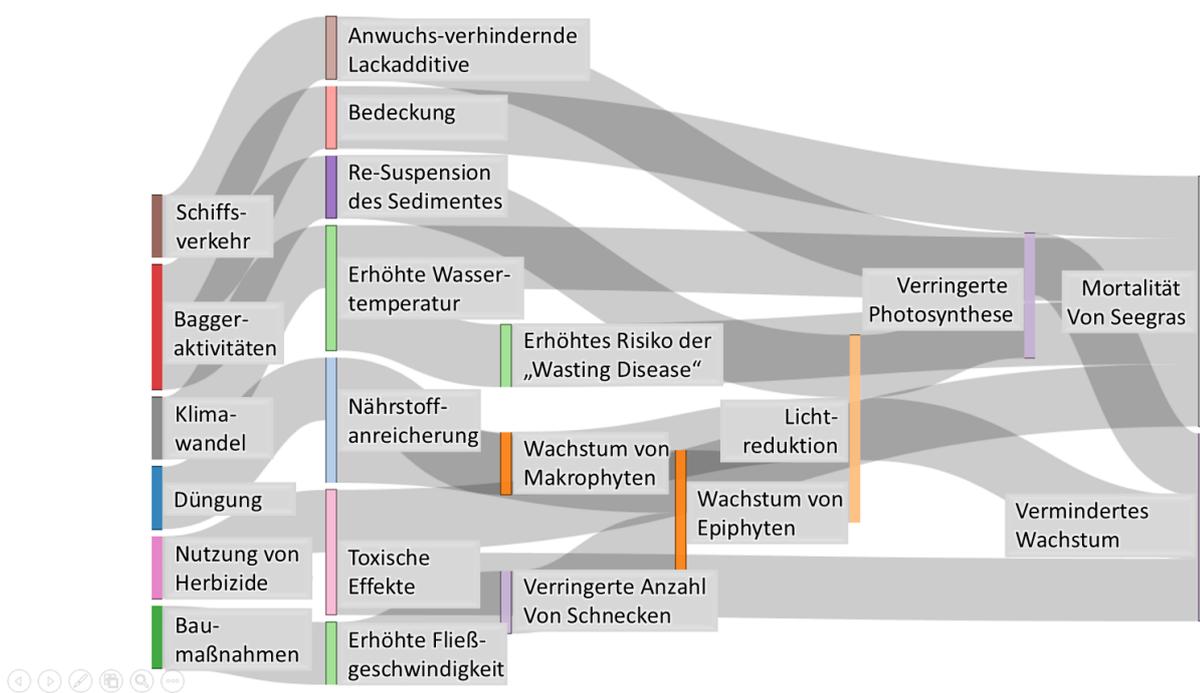
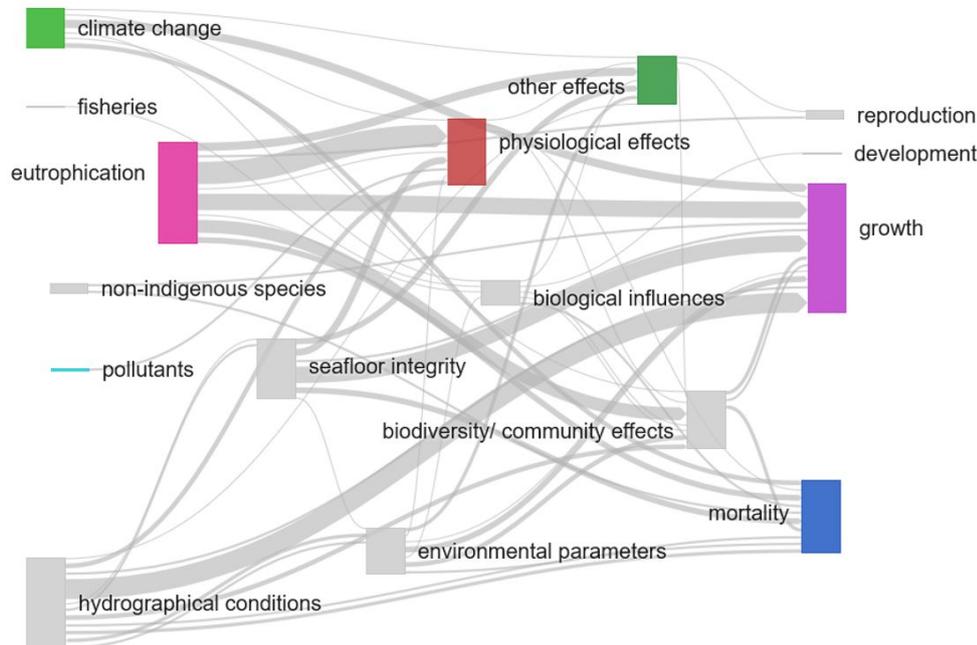


Abbildung 22: Dynamisches Sankey-Diagramm zur Darstellung der komplexen Einflüsse auf das Wachstum und die Mortalität des Seegrases. Quelle: <https://kladia.info.klados/>



Nicht alle in der Literatur identifizierten Beziehungen konnten für das ACIM-Modell verwendet werden. Gründe dafür waren dabei oft die unzureichende Datenlage. Zum Teil wurden in Publikationen auch nur Angaben gemacht, ob es einen Effekt gibt, ohne diesen in Abhängigkeit mit einer Intensität zu quantifizieren. Diese Daten waren nicht ausreichend für Modellsimulationen, konnten jedoch in Sankey-Diagrammen veranschaulicht werden und so zu einem besseren Verständnis der Zusammenhänge beitragen.

Es konnten insgesamt ca. 90 Datensätze aus wissenschaftlichen Publikationen zu dem Thema „Effekte anthropogener Belastungen auf Seegraswiesen“ extrahiert werden. Die entsprechenden Datensätze konnten in das in Scilab geschriebene Skript „ACIM“ (Siehe Kapitel 4.1.2) eingelesen werden und die oben beschriebenen Effekte für verschiedene Szenarien quantifiziert werden. Viele Datensätze, die aus der Literatur extrahiert wurden, enthielten jedoch nur wenige Datenpunkte, so dass die im Programm generierten Modelle von entsprechenden Unsicherheiten geprägt waren oder aufgrund der zuvor festgelegten statistischen Kriterien letztendlich nicht im finalen Netzwerkmodell miteinfließen konnten. In das Netzwerkmodell konnten daher nur ca. 75 Beziehungen integriert werden. Dazu wurde zu jeder Beziehung ein Modell bestimmt sowie die Verknüpfungen zwischen den einzelnen Beziehungen hergestellt (siehe 4.1.2).

Die Praxistests zeigten, dass das Modell generell sensibel auf Veränderungen reagiert und es konnten Unterschiede in den Auswirkungen zwischen den Erhöhungen der Intensitäten verschiedener Belastungen festgestellt werden.

Bei der Identifizierung der besten Modelle stellte sich heraus, dass das Hyperbel-Modell am häufigsten ermittelt wurde. Auch das exponentielle Modell wurde häufig ausgewählt. Erst danach wurden das Gausche Modell, das lineare Modell und schließlich das quadratische Modell ausgewählt. Das Hyperbel-Modell und das exponentielle Modell wurden auch als Teilkomponenten der zusammengesetzten Modelle häufig gewählt.

Jedoch war die Anzahl der kumulativen Modelle, die für das Netzwerkmodell verwendet wurden, wesentlich geringer. Insgesamt bestand das Netzwerkmodell, in dem kumulative Interaktionen zugelassen wurden, zu ca.  $\frac{3}{4}$  aus Einzelmodellen. Der überwiegende Teil des Rests bestand zum großen Teil aus Modellen mit zwei Einflussfaktoren. Nur sehr wenige Modelle spiegelten die Einflüsse von drei Einflussfaktoren wider.

Ein Vergleich der Modellergebnisse des Netzwerkmodells basierend auf den reinen Einzelmodellen mit den Modellergebnissen des Netzwerkmodells, in das auch kumulative Modelle integriert waren, zeigte, dass sich die Modellergebnisse unterschieden. So bestanden die Netzwerke aus unterschiedlichen Elementen. Insgesamt konnten in dem Netzwerkmodell, in dem nur Einzelmodelle zugelassen wurden, weniger Datensätze angewendet werden als in dem kumulativen Netzwerkmodell. Die unterschiedliche Auswahl der Einflussfaktoren sowie die unterschiedliche Wahl der besten Modelle führte außerdem zu unterschiedlichen simulierten Effekten auf die Ziele. Unterschiede in den statistischen Werten der Modelle (angepasste  $R^2$ -Werte) waren im Vergleich zwischen den Netzwerken nicht erkennbar.

Auf Basis der Ausgabe des ACIM-Programms konnte eine graphische Repräsentation der beiden verschiedenen Netzwerkmodelle erfolgen, die einen Überblick über die Beziehungen gibt, die im Netzwerkmodell verwendet wurden.

Die Effekte auf die Ziele, die durch die Quellen und den entsprechenden Eingaben der Belastungsszenarien beeinflusst wurden, wurden thematisch sortiert. So wurde je eine Graphik zu den Themen „chemische Zusammensetzung“, „Wachstum“, „Photosynthese“, „Überleben“, „Vitalität“ und „biologische Variablen“ (z.B. Habitatkomponenten) erstellt, in der die Einzeleffekte anschaulich dargestellt werden konnten. Die Graphiken zeigen, dass im Modell stärkere Nährstoffbelastungen, Sauerstoffmangel, höhere chemische Belastungen und Sedimenteinträge zu negativen Effekten in Seegraswiesen führten.

### 4.3 Auswertung des Praxistests

Die Datenlage für die ausgewählten Belastungen auf Seegraswiesen ist zwar ebenfalls vergleichsweise gut, jedoch gibt es auch gravierende Lücken bezüglich einiger Effekte. Es fehlen beispielsweise häufig Langzeitexperimente und experimentelle Daten mit verschiedenen Intensitätsstufen der Belastungen und verschiedenen Expositionszeiten. Des Weiteren gibt es nur wenige Daten zu Veränderungen der Biodiversität. Diese Effekte sind jedoch sehr wichtig, da Seegraswiesen aufgrund der dort normalerweise vorkommenden hohen Biodiversität einen speziellen Stellenwert im Naturschutz haben. Publikationen zu Effekten von Schadstoffen auf Seegraswiesen gibt es nur relativ wenige. Die meisten dieser Veröffentlichungen sind relativ neu. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass dieses Thema erst kürzlich wieder mehr Aufmerksamkeit erlangt hat. Schwerpunkte der Publikationen waren die Themen hydrologische Veränderungen und Eutrophierung.

In dem Modell werden nur die tatsächlich gemessenen Effekte als Ergebnisgrößen berechnet und ausgegeben. Es sollte jedoch berücksichtigt werden, dass es wahrscheinlich ist, dass auch andere Bereiche durch die Belastung betroffen sind, die jedoch nicht als Größe gemessen worden sind. Es könnte daher in Erwägung gezogen werden, die Einzelergebnisse in geeigneter Form zu einem Gesamtergebnis zusammenzufassen. Da für die Einzelergebnisse die relativen Veränderungen zum Referenzwert angegeben werden ist eine Aggregation sowohl auf der Ebene verschiedener Themen für die Ziele als auch als Gesamtintegration möglich und wurde auch bereits durchgeführt. Die Einzelergebnisse sind jedoch zur Transparenz sehr wichtig und es sollte berücksichtigt werden, dass es auch Unterschiede zwischen den einzelnen Zielen in Bezug auf die Auswirkung bestimmter anthropogener Belastungen geben kann.

Das für die Bewertung der Seegrasswiesen entwickelte Modell zeichnet sich besonders durch die Flexibilität aus: Die spontane Erstellung der Einzel-Modelle anhand der Daten und die Erstellung des Netzwerkmodells auf Basis der Kenngrößen stellt eine Besonderheit dar. Diese Struktur erlaubt es neue Erkenntnisse sehr schnell in Bewertungssysteme einfließen zu lassen und ermöglicht so eine praktische Verbindung zwischen Forschung und Praxis. Daten, die aufwendig in Experimenten generiert werden, können auf diese Weise nutzbar gemacht werden ohne dass jedes Mal ein vollständig neues Modell entwickelt werden muss.

Diese weitreichende Automatisierung birgt jedoch auch gewisse Risiken in sich: Nicht immer werden die Ergebnisse für die Auswahl der besten Modelle dem intuitiven Gefühl erfahrener Experten entsprechen. Dies führt zu der Frage, ob Modellergebnisse generell einzeln von Experten überprüft und ggf. angepasst werden sollten. Darin läge sowohl eine Chance auf Verbesserung als auch eine Gefahr einer zusätzlichen Fehlerquelle, denn auch Experten können sich täuschen. Eine Möglichkeit, diesem Dilemma zu entgehen, wären Plausibilitätstests. So kann nach nachvollziehbaren Gründen für die Formen der jeweiligen Modelle gesucht werden. Jedes einzelne Modell wird in der derzeitigen Version von ACIM bereits zusammen mit den Rohdaten dargestellt und kann so visuell überprüft werden. Hier könnte eine kleine Kontrollfunktion eingebaut werden mit der kurz das Modell bestätigt werden muss und bei Ablehnung eine plausible Erklärung eingegeben werden muss.

Der Einbau von Interaktionen zwischen einzelnen Belastungen und Zwischenstufen zu den Effekten stellt eine neue Entwicklung dar, die gerade die Nutzung neuerer Daten ermöglicht. In der Literaturrecherche des Vorgängerprojektes (Eilers et al. 2014) hat sich gezeigt, dass Interaktionen zwischen einzelnen Stressoren sich sowohl mit der Zeit also auch mit der Intensität der Stressoren verändern können. Diese Erkenntnisse konnten nun dynamisch in das ACIM-Modell eingebaut werden.

Eine weitere Besonderheit des Modells ist die enge Verknüpfung mit LiACAT. Durch die verwendete Datenstruktur war es möglich die Skripte miteinander zu verbinden und so eine Analyse zu ermöglichen, die später von Anwendern online genutzt werden kann. Durch LiACAT wird ermöglicht, dass direkt auf die Originalpublikation zugegriffen werden kann und zudem weitere Informationen zu der Publikation eingesehen werden können.

Die Modellergebnisse zeigen eine starke Empfindlichkeit des Seegrases und der assoziierten Fauna und Flora gegenüber der Eutrophierung an. Unter starkem Eutrophierungseinfluss muss mit negativen Effekten auf Seegrasswiesen gerechnet werden, insbesondere, wenn diese mit Veränderungen der hydrografischen Bedingungen einhergehen. Aber auch andere Aspekte wie erhöhte Schadstoffkonzentrationen wirkten sich negativ auf Seegräser aus und beeinträchtigen beispielsweise die Photosynthese und somit das Wachstum von Seegras. Es kann daraus gefolgert werden, dass das Modell auf Umweltveränderungen reagiert. Am besten werden Effekte simuliert, die innerhalb des Messbereiches der durchgeführten Experimente liegen. Jedoch werden in experimentellen Tests häufig stärkere Belastungssituationen getestet als sie im Freiland gemessen werden. Darüber hinaus werden häufig kürzere Expositionszeiten getestet. Im Freiland sind die Organismen jedoch häufiger für längere Zeiten geringeren Belastungen ausgesetzt. Diese Diskrepanz führt zu Unsicherheiten in den Modellergebnissen, stellt jedoch ein grundsätzliches Problem dar, das nicht durch den strukturellen Aufbau von ACIM gelöst werden kann.

Um das Modell weiter zu verbessern, sollten weitere Tests mit Daten verschiedener Monitoring-Stationen erfolgen und in Zusammenhang mit dem Zustand des dort vorkommenden Seegrases gebracht werden. Da einige der in Labor- und Freiland gemessenen Größen wie Biomasse und Dichte der Seegrasswiesen auch in regulären Monitoring-Programmen gemessen werden, steht diese Möglichkeit prinzipiell zur Verfügung. Des Weiteren kann das Modell kontinuierlich um weitere Literaturdaten ergänzt werden, um so weitere Aspekte in das Modell zu integrieren. Wird die Analyse mit ACIM an ver-

schiedenen Standorten durchgeführt kann aufbauende auf diesen Ergebnissen auch eine geographische Analyse durchgeführt werden. Dies wäre beispielsweise für Belastungen wie physische Beschädigungen des Meeresbodens, die sehr flächig sind oder für die Belastung durch Nährstoffeinträge, die ein bestimmtes räumliches Muster aufweisen interessant. Auf diese Weise könnten auch Gebiete identifiziert werden, in denen für das Seegrass günstige Bedingungen herrschen.

Zusammenfassen lässt sich sagen, dass sich das Modell durch die Flexibilität sehr gut zur Analyse kumulativer Effekte anthropogener Belastungen eignet und wichtige Beiträge zu einem besseren Verständnis des Zusammenwirkens zwischen Seegraswiesen und der assoziierten Flora und Fauna und Belastungen und Umweltparametern liefern kann. Darüber hinaus können Effekte für bestimmte Szenarien quantifiziert und so aktuelle Bewertungen unterstützt werden. Allerdings sollten die o.g. Unsicherheiten bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

## 5 Analyse kumulativer Effekte durch ein Belastungsthema

In den beiden in den vorangegangenen Kapiteln beschriebenen Beispielen wurden jeweils die Auswirkungen verschiedener anthropogener Belastungen auf eine Art bzw. ein Habitat analysiert. In dem Test, der in diesem Kapitel beschrieben wird, soll dagegen eine Matrix-Methode so angepasst werden, dass der Fokus auf einer bestimmten Belastung liegt und vielfältige Auswirkungen betrachtet werden. Dabei werden die Auswirkungen auf verschiedenste Ökosystemkomponenten berücksichtigt. Diese Herangehensweise basiert auf dem Anspruch, dass auch einzelne Deskriptoren der MSRL kumulativ betrachtet und ausgewertet werden sollen. Exemplarisch wurden hier die Auswirkungen von Meeresmüll betrachtet. Die Arbeit erfolgte in Zusammenarbeit mit Dr. Marcus Schulz, der das Projekt zur Entwicklung von Monitoring-Programmen für den Deskriptor Meeresmüll leitete (FKZ 371325220, Schulz et al. 2015). Es wurde geprüft inwieweit interaktive kumulative Effekte auf Basis des aktuellen Standes berücksichtigt werden können und welche Methode sich eignen könnte, um kumulative Effekte, die durch Meeresmüll verursacht werden, einschätzen zu können.

Meeresmüll gelangt durch verschiedene Quellen in die Umwelt und beeinträchtigt Arten auf unterschiedlichste Weise. Die verschiedenen ursächlichen Quellen werden für diese Auswertung hier jedoch nicht im Einzelnen berücksichtigt. Stattdessen soll der Fokus hier auf den verschiedenen Effekten verschiedener Arten von Meeresmüll liegen.

Meeresmüll hat nicht nur Auswirkungen auf unterschiedliche biologische Arten. Unterschiedlicher Meeresmüll kann sich auch je nach Größe und Beschaffenheit in unterschiedlicher Weise auf dieselbe Art auswirken und verschiedene Effekte auslösen. Ein Meeressäuger kann beispielsweise einerseits von der Gefahr betroffen sein, sich in Fischleinen zu verfangen, und andererseits zusätzlich Plastikpartikel mit Schadstoffen durch die Nahrung aufnehmen (Tarpley et al. 1993).

Auf der anderen Seite kann dieselbe Art von Müllpartikel sich negativ auf die eine Art auswirken, während eine andere Art von dem Vorkommen dieses Müllpartikel profitieren kann. Beispielsweise können Plastikpellets fälschlicher Weise immer wieder als Nahrung missinterpretiert werden und nach und nach dazu führen, dass das betroffene Tier Hunger leidet. Im Gegensatz dazu nutzen einige Arten gerade diese Plastikpellets ggf. als Substrat und werden – anhaftend an dem Substrat – eventuell leichter in andere Gebiete transportiert (Minchin 1996). Durch die verschiedenen Arten von Effekten, die durch Meeresmüll verursacht werden, kann es theoretisch auch zu Veränderung der Artenzusammensetzungen kommen. Auch die Habitatstruktur kann sich verändern, wenn die Masse des Meeresmülls gewisse Strukturen schafft oder physikalische Eigenschaften verändert.

### 5.1 Methodische Vorgehensweise

Im vorliegenden Bericht wird ein erster Vorschlag unterbreitet, wie die zu dem Thema vorhandene Literatur so zu strukturiert und geordnet werden kann, dass diese unterschiedlichen Arten von Effekten schnell erfassbar werden. Ziel ist es, durch die Methode Arten zu identifizieren, die von besonders vielen unterschiedlichen negativen Effekten betroffen sind. Außerdem sollen Zusammenhänge visualisiert werden.

Um dieses Ziel zu erreichen, wurde wesentliche Literatur zum Thema Meeresmüll und damit zusammenhängende Effekte auf die Meeresumwelt in LiACAT eingegeben (siehe Kapitel 2).

Des Weiteren wurden auch Matrizes angewendet. Dabei wurden in den Spalten jeweils die betroffenen Arten aufgeführt. In den Zellen wurde jeweils angegeben, welche Art des Effektes beobachtet wurde. Da die Stärke des Effektes stark von der Menge des Plastiks abhängt und schwer einzuschätzen ist, wurde dieser Aspekt hier noch nicht berücksichtigt. Auch eine Wertung der Schweregrade der Effekte wurde hier nicht integriert. Diese Aspekte können ggf. später ergänzt und eingearbeitet werden.

Die den Effekten zugehörigen Werte zeigen daher ausschließlich an, ob es sich um einen für die Art negativen oder positiven Effekt handelt. Dabei wird ein negativer Effekt mit -1 angegeben und ein positiver Effekt mit +1 angegeben (siehe Beispiel in Tabelle 4). In der letzten Zeile werden die Werte einzelnen Zeilen der jeweiligen Spalte zu einer „Bilanz“ addiert. So erhält man einen ersten Ansatzpunkt dafür, durch wie viele unterschiedliche Effekte eine Art betroffen ist. Um die Aussagen weiter zu differenzieren, könnten später, je nach Vorkommen der unterschiedlichen Arten von Meeresmüll, die einzelnen Werte entsprechend gewichtet werden. Es wurden feste Kategorien für Meeresmüll festgelegt, die nur in Fällen, in denen ein Gegenstand nicht zugeordnet werden konnte, ergänzt wurde. Zusätzlich wurden die Kategorien Mikroplastik (<2 mm), Mesoplastik (2-20 mm) und Makroplastik (>20 mm) verwendet. Hintergrund dafür war, dass die Anzahl der Kategorien den Wert der Bilanz einzelner Arten beeinflusst. Durch eine zuvor festgelegte Liste sollte dieser Effekt minimiert werden.

Tabelle 4: Beispielhafte Darstellung der Nutzung einer Matrix zur schnellen Erfassung in besonders vielfältiger Art und Weise durch Meeresmüll betroffene Arten (Beschreibung der Effektwerte im Text)

Art des Mülls	Effekte auf Art 1	Wert	Effekte auf Art 2	Wert	Effekte auf Art 2	Wert
Fischereinetze	Verstrickung	-1			Verstrickung	-1
Plastikbeutel			Transport	+1	Einbau in Nester	-1
Plastikpellets	Ingestion	-1			Ingestion	-1
<b>Bilanz</b>		<b>-2</b>		<b>+1</b>		<b>-3</b>

## 5.2 Ergebnisse der Analyse durch Meeresmüll verursachter kumulativer Effekte

Im Zusammenhang mit der Analyse kumulativer Effekte, die durch Meeresmüll verursacht werden, wurden 94 Literaturquellen in LiACAT gespeichert und relevante Daten dort eingetragen. Eine Auswertung der Effekte erfolgte mit bisher 22 Literaturquellen. Dabei wurden möglichst Studien ausgewählt, in denen entweder Arten thematisiert wurden, die in der deutschen Nord- oder Ostsee auch vorkommen, oder Effekte auf Artengruppen behandelt wurden. So wurden auch Publikationen ausgewertet, in denen eher übergreifende Analysen beschrieben wurden. Publikationen, in denen es um methodisches Vorgehen oder um die räumliche Verbreitung von Müll ging, wurden nicht weiter behandelt.

Insgesamt wurden in den letzten Jahren sehr viele Publikationen zu dem Thema Müll und Effekte von Müll auf verschiedene Ökosystemkomponenten veröffentlicht. Jedoch ist die Anzahl der veröffentlichten Artikel nicht für alle Artengruppen gleich. Stattdessen gibt es in den Publikationen Schwerpunkte zu bestimmten Artengruppen.

In der Literatur fanden sich die meisten Angaben zu den Effekten verschiedenster Arten von Müll in Bezug auf Seevögel. Die Effekte umfassen Verstrickung im Müll, Verwendung des Mülls für Nester, ein verändertes Verhalten (Attraktion zu Müll und Anpicken des Mülls) und Verschlucken des Mülls. Die Effekte führen teilweise auch zum Tode. Insbesondere wurden schwerwiegende Effekte für Eissturmvögel berichtet. Aber auch für Baßtölpel wurde der Einbau unterschiedlichster Arten von Müll in Nester sowie Verstrickungen durch verschiedene Müllarten berichtet. Daher wurde auch für Baßtölpel ein hoher Indexwert berechnet.

Fische scheinen vor allem vom Verschlucken von unterschiedlichsten Müllteilen betroffen zu sein, verfangen sich jedoch auch in sogenannten Geisternetzen.

Ebenso vom Verschlucken von Müll sind Meeressäuger betroffen. Die größte Anzahl Literaturquellen wurden zu Seehunden gefunden. Bei dieser Gruppe spielt zusätzlich die Akkumulation durch die Nahrungskette und die damit verbundene Aufnahme von Schadstoffen über Nahrung eine wichtige Rolle. Eine weitere Gefahrenquelle für marine Säuger sind physische Verletzungen durch Müllbestandteile.

Muscheln und Wattwürmer verschlucken ebenfalls Müllpartikel. Im Gegensatz zu den o.g. Arten ist hier in Bezug auf die Aufnahme jedoch nur Mikroplastik von relevanter Bedeutung. Es wurde beobachtet, dass Mikroplastikpartikel in die Hämolymphe von Muscheln gelangten. Neben der Aufnahme kann die Bedeckung durch Müll für benthischen Arten ein Problem darstellen. Die Bedeckung und damit verbundene Probleme wurden insbesondere für schlammige und sublitorale Habitate erfasst.

Aber auch die Eigenschaften von Habitaten können sich durch größere Mengen an Müll verändern: So kann sich dieser auf die Permeabilität sowie die Wärmespeicherungsfähigkeit auswirken. Positive Effekte für Müll werden selten dokumentiert. Allerdings gibt es Publikationen zum Transport von Organismen durch treibenden Müll. Dies wurde für Muscheln und Moostierchen berichtet. Einige Arten nutzen Müll als Substrat und können sich daran anheften. Dies kann zu zusätzlichen Siedlungsmöglichkeiten und zu einer erhöhten Abundanz bei einigen Schnecken, Krebsen, Seescheiden und Schwämmen führen. Aufgrund dieser Beobachtungen erhielten diese Arten in der Untersuchung einen positiven Indexwert. Der unterstützte Transport von Arten durch Müll kann jedoch auch große Nachteile für das Ökosystem haben: Neobiota können sich so schneller und über größere Distanzen verbreiten und so problematisch für einheimische Arten werden. Somit ist eine durch Meeresmüll bedingte Verschiebung des Artenspektrums möglich.

Der Zusammenhang zwischen Meeresmüll und Neobiota sowie zwischen Meeresmüll und Wassertemperatur am Meeresboden kann in gewisser Weise als Interaktion verschiedener Belastungen interpretiert werden. Informationen über weitere kumulative Zusammenhänge sind jedoch sehr begrenzt. Munoz et al. 2011 berichten jedoch, dass Müll leicht in Langleinen hängen bleibt, und stellen damit einen Zusammenhang zwischen Fischerei und Meeresmüll dar. Acha et al. 2003 erörtern zudem einen möglichen Zusammenhang zwischen einer Umweltvariable und Meeresmüll: Starke Salzgehaltsunterschiede am Meeresboden (Fronten) in Ästuaren könnten durch ihre Anziehung von Schmutz und Ablagerungen eine Art Barriere für Plastikmüll darstellen und so die räumliche Verteilung von Plastikmüll beeinflussen. Die räumliche Verteilung von Meeresmüll ist auch sehr stark durch wetterbedingte Umwelteinflüsse und Strömungen beeinflusst und daher schwer vorhersagbar (Neumann et al. 2014).

Aufgrund der unzureichenden Datenlage zu Interaktionen zwischen verschiedenen anthropogenen Belastungen und Meeresmüll konnte eine entsprechende Analyse mit einer Interaktionsmatrix nicht durchgeführt werden.

Die Ergebnisse in Kapitel 5.2 beziehen sich auf den Stand von 2017. Die Datenlage ist jedoch auch heute noch nicht ausreichend, um kumulative Interaktionen zum Thema Meeresmüll adäquat analysieren zu können.

Tabelle 5: Beispiele für die Effekte verschiedener Arten von Meeresmüll auf Vögel

Kategorie des Meeresmülls		Seevögel		Eissturmvogel		Baßtölpel ( <i>Morus bassanus</i> und <i>Sula bassana</i> )		Lumme
Mikroplastik (<5 mm)			-1	Ingestion (Schulz et al. 2015)				
Mesoplastik (5-25 mm)			-2	Ingestion (Schulz et al. 2015, Moser et al. 1992), von Franeker et al. 2011), Ingestion, Mortalität (von Franeker et al. 1985, Kühn et al. 2012)	-1	Verwendung als Nestmaterial (Tarpley und Marwitz 1993)		
Macroplastik (>25mm)	-3	Verwendung als Nestmaterial, Verstrickung, Mortalität (Votier et al. 2011)	-1	Ingestion (Moser et al. 1992)	-1	Verwendung als Nestmaterial (Tarpley und Marwitz 1993)		
Flächige oder kissenförmige Plastikgegenstände	-3	Verwendung als Nestmaterial, Verstrickung, Mortalität (Votier et al. 2011)			-1	Verstrickung (Schulz et al. 2015)		
Filamentöser Makromüll			-1	Verstrickung (Schulz et al. 2015)	-1	Verstrickung (Schulz et al. 2015)	-1	Verstrickung (Schulz et al. 2015)
Fischereiausrüstung					-1	Verstrickung (Schrey und Vauk 1987)		

Kategorie des Meeremülls		Seevögel		Eissturmvogel		Baßtölpel (Morus bassanus und Sula bassana)		Lumme
"Geisternetze"	-3	Verwendung als Nestmaterial, Verstrickung, Mortalität (Votier et al. 2011)			-1	Verwendung als Nestmaterial (Tarpley und Marwitz 1993)		
Fischleinen	-1	Verhaltensänderung, Mortalität durch Beifang (Fangel et al. 2016)						
Verpackungsmaterial					-1	Verwendung als Nestmaterial (Tarpley und Marwitz 1993)		
Seile	-3	Verwendung als Nestmaterial, Verstrickung, Mortalität (Votier et al. 2011)			-1	Verwendung als Nestmaterial (Tarpley und Marwitz 1993)		
Urethan			-1	Ingestion (Moser et al. 1992)				
Plastikgegenstände	-1	Verhaltensänderung, Pickverhalten (Cadee 2002)						
<b>Bilanz</b>	<b>-14</b>		<b>-6</b>		<b>-8</b>		<b>-1</b>	

Tabelle 6: Beispiele für die Effekte verschiedener Arten von Meeresmüll auf Fische

Kategorie des Meeresmülls			Fische (allg.)		Pelagische Fischarten		Benthische Fischarten
Mikroplastik (<5mm)	-1		Ingestion (Lusher et al. 2013)	-1	Ingestion (Lusher et al. 2013)	-1	Ingestion (Lusher et al. 2013)
Filamentöser Makromüll	-1						
"Geisternetze"				-1	Verfangen (Graham et al. 2009)	-1	Verfangen (Graham et al. 2009)
<b>Bilanz</b>	<b>-1</b>	<b>-7</b>		<b>-2</b>		<b>-2</b>	

Tabelle 7: Beispiele für die Effekte verschiedener Arten von Meeresmüll auf Meeressäuger

Kategorie des Meeresmülls		Seehunde und Robben		Seehunde		Wale
Mikroplastik (<5mm)			-1	Ingestion (Bravo et al. 2013)		
Mesoplastik (5-25mm)	-2	Ingestion (Bravo et al. 2013), Akkumulation (Eriksson und Burton 2003)				
Macroplastik (>25mm)					-1	Ingestion (Tarpley und Marwitz 1993)
Flächige oder kissenförmige Plastikgegenstände					-1	Ingestion (Tarpley und Marwitz 1993)
Filamentöser Makromüll	-1	Verstrickung (Fowler 1987)				
Fischleinen					-1	Ingestion (Tarpley und Marwitz 1993)
<b>Bilanz</b>	<b>-5</b>		<b>-6</b>		<b>-3</b>	

Tabelle 8: Beispiele für die Effekte verschiedener Arten von Meeresmüll auf Mollusken und Krebse

Kategorie des Meeresmülls		Miesmuschel ( <i>Mytilus edulis</i> )		andere Muschelarten		Schnecken ( hier: <i>Hexaplex trunculus</i> )		Krebse (hier: Einsiedlerkrebse <i>Cestopagurus timidus</i> )
Mikroplastik (<5mm)	-2	Ingestion, Physiologische Effekte (Brown et al. 2008)	-1	Ingestion (Van Cauwenberghe et al. 2013, Leslie et al. 2013)				
Plastikflaschen					+1	Veränderung der Abundanz (Katsanevakis et al.2007 )	+1	Veränderung der Abundanz (Katsanevakis et al.2007 )
Flächige oder kissenförmige Plastikgegenstände			+1	Transport (Gregory 2009)				
Glasgefäße			+1	Veränderung der Abundanz (Katsanevakis et al.2007 )	+1	Veränderung der Abundanz (Katsanevakis et al.2007 )	+1	Veränderung der Abundanz (Katsanevakis et al.2007 )
<b>Bilanz</b>	<b>-2</b>		<b>+1</b>		<b>+2</b>		<b>+2</b>	

Tabelle 9: Beispiele für die Effekte verschiedener Arten von Meeresmüll auf Invertebraten

Kategorie des Meeresmülls		Bryozoen (Moostierchen)		Benthische Borstentwürmer (Wattwurm)		Seescheiden (Hier: <i>Ciona intestinalis</i> )		Schwämme (hier: <i>Chondrilla nucula</i> )
Mikroplastik (<5mm)			-1	Ingestion (Van Cauwenberghe et al. 2013)				
Plastikflaschen					+1	Veränderung der Abundanz (Katsanevakis et al.2007 )	+1	Veränderung der Abundanz (Katsanevakis et al.2007 )
Flächige oder kissenförmige Plastikgegenstände	+1	Transport (Gregory 2009))	-1	(Bedecken: 10)				
Glasgefäße					+1	Veränderung der Abundanz (Katsanevakis et al.2007 )	+1	Veränderung der Abundanz (Katsanevakis et al.2007 )
<b>Bilanz</b>	<b>+1</b>		<b>-2</b>		<b>+2</b>		<b>+2</b>	

Tabelle 10: Beispiele für die Effekte verschiedener Arten von Meeresmüll auf Neobiota

Kategorie des Meeresmülls	Neobiota (allg.)		Neobiota (Hier: Seepocken <i>Dosima fascicularis</i> und <i>Lepas pectinaca</i> )		Neobiota: Schnecken (Hier: <i>Janthina janthina</i> )		Neobiota: Hydrokorallen Leptolida (Hier: <i>Veella veella</i> )		Neobiota: Samen (Hier: <i>Ipomea</i> sp., <i>Mucuna sloani</i> , <i>Coccos nucipora</i> and <i>Lathyrus japonicus</i> )
Flächige oder kissenförmige Plastikgegenstände	Transport (Gregory 2009)								
andere Glasgegenstände	Transport (Minchin 2016)								
Holz	Transport (Aliani und Molcard 2011)								
Plastikgegenstände		-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)
Teergranulate		-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)
Styroporkugeln als Verpackungsmaterial		-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)
Polypropylen Schnurteile		-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)
expandierbare Schaumstoffe		-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)

Kategorie des Meeressmülls	Neobiota (allg.)		Neobiota (Hier: Seepocken <i>Dosima fascicularis</i> und <i>Lepas pectinaca</i> )		Neobiota: Schnecken (Hier: <i>Janthina janthina</i> )		Neobiota: Hydrokorallen Leptolida (Hier: <i>Verella verella</i> )		Neobiota: Samen (Hier: <i>Ipomea</i> sp., <i>Mucuna sloani</i> , <i>Cocos nucifera</i> and <i>Lathyrus japonicus</i> )
Wachs-Pellets		-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)	-1	Transport (Minchin 2016)
Arzneimittelfläschchen		-1	Transport (Minchin 2016)						
Dosen		-1	Transport (Minchin 2016)						
<b>Bilanz</b>		<b>-8</b>		<b>-6</b>		<b>-6</b>		<b>-6</b>	

### 5.3 Auswertung des Praxistests

Eine kumulative Analyse, die auch Interaktionen zwischen verschiedenen Arten von Meeresmüll oder die Interaktionen zwischen Meeresmüll und anderen Belastungsarten integriert, war mit der Datelage mit Stand von 2017 noch nicht möglich. Auch im Jahr 2019 standen für eine solche Art der Analyse noch nicht ausreichend Daten zur Verfügung. Der Fokus auf das Thema Meeresmüll unterteilt in die unterschiedlichen Arten von Müll und die Analyse der unterschiedlichen Betroffenheit verschiedener Ökosystemkomponenten durch diese stellt jedoch eine Alternative dar, um kumulative Aspekte für diesen Deskriptor darzustellen.

Die in Kapitel 5.1 beschriebene vereinfachte Matrix-Methode bietet vor allem die Möglichkeit, einen schnellen Überblick über die Literatur zu erhalten. Bei der Bewertung der Betroffenheit durch verschiedene Arten von Meeresmüll kann jedoch ein Problem auftreten, da der Index stark von der Anzahl und der Charakterisierung der Müllkategorien abhängig ist. Die Schwierigkeit bei der Bildung der Kategorien liegt auch in der Thematik selbst begründet: Für einige Effekte spielt eher die Form des Mülls eine Rolle, für andere Effekte sind jedoch eher die Beschaffenheit und das Material relevant.

Die Größe des Mülls ist ein weiterer wichtiger Faktor für eine mögliche Ingestion, während für eine Untersuchung dieses Aspekts andere Eigenschaften außer Acht gelassen werden können. Da es bisher keine eindeutige offizielle Kategorisierung gibt, existieren in Bezug auf den Meeresmüll viele Kategorien nebeneinander. Folglich werden Müllteile für die einzelnen Studien selbst in größere oder kleinere Kategorien mit unterschiedlichen Eigenschaften eingeordnet und häufig damit dann nicht alle Eigenschaften charakterisiert, so dass eine spätere Zuordnung für eine Literaturobwohl schwierig ist. Man kann annehmen, dass einige der in Kapitel 5.2 gelisteten Effekte vermutlich auch noch für weitere Müllkategorien gelten, die nur in den gesichteten Publikationen nicht explizit genannt wurden. Eine Befragung von Experten könnte dieses Ungleichgewicht ggf. etwas ausgleichen. Trotzdem bietet die Auflistung einen ersten groben Überblick über die Literatur und es werden Unterschiede zwischen verschiedenen Artengruppen ersichtlich. Bei tatsächlicher Anwendung dieser Methode müsste die Literatur jedoch noch vervollständigt und die Kategorisierung standardisiert werden. Es gibt jedoch europaweite Bestrebungen einheitliche Müllkategorien für die Meeresmüll-Monitoringprogramme zu kreieren (Addaomo et al. 2018, Schulz et al. 2013). Diese vereinheitlichten Kategorien könnten ggf. auch für die Analyse kumulativer Auswirkungen von Meeresmüll genutzt werden.

Ein weiterer Aspekt, der bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden muss, ist die ungleiche Verteilung der Publikationen bezüglich der Abdeckung verschiedener Artengruppen und Habitate. Dies ist ein häufiges und bekanntes Problem sämtlicher Meta-Analysen. Meist wird beobachtet, dass es mehr Publikationen zu Experimenten und Beobachtungen gibt, wenn tatsächlich ein Effekt beobachtet wurde. Information über Experimente ohne klares Ergebnis oder ohne erkennbaren Effekt werden dagegen jedoch häufig nicht veröffentlicht. Dies führt zu einem Ungleichgewicht. Zudem gibt es bestimmte Arten und Artengruppen, die bevorzugt untersucht werden. Beispielsweise geschieht dies, weil ein kommerzielles Interesse besteht oder sich die Arten besonders gut für Laborexperimente eignen. In der Literaturrecherche wurde daher explizit versucht, möglichst viele Artengruppen abzudecken. Hier sind allerdings weitere Recherchen erforderlich.

Eine mögliche Erweiterung der Methode können die Integration von Schweregraden von Effekten sowie die Integration der Müllmenge als Parameter sein. So würde es möglich werden, regionale Unterschiede miteinzubeziehen und die tatsächlichen Effekte auf die Umwelt besser einschätzen zu können. Dafür ist jedoch ein effizientes Monitoring und eine validierte Methode zur Einschätzung der Müllmengen Voraussetzung.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die hier vorgeschlagene Methode eine erste Übersicht über den aktuellen Wissensstand bieten kann, eine quantitative Analyse aufgrund der geringen Datenver-

fügbarekeit derzeit noch nicht möglich ist. Interaktionen zwischen verschiedenen Müllarten oder Interaktionen zwischen Meeresmüll und anderen Belastungsarten können aufgrund der Datenlage ebenfalls noch nicht erfasst werden und bislang nur qualitativ beschrieben werden.

## 6 Räumliche Aggregation menschlicher Aktivitäten und anthropogener Belastungen

### 6.1 Einleitung

Die EU-Mitgliedstaaten müssen 2018 unter anderem die Bewertung des Zustands ihrer Meeresgewässer gemäß Art. 8 der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (2008/56/EU, MSRL) aktualisieren und der EU-Kommission melden. Die MSRL fordert unter anderem eine „Analyse der wichtigsten Belastungen und Wirkungen, einschließlich des menschlichen Handelns, sowie ihrer wichtigsten kumulativen und synergetischen Wirkungen“ (Art. 8 Abs. 1 Buchstabe b MSRL). Derzeit gibt es noch keine abgestimmten und validierten Methoden zur Analyse kumulativer und synergetischer Wirkungen von Belastungen zur Umsetzung der MSRL-Anforderung:

- ▶ Im Rahmen der HELCOM-Zusammenarbeit wurden die Baltic Sea Pressure und Baltic Sea Impact Indices für die erste holistische Bewertung des Zustands der Ostsee 2010 entwickelt und für den aktuellen Zustandsbericht der Ostsee 2018 (*State of the Baltic Sea Bericht*, <http://state-of-the-balticsea.helcom.fi/>) methodisch fortgeschrieben. Die HELCOM-Arbeiten bieten, basierend auf dem aktuellen Stand des Wissens und verfügbarer Daten, einen ersten zum derzeitigen Zeitpunkt praktisch umsetzbaren Ansatz für eine räumliche und kumulative Verknüpfung von Belastungen und ihrer Auswirkungen auf die Meeresökosysteme. Die HELCOM-Analyse liefert einen Beitrag zur Unterstützung der EU-Mitgliedstaaten bei der Aktualisierung 2018 ihrer Zustandsbeschreibung nach Art. 8 MSRL.
- ▶ Im Rahmen der OSPAR-Zusammenarbeit wurden für den Quality Status Report 2010 erste Methodenansätze (ohne Berücksichtigung der räumlichen Verteilung und Darstellung) für eine integrierte Bewertung von Belastungen und ihrer Wirkungen auf Ökosystemkomponenten getestet. Seither befindet sich bei OSPAR ein neuer, auf Risikobewertungserwägungen und OSPAR-Indikatoren basierender Ansatz („bow-tie-approach“) in Entwicklung, der für den Quality Status Report 2023 getestet werden soll. Eine regionale Analyse zur Unterstützung der EU-Mitgliedstaaten bei der Aktualisierung 2018 ihrer Zustandsbeschreibungen nach Art. 8 MSRL liegt nicht vor.

Auch die Europäische Umweltagentur (EUA) hat 2017 mit Blick auf ihre geplanten Bewertungen – *State of the Environment Report (2019)* und *State of the Marine Environment Report (2020)* – und den gemäß Art. 20 Abs. 3 MSRL zu erstellendem Überblick über den Zustand der europäischen Meeresgewässer (2019) einen Ansatz für eine Analyse kumulativer Belastungswirkungen entwickelt. Dieser nimmt die aktuelle HELCOM-Methode (BSPI/BSII) als Ausgangspunkt und entwickelt sie für die EUA-Bedürfnisse fort.

## 6.2 Aufgabenbeschreibung

Das Arbeitspaket 4 „Weiterentwicklung der kumulativen Gesamtbewertung im Rahmen der Umsetzung der MSRL“ des F&E Vorhabens FKZ 3717 25 224 0 beinhaltete die Anfertigung einer Studie, die zur Unterstützung der Aktualisierung der Zustandsbewertung nach Art. 8 MSRL für die deutschen Nordseegewässer die räumliche Verteilung und Kumulation von ausgewählten, für die nationalen Gewässer wesentlichen Belastungen in Kartenform darstellt. Eine Wirkungsanalyse der Belastungen war zunächst nicht vorgesehen. Die Analyse sollte als Minimum die Belastungsthemen Eutrophierung, Schadstoffe, physischer Verlust und physikalische Störungen des natürlichen Meeresbodens einbeziehen. Die Möglichkeit, die räumliche Verteilung der Belastungen der Schifffahrt einzubeziehen, sollte geprüft werden. Für die Analyse sollten folgende Grundlagen einbezogen werden:

- ▶ die in der aktuellen Zustandsbewertung der deutschen Nordseegewässer von den Experten zusammengestellten bzw. den Bewertungen zugrundeliegenden Datensätze. Die Analyse sollte die in den fachlichen Bewertungen genutzten Daten räumlich abbilden und mit den fachlichen Bewertungen konsistent sein.
- ▶ die Analysemethodik des HELCOM Baltic Sea Pressure Index. Die Annahmen des BSPI waren auf die Nordsee zu übertragen, soweit dem die Umweltbedingungen der Nordsee nicht entgegenstanden. Dies war zu prüfen. Bei Bedarf waren die Annahmen auf die Bedingungen der Nordsee anzupassen.

Mit der Analyse sollten

- ▶ der EU-Kommission Fortschritte beim Bemühen um MSRL-spezifische Analyseanforderungen demonstriert werden,
- ▶ die Anwendbarkeit des BSPI auf die Nordseegewässer getestet und methodische Empfehlungen für künftige Analysen der Nordseegewässer ausgesprochen werden,
- ▶ eine analytische Einordnung der vorläufigen Studienergebnisse zu räumlichen Belastungsschwerpunkten im Vergleich mit den nach BSPI ermittelten Belastungsschwerpunkten für die Ostsee ermöglicht werden,
- ▶ nationale Erfahrungen („lessons learnt“) generiert werden, um die künftige Diskussion bei OSPAR und HELCOM zur weiteren Entwicklung von Analysemethoden zu unterstützen.

Die Arbeiten waren in Kooperation mit den betroffenen Fach-AG Leitungen und betroffenen ExpertInnen durchzuführen; das UBA übernahm die formalen Abstimmungsverfahren für die Ergebnisse. Die Ergebnisse der Arbeiten werden zusammen mit einer ausführlichen Methodenbeschreibung und (kartographischen) Dokumentation der einzelnen Analyseschritte in diesem Bericht dargestellt.

## 6.3 Methodenbeschreibung

Ziel der im Folgenden beschriebenen Arbeiten war es, in einem ersten Schritt auf dem Weg zu künftigen Analysen die räumliche Verteilung und Kumulation von ausgewählten Belastungen und Aktivitäten in Bezug auf Eutrophierung, Schadstoffe und physische Beeinträchtigungen des Meeresbodens in der deutschen Bucht in Kartenform darzustellen. Dies erfolgte in Anlehnung an den im Rahmen des Helsinki-Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt der Ostsee (HELCOM) entwickelten und im State of the Baltic Sea Bericht von 2018 angewandten Baltic Sea Pressure Index (HELCOM 2018). Die Methode wurde für die Gegebenheiten der Nordsee angepasst.

Die geografischen Karten mit entsprechenden Interpolationen der jeweiligen Belastungsparameterwerte geben ausschließlich die räumliche Kumulation der ausgewählten Belastungen und menschi-

chen Aktivitäten wieder. Sie stellen keine Bewertung im Sinne der MSRL dar. Die Ergebnisse der räumlichen Analyse können jedoch Hinweise liefern, wo Belastungsschwerpunkte liegen. Eine Verknüpfung der einzelnen Belastungen mit der Sensitivität der jeweils räumlich betroffenen Meeresökosysteme wurde nicht vorgenommen. Die Studie kann folglich keine Aussage über mögliche (kumulative) Wirkungen der Belastungen auf die betroffenen Meeresökosysteme treffen.

### 6.3.1 Methodischer Überblick

Eine von Halpern et al. (2008) entwickelte Methode wurde in verschiedenen europäischen Projekten angewandt, um Hotspots von anthropogenen Belastungen zu identifizieren. Unter anderem wurde diese Methode im Rahmen der HELCOM holistischen Zustandsbewertungen HOLAS I (2010) und HOLAS II (2018) für den Baltic Sea Pressure Index (BSPI) und in vereinfachter Form mit Fokus auf die Belastungen für den Baltic Sea Impact Index (BSII), HELCOM 2018a) nach einer Anpassung verwendet. Grundsätzlich werden bei dieser Methode Datensätze zu menschlichen Aktivitäten und Belastungen gesammelt, die eine räumliche Relevanz aufzeigen und zu denen geografische Daten zugeordnet werden können. Diese Daten werden logarithmiert, um Ausreißer zu minimieren, und anschließend normalisiert. Die Ergebnisse werden mit Verbreitungsdaten der vorkommenden Ökosystemkomponenten überlagert. Jede vorkommende Ökosystemkomponente wird mit einem Sensitivitätswert für alle Belastungen versehen, der zuvor jeweils von Experten eingeschätzt wurde. Die Werte der Intensitäten der Belastungen, die Verbreitungsdaten und die Sensitivitäts-Scores werden pro räumliche Einheit für jede einzelne Ökosystemkomponente multipliziert und danach für alle Ökosystemkomponenten aufsummiert. So entsteht eine Belastungskarte, in der visualisiert wird, wo die Umweltbelastung aufgrund verschiedener menschlicher Aktivitäten besonders hoch ist.

Für die Anwendung eines solchen Belastungsindex für die Ostsee für HOLAS II (HELCOM 2018a) wurde eine einheitliche Tabelle für die dort vorkommenden menschlichen Aktivitäten und anthropogenen Belastungen erstellt. Da der ursprüngliche Index empfindlich auf die Anzahl der verwendeten Datenebenen reagiert hat, wurde zudem eine Gruppierung vorgenommen, in der die menschlichen Aktivitäten und Einzelbelastungen zu Belastungsthemen aggregiert wurden. Dieses Prinzip wurde in der vorliegenden Analyse übernommen. Zudem wurden räumliche Puffer für die menschlichen Aktivitäten definiert, die ein Maß dafür sind, wie weit von den jeweiligen Aktivitäten entfernt die Belastungen wirken und negative Auswirkungen auf die Umwelt zu erwarten sind bzw. wieviel Fläche verloren geht.

Der im Rahmen des UBA-Projektes erstellte Index orientiert sich an diesen Arbeiten. Er unterscheidet sich jedoch von anderen Methoden, da keine Verbreitungsdaten und keine Sensitivitäts-Scores in den Index eingeflossen sind und ausschließlich die Überlagerung einer Auswahl menschlicher Aktivitäten und anthropogener Belastungen dargestellt werden.

### 6.3.2 Grundlagen zur Berechnung des Index

Die Indexbewertung ist auf die Themen Eutrophierung, Schadstoffe sowie physische Beeinträchtigungen des Meeresbodens beschränkt. Für die Darstellung der Belastungen wurden die in Tabelle 1 in Anhang 1 dargestellten Parameter und Aktivitäten herangezogen.

Als Datengrundlage wurden weitgehend die an OSPAR gemeldeten Daten verwendet, die die Grundlage für das OSPAR Intermediate Assessment 2017 (OSPAR 2017) und die Zustandsbewertung der deutschen Nordseegewässer 2018 (im Folgenden referenziert als MSRL-Bericht 2018; BMU 2018) waren. Es erfolgte keine zusätzliche umfassende Datenprüfung oder Qualitätssicherung seitens AquaEcology.

Grundsätzlich wurden die Daten über die menschlichen Aktivitäten und Belastungen zunächst thematisch geordnet räumlich dargestellt. Anhand von international abgestimmten Grenzwerten oder von HELCOM festgelegten Gewichtungen wurden aus diesen Daten Indexwerte gebildet, die die Relevanz

und Stärke der Belastung für die Meeresumwelt widerspiegeln. Je nach Thema wurden dann räumliche Puffer um die menschlichen Aktivitäten gelegt oder Datenpunkte über die Fläche interpoliert. Die einzelnen Indexwerte wurden thematisch durch Summenbildung zusammengefasst. Für das Thema „Schadstoffe“ wurde dafür als Vorbereitung ein zusätzlicher Zwischenschritt durchgeführt und die einzelnen Schadstoffe zunächst zu Schadstoffgruppen zusammengefasst.

Die für die Indexwertberechnung bzw. -festlegung für die Einzelindizes verwendeten Größen sind in Tabelle 1 im Anhang 1 im Überblick dargestellt. Der Gesamtindex wurde durch Summenbildung der Ergebnisse der thematischen Indizes berechnet.

Im Folgenden werden die Berechnungsmethoden für die Indizes und die Ergebnisse in Kartenform dargestellt, im Text beschrieben und diskutiert.

## **6.4 Eutrophierung**

### **6.4.1 Parameterauswahl und Datengrundlage**

Für die Darstellung der räumlichen Belastungssituation der Eutrophierung in der AWZ wurden die Daten der Sauerstoffkonzentration, der Stickstoff- und der Phosphorkonzentration sowie der Chlorophyll-a-Konzentration aus der aktuellen dritten Eutrophierungsbewertung nach dem OSPAR-Verfahren „Common Procedure“ (OSPAR-COMP3) als Grundlage verwendet (Brockmann et al. 2017).

### **6.4.2 Allgemeine Vorgehensweise**

Alle Daten für Sauerstoff, Stickstoff und Phosphor sowie Chlorophyll-a (Chl-a) wurden mit den OSPAR- bzw. WWRL-Grenzwerten normiert. In einem weiteren Schritt wurden die Daten logarithmiert, so dass Extremwerte den Index nicht unverhältnismäßig stark beeinflussten. Die Index-Ergebnisse wurden mit einem „Ordinary Kriging“ räumlich interpoliert, so dass für die gesamte Untersuchungsfläche Werte berechnet werden konnten. Für die Gesamtkarte zur Darstellung der Belastungssituation für Eutrophierung wurden die einzelnen Index-Werte der o.g. Umweltparameter addiert und anschließend auf Werte zwischen 0 und 1 normiert.

### **6.4.3 Detaillierte Methodik**

#### **6.4.3.1 Daten**

Für die Umweltparameter gelöster Stickstoff (DIN) und Phosphor (DIP), sowie Chlorophyll-a und Sauerstoff wurden die vom Institut für Biogeochemie und Meereschemie der Universität Hamburg bereitgestellten Daten genutzt, die die Jahre 2006 bis 2014 umfassten und auch für die OSPAR-COMP3-Bewertung verwendet wurden. Für die DIN-, DIP- und Chl-a- Werte flossen die oberflächennahen Konzentrationen in die Indexberechnung ein. Die Angaben zum Sauerstoff bezogen sich hingegen auf die bodennahen Konzentrationen.

#### **6.4.3.2 Datenbearbeitung und Berechnungen**

Für die Chlorophyll-a-Werte wurden Daten aus den Monaten März bis einschließlich Oktober (Wachstumsperiode des Phytoplanktons) verwendet. Für DIN und DIP wurden dagegen Daten aus den Monaten November bis einschließlich Februar genutzt. Die Sauerstoff-Daten stammten aus den Monaten Juli bis einschließlich Oktober der verschiedenen Jahre.

Die Messdaten für DIN, DIP und Chl-a wurden zunächst zu so genannten „Quadranten“ (geografische Rechteckfelder von 12 sm (Nord-Süd) x 17,4 sm (Ost-West), entsprechend 716,5 km<sup>2</sup> pro Feld) im Bereich der AWZ und der Küstengewässer räumlich zugeordnet und durch Mittelwertbildung für jeden betroffenen Quadranten aggregiert. Für die Angabe der Sauerstoffkonzentration in jedem Quadranten wurde statt des Mittelwertes der Minimumwert bestimmt und verwendet.

### 6.4.3.3 Belastungsindizes

Zur Bestimmung der Belastungsindizes wurden die von Brockmann et al. (2017) für jeden Bewertungsbereich nach OSPAR-COMP3 angegebenen wasserkörperspezifischen Assessment-Level-Konzentrationen herangezogen. Dabei wurde für DIN, DIP und Chl-a grundsätzlich angenommen, dass nur bei Überschreitungen der Assessment-Level-Konzentrationen ein negativer Einfluss auf das Ökosystem bzw. eine Belastungssituation zu erwarten ist. Für die Berechnung der Indizes für die Sauerstoffkonzentrationen war hingegen die Unterschreitung des entsprechenden Assessment-Levels (6-mg l<sup>-1</sup>-Grenze) ausschlaggebend (Brockmann et al. 2017), da gerade ein Mangel an Sauerstoff eine Belastungssituation im Wasserkörper und in speziell in den bodennahen Schichten darstellt.

Für die Berechnung der Index-Werte wurde zunächst die Differenz zwischen der Überschreitungskonzentration und der Assessment-Level-Konzentration berechnet und dann in Anlehnung an Halpern et al. 2008 der Logarithmus aus dem zu 1 addierten Ergebnis gezogen. Alle Werte, die unter der Assessment-Level-Konzentration lagen, wurden mit dem Wert 0 belegt. Bei den Sauerstoffkonzentrationen wurden entsprechend Werte über dem Grenzwert von 6 mg l<sup>-1</sup> mit dem Wert 0 belegt. Alle Ergebnisse wurden anschließend auf Werte zwischen 0 und 1 normiert, wobei 1 die maximale Belastung, die im Untersuchungsgebiet vorkam, darstellte.

Die Index-Werte wurden für jeden der drei Umweltparameter mit einem „Ordinary Kriging“ mit dem Programm Surfer geografisch interpoliert und in einer Auflösung von 100 x 100 m Zellgröße in ArcGIS grafisch dargestellt. Kriging ist ein geostatistisches Verfahren, mit dem die Beziehung zwischen Messpunkten in Bezug auf eine mögliche räumliche Korrelation untersucht wird. Um diese Beziehung zu beschreiben, wird eine mathematische Formel bestimmt und angepasst, die Beziehung grafisch in einem sogenannten Variogramm dargestellt und statistisch analysiert. Anhand dieses mathematischen Modells können Werte, die räumlich zwischen Messpunkten liegen, berechnet werden.

### 6.4.3.4 Themenindex Eutrophierung

Die einzelnen Index-Werte der Umweltparameter wurden für die Erstellung der aggregierten Karte für die Eutrophierung addiert und nach der Addition nochmals auf Werte zwischen 0 und 1 normiert, wobei 1 den maximalen Index-Wert innerhalb der AWZ darstellt.

## 6.4.4 Ergebnisse Eutrophierungsdarstellungen

Vor allem in den küstennahen Gebieten (Abbildung 23) waren hohe Indexwerte zu erkennen. Am stärksten von Eutrophierung betroffen war laut der Analyse das Emsästuar. Dabei überschritten die Stickstoff- und Phosphorkonzentration als auch die Sauerstoffkonzentration die Grenzwerte für den guten Zustand. Aber auch in weiten Teilen der AWZ, weitab von der Küste, wurden Grenzwerte überschritten, wie durch die leicht gelbliche Farbgebung in den Karten angezeigt wird. Nur die Doggerbank und die zentrale Nordsee nördlich der Doggerbank waren weniger durch Eutrophierung beeinflusst.

Auffällig war, dass der südlichere Abschnitt der schleswig-holsteinischen Küste im Berichtszeitraum stärker von Eutrophierung betroffen war als der nördlichere Teil und dass dieser Bereich relativ weit in das offene Meer hinausreichte. Dort wurden auch stark erhöhten Konzentrationen von Stickstoff und Phosphor gemessen. Aber auch die Chl-a-Werte waren dort deutlich erhöht und zeigten in dem Bereich am deutlichsten das Muster auf, das sich im Gesamtergebnis widerspiegelte. Insbesondere nördlich des Elbästuars in der Bucht bei Büsum ergaben sich hohe Indexwerte. Im Gegensatz dazu waren die Indexwerte für die Sauerstoffkonzentrationen an der südlichen schleswig-holsteinischen Küste etwas höher als in anderen Gebieten.

Besonders im Emsästuar und im Jadebusen waren die Sauerstoffkonzentrationen sehr gering und wiesen für die Umwelt kritische Werte auf. Im offenen Meer wurden vor allem im Gebiet zwischen dem

nördlichsten Teil des Elbe-Urstromtals und der nordfriesischen AWZ niedrige Sauerstoffkonzentrationen gemessen. Diese Sauerstoff-Werte trugen dort zu einem höheren Gesamtindexwert für Eutrophierung bei. Aber auch die Stickstoffwerte waren in vielen Gebieten im offenen Meer erhöht.

Im Elbästuar waren besonders die Nährstoffkonzentrationen sehr hoch und der Einfluss schien bis zur Helgoländer Bucht zu reichen, was dort einen Einfluss auf den Gesamtindexwert hatte. Auch im Weserästuar war der Gesamtindexwert für Eutrophierung hoch und es wurden dort hohe Nährstoffkonzentrationen gemessen. Im Gegensatz dazu wurden im Elbästuar aber auch im Emsästuar geringe Chl-a-Werte gemessen.

An der niedersächsischen Küste waren die Indexwerte für Chl-a geringer als an der schleswig-holsteinischen Küste. Jedoch gab in Niedersachsen weniger Datenpunkte, so dass die Unsicherheit der Ergebnisse hier größer war.

#### 6.4.5 Diskussion der Eutrophierungsdarstellungen

Im Wesentlichen entsprachen die Ergebnisse dem Bild, das auf Grundlage der OSPAR-COMP3-Bewertung (Brockmann et al. 2017, MSRL-Bericht 2018) zu erwarten war. In der OSPAR-COMP3-Bewertung sah man, ähnlich wie in diesem Bericht in Abbildung 23, eine hohe Eutrophierungsbelastung in den Küstengebieten, insbesondere im Gebiet des Elbästuars und in der Bucht bei Büsum. Ebenso fiel in den Abbildungen der OSPAR-COMP3 zu den Themen Chl-a, DIN und DIP auf, dass der von Eutrophierung beeinträchtigte Bereich auf der Höhe von Büsum relativ weit ins offene Meer hineinreichte. Die äußere deutsche Bucht war auch in der OSPAR-COMP3-Bewertung der einzige Bereich, in der die Eutrophierung nicht so stark war und dort als Nicht-Problemgebiet klassifiziert wurde. Die sehr hohe Belastung der Ems durch Eutrophierung, wie sie aus der Gesamtkarte für Eutrophierung hervorging, wurde auch in den 5-Jahres Mittelwerten von TN sehr stark deutlich (Zustandsbewertung der deutschen Nordseegewässer 2018, Kapitel Eutrophierung).

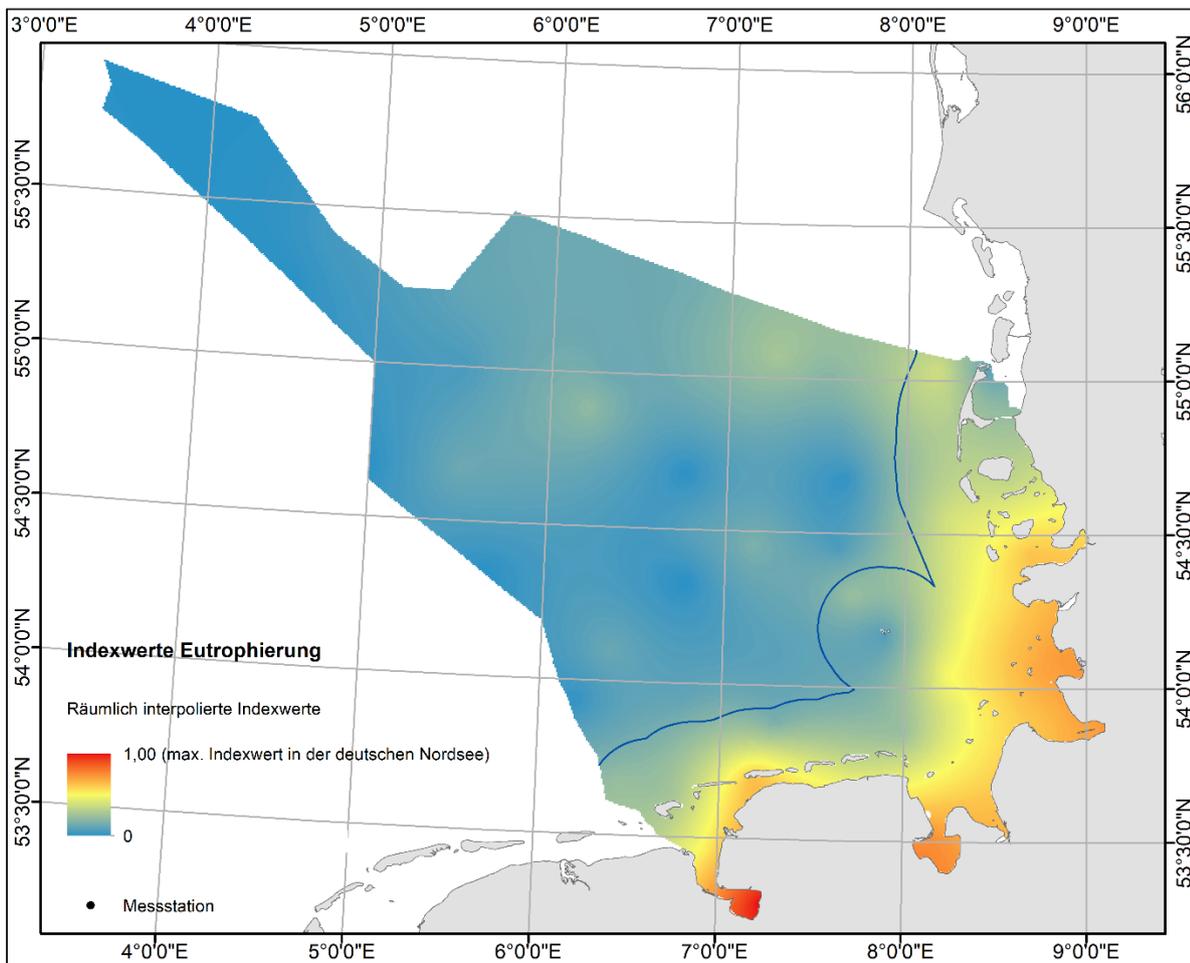
Die Ergebnisse der WRRL (vgl. MSLR-Bericht 2018 Abb. 3.3-1) zeigten, dass der ökologische Zustand nordwestlich des Elbästuars und in der Bucht bei Büsum dort als unbefriedigend bis schlecht eingestuft wurde. Aber auch Bereiche im östlichen Teil entlang der niedersächsischen Küste wurden als unbefriedigend eingestuft. Bei einem Vergleich zwischen den Ergebnissen der WRRL und den Ergebnissen des Nordsee-Belastungsindex musste jedoch berücksichtigt werden, dass bei der WRRL teilweise andere Qualitätskomponenten und somit Datengrundlagen und Methoden herangezogen wurden: In die WRRL-Bewertung fließen generell sowohl biologische Qualitätskomponenten und chemische Qualitätskomponenten mit ein und werden durch physikalisch-chemische und hydromorphologische Qualitätskomponenten unterstützt (BMUB/UBA 2016).

Eine Besonderheit der hier dargestellten Eutrophierungskarte (Abbildung 23) war, dass diese keine Bewertung darstellte, sondern stattdessen der Fokus auf dem räumlichen Muster der Belastung und der Darstellung der räumlichen Kumulation der wesentlichsten Anzeiger von Eutrophierung (Stickstoff-, Phosphor-, Chlorophyll- und Sauerstoffkonzentration) lag. Des Weiteren sollte beachtet werden, dass die räumliche Darstellung auf Grundlage von Indexwerten, die anhand der OSPAR-COMP3-Grenzwerte berechnet wurden, erfolgte. Diese Grenzwerte unterschieden sich teilweise je nach Wasserkörper bzw. Gebietseinheit und orientierten sich an historischen Werten aus dem Jahr 1880. Dabei wurde für Stickstoff beispielsweise angenommen, dass ca. 50% in den Ästuaren zurückgehalten wurde. Zudem wurden die Salinitätsgradienten bei der Festlegung der Grenzwerte berücksichtigt und Beziehungen zwischen den einzelnen Eutrophierungsanzeigern hergestellt (vgl. Brockmann et al. 2017). Durch die Einbeziehung dieser Grenzwerte in die Berechnungen für die Datengrundlage für das Kriging ergab sich teilweise ein leicht anderes räumliches Muster als aus dem Kriging der reinen Basisdaten aus der COMP3-Bewertung, die neben der Bewertung mit Hilfe der Grenzwerte dort in Abbildungen gezeigt wurden. Die besonderen Charakteristika der einzelnen Wasserkörper sollten im Nordsee-Belastungsindex durch die Verwendung der Grenzwerte hier auch in der räumlichen Darstellung

berücksichtigt werden und beeinflussten neben den Einzelkarten für Chl-a, Sauerstoff, DIN und DIP auch das Gesamtergebnis der Eutrophierungskarte. Dies sollte bei der Interpretation der Karte berücksichtigt werden. Insbesondere war der Einfluss der Wasserkörper-spezifischen Grenzwerte im Elb- und im Emsästuar in der Chl-a-Karte zu sehen, wo sie sich etwas stärker von anderen Bereichen unterschieden.

Bei der Interpretation der Eutrophierungskarte sollte außerdem berücksichtigt werden, dass die räumliche Verteilung der Messstationen einen wesentlichen Einfluss auf die Zuverlässigkeit der Kriging-Ergebnisse zwischen den Messstationen hatte: Je weiter die Messstationen auseinanderlagen, desto weniger zuverlässig war das Ergebnis der Konzentrationsangaben aus dem Kriging, so beispielsweise für einen berechneten Punkt genau in der Mitte zwischen zwei Messstationen.

Abbildung 23: Themenkarte Eutrophierung basierend Chl-a-, Phosphor-, Stickstoff- und Sauerstoffkonzentrationswerten. Für Berechnung des Indexwertes siehe Erläuterung im Text. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.



## 6.5 Schadstoffe

### 6.5.1 Parameterauswahl und Datengrundlage

Die Schadstoffbelastungen in der AWZ wurden anhand von stellvertretenden Schadstoffanzeiger dargestellt. Das waren für diesen Bericht die Schwermetalle Cadmium, Blei und Quecksilber sowie ausgewählte Parameter der organischen Schadstoffgruppen der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAH) und der polychlorierten Biphenyle (PCB).

Datengrundlage bildeten die für die aktuelle OSPAR-Bewertung berechneten Assessment-Daten, die im ICES-Portal zur Verfügung standen (OSPAR 2017, ICES 2016).

### 6.5.2 Allgemeine Vorgehensweise

In einem ersten Schritt wurde zunächst ein Kriging für die Schadstoffkonzentrationen im Sediment durchgeführt. So konnten flächendeckende Schadstoffwerte für die AWZ und die Küste generiert werden.

Da die Schadstoffkonzentrationen im Sediment in der Regel stark mit dem Anteil an Feinsediment (<63µm) korrelieren (Klamer et al. 1990, Krumgalz et al. 1992, Li et al. 2007, Schmolke 2009, Zhao et al. 2010) und über das NOAH-Projekt Daten für die räumliche Verteilung der Feinkornfraktion in der AWZ zur Verfügung gestellt wurden, wurde in einem zweiten Schritt zusätzlich ein Co-Kriging mit den Daten des Feinsediments als Co-Variable durchgeführt. Im Vergleich zum einfachen Ordinary-Kriging konnte mit dem Co-Kriging die Berechnung der Schadstoffwerte an den Orten, an denen die Messstationen für das Schadstoff-Monitoring weit voneinander entfernt lagen, verbessert und den realistischen Verhältnissen besser angepasst werden.

Die mit dem Co-Kriging berechneten flächigen Konzentrationswerte wurden dann verwendet, um die durch den Schadstoff verursachte Belastung auf die Umwelt abzuschätzen. Dazu wurden die Hintergrundkonzentrationen („Background Assessment Concentration“, BAC) sowie die effektbasierten Bewertungsschwellen („Effect Range Low“, ERL und „Environmental Assessment Criteria“, EAC), die auch für das Intermediate Assessment bei OSPAR verwendet werden, genutzt.

Die Ergebnisse der Belastungsabschätzung der einzelnen Schadstoffe wurden in einem nächsten Schritt für die Schadstoffgruppen Metalle, PAHs und PCBs zusammengefasst. Diese Gruppenkarten spiegelten den Mittelwert der Belastungen durch die einzelnen Schadstoffe wider. Die Ergebnisse der Gruppenkarten wurden dann wiederum zu einer Gesamtkarte für die Schadstoffe zusammengefasst.

### 6.5.3 Detaillierte Methodik

#### 6.5.3.1 Daten

Als Datenbasis wurden die für Deutschland für das OSPAR Intermediate Assessment eingegangenen Daten verwendet (OSPAR 2017). Die OSPAR-Bewertung der Schadstoffe erfolgte einerseits anhand einer Trendanalyse, andererseits wurde der sogenannte „Mean Last Year“ (MLY) für die Bewertung herangezogen, um die unterschiedlichen Schadstoffe miteinander vergleichen zu können (OSPAR 2017). Waren ausreichend Daten an einer Monitoring-Station für einen Schadstoff vorhanden, wurde für die Bestimmung des MLY zunächst eine Zeitreihenanalyse durchgeführt, mit der ein angepasstes Modell für den zeitlichen Verlauf der Schadstoffkonzentration über den Bewertungszeitraum (2011-2015) sowie das 95% Konfidenzintervall des Modells berechnet wurde. Der berechnete Wert der modellierten Trendlinie für das letzte Monitoring-Jahr wurde dann als Wert für den MLY verwendet. Gab es nur Werte für die Schadstoffkonzentrationen aus den letzten 1-2 Jahren, konnte keine Trendanalyse durchgeführt werden. In diesem Fall wurde der tatsächliche Mittelwert aus dem letzten Monitoring-Jahr als MLY-Wert verwendet (OSPAR 2008, HELCOM 2016, OSPAR 2017). Für die Erstellung der Schadstoffkarten für den Nordseeindex wurden die für die OSPAR-Bewertung berechneten MLY-Werte als Datengrundlage verwendet. Es wurden nur Konzentrationen im Sediment dargestellt, da die Datengrundlage für diese Schadstoffe in Biota für das deutsche Hoheitsgebiet insgesamt nicht ausreichend für eine aussagekräftige räumliche Berechnung über die AWZ war.

Für die Durchführung des Co-Krigings wurden zusätzlich die Daten des Feinsedimentanteils (<63µm), die im Rahmen des NOAH-Projektes (2017) aufgenommen wurden, verwendet.

#### 6.5.3.2 Co-Kriging

Als Vorbereitung für das Co-Kriging wurden die Schadstoff-Daten der einzelnen Stationen zunächst logarithmiert. Die Daten wurden dann auf das Koordinatensystem UTM32 projiziert und als georeferenzierte räumliche Daten als Raster in der integrierten Entwicklungsumgebung „RStudio“ vorbereitet und für die AWZ und die Küstengebiete zugeschnitten. Für das Co-Kriging wurde zunächst jeweils ein Ordinary Kriging der Schadstoffe sowie ein Ordinary Kriging für die flächige Verteilung des Feinsedimentanteils durchgeführt. Für die Durchführung des Ordinary Krigings wurden zunächst Variogramme erstellt, die die Abhängigkeit der Semivarianz sämtlicher Messwertpaare von der Entfernung der einzelnen Messpunkte zueinander darstellten. Eine Parameteranpassung für die Modellierung dieser Beziehung wurde mit der Methode der kleinsten Quadrate durchgeführt. Die Analyse dieser räumlichen Beziehung bildete die Grundlage für die statistische Schätzung der Werte an den räumlichen Punkten, an denen im Monitoring keine Werte aufgenommen wurden. In einem zweiten Schritt wurden dann auf der Grundlage des Ordinary Krigings für jeden einzelnen Schadstoff Cross-Variogramme erstellt, die die Beziehung zwischen Schadstoffkonzentration und Feinsedimentanteil berücksichtigten. Auf dieser Grundlage wurden mit dem Co-Kriging Rasterkarten für jeden Schadstoff erstellt. Das Kriging und Co-Kriging wurde in „RStudio“ mit dem Package „gstat“ durchgeführt.

#### 6.5.3.3 Schadstoffkarten - Konzentrationen

Für die Erstellung der einzelnen Schadstoffkarten wurden die logarithmierten Werte, mit denen das Co-Kriging durchgeführt wurde, potenziert, so dass die Werte als Konzentrationswerte dargestellt wurden. Für die Darstellung der Karten wurde für den Wert „Null“ Blau als Farbe gesetzt und der OSPAR-Grenzwert (ERL oder EAC) als Rot definiert. Die Farbe Gelb stellte den Grenzwert/2 dar. Werte, die den ERL oder EAC überschritten, erhielten einen dunkelroten Farbton. Zwischen diesen festgelegten Werten erfolgten lineare farbliche Abstufungen. Da für die Küstenregion für PAHs und PCBs weder ausreichend Daten von Messstationen zu Schadstoffkonzentrationen noch zur Feinkornfraktion vorhanden waren, wurden die Gebiete für diese beiden Schadstoffgruppen straffiert, um die damit einhergehende Unsicherheit darzustellen. Für die Metalle wurden aufgrund von Datenunsicherheiten auch

die Küstengewässer Schleswig-Holsteins schraffiert. Die Form der schraffierten Zone erklärte sich durch die räumliche Verteilung der Daten der Feinkornfraktion sowie die Verfügbarkeit von Schadstoffdaten (im Elbästuar waren ein paar Stationsdaten mit hoher Relevanz vorhanden und die entsprechenden Bereiche wurden von der Staffierung ausgenommen). Aufgrund dieser Datenlage war das Ergebnis des Co-Krigings in diesen Bereichen mit größeren Unsicherheiten behaftet als im restlichen Gebiet. Des Weiteren kommen in einigen Teilbereichen des straffierten Gebietes Sedimente mit einem besonders hohen Schlickanteil vor, in dem sich Schadstoffe speziell binden können (Kohlus und Küpper 1998).

#### **6.5.3.4 Schadstoffkarten – Belastungsindizes**

Bei der Berechnung der Indizes wurde grundsätzlich angenommen, dass Werte unter dem BAC sich nicht wesentlich von der natürlichen Konzentration unterschieden und dass die Konzentrationen unter dem EAC und ERL keine ökotoxikologisch relevanten Effekte aufzeigten. Werte über den entsprechenden EAC und ERL stellten eine potenzielle Belastungssituation dar. Für die Berechnung der Indizes wurden daher die Konzentrationswerte mit den OSPAR-Grenzwerten normiert: Der Konzentrationswert wurde durch den ERL bzw. den EAC geteilt. Somit wurde der ERL oder der EAC für den Index als 1 definiert. Bei Grenzwertüberschreitungen entstanden auch Werte über 1. Diese wurden in den Karten wie bei den Konzentrationskarten in einem dunkleren Rot dargestellt, während der Grenzwert selbst als Farbe Rot definiert wurde. Für die Indexberechnung flossen außerdem die OSPAR-Hintergrundkonzentrationen (BACs) mit ein: Sämtliche Werte, die eine geringere Konzentration als die Hintergrundkonzentration aufwiesen, erhielten den Wert „Null“ und wurden in der Kartendarstellung mit der Farbe Blau definiert. Die Farbe Gelb wurde verwendet, um den Indexwert von 0,5 zu definieren. Wie auch bei den Konzentrationskarten wurden die Küstengebiete schraffiert, um das Fehlen von Daten zu PAHs und PCBs, Metallen sowie der Feinkornfraktion dort zu verdeutlichen.

#### **6.5.3.5 Themenkarten – Schadstoffgruppen**

Die Ergebnisse der Indexwerte der einzelnen Schadstoffe wurden für die Themenkarten durch einfache Mittelwertbildung der einzelnen Indizes zusammengefasst. Durch die Mittelwertbildung konnten Bereiche Indexwerte von unter 1 erhalten, obwohl einzelne Schadstoffe Überschreitungen der OSPAR-Grenzwerte aufwiesen. Daher wurde hier eine andere Farbdarstellung gewählt, um zu unterstreichen, dass die Karte eine relative mittlere Belastung über den Raum darstellte. Der höchste Wert wurde mit der Farbe Braun belegt, der niedrigste Wert mit der Farbe Blau. Themenkarten wurden für die Schadstoffgruppen Metalle, PAHs und PCBs erstellt.

#### **6.5.3.6 Gesamtindex Schadstoffe**

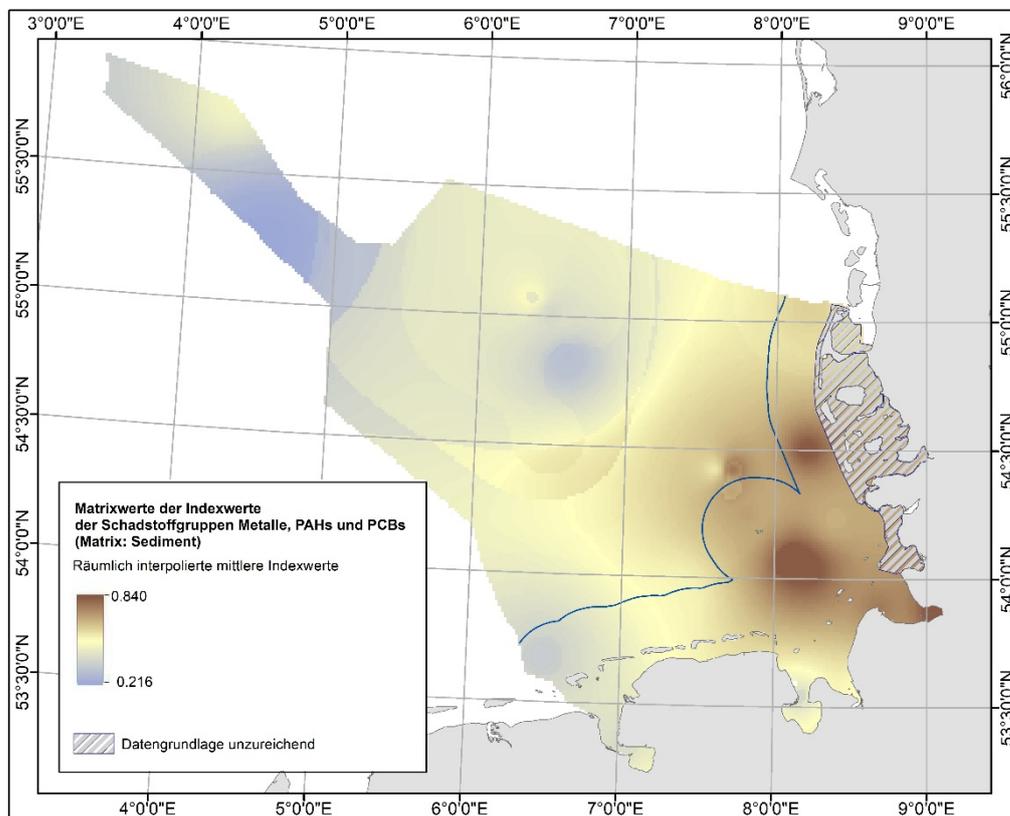
Für die Berechnung des Gesamtindex für die Schadstoffe wurde ein Mittelwert aus den Indexergebnissen der drei Themenkarten gebildet. Die Ergebnisse der einzelnen Schadstoffgruppenindizes flossen so mit dem gleichen Gewicht in den Index ein. Wie bei den Karten der Schadstoffgruppen gab diese Gesamt-Index-Karte die relative mittlere Belastungssituation durch Schadstoffe wieder. Die schleswig-holsteinische Küste wurde schraffiert, um zu verdeutlichen, dass hier keine Daten zu PAHs, PCBs oder Metallen vorlagen. Zudem umfasste der Datensatz zur Feinkornfraktion, der für das Co-Kriging verwendet wurde, keine Daten für die Küste.

### **6.5.4 Ergebnisse: Räumliche Darstellung der Schadstoffbelastung**

Die aggregierte Gesamtkarte zur räumlichen Darstellung der Schadstoffbelastung zeigte deutlich, dass es räumliche Belastungsschwerpunkte gab. Vor allem fiel ein Gebiet südöstlich von Helgoland auf, in dem fast ausnahmelos die Schadstoffwerte erhöht waren. Darüber hinaus waren hohe Indexwerte im Bereich des Elbästuars zu sehen. Des Weiteren war der Indexwerte südlich der Insel Amrum im Nordfriesischen Wattenmeer hoch. Der hohe Wert wurde hier hauptsächlich durch die Metallkonzentration

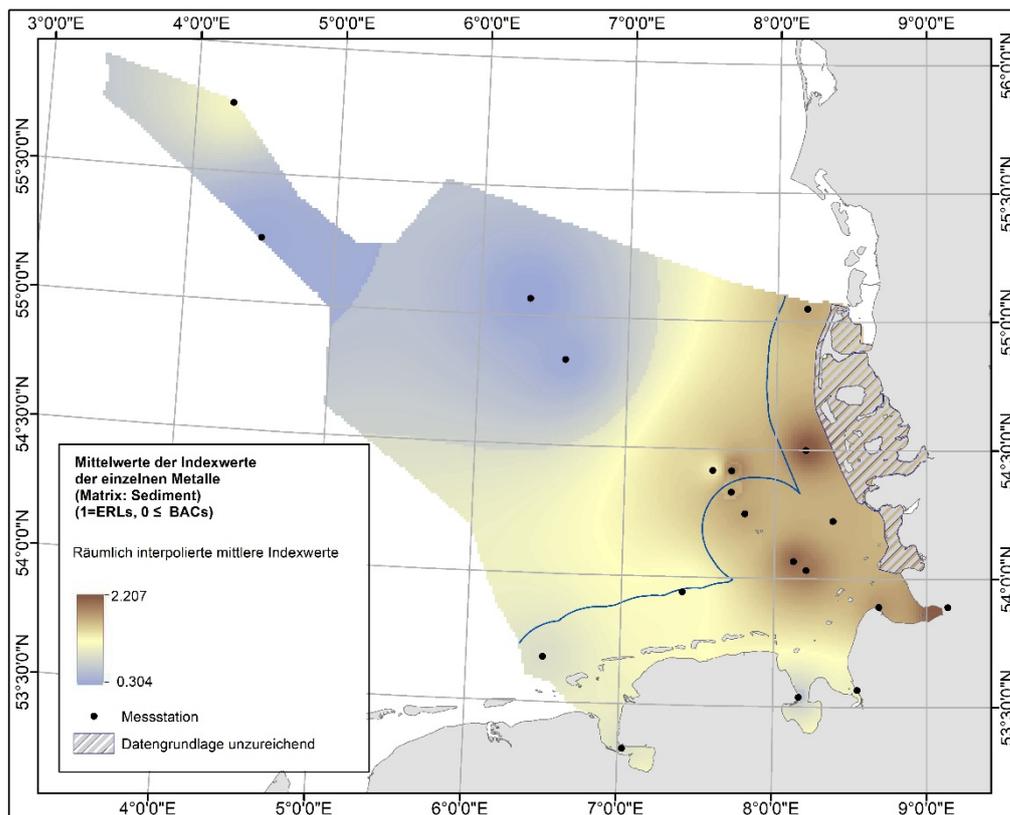
nen geprägt. Diese wiesen an der entsprechenden Messstation hohe Werte auf. Insbesondere der Indexwert für Cadmium war an dieser Station im Vergleich zu anderen Messstationen sehr hoch. Für PAHs und PCBs lagen für die entsprechende Station keine Daten vor. Nahe an der 12-sm-Grenze nordwestlich von Helgoland traten ebenfalls hohe Indexwerte auf. Diese wurden hier durch Blei verursacht. Ähnlich verhielt es sich mit einem Bereich im nordwestlichsten Zipfel der AWZ („Entenschnabel“). Hier flossen jedoch zusätzlich auch noch die hohen Indexwerte von BGHIP ein. Im nordwestlichen Teil der AWZ im Bereich zwischen 6°E und 7°E waren die Indexwerte leicht erhöht. Diese waren durch höhere Indexwerte der Schadstoffgruppen PAHs und PCBs gekennzeichnet.

Abbildung 24: Räumlich interpolierte gemittelte Indexwerte der Schadstoffgruppen Metalle, PAHs und PCBs: je höher der Wert, umso größer die Umweltbelastung durch diese. Die schraffierte Fläche orientiert sich an den Grenzen der Wasserkörper der WRRL; hier herrschen spezielle Umweltbedingungen und Daten entlang dieser Küstenlinie fehlten in den entsprechenden Wasserkörpern. Daher war die Interpolation dort mit Unsicherheiten behaftet. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.



Die Indexwerte für Metalle überschritten im Gegensatz zu den Schadstoffgruppen PAHs und PCBs auch in der Durchschnittsberechnung den Orientierungswert 1 in großen Bereichen der deutschen Bucht. Belastungsschwerpunkte konnten für das Elbästuar, für einen Bereich südöstlich von Helgoland und südlich von Amrum identifiziert werden. Ein räumlich stärker eingegrenzter Bereich knapp außerhalb der 12-sm-Zone war auf der Themenkarte „Metalle“ nordwestlich von Helgoland zu erkennen. Leicht erhöht waren die Indexwerte außerdem im nördlichen äußeren Zipfel der AWZ („Entenschnabel“).

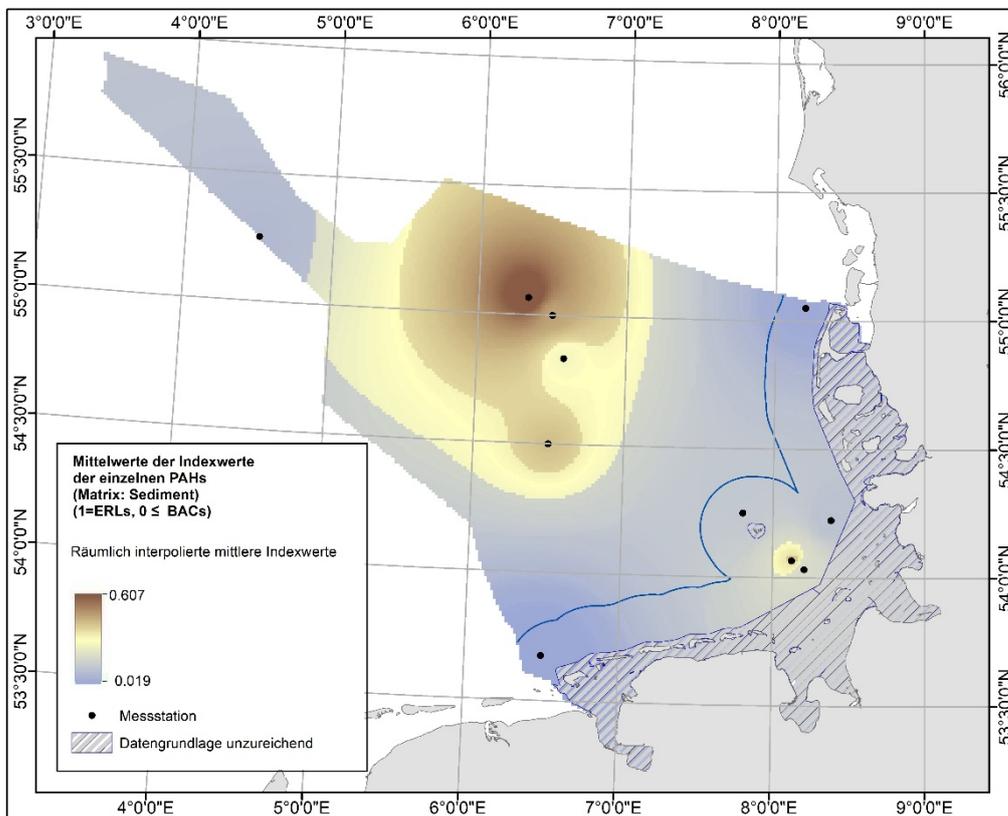
Abbildung 25: Mittelwerte der Indexwerte der einzelnen Metalle: je höher der Wert, umso größer die Umweltbelastung durch diese. Die schraffierte Fläche orientiert sich an den Grenzen der Wasserkörper der WRRL; hier herrschen spezielle Umweltbedingungen und Daten entlang dieser Küstenlinie fehlten in den entsprechenden Wasserkörpern. Daher war die Interpolation dort mit Unsicherheiten behaftet. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.



Die Darstellung der Themenkarte „PAHs“ zeigt, dass die stärkste durchschnittliche Belastung durch PAHs sehr weit von der Küste entfernt nordwestlich vom Sylter Außenriff lag. In der zentralen deutschen Bucht nördlich vom Borkumer Riffgrund, auf Höhe von 54°30'0"N war der durchschnittliche Indexwert ebenfalls sehr hoch. Außerdem wurden erhöhte Indexwerte für einen Bereich südöstlich von Helgoland in der Nähe der Tonne E3 berechnet. Hier waren die Indexwerte jedoch nicht so hoch, wie im räumlichen Belastungsschwerpunkt der nördlichen deutschen Bucht.

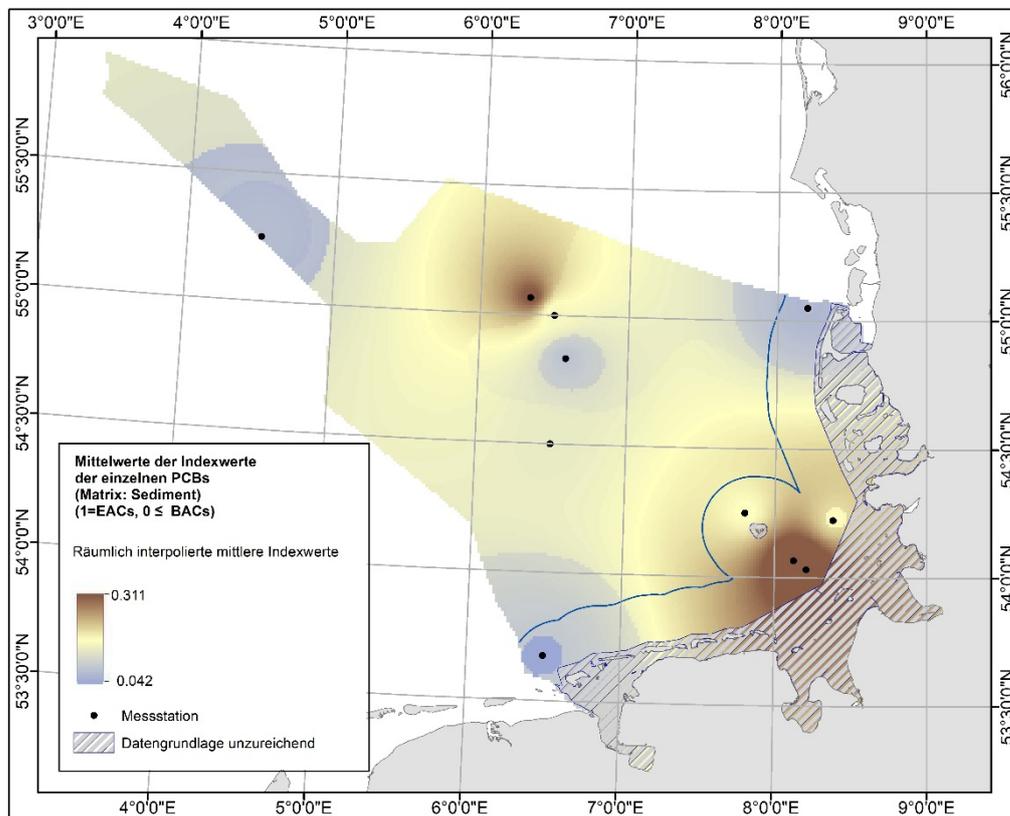
Dieses grundsätzliche Muster der Belastungsschwerpunkte war in sämtlichen Einzelkarten der Kriging-Ergebnisse erkennbar. Besonders deutlich waren diese räumlichen Belastungsschwerpunkte allerdings bei den Einzelkarten für PAHs ICDP, NAP, PA und BGHIP. Diese Parameter wiesen auch die höchsten Grenzwertüberschreitungen auf. Die gesamte Küstenregion wurde schraffiert, da weder für die niedersächsische Küste noch für die schleswig-holsteinische Küste Daten vorlagen.

Abbildung 26: Mittelwerte der Indexwerte der einzelnen PAHs: je höher der Wert, umso größer die Umweltbelastung durch diese. Die schraffierte Fläche orientiert sich an den Grenzen der Wasserkörper der WRRL; hier herrschen spezielle Umweltbedingungen und Daten entlang dieser Küstenlinie fehlten in den entsprechenden Wasserkörpern. Daher war die Interpolation dort mit Unsicherheiten behaftet. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.



In der Themenkarte „PCBs“ konnte man zwei sehr deutliche räumliche Belastungsschwerpunkte erkennen, die auch das Bild der Themenkarte zu den PAHs prägten: In der nördlichen AWZ sowie südöstlich von Helgoland bei der Tonne E3. Allerdings war hier die Ausprägung etwas anders: Im Bereich bei Helgoland waren höhere und räumlich weitläufigere Indexwerte zu erkennen als in dem Bereich der nördlichen AWZ. Es wurde außerdem deutlich, dass im äußersten nordwestlichen Zipfel der AWZ (im „Entenschnabel“) die Werte etwas höher waren.

Abbildung 27: Mittelwerte der Indexwerte der einzelnen PCBs: je höher der Wert, umso größer die Umweltbelastung durch diese. Die schraffierte Fläche orientiert sich an den Grenzen der Wasserkörper der WRRL; hier herrschen spezielle Umweltbedingungen und Daten entlang dieser Küstenlinie fehlten in den entsprechenden Wasserkörpern. Daher war die Interpolation dort mit Unsicherheiten behaftet. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.



### 6.5.5 Diskussion der räumlichen Darstellung der Schadstoffbelastung

Durch die Methode konnten räumliche Belastungsschwerpunkte aufgezeigt werden. Jedoch musste bei der Betrachtung der Karten bedacht werden, dass die Zuverlässigkeit der Co-Kriging-Ergebnisse mit der Entfernung von den Messstationen abnahm. Insbesondere bei den Stationen für PAHs und PCBs lagen die Messstationen sehr weit auseinander. Die Verwendung der Daten für die räumliche Verteilung der Feinkornfraktion konnte teilweise die Kriging-Ergebnisse für die Flächen zwischen den Messstationen verbessern. Wie gut die Co-Variable (hier der „Schlickanteil“) bei der Berechnung der Rasterzellen unterstützen konnte, hing von der Korrelation zwischen der Hauptvariablen, der Co-Variablen und der Raumdistanzbeziehung ab. Grundsätzlich konnten bei den Metallen und PCBs wesentlich signifikantere Zusammenhänge gefunden werden als für PAHs. Daher sollten die Kriging-Ergebnisse für diese beiden Gruppen zuverlässiger sein als für PAHs. Aber auch innerhalb der einzelnen Gruppen gab es Unterschiede: Bei den Metallen konnte beispielsweise ein deutlicherer Zusammenhang für Cadmium und Blei als für Quecksilber gefunden werden. Auch in den Gruppen PAHs und PCBs unterschieden sich die Schadstoffe in diesem Aspekt. Unter anderem hing die Stärke des Zusammenhanges von der Polarität der Schadstoffe ab, wie durch Brockmeier und Theobald (2016) beschrieben. Leider existierten keine Daten für die Co-Variablen in den Küstengebieten. Daher war die Unsicherheit in diesen Gebieten größer als in den Gebieten seewärts der Inseln, wo Sedimentdaten vorlagen.

Insgesamt lässt sich zu den Co-Kriging-Ergebnissen zusammenfassen, dass die Verlässlichkeit mit der Entfernung zwischen Messpunkten und niedriger Korrelation zwischen Variable und Co-Variable abnahm. Es ist daher möglich, dass die räumliche Reichweite stärker belasteter Bereiche teilweise überschätzt wurde, wenn es keine Messstationen in geeigneter Nähe gab.

Durch die Gruppierung der Schadstoffe zu Schadstoffgruppen konnten aussagekräftige Karten generiert werden, die die Unterschiede der räumlichen Belastungsschwerpunkte dieser Gruppen verdeutlichen. Ein weiterer Vorteil dieser Gruppierung lag darin, dass für den Gesamtindex für Schadstoffe ein ausgewogeneres Ergebnis erzielt werden konnte, da der Index generell indirekt durch die Anzahl der Daten-Ebenen bestimmt wird. Dies kann dann ein Problem darstellen, wenn sich einige Daten-Ebenen sehr ähneln, aber das zahlenmäßige Verhältnis zwischen ähnlichen Gruppen nicht ausgeglichen ist. Dies war hier bei den Schadstoffgruppen der Fall, denn es gab wesentlich mehr Daten-Layer zu PAHs und PCBs als zu Metallen. Hätte eine Gruppierung nicht stattgefunden, hätten vor allem die PAHs einen sehr viel stärkeren Einfluss auf das Indexergebnis erhalten.

Die hier vorgestellten Ergebnisse, insbesondere auch in diesem Belastungsgebiet, waren vergleichbar mit den Ergebnissen des NOAH-Projektes des HZG (Noah-Projekt 2017). Im Rahmen dieses Projektes wurden in einem Jahr sehr viele Proben über die gesamte deutsche Bucht genommen und ausgewertet. In diesen Untersuchungen wurde das Muster der Schadstoffbelastungen im Zusammenhang mit der räumlichen Verteilung der Feinkornfraktion noch wesentlich deutlicher. Die Daten aus diesem Projekt wurden jedoch nicht in den Nordsee-Belastungsindex mit aufgenommen, da mit dem Nordsee-Belastungsindex nur die OSPAR-Bewertungs-relevanten Schadstoffdaten verarbeitet werden sollten, so dass Verbindungen zum Intermediate Assessment 2017 und dem MSRL-Bericht 2018 hergestellt werden konnten.

Die Abweichungen der einzelnen Schadstoffe von festgelegten Grenzwerten können dort sowie dem deutschen MSRL Bericht 2018 im Kapitel Schadstoffe entnommen werden. Dort wurde eine Zustandsbewertung vorgenommen, während hier der Fokus auf der Analyse des räumlichen Musters für Schadstoffbelastungsschwerpunkte lag.

Die räumlichen Belastungsschwerpunkte für Schadstoffe waren teilweise vergleichbar mit anderen Untersuchungen. Im OSPAR Quality Status Report von 2010 (OSPAR 2010) wurde im Vergleich zu Vorjahren von erhöhten Konzentrationen im Gebiet der Doggerbank sowie von erhöhten Konzentrationen in der Südlichen Nordsee berichtet. Gerade für Blei wurde eine besonders hohe Konzentration gemessen.

## 6.6 Physische Beeinträchtigungen des Meeresbodens

Beschluss der Kommission (EU) 2017/848 unterscheidet physische Beeinträchtigungen des Meeresbodens in Störungen und Verluste:

- ▶ Physische Störungen werden als Veränderungen des Meeresbodens definiert, von denen sich dieser wieder erholen kann, wenn die Aktivität, die die Belastung verursacht, eingestellt wird.
- ▶ Physische Verluste werden als dauerhafte Veränderungen des Meeresbodens definiert, wenn sie bereits seit zwei Berichtszyklen (12 Jahren) oder länger anhalten oder voraussichtlich über zwei Berichtszyklen (12 Jahre) oder länger anhalten werden.

Für die Analyse wurde entsprechend der HELCOM-Methode eine pauschalierte Zuordnung von Belastungen und Aktivitäten zu den Kategorien „Verlust“ und „Störung“ getroffen. Diese Zuordnung ist vorläufig. Ob eine Belastung und menschliche Aktivität zu einer dauerhaften oder vorübergehenden Ver-

änderung des Meeresbodens im Sinne der MSRL führt, kann im Einzelfall von einer Vielzahl von Faktoren abhängen. Eine EU-einheitliche Zuordnung wird derzeit im Rahmen der MSRL-Implementierungsstrategie der EU erarbeitet.

## 6.7 Physikalische Störungen

### 6.7.1 Datenauswahl und Datengrundlage

Die Auswahl der Belastungen und Aktivitäten, die mit dem Nordseeindex dargestellt werden sollten, erfolgte auf Grundlage einer von HELCOM für den Baltic Sea Impact Index (BSII) erstellten Liste mit für die Ostsee relevanten Aktivitäten und Belastungen, so dass die Ergebnisse zwischen den Indizes für die Nord- und Ostsee miteinander verglichen werden konnten.

Aus dieser Liste wurden die Aktivitäten und Belastungen ausgewählt, die auch für den deutschen Abschnitt der Nordsee relevant waren. Jedoch lagen für bestimmte Belastungen/Aktivitäten keine georeferenzierten Daten vor oder es wäre nur mit einem großen Aufwand möglich gewesen, diese Datensätze zu akquirieren. Vor diesem Hintergrund wurde eine Priorisierung vorgenommen. So wurden nur Belastungen/ Aktivitäten berücksichtigt, zu denen es digitale Daten gab und die bei Behörden gespeichert oder von diesen verwaltet wurden. Zudem erfolgte in Absprache mit dem UBA eine Priorisierung in Hinblick auf Relevanz der Aktivitäten/ Belastungen für die Nordsee.

Die thematische Einordnung der Aktivitäten/ Belastungen erfolgte auf der Grundlage der entsprechenden Zuordnung bei HELCOM. Jedoch wurde für den Nordseeindex eine doppelte Nutzung gleicher Datensätze für verschiedene Themen nicht zugelassen: So stellen Rohrleitungen beispielsweise einerseits einen physischen Verlust dar, da der direkte Boden unter der Rohrleitung durch diese versiegelt ist, andererseits kann es bei der Verlegung vorkommen, dass beim Bedecken des Grabens, in den die Rohrleitung verlegt wird, Sediment mit einer anderen Zusammensetzung als der an dieser Stelle ursprünglich vorhanden, verwendet wird, was zu einer vorübergehenden Störung führt (vgl. HELCOM 2018, Schwarzer et al. 2014). Da eine doppelte Nutzung der gleichen Datensätze für verschiedene Themen nicht erfolgen sollte, wurde dieser Datensatz zunächst dem Thema „physischer Verlust“ zugeordnet (Tabelle 1, Anhang 1.1). Windkraftanlagen wurden im Status „in Betrieb“ zunächst ebenfalls dem Thema „Physischer Verlust“ zugeordnet. Sowohl bei OSPAR als auch in Deutschland werden noch Diskussionen über die Zuordnung verschiedener Belastungen zu den Themen „physischer Verlust“ und „physikalische Störung“ geführt. Je nach Ausgang dieser Diskussion müsste die Zuordnung ggf. noch einmal aktualisiert und der Index entsprechend angepasst werden.

Für das Belastungsthema „physikalische Störungen“ wurden folgende menschliche Aktivitäten in den Index einbezogen:

- ▶ Fischerei
- ▶ Offshore-Windkraftanlagen in Bau
- ▶ Bauaktivitäten an Kabeln
- ▶ Unterbringung von Baggergut und Unterhaltungsbaggerungen

Für die Ebene „Fischerei“ wurde der auch bei OSPAR verwendete Datensatz für den Indikator „Extent of physical Damage to predominant and special habitats“ genutzt (OSPAR 2018). In diesem Datensatz wird die sogenannte „Swept-Area-Ratio“ angegeben, die aussagt, wieviel m<sup>2</sup> Fläche in einem Jahr in einer Rasterzelle mit Ausdehnung 0.05 ° mit Fischereiwerkzeugen in Kontakt kommt. Eine Swept-Area-Ratio wird auch bei HELCOM verwendet. Allerdings wurde im Gegensatz zu HELCOM statt der dem Untergrund schadenden Fischereibelastung die den Meeresboden oberflächlich schädigende Fi-

schereibelastung (Swept-Area-Ratio) für den Nordsee-Belastungsindex verwendet, da diese die allgemeine Fischereibelastung besser widerspiegelte und daher auch für den deutschen MSRL-Bericht 2018 im Kapitel „Benthische Lebensräume“ genutzt wurde.

Für das Thema Unterbringungen von Baggergut und Unterhaltungsbaggerungen wurden Daten aus dem OSPAR-Bewertungszeitraum des „Intermediate Assessment 2017“ verwendet (2008-2014), die jährlich von der BfG gemeldet werden und von dieser für den Belastungsindex bereitgestellt wurden. Daten zu Unterbringungen von Baggergut und Unterhaltungsbaggerungen sind als geografische Punktdaten in der BfG-Datenbank gespeichert. Die Punkte geben jeweils den geografischen Mittelpunkt eines Gebietes an, in dem die menschliche Aktivität stattfindet (Zentroid).

Die Daten aus den Offshore-Windparks stammten aus dem Datensatz des BSH (CONTIS) und enthielten georeferenzierte Daten für jede einzelne Windkraftanlage (BSH 2018).

Georeferenzierte Daten zu Bauaktivitäten an Kabeln stellte ebenfalls das BSH zur Verfügung; sie waren in der CONTIS-Datenbank abrufbar (BSH 2018).

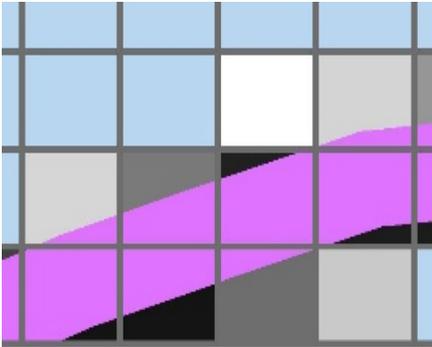
### **6.7.2 Allgemeine Vorgehensweise**

Die Daten wurden zunächst für die weitere Bearbeitung im GIS entsprechend der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) und den angrenzenden Küstengebieten räumlich ausgewählt. Dabei ist zu beachten, dass insbesondere an der deutsch-niederländischen Küste auch ein Teil des niederländischen Gebietes mit abgebildet wurde, da die Ems hier als ein zusammenhängendes ökologisches Gebiet betrachtet wird. Die für das jeweilige Thema relevanten Daten wurden aus den Datensätzen extrahiert und auf das Koordinatensystem UTM-32 projiziert. Gegebenenfalls wurden auch Daten zu Belastungsebenen zusammengefügt.

Um die einzelnen geografischen Strukturen der menschlichen Aktivitäten wurden räumliche Puffer gelegt, die anzeigen, wie weit von der Aktivität selbst entfernt die Belastung ungefähr wirkte. Das räumliche Ausmaß der Puffer wurden in Anlehnung an die Vorgehensweise bei HELCOM bestimmt (HELCOM 2018, Tabelle 1, Anhang 1.1). Mit Hilfe eines einheitlichen Netzes aus 1 km<sup>2</sup> großen flächigen Gebieten (Polygonen), das für alle Datensätze angewendet wurde, wurden die einzelnen Ebenen aufgeteilt, so dass der prozentuale räumliche Anteil einer Belastung in einem solchen Quadrat berechnet werden konnte. Dieser prozentuale Anteil stellte die Basis für weitere Berechnungen dar. So stellt beispielsweise die graue Fläche in Abbildung 28 eine Belastungsebene dar, die entsprechend unterteilt wurde. Die Aggregation der Werte für die einzelnen menschlichen Aktivitäten bzw. Belastungen zu einer einzigen Ebene („physikalische Störungen“) erfolgte später in einem ebenfalls einheitlichen Raster. Die einzelnen Rasterzellen dieses Rasters entsprachen exakt der Größe und Position der 1 km<sup>2</sup> großen Polygone.

Beispiel für das Unterteilen einer Belastungsebene in quadratische Polygone zur Berechnung des prozentualen Anteils in einer 1 km<sup>2</sup> großen Rasterzelle – hier am Beispiel eines Kabels in Bau. Lilane Fläche : Belastung mit entsprechendem räumlichen Puffer, graue Zellen: farblich symbolisierter Indexwert in der entsprechenden Rasterzelle, blau: Meer (dort keine Überlappung mit der Belastungsfläche

Abbildung 28: Beispiel für das Unterteilen einer Belastungsebene in quadratische Polygone zur Berechnung des prozentualen Anteils in einer 1 km<sup>2</sup> großen Rasterzelle – hier am Beispiel eines Kabels in Bau. Lilane Fläche : Belastung mit entsprechendem räumlichen Puffer, graue Zellen: farblich symbolisierter Indexwert in der entsprechenden Rasterzelle, blau: Meer (dort keine Überlappung mit der Belastungsfläche). Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.



Zusätzlich zur flächigen Gewichtung wurden die einzelnen Aktivitäten entsprechend der bei HELCOM angewandten Faktoren gewichtet (HELCOM 2018, Tabelle 1, Anhang 1.1). Hintergrund der Verwendung dieser Faktoren war es, die Relevanz der einzelnen Aktivitäten in Bezug auf ihre Auswirkung auf die Umwelt einzustufen und im Index entsprechend zu behandeln. Die Festlegung der Gewichtungsfaktoren erfolgte bei HELCOM auf Basis einer Literaturrecherche (HELCOM 2018a).

In Bau befindliche Kabel erhielten somit einen Gewichtungsfaktor von 0,4 und in Bau befindliche Offshore-Windparks einen Gewichtungsfaktor von 0,6. Deichbauaktivitäten erhielten einen Gewichtungsfaktor von 1 innerhalb des Polygons und in bis zu 50 m Entfernung von der äußeren Linie des Polygons, 0,8 für einen Ring zwischen 50m und 100 m Entfernung  $v$  on dem Polygon, 0,2 für einen Ring in 100 bis 250 m Entfernung und 0,1 für einen Ring in 250 bis 500 m Entfernung vom Polygon. Ansonsten wurden keine Gewichtungsfaktoren verwendet, sondern die Belastungsintensität zur Berechnung des Indexwertes herangezogen: Bei dem Thema Unterbringung von Baggergut wurden die untergebrachten Baggermengen in Tonnen Trockenmasse berücksichtigt. Bei dem Thema „Fischerei“ wurde die durch die Fischerei betroffene Fläche als Anhaltspunkt für die Belastungsintensität verwendet.

Die so berechneten Index-Werte der einzelnen 1 km<sup>2</sup> großen Polygone wurden in Rasterzellen übertragen. Auf Basis der Rasterzellen erfolgte die Summierung der einzelnen Belastungsebenen zu einer Gesamt-Belastungsebene.

### 6.7.3 Detaillierte Methodik

#### 6.7.3.1 Datenbearbeitung und Berechnungen

Für die Berechnung des Indexwertes für die Fischereiaktivität wurde die Swept-Area-Ratio normiert, so dass die maximale Belastung durch Fischerei im Untersuchungsgebiet den Wert 1 erhielt. Die Daten wurden außerdem zunächst in 1 km<sup>2</sup> große Polygone und dann in 1 km<sup>2</sup> große Rasterzellen umgewandelt. Die visuelle Darstellung der Ebene erfolgte mit fließenden Farben von weiß zu blau mit dem Schema „Natural Jenks“ für die Farbabstufung.

Aus den CONTIS-Daten wurden die Angaben zu den im Bau befindlichen Offshore-Windkraftanlagen extrahiert und in Anlehnung an HELCOM (2018a) wurde je ein räumlicher Belastungspuffer von 500 m um jede entsprechende Windkraftanlage gelegt. Da die Puffer sich teilweise räumlich überschneiden, wurden die überlappenden Bereiche miteinander verschmolzen, so dass die überlappenden Bereiche nicht doppelt gewertet wurden. Der prozentuale Anteil der durch den Bau beeinträchtigten

Fläche in jedem 1-km<sup>2</sup>-Polygon (s.o.) wurde berechnet, mit dem Gewichtungsfaktor von 0,6 multipliziert und in einem letzten Schritt in Rasterzellen umgewandelt. Dabei erhielt jede Rasterzelle den Wert des gewichteten prozentualen Anteils der 1-km<sup>2</sup>-Rasterzelle.

Für die Darstellung der beeinträchtigten Fläche durch Kabel im Bau wurde um die entsprechenden Linien-Features, die die Kabel darstellten, ein Puffer von 500 m gelegt. Die prozentuale beeinträchtigte Fläche in jedem 1-km<sup>2</sup>-Polygon wurde berechnet und für den Indexwert mit einem Gewichtungsfaktor von 0,4 multipliziert. In einem letzten Schritt erfolgte eine Umwandlung in Rasterzellen.

Für die Darstellung der Beeinträchtigung des natürlichen Meeresbodens durch Unterbringung von Baggergut und Unterhaltungsbaggerungen wurde die bei HELCOM für den BSII („Baltic Sea Impact Index“) / BSPI („Baltic Sea Pressure Index“) angewandte Methodik übernommen. Für jeden Datenpunkt wurde zunächst ein Mittelwert der verklappten oder entnommenen Menge (in Tonnen) aus dem OSPAR-Bewertungszeitraum (2008-2014) berechnet. Dabei flossen nur die Werte von tatsächlich durchgeführten Einbringungen oder Baggerungen ein. Für die Jahre, in denen keine Unterbringung erfolgte, flossen in diesen Fällen keine „Nullwerte“ für die Mittelwertbildung ein. Der Hintergrund für diese Vorgehensweise ist die Annahme, dass die Unterbringung einer sehr großen Menge an Material in einer einzigen Aktion für den natürlichen Meeresboden größere Auswirkungen hat als die Unterbringung kleinerer Mengen zu verschiedenen Zeitpunkten. Die so berechneten Mittelwerte aus den Daten für die Unterbringung von Baggergut wurden danach mit dem höchsten durchschnittlichen Wert normalisiert. Dieser höchste durchschnittliche Wert trat bei der Verklappungsstelle D/98 auf (Ursprung des Verklappungsmaterials: Elbästuar). Jeder geografische Datenpunkt erhielt so einen normalisierten Wert. Bezüglich der räumlichen Reichweite der Belastung wurde von einer starken lokalen Belastung ausgegangen, die jedoch schon mit einem geringen räumlichen Abstand stark nachließ (vgl. HELCOM 2018a). Um dies auf einer Karte abzubilden, wurden mehrere räumliche Puffer mit unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren um die Datenpunkte gelegt. Die maximale Belastung wurde in einem Radius von 50 m um den Zentroiden angenommen (Gewichtungsfaktor 1). In einem Ring zwischen 50 und 100 m Distanz wurde ein Gewichtungsfaktor von 0,8 angenommen, in einem Ring zwischen 100 m bis zu 250 m Distanz vom Zentroiden dagegen bereits ein Gewichtungsfaktor von 0,2. Schließlich wurde zwischen 250 und 500 m Entfernung nur noch ein Intensitätsfaktor von 0,1 verwendet (vgl. HELCOM 2018a und 2018b). Der prozentuale Flächenanteil eines jeden „Pufferringes“ wurde für jedes 1 km<sup>2</sup> große Polygon berechnet und mit dem entsprechenden Gewichtungsfaktor multipliziert. Die entsprechenden Ergebnisse für die Distanz-Ringe wurden für jedes 1-km<sup>2</sup>-Polygon addiert und das Netz aus Polygonen schließlich in Rasterzellen umgewandelt.

### 6.7.3.2 Themenindex physikalische Störung

Für die Erstellung der Gesamtkarte „physikalische Störungen“ wurden alle Rasterebenen, die die verschiedenen menschlichen Aktivitäten darstellten, addiert. Für die Farbdarstellung wurde eine Farbskala von blau über milchig-weiß zu braun verwendet. Da es sehr hohe Werte gab, die bei einer linearen Verteilung der Farben entlang der Werte ohne weitere Bearbeitung dazu führten, dass der farbliche Unterschied in einem großen Teil der Fläche sehr gering war, wurde bei der Farbdarstellung die Option gewählt, eine Standardabweichung der Werte zu berechnen und die lineare Streckung der Farben entlang der Werte zwischen den durch die Standardabweichung definierten Werte zu legen. Die sehr hohen Werte wurden so zugunsten einer aussagekräftigeren Karte auf statistischen Methoden basierend weniger stark hervorgehoben, waren jedoch weiterhin sichtbar. Zum Vergleich wurden die Karten, die eine Farbdarstellung basierend auf den Minima und Maxima-Werten als Grundlage hatten, zusätzlich dargestellt (Beispiel in Abbildung 30).

Die Werte der Karte zu physikalischen Störungen wurden nach der Aggregation der einzelnen Datenlagen zwischen 0 und 1 normiert.

#### **6.7.4 Ergebnisse: Darstellung der physikalischen Störungen**

Die höchsten Belastungswerte wurden in Gebieten berechnet, in denen sowohl Bauaktivitäten als auch intensive Fischereiaktivitäten im Berichtszeitraum stattfanden (Abbildung 29). Dies war insbesondere der Fall im nördlichen Teil der AWZ (ca. 55°0'0" N, 7°0'0" E). Stark geprägt war das Gesamtbild der räumlichen Darstellung der physikalischen Störungen außerdem durch den Einfluss der bodenberührenden Fischerei. Besonders deutlich davon betroffen waren u.a. die Küstengebiete meerwärts der Inseln sowie einige Gebiete weit draußen im nördlichen Teil der AWZ.

Ansonsten erhielten die Gebiete, in denen Seekabel verlegt wurden, sehr hohe Indexwerte, die durch die linienförmigen Strukturen zudem stark auffielen. Ebenso wurden die Strukturen der in Bau befindlichen Offshore-Windparks deutlich. Für diese Bauaktivitäten ist generell charakteristisch, dass sie räumlich verdichtet vorkommen und somit ein typisches Beispiel für räumliche Kumulationen einer bestimmten Aktivität und der damit zusammenhängenden Belastungen darstellen.

Die Beeinträchtigung durch Verklappungen und Unterhaltungsbaggerungen waren dagegen nur durch sehr kleine Punkte in der Gesamtkarte erkennbar. Einige dieser Punkte wurden seewärts des Elbästuars etwas deutlicher. Der Grund für den geringen Einfluss auf die Gesamtkarte war durch die sehr geringen Pufferbreite der ersten beiden Pufferringe um die Aktivität zu erklären. Des Weiteren spielte die Verklappungsmenge eine entscheidende Rolle, die sich je nach Verbringungsstelle stark unterschied. Aus diesem Grund waren beispielsweise die Indexwerte an vielen Inseln gering, während die Werte im Elb- Ems und Weserästuar wesentlich höher waren.

Abbildung 29: Räumliche Kumulation ausgewählter physikalische Störungen, die auf den Meeresboden wirken. Der Index setzt sich aus dem beeinträchtigten Flächenanteil in einer 1 km<sup>2</sup> großen Rasterzelle sowie der Intensität in dieser. bzw. Gewichtung einer oder mehrerer Belastungen zusammen. Die Werte wurden zwischen 0 und 1 normiert. Die Darstellung des Farbverlaufes basiert auf den Werten der Standartabweichungen. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.

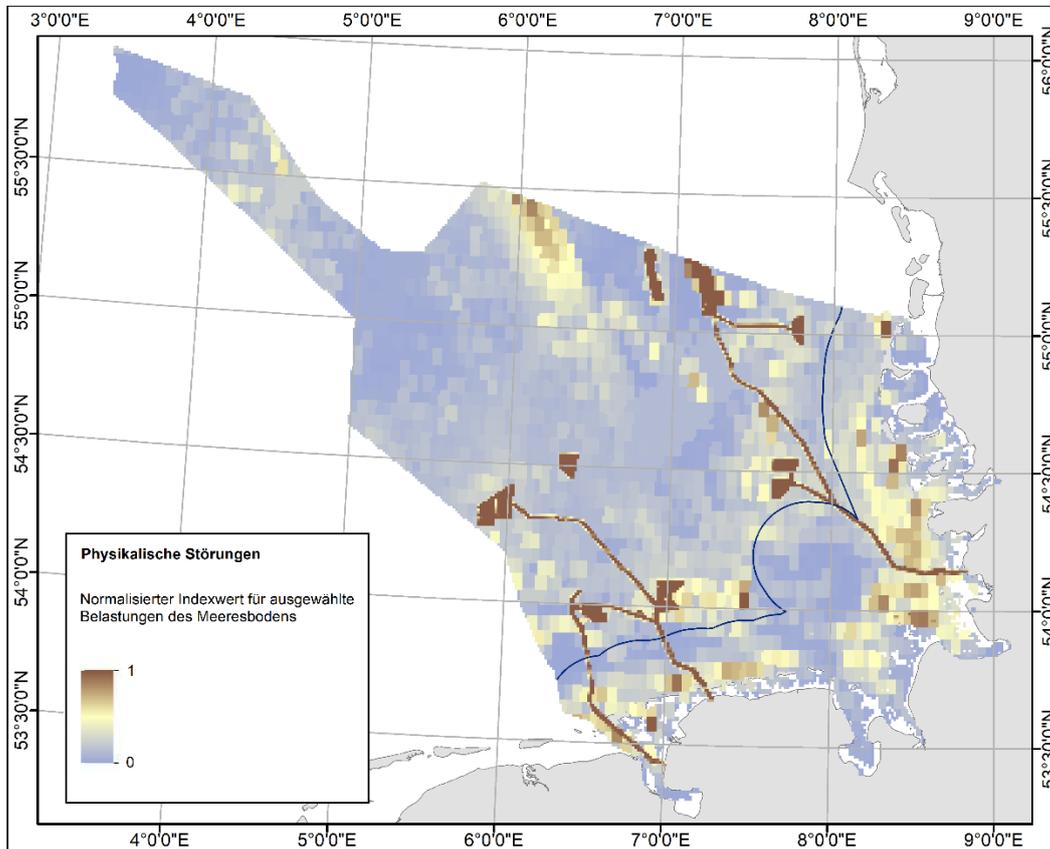
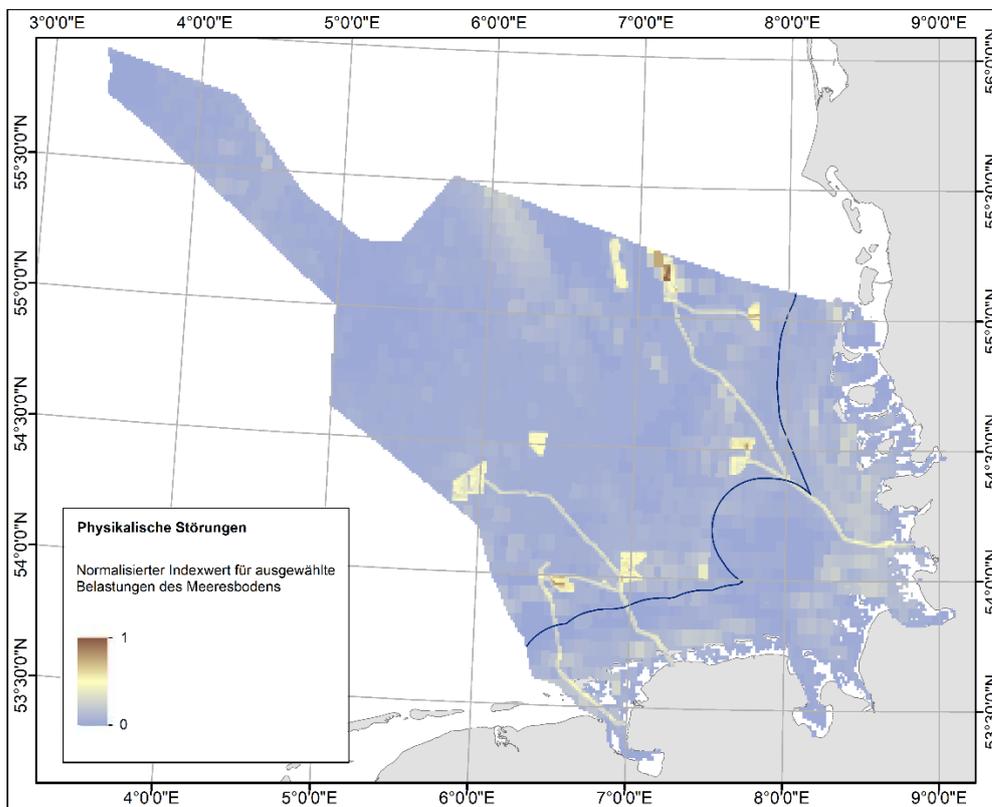


Abbildung 30: Darstellung des Themas „Physikalische Störungen“ mit einer auf Minimum-und Maximumwerten basierten Farbdarstellung. Erkennbar sind hier Gebiete mit besonders hohen Werten. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.



### 6.7.5 Diskussion der Darstellung der physikalischen Störungen

Die Belastungskarte zum Thema „physikalische Störungen“ war vor allem durch Bauaktivitäten und Fischerei geprägt. Vergleicht man die Ergebnisse mit den Ergebnissen der im Rahmen von HELCOM erstellten Karte „physikalische Störungen“ (HELCOM 2019), in der die Karten „physischer Verlust“ und „physikalische Störung“ miteinander kombiniert wurden (HELCOM 2018a), fällt auf, dass die Fischereiintensität das Bild der Belastungen dort ebenfalls deutlich prägte. Dahingegen wurden in geografischen Darstellungen dieser Art von Indizes (Halpern-Indizes und ähnliche, Halpern et. al 2008) sehr kleinräumige, lokale Belastungen schlechter abgebildet, auch wenn diese von hoher Intensität waren.

Jedoch traten auch andere Bereiche beim BSII/ BSPI optisch hervor, die jedoch allein aufgrund der Strukturen nicht eindeutig zuzuordnen waren. Hierbei sollte berücksichtigt werden, dass bei HELCOM wesentlich mehr Datensätze eingeflossen waren und einige nicht im Nordsee-Belastungsindex enthaltenen Datensätze wie Schifffahrt neben den hier verwendeten Belastungen einen Einfluss auf das Gesamtergebnis hatten. Das Thema Schifffahrt wurde zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht berücksichtigt, da die hydrografischen Bedingungen in der Nordsee sich von denen in der Ostsee unterscheiden und es noch keine Modelle für dieses Gebiet gibt, die die räumliche Reichweite dieser Belastung adäquat widerspiegeln könnten. Einige andere menschliche Aktivitäten, die in der Ostsee stattfinden, kommen zudem in der Nordsee nicht vor (beispielsweise *Furcellaria*-Fischerei).

Bei der Interpretation der Themenkarte sollten Unsicherheiten in der Datenlage beachtet werden. Es konnte nicht sichergestellt werden, dass die Daten vollständig waren. Teilweise gaben die jeweiligen

Datenbereitsteller Hinweise zu möglichen oder bekannten Datenlücken sowie zu Unsicherheiten der Daten selbst. Im Folgenden werden diese Unsicherheiten in den Daten näher erläutert.

Bei den Daten zur Unterbringung von Baggergut und Unterhaltungsbaggerungen war zu beachten, dass die Daten für OSPAR etwas anders gespeichert werden als die Daten für HELCOM: Bei HELCOM werden die konkreten Koordinaten zu den Unterbringungsstellen angegeben, bei OSPAR hingegen werden nur die Zentroide der jeweiligen Unterbringungsflächen angegeben. Daher sind die Daten aus der OSPAR-Region nicht so detailliert und vollständig wie die HELCOM-Daten. Die tatsächliche Unterbringungsstelle und Baggerfläche wird zudem nicht bei jeder Aktion wieder genau angefahren: Der geografische Punkt der Aktivität kann sich um 2-3 km verschieben. Hintergrund sind natürliche Sedimentverschiebungen, die erfordern, dass die Aktivität an einer anderen Stelle stattfindet. Die tatsächliche Unterbringung findet üblicherweise in Strömungsrichtung statt und umfasst eine Fläche von ca. 100-400 m in der Breite und ca. 1 km in der Länge (pers. Mitt. Leuchs 2018).

Insgesamt waren die physikalischen Störungen durch die Unterbringung von Baggermaterial in der Gesamtkarte zu diesem Thema kaum sichtbar. Dies konnte dadurch erklärt werden, dass diese menschliche Aktivität lokal punktuell stattfindet und dadurch in der Größenauflösung der Gesamtkarte kaum noch sichtbar wurde. Zudem waren die berechneten Indexwerte, die sich aus der Menge des untergebrachten Materials und des prozentualen räumlichen Anteils in einer Rasterzelle ergaben, für viele Stellen sehr niedrig. Aus der Einzelkarte zu dem Thema wird ersichtlich, dass sich die durchschnittlichen Mengen des untergebrachten Materials sehr stark unterscheiden. Ein Großteil der Unterbringungsstellen erhielt noch vor der Berücksichtigung des Flächenanteils Werte unter 0,4 im Pufferbereich von 50 m. Viele erhielten Werte von annähernd 0.

Bei der Verarbeitung der Daten zum Thema Fischerei musste berücksichtigt werden, dass die Daten, die verwendet wurden, auf einem Raster mit größeren Rasterzellen als dem für den Index verwendeten Raster, dargestellt waren und somit in einer gröberen Auflösung vorlagen. Daraus resultierte eine gewisse Ungenauigkeit in den Daten, die bei der Interpretation beachtet werden sollte. Bei den Daten sollte außerdem beachtet werden, dass die Berichtspflicht für OSPAR für 2009 bis 2011 nur vorsah, Fischereischiffe von über 15 m Länge zu melden und für die Jahre 2012/2013 Schiffe von über 12 m, die zur Fischerei genutzt wurden. Somit fehlten Angaben von Fischereischiffen anderer Größen, die jedoch ebenfalls besonders in den Küstenregionen sehr relevant sein konnten. Der starke Einfluss der Fischerei auf die Meeresumwelt wurde jedoch sichtbar abgebildet und auch im Kapitel „Benthische Lebensräume“ des MSRL-Berichts 2018 deutlich hervorgehoben.

## 6.8 Physischer Verlust

### 6.8.1 Datenauswahl und Datengrundlage

Die Definition von „Verlust“ schließt sowohl die Fälle mit ein, bei denen die Belastung bereits seit 12 Jahren und länger vorkommt, als auch Belastungen, die voraussichtlich 12 Jahre und mehr andauern. Somit gehören zu dieser Kategorie u.a. auch sämtliche Bauwerke, die dauerhaft installiert wurden.

Die Datenauswahl erfolgte wie bei dem Thema „physikalische Störungen“ auch hier auf Grundlage der bei HELCOM verwendeten Daten für den BSII/ BSPI (HELCOM 2018a). Aus der für den BSPI/ BSII erstellten Liste der Aktivitäten/ Belastungen wurden entsprechend der bereits im Kapitel „Physikalische Störungen“ beschriebenen Kriterien Belastungen/ Aktivitäten ausgewählt, die für die Nordsee relevant waren und für die Daten zur Verfügung standen. Nicht bearbeitet wurden menschliche Aktivitäten, die, wie beispielsweise *Furcellaria*-Ernte, in der Nordsee nicht von Bedeutung sind, sowie solche, zu denen es keine einfach zugänglichen Daten gab (beispielsweise zu „Bootfahren und andere Freizeitsportarten“). Neben Ölplattformen flossen auch Beeinträchtigungen durch andere Plattformen in den

Index mit ein, da auch diese einen permanenten Flächenverlust in der Nordsee darstellen. Geplante oder genehmigte Vorhaben wurden grundsätzlich nicht berücksichtigt.

Folgende Datensätze wurden für dieses Thema genutzt:

- ▶ Kabel
- ▶ Diverse Plattformen
- ▶ Rohrleitungen
- ▶ Offshore-Windkraftanlagen
- ▶ Sand- und Kiesabbau, Sandentnahmen und Sandaufspülungen
- ▶ Küstenschutz an der schleswig-holsteinischen Küste
- ▶ Küstenschutz an der niedersächsischen Küste

Die georeferenzierten Daten für die Kabel, die Plattformen, die Rohrleitungen und die Offshore-Windkraftanlagen stammten aus der CONTIS-Datenbank des BSH (BSH 2018), der Status (in Betrieb/ in Bau) wurde jedoch auf Grundlage von Informationen vom BSH angepasst, so dass er sich auf den gesamten MSRL-Berichtszeitraum bezog. Diese Daten werden jedoch zurzeit vom BSH überprüft und müssen ggf. noch einmal aktualisiert werden. Die Kabel umfassten sowohl Energiekabel als auch Kabel nicht-klassifizierten oder unbekanntem Typs.

Bei dem Datensatz zu Kabeln war zu beachten, dass einige Kabel, die von der Küste zu den Inseln gelegt wurden, nicht in dem Datensatz enthalten waren, da diese Informationen nicht ohne Weiteres zugänglich waren.

Neben Ölplattformen, die in der HELCOM-Liste aufgeführt wurden, umfasste der Datensatz „Plattformen“ auch weitere Plattformen wie Erdgas-Plattformen, Verdichter-Plattformen, Mess-Plattformen und Stromrichter-Plattformen.

Die Rohrleitungen im entsprechenden Datensatz umfassten ausschließlich Rohrleitungen, die für den Transport von Erdgas genutzt wurden. Weitere Arten von Rohrleitungen waren zum Zeitpunkt der Berichtserstellung nicht bekannt.

Für die Offshore-Windkraftanlagen wurden statt der Gesamtfläche der Offshore-Windparks als zusammenhängendes Gebiet Koordinaten für jede einzelne Turbine bereitgestellt, so dass die räumlichen Belastungspuffer präziser gesetzt werden konnten.

Für das Thema „Sand- und Kiesabbau“ konnten die tatsächlich genutzten Entnahmeflächen innerhalb der Bewilligungsgebiete für den Index genutzt werden. Diese Daten wurden vom BSH bereitgestellt. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass normalerweise nicht auf der gesamten Entnahmefläche abgebaut wird. Für Schleswig-Holstein standen über den Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein in Husum (LKN-SH) genauere Daten zu den Entnahmestellen zur Verfügung. Für diese Gebiete wurden diese detaillierteren Daten verwendet. Für die anderen Gebiete war diese Differenzierung nicht möglich.

Der Datensatz zum Thema „Küstenschutz“ wurde für die niedersächsische Küste von der Forschungsstelle Küste des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (FSK-NLWKN) bereitgestellt. Der Datensatz umfasst Daten zu Wellenbrechern, Buhnen, Molen, Mauern, Lahnungen und Uferbefestigungen wird vierteljährlich aktualisiert. Eine Vollständigkeit konnte jedoch nicht gewährleistet werden.

Daten zum Thema „Küstenschutz“ für die schleswig-holsteinische Küste stellte das LKN-SH zur Verfügung. Der Datensatz wurde so angepasst, dass er weitgehend nur die Themen umfasst, für die auch an der niedersächsischen Küste Daten zur Verfügung stehen. Unterschiede im Detailgrad konnten dennoch nicht ausgeschlossen werden und für Schleswig-Holstein wurden auch teilweise Küstenschutzmaßnahmen angegeben, die im Datensatz für Niedersachsen nicht zu enthalten waren.

## 6.8.2 Allgemeine Vorgehensweise

Wie schon bei dem Thema „physikalische Störungen“ wurden die für das Thema „physischer Verlust“ relevanten Daten aus den Datensätzen extrahiert und räumliche Belastungspuffer um die Linien- und Punkt-Formen gelegt. Die Größen der Puffer orientierten sich ebenfalls an den Puffern, die auch für den HELCOM-BSII/ BSPI genutzt wurden (HELCOM 2018). Die durch die hinzugefügten Puffer entstandenen flächigen Gebiete (Polygone) wurden dann in quadratische, 1 km<sup>2</sup> große Polygone aufgeteilt, die ein Netz über das Untersuchungsgebiet bildeten. Für jedes der Polygone, in dem sich eine durch menschliche Aktivitäten beeinträchtigte Fläche befand, wurde der prozentuale Anteil dieser betroffenen Fläche an dem 1 km<sup>2</sup> großen Polygon berechnet und diente als Indexwert für die entsprechende Ebene. Durch die so berechneten Werte entstanden die farblichen Abstufungen. Eine unterschiedliche Gewichtung der einzelnen menschlichen Aktivitäten wurde nicht vorgenommen. Die einzelnen Ebenen für die unterschiedlichen menschlichen Aktivitäten wurden schließlich in Rasterzellen-Formate umgewandelt und für die Darstellung des Themas „physischer Verlust“ durch Bildung der Summe der einzelnen Rasterzellen aggregiert und konnten so als eine einzige Ebene dargestellt werden.

## 6.8.3 Detaillierte Methodik

### 6.8.3.1 Datenbearbeitung und Berechnungen

Für die Vorbereitung des Datensatzes „Kabel“ wurden alle Angaben zu Kabeln aus dem ursprünglichen Datensatz von CONTIS gelöscht, die sich auf im Bau befindliche Kabel bezogen. Diese wurden bereits unter dem Thema „physikalische Störungen“ abgehandelt. Neben den Linien-Informationen zu Kabeln, die noch in Betrieb waren, flossen auch Daten von Kabeln ein, die nicht (mehr) im Betrieb waren, da diese ebenfalls durch die reine Anwesenheit und der damit einhergehenden dauerhaften Veränderung des Habitates einen Flächenverlust darstellten. Weil der räumliche Flächenverlust durch Kabel jedoch generell nur gering ist, wurde wie bei dem BSII/BSPI (HELCOM 2018a) nur ein Puffer von 1,5 m um die Linien-Formen gelegt. Sich überschneidende Bereiche wurden gelöscht, da aus logischen Gesichtspunkten eine Fläche nur einmal „verloren“ gehen kann. Der prozentuale Anteil der betroffenen Fläche wurde für jedes 1 km<sup>2</sup> große Polygon berechnet und der Datensatz in Rasterdaten umgewandelt.

Für die Datenebene „Plattformen“ wurden ausschließlich Daten von Plattformen in Betrieb genutzt. Geplante und im Bau befindliche Plattformen wurden aus dem Datensatz für die Verwendung für das Thema „physischer Verlust“ gelöscht. Für die Ölplattform „Mittelplate“ wurde ein Puffer von 47 m<sup>2</sup> um den entsprechenden Datenpunkt gelegt, so dass die betroffene Fläche dem tatsächlichen Ausmaß der Plattform entsprach. Für alle anderen Plattformen wurde ein Puffer von 20 m Radialdurchmesser um die Punktdaten gelegt (vgl. HELCOM 2018a, Tabelle 1, Anhang 1.1) und die Datensätze wurden anschließend wieder zusammengefügt. Wie beim Datensatz „Kabel“ wurde der prozentuale Anteil der betroffenen Fläche für jedes 1 km<sup>2</sup> große Polygon berechnet und der Datensatz in Rasterdaten umgewandelt.

Aus dem CONTIS-Datensatz „Rohrleitungen“ flossen nur die in Betrieb befindlichen Rohrleitungen in die Ebene „physischer Verlust“ ein. Wie beim BSII/ BSPI (HELCOM 2018) wurde ein räumlicher Puffer von 15 m um die Rohrleitungen gelegt (Tabelle 1, Anhang 1.1) und der prozentuale Anteil der so entstandenen Flächen für alle 1 km<sup>2</sup> große Polygone berechnet, bevor die Ebene in einen Rasterdatensatz umgewandelt wurde.

Um den Flächenverlust durch Offshore-Windkraftanlagen abzuschätzen, wurde um jeden geografischen Punkt, an dem eine Windkraftanlage stand, ein Puffer von 20 m angesetzt (vg. HELCOM 2018a, Tabelle 1, Anhang 1.1). Für das Thema „physischer Verlust“ wurden ausschließlich Daten von Windkraftanlagen im Betrieb verwendet, da die im Bau befindlichen Windkraftanlagen bereits für das Thema „physikalische Störungen“ bearbeitet wurden. Wie bei den anderen Ebenen für das Thema

wurden auch hier die betroffenen Flächen in 1 km<sup>2</sup> große Polygone aufgeteilt, dann wurde der prozentuale Anteil des Flächenanteils berechnet und in Rasterzellen umgewandelt.

Für die menschliche Aktivität „Sand- und Kiesabbau“ wurden aus den von BSH bereitgestellten Daten zu Bewilligungsflächen die kleineren Entnahmegebiete extrahiert. Die vom LKN-SH bereitgestellten Daten zu Entnahmegebiete in Schleswig-Holstein konnten direkt genutzt werden. Im Gebiet „Westerland II/III“ gab es jedoch eine Überlappung mit den vom BSH bereitgestellten Daten der entsprechenden Bewilligungsflächen. Hier wurden die Daten von SH präferiert, da diese feiner aufgeschlüsselt waren, und die anderen Daten wurden gelöscht. Der prozentuale Anteil der durch Sand- und Kiesabbau betroffenen Fläche wurde in jedem 1 km<sup>2</sup> großen Polygon berechnet und anschließend in Rasterzellen umgewandelt.

Der Datensatz der Forschungsstelle Küste (NLWKN) zu „Küstenschutzmaßnahmen an der niedersächsischen Küste“ umfasste Daten zu „Wellenbrechern/ Buhnen“, „Molen“, „Mauern“, Lahnungen und „Uferbefestigungen“. Um diese Linien-Formen wurden Puffer von 50 m gelegt (Tabelle 1, Anhang 1.1). Da es durch die Puffer viele räumliche Überlagerungen gegeben hätte, wurden die Polygone an den entsprechenden Stellen miteinander verschmolzen, so dass keine räumlichen Überlappungen auftraten. Anschließend wurden die Flächen in die 1 km<sup>2</sup> großen Polygone unterteilt und die entsprechende prozentuale betroffene Fläche wurde berechnet, bevor eine Umwandlung in Rasterzellen erfolgte.

Der Datensatz zum Thema „Küstenschutzmaßnahmen an der schleswig-holsteinischen Küste“ umfasste Daten zu Lahnungen, Überschlagssicherungen, Buhnen, Mauern, Deckwerken, Verwallungen, Schüttsteinen, Holzpfahlreihen, Spundwänden, Geotextilen Sperren, Molen, Tetrapodenlängswerken und Wellenbrechern. Für die Bearbeitung der Daten wurde wie bei den niedersächsischen Daten verfahren.

### **6.8.3.2 Themenindex physischer Verlust**

Sämtliche oben beschriebenen Datensätze zum Thema „physischer Verlust“ wurden als Rasterzellen addiert und so zu einer Gesamtkarte für das Thema zusammengefasst. Als Farbskala wurden Farben von blau über milchig-weiß zu braun gewählt. Die farbliche Abstufung erfolgte über eine Verteilung der Werte entlang der Farbskala, die zwischen dem kleinsten und dem größten Wert gestreckt wurde. Zur optischen Darstellung wurde die Methode „Histogramm-Ausgleich“ verwendet. Bei dieser Methode wird der Kontrast verstärkt. So konnten auch Bereiche mit einem geringen Indexwert erkennbar werden. Nach Aufsummierung der einzelnen Datenlagen wurde das Ergebnis auf Werte zwischen 0 und 1 normiert.

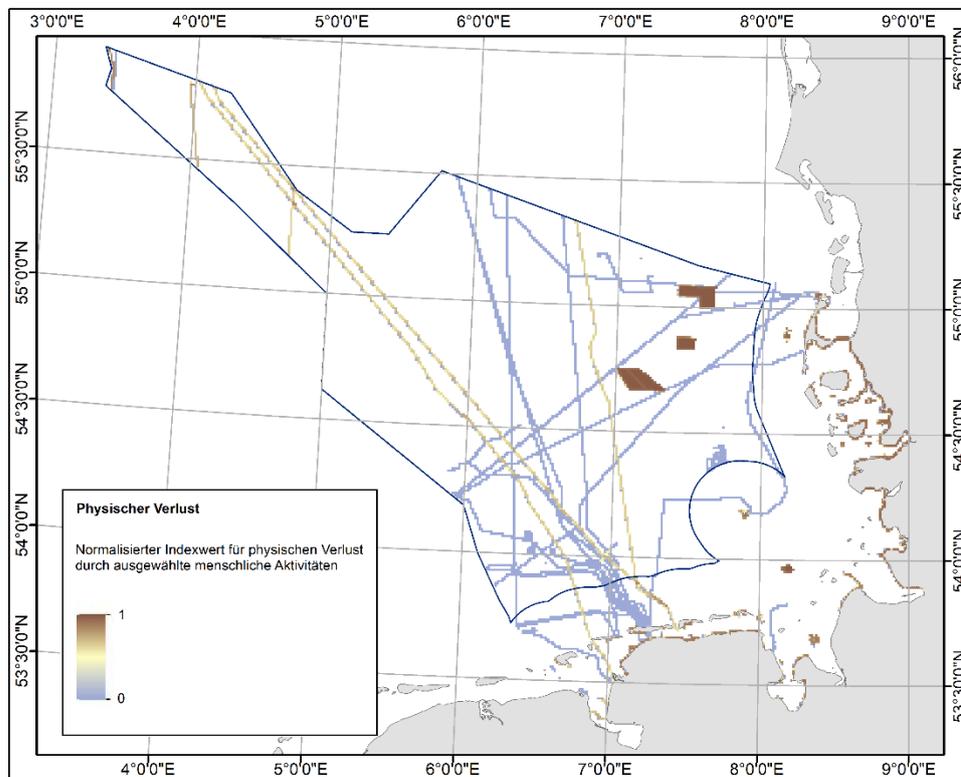
### **6.8.3.3 Ergebnisse: Darstellung des physischen Verlustes**

Die höchsten Indexwerte für physischen Verlust waren auf der Karte bei den Sand- und Kiesabbaugebieten beim Sylter Außenriff erkennbar (Abbildung 31). Auch ein Gebiet nördlich des Jadebusens, in dem abgebaut wird, fiel dabei ins Auge. Bezüglich der Abbaugengebiete von Sand- und Kies musste jedoch in Betracht gezogen werden, dass die tatsächlichen Entnahmegebiete möglicherweise noch etwas kleiner waren als die behördlich gemeldeten Entnahmestellen. Neben diesen Gebieten waren erhöhte Indexwerte entlang der Küstenlinie und an den Inseln auffällig.

Der Flächenverlust durch Plattformen war sehr lokal und daher waren die entsprechenden Stellen optisch in der Karte eher schwer erkennbar. Dahingegen war der Flächenverlust durch Offshore-Windkraftanlagen durch die räumlich kumulative Häufung klar zu erkennen, auch wenn die Indexwerte hier geringe Werte aufwiesen.

Der Flächenverlust durch Kabel und Rohrleitungen war aufgrund der Struktur ebenfalls klar erkennbar (Abbildung 31). Dabei wurden größere Flächenverluste durch Rohre berechnet als für Kabel. Dies wird auch durch die Farbgebung in Abbildung 31 deutlich.

Abbildung 31: Räumliche Kumulation ausgewählter menschlicher Aktivitäten, die zu physischem Verlust natürlichen Habitats auf dem Meeresboden führen können. Der Indexwert wird durch den Anteil der verlorenen betroffenen Fläche in einer 1km<sup>2</sup> großen Rasterzelle einer Auswahl menschlicher Aktivitäten bestimmt. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.



#### 6.8.3.4 Diskussion der Darstellung des physischen Verlustes

Die großen Flächenverluste durch Sand- und Kiesabbau wurden in der Karte zum Thema „Physischer Verlust“ sehr deutlich. Durch die gewählte farbliche Darstellung wurden im Vergleich auch geringere Flächenverluste erkennbar. So konnten Flächenverluste von Habitaten im Meer, die durch menschliche Aktivitäten direkt an der Küste verursacht wurden, kenntlich gemacht werden. Außerdem wurde so ein Unterschied zwischen dem Umfang des Flächenverlustes durch Rohre und Kabeln deutlich.

Durch das Übereinanderlegen der verschiedenen Flächen, die durch menschliche Aktivitäten verloren wurden, konnten einzelne Rasterzellen identifiziert werden, in denen im Verhältnis zu anderen besonders viel Fläche durch verschiedene Aktivitäten verloren wurde. Dies wurde beispielsweise bei den Offshore-Windparks deutlich, wo es an zentralen Punkten Flächenverluste sowohl durch Kabel als auch durch die Turbinen selbst gab.

Da für das Thema „physischer Verlust“ keine intensitäts- oder Relevanz-abhängige Gewichtung vorgenommen wurde, wurde die Darstellung allein durch den Flächenanteil geprägt. Mit der Ausnahme der Abbaugelände wurde der Flächenanteil und damit der Index im Wesentlichen durch die räumlichen Puffer bestimmt.

Bei der Deutung der Karte zu physischem Verlust sollte berücksichtigt werden, dass es in der aktuellen Darstellung Unterschiede in der Datenabdeckung gab. An der schleswig-holsteinischen Küste waren beispielsweise die Sandentnahmegebiete räumlich wesentlich feiner aufgelöst als im restlichen Gebiet

der deutschen Bucht. Die genauere Darstellung der Einzelflächen führte zu kleineren Indexwerten, da die Fläche in die Indexberechnung mit einbezogen wurde. Des Weiteren ist es möglich, dass der Datensatz zu Küstenschutzmaßnahmen generell an der schleswig-holsteinischen Küste umfangreicher ist als an der niedersächsischen Küste. Dies müsste noch geprüft werden.

#### **6.8.4 Aggregierte Karte zu physischen Belastungen**

Zusätzlich zu den Themenkarten „Physischer Verlust“ und „Physikalische Störungen“ wurde eine aggregierte Karte erstellt, die alle Datenlagen zu diesen beiden Themen umfasste. Da einige Aktivitäten sowohl als vorübergehende Belastungen als auch dauerhafte Belastungen betrachtet werden können, wurde diese Karte als Alternative zu einer Unterteilung der Belastungen erstellt.

##### **6.8.4.1 Methode zur Darstellung der physischen Belastungen**

Die Puffer und Gewichtungsfaktoren für die einzelnen Datenlagen wurden entsprechend Tabelle 1 und Tabelle 2 in Anhang 1.1 so belassen. In einem nächsten Schritt wurden alle Datenlagen, die zu den Themen „Physikalische Störungen“ und „Physischer Verlust“ gehören, addiert. Erst nach der Addition erfolgte eine Normierung auf Grundlage der Minimum- und Maximum-Werte, so dass der Index Werte zwischen 0 und 1 aufwies. Für die farbliche Darstellung wurden die Standardabweichungen der Werte verwendet, um den farblichen Kontrast zu verstärken. Als eine weitere Alternative wurde eine weitere Kontrastverstärkung gewählt (Histogrammausgleich).

##### **6.8.4.2 Ergebnis der Darstellung der physischen Belastungen**

In der aggregierten Karte zu physischen Störungen traten vor allem die Bauaktivitäten stark durch die hohen Indexwerte hervor. In einigen dieser Gebiete fand eine räumliche Überlagerung Aktivitäten statt. Auf der aggregierten Karte wurden insbesondere die Überlagerungen von Fischerei und Bauaktivitäten deutlich. Die höchsten Belastungswerte wurden bei dem Windpark Dan Tysk erreicht, das sowohl von Bauaktivitäten als auch von besonders starkem Fischereidruck im Bewertungszeitraum betroffen war. Daneben wurden Gebiete mit hohen Belastungsindexwerten in Sand- und Kiesabbaugebieten deutlich. Auch Gebiete, die aus dem Themenbereich physische Belastungen aus den ausgewählten Belastungen nur von Fischerei beeinträchtigt waren, waren auf der Karte erkennbar. Andere Belastungen und menschliche Aktivitäten traten weniger in Erscheinung.

Bei der alternativen Farbverlaufsdarstellung mit der Methode „Histogrammausgleich“ wurden im Vergleich zur ursprünglichen Darstellung wesentlich mehr Belastungen und menschliche Aktivitäten deutlich und Belastungsabstufungen traten deutlicher hervor. So wurden beispielsweise die unterschiedlichen Belastungsstärken der Fischerei im „Entenschnabel“ herausgearbeitet. Kabelverläufe, Rohrleitungen und Küstenschutzmaßnahmen waren im Gegensatz zur Ursprungskarte leichter erkennbar. Es wurde außerdem deutlicher, wo sich Gebiete befanden, die weniger von physischen Belastungen betroffen waren wie beispielsweise ein Gebiet bei Helgoland und ein Gebiet beim Nordschillgrund im Nordwesten der AWZ.

Abbildung 32: Räumliche Kumulation ausgewählter menschlicher Aktivitäten, die zu physischem Verlust natürlichen Habitats auf dem Meeresboden führen können. Der Index setzt sich aus dem beeinträchtigten Flächenanteil in einer 1km<sup>2</sup> großen Rasterzelle sowie der Intensität in dieser. bzw. Gewichtung einer oder mehrerer Belastungen für physikalische Störungen und den prozentualen Flächenverlusten in 1km<sup>2</sup> Rasterzellen (Physischer Verlust) zusammen. Die Werte wurden zwischen 0 und 1 normiert. Die Darstellung des Farbverlaufes basiert auf den Werten der Standardabweichungen. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.

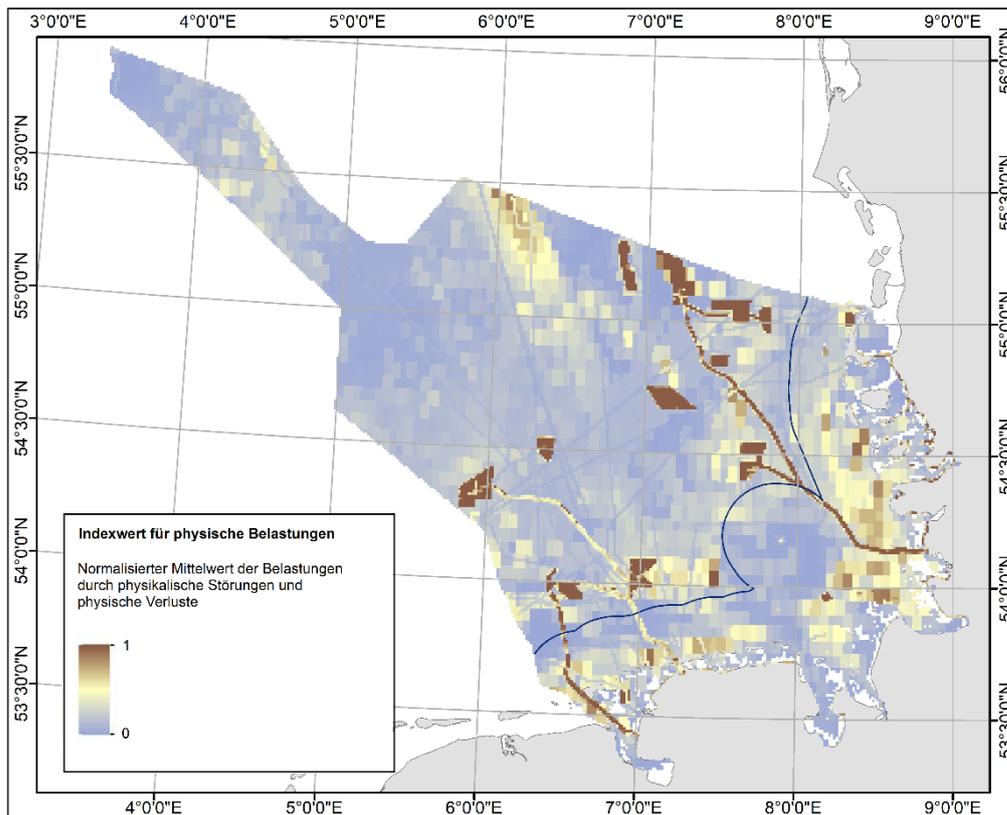
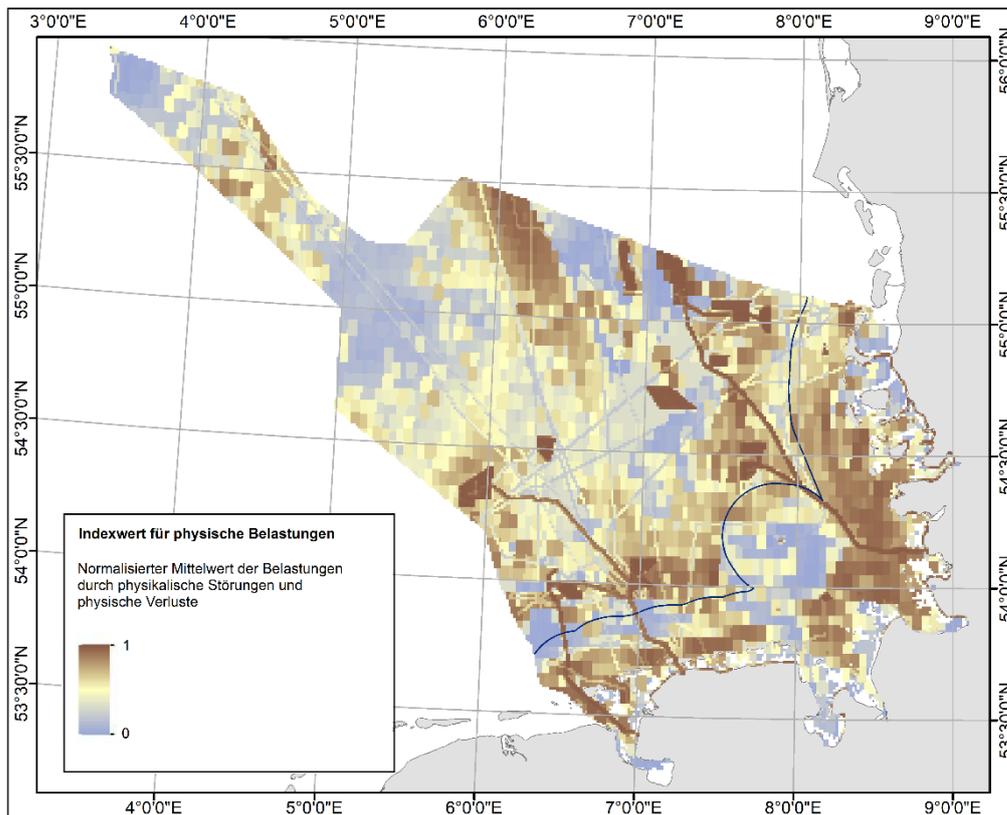


Abbildung 33: Räumliche Kumulation ausgewählter menschlicher Aktivitäten, die zu physischem Verlust natürlichen Habitats auf dem Meeresboden führen können. Der Index setzt sich aus dem beeinträchtigten Flächenanteil in einer 1km<sup>2</sup> großen Rasterzelle sowie der Intensität in dieser. bzw. Gewichtung einer oder mehrerer Belastungen für physikalische Störungen und den prozentualen Flächenverlusten in 1km<sup>2</sup> Rasterzellen (Physischer Verlust) zusammen. Die Werte wurden zwischen 0 und 1 normiert. Die Darstellung des Farbverlaufes basiert auf den Werten der Standardabweichungen. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.



#### 6.8.4.3 Diskussion

Die Unsicherheiten in den Datenlagen sind den Kapiteln 6.7 und 6.8 zu entnehmen. Durch die Zusammenführung der Themen „Physischer Verlust“ und „physikalische Störungen“ gingen auf der einen Seite einige Details verloren und Abstufungen in den prozentualen Flächenverlusten waren auf den Karten beispielsweise nicht mehr so deutlich erkennbar. Auf der anderen Seite gab diese Karte einen Überblick über die Gesamtheit der physischen Belastungen. In der Darstellung des Ergebnisses der Karte, die mit der auf den Standardabweichungen basierenden Farbverlauf erstellt wurde, wurden besonders die Gebiete erkennbar, in denen die Belastungen im Bewertungszeitraum besonders hoch waren. Mit dieser Karte konnten so Problemgebiete identifiziert werden. Dahingegen eignete sich die Darstellung des Ergebnisses mit der Methode „Histogrammausgleich“ mehr dazu, Gebiete zu identifizieren, die im Bewertungszeitraum von physischen Belastungen weitestgehend unbeeinträchtigt waren, und um feine Abstufungen der Belastungsstärken zu visualisieren. Da es für die Basisfarben Blau, Beige und Braun keine Definition in Form eines Indexwertes gab, war die Farbdarstellung mit den angewandten Methoden immer als relative Abstufungsform der Indexwerte zu betrachten. Der Betrachter ist gefordert, entsprechend zu abstrahieren und aus den Anteilen der Farben auf der Karte nicht zu

schlussfolgern, wieviel Prozent der Gesamtfläche beeinträchtigt war. Um eine Karte mit einer solchen Aussage zu generieren, müsste ein Schwellenwert für einen Indexwert festgelegt werden, ab dem eine Fläche als beeinträchtigt gilt (vgl. Methode zur Erstellung der Einzelkarten zu den Themen Eutrophierung und Schadstoffe).

## 6.9 Gesamtindex

### 6.9.1 Methode zur Erstellung des Gesamtindex

Für die Berechnung des Gesamtindex wurden die normierten Ergebnisse der Themenindices pro Rasterzelle (1km<sup>2</sup>) addiert. Dabei flossen die Ergebnisse der Themen „physikalische Störungen“ und „physischer Verlust“ einzeln ein. Die Farbdarstellung erfolgte auf der Basis von des geringsten und des höchsten Indexwertes in den Farben blau (geringster Wert) über beige zu braun (höchster Indexwert).

### 6.9.2 Ergebnis des Gesamtindex

Deutliche Belastungsschwerpunkte lagen in küstennahen Gebieten, in den Kies- und Sandabbaugebieten in der AWZ, im Sylter Außenriff und in durch Bauaktivitäten geprägten Gebieten in der AWZ und im Küstenmeer. Der Einfluss der Fischereiaktivitäten war durch das charakteristische Muster der etwas größeren Rasterzellen erkennbar und hatte vor allem meerwärts der Inseln aber auch in der nördlichen Ecke der AWZ westlich des Sylter Außenriffs einen sichtbaren Einfluss auf das Gesamtergebnis. Die Karte war aber auch durch die Einflüsse durch die Schadstoffbelastung geprägt, wie man beispielsweise an den erhöhten Werten in der nordwestlichen Ecke bei ca. 6°0'0" E erkennen konnte, die sich in den Schadstoffbelastungskarten widerspiegelten. Dieses Gebiet war zudem sehr stark von Fischereidruck betroffen. Im Elbästuar, aber auch an der schleswig-holsteinischen Küste trafen die Belastungen durch erhöhte Schadstoffe und Eutrophierung aufeinander. Belastungen durch Eutrophierung wurden zudem im Emsästuar, dem Weserästuar und in den Buchten auf der Karte deutlich. Da die Belastung durch Eutrophierung auch seewärts der Inseln und darüber hinaus im Bewertungszeitraum einen Einfluss hatte, traf sie in diesen Bereichen mit Fischereiaktivitäten aufeinander, was im Gesamtindex zu besonders hohen Werten führte. Eine räumliche Überschneidung mit Belastungen durch Fischerei zeigte sich auch mit Bauaktivitäten, die ebenfalls im Bewertungszeitraum stattfanden. Auch wenn diese Aktivitäten nicht zeitgleich stattfanden, wurden diese Gebiete im Bewertungszeitraum durch die Häufung der Belastungen innerhalb kurzer Zeit in dem gleichen Gebiet besonders stark von menschlichen Aktivitäten betroffen.

### 6.9.3 Diskussion der Darstellung des Gesamtergebnisses

In der Gesamtkarte wurden Belastungsschwerpunkte deutlich, die im Bewertungszeitraum stark von einer räumlichen Häufung intensiver menschlicher Aktivitäten oder anthropogenen Belastungen im Bewertungszeitraum betroffen waren. Bei der Berechnung des Indexwertes floss auch die Stärke der Belastung bzw. das räumliche Ausmaß der Belastung oder der menschlichen Aktivität mit ein. Während großflächige starke Belastungen deutlich in der Karte hervortraten, waren Belastungen auf sehr kleinem Raum in einer solchen Darstellungsform weniger bis gar nicht erkennbar. Beispielsweise wurde die Beeinträchtigung durch das Einbringen von Baggergut und kleinräumige Baggeraktivitäten nicht deutlich. Daher sollten zukünftig für solche Arten von Beeinträchtigungen zusätzliche Darstellungen in einer anderen Form unbedingt herangezogen werden. Um praktischen Nutzen aus der Karte zu ziehen, sollte sie zudem am besten mit den einzelnen Themenkarten („Eutrophierung“, „Schadstoffe“, physikalische Störungen“ und „Physischer Verlust“) zusammen betrachtet werden, so dass mehr Informationen darüber erhalten werden können, aus welchem Themenbereich die Ursachen für die hohen Indexwerte sich zusammensetzen. Auch ein Abgleich mit den in den Problemgebieten vorkommenden Einzelbelastungen ist unabdingbar, wenn die Karte zur Unterstützung im Management genutzt werden

sollte. Erst dann können die Problematiken, die durch räumliche Überlagerungen in bestimmten Zeiträumen auftreten, umfassend erfasst werden.

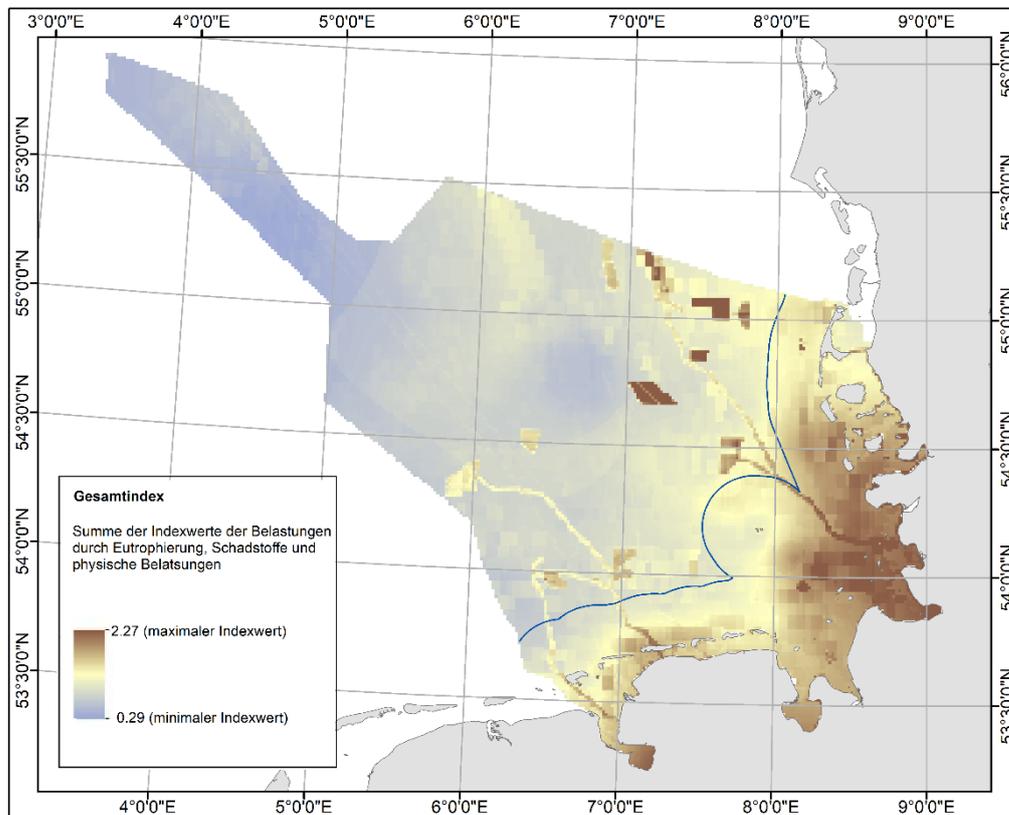
Die einzelnen Belastungen und menschlichen Aktivitäten wurden daher für den entsprechenden Bericht zusätzlich als Einzelkarten dargestellt. Der Zweck der Gesamtkarte war es, die Aufmerksamkeit auf Problemgebiete zu fokussieren, in denen sich Belastungen im Bewertungszeitraum räumlich häuften.

Neben der Identifizierung von Problemgebieten lieferte die Karte auch Hinweise darauf, welche Gebiete generell weniger von den ausgewählten Belastungen und Aktivitäten beeinträchtigt sind und besonders schützenswert sein könnten bzw. sich beispielsweise für Renaturierungen eignen würden.

Bei der Interpretation der Karte sollte jedoch beachtet werden, dass hier nur eine Auswahl an Belastungen und menschlichen Aktivitäten betrachtet wurde. Daher konnten nur Schlussfolgerungen in Bezug auf diese Belastungen getroffen werden.

Für die Gesamtkarte flossen die einzelnen Ergebnisse der Themen „Eutrophierung“, „Schadstoffe“, „physikalische Störungen“ und „Physischer Verlust“ zu gleichen Anteilen in die Indexbewertung ein. Eine Gewichtung wurde nicht vorgenommen. Diese Vorgehensweise impliziert, dass die maximalen Belastungen dieser Themen vergleichbar stark in der Beeinträchtigung waren, was nicht der Fall gewesen sein muss. Die Indexwerte für die Themen „Eutrophierung“ und „Schadstoffe“ orientierten sich an Schwellenwerten, die sich an dem Ausmaß der tatsächlichen Beeinträchtigung der Umwelt orientierten (OSPAR-Schwellenwerte). Für die Themen „Physikalische Störungen“ und „Physischer Verlust“ sind solche Schwellenwerte jedoch noch nicht definiert worden. Falls in der Zukunft entsprechende Schwellenwerte entwickelt werden, könnten die Indexergebnisse der Themen auch auf einem vereinheitlichten System auf Grundlage der Schwellenwerte aggregiert werden.

Abbildung 34: Räumlicher Index des Gesamtindex, der anzeigt, wo sich Belastungsschwerpunkte durch die Belastungen "Eutrophierung", „Schadstoffe“, „Physische Verluste“ und „Physikalische Störungen“ ergeben. Die Belastungsthemen flossen zu gleichen Gewichtungsanteilen in den Index ein. Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes.



## 6.10 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Karten gaben einen groben Überblick über Problemgebiete, die durch räumliche Überlagerungen verschiedener Belastungen und menschlichen Aktivitäten im bewertungszeitraum auftraten. Dabei konnten verschiedene für die Meeresumwelt relevante Themen analysiert werden. Die Karten zeichneten sich durch eine starke Aussagekraft in Bezug auf die Visualisierung von kumulativen Effekten aus. Durch die Bearbeitung, Analyse und Visualisierung der Daten konnten neue Erkenntnisse über die räumliche Verteilung der Belastungen gezogen werden.

Die Karten können künftig dafür verwendet werden, um abzuleiten, wo ggf. ein besonderes Management sinnvoll sein könnte und wo ggf. eine Entlastung durch räumliche und zeitliche Entzerrung sinnvoll wäre, um die Beeinträchtigung der Meeresumwelt zu minimieren. Diese Schlussfolgerungen könnten bei künftigen Planungen von menschlichen Aktivitäten berücksichtigt werden. Möglich wäre es auch, ähnliche Karten über geplante Vorhaben und voraussichtliche Belastungen zu erstellen, so dass sehr starke räumlich kumulative Belastungen bereits im planerischen Vorfeld so gut wie möglich verhindert werden können. Auf Grundlage der Karten könnte auch eine Ursachenanalyse durchgeführt werden – so beispielsweise auf Grundlage der Verteilung der Schadstoffkonzentrationen.

Zahlreiche anthropogenen Belastungen wurden auf den Karten nicht dargestellt, da entsprechende Daten nicht in geeigneter Form vorlagen oder sie nicht in die regionale Bewertung bei OSPAR eingeflossen waren. Die Gesamtkarte konnte daher nur als erster Ansatzpunkt verstanden werden, einen Gesamtüberblick über die räumliche Belastungssituation zu erhalten. Eine Erweiterung der Analyse von menschlichen Aktivitäten und Belastungen wäre wünschenswert. Beispielsweise könnten menschliche

Aktivitäten und Belastungen, die im Zusammenhang mit Öl- und Gasgewinnung stehen, Gefahren durch Munition, Wracks, Schifffahrt, Einträge von Energie und das Thema Meeresmüll zusätzlich in die Analysen einbezogen werden.

Zu vielen dieser Themen besteht jedoch noch Entwicklungsbedarf in Bezug auf die methodischen Vorgehensweisen, die mit Zusammenarbeit mit Experten erarbeitet werden müssten. Teilweise besteht auch noch Forschungsbedarf im Hinblick auf die räumlichen Entfernungen von Belastungsquellen oder Aktivitäten und die damit verbundenen Stärke der Auswirkungen auf die Umwelt. Dies gilt nicht nur für die oben genannten Beispiele für mögliche zukünftige Belastungsthemen, sondern auch für die in der aktuellen Version des Indexes verwendeten Belastungsthemen. Für die derzeitige Version des Indexes wurden größtenteils Pufferwerte von HELCOM übernommen. Diese wurden jedoch teilweise aus Werten übertragen, die bei Untersuchungen zu Offshore-Windkraftanlagen gewonnen wurden. Die Erstellung speziell angepasster, wissenschaftlich begründeter Puffervorgaben für einzelne Belastungsthemen wäre wünschenswert. Für eine Entwicklung solcher Puffer könnten Informationen aus wissenschaftlichen Veröffentlichungen und aus Umweltverträglichkeitsprüfungen herangezogen werden. Parallel wären vermutlich auch zusätzliche praktische Untersuchungen erforderlich. Ähnliches gilt für die Stärke der Belastungen, für deren Einschätzung detailliertere Informationen hilfreich wären.

In Bezug auf die Datenverfügbarkeit stellte sich bei der Arbeit mit dem Index heraus, dass viele Daten nicht in geeigneter Form, nicht vollständig oder nicht detailliert genug vorlagen. Die Datenspeicherung ist derzeit nicht an die Erfordernisse der MSRL angepasst und es erwies sich daher als schwierig, Informationen über sämtliche Baumaßnahmen erhalten, die sich auf den MSRL-Berichtszeitraum bezogen. Eine Anpassung der Datenspeicherung für künftige Arbeiten wäre daher angeraten. Wichtige Zusatzinformationen wären beispielsweise Daten zur letzten Aktualisierung der Daten, Daten zu Baubeginn, Abschluss der Bauphase und eindeutige Bezeichnungen für einzelne Attribute in den GIS-Dateien. Zudem wäre eine formalisierte Qualitätssicherung sämtlicher Daten, die für die MSRL benötigt werden, wünschenswert, so dass eine Vollständigkeit und Korrektheit der Daten garantiert werden kann. Eine Zusicherung für die Vollständigkeit und Korrektheit der Daten konnte nur von der BfG für die Daten zu Unterbringungen von Baggergut und Baggeraktivitäten gegeben werden. Teilweise wurden leider auch einige Schadstoffdaten, die gemessen wurden, nicht an OSPAR gemeldet. Diese konnten daher nicht in den Index aufgenommen werden.

Ein strukturierter Datenfluss könnte daher helfen, mehr gemessene Daten nutzbar zu machen und für verschiedene Bewertungen und Analysen, die im Kontext der MSRL durchgeführt werden, bereitzustellen.

Nicht betrachtet wurden in der Analyse die Verbreitung von Ökosystemkomponenten. Für eine mögliche Weiterentwicklung des Indexes wäre es daher interessant, Verbreitungsdaten in die Analyse zu integrieren und spezielle Karten für verschiedene Ökosystemkomponenten zu generieren. Auch eine aggregierte Gesamtkarte, die die Ökosystemkomponenten mitberücksichtigte, wäre denkbar.

## 7 Entwicklung von Visualisierungsoptionen für Bewertungsergebnisse im Rahmen der MSRL

Nach den Vorgaben der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie ist es im nationalen Rahmen erforderlich, Bewertungen zu den einzelnen Deskriptoren zu erstellen. Diese Aufgabe wird in Deutschland von unterschiedlichen Arbeitsgruppen geleistet. Dabei steht insbesondere die Bewertung im Fokus, ob der gute ökologische Zustand erreicht worden ist. Nach Abschluss dieser Arbeiten müssen diese Bewertungen in übersichtlicher Art und Weise zusammenfassend dargestellt werden.

Für die Entwicklung von Vorschlägen zur Visualisierung verschiedenster Bewertungsergebnisse wurde recherchiert, welche Darstellungen bereits vorhanden sind, die von anderen Ländern oder regionalen Zusammenschlüssen verwendet bzw. die für eine mögliche Nutzung diskutiert werden. Insbesondere der sogenannte „Pizza-Satelliten-Ansatz“ wurde als Darstellungsmethode in Betracht gezogen, da dieser Ansatz auch in den europäischen Gremien diskutiert wird.

Zudem wurden Kriterien definiert, die für die Visualisierung wichtig sind. Diese wurden auf einem nationalen Workshop zur MSRL noch weiter differenziert und national abgestimmt.

Auf Grundlage der Kriterien wurden vier Vorschläge entwickelt. Dafür wurden teilweise auch Elemente aus unterschiedlichen bereits existierenden Darstellungsmethoden neu kombiniert. Auf Grundlage einiger Diskussionen auf dem Bewertungsworkshop wurden die Vorschläge in Kooperation mit dem Umweltbundesamt noch weiter ausgearbeitet und abgestimmt.

Die konkreten Vorschläge wurden dann wiederum auf dem Bewertungsworkshop diskutiert und national abgestimmt.

### 7.1 Visualisierung von zusammenfassenden Bewertungen

Wichtige Kriterien für eine geeignete zusammenfassende Visualisierung der Einzelergebnisse der Deskriptoren waren Übersichtlichkeit, Verständlichkeit und ein guter Informationsgehalt. Des Weiteren sollte nach Möglichkeit auch dargestellt werden, wenn kein zusammenfassendes Bewertungsergebnis eines Deskriptors oder eines Elementes erhalten werden konnte. Dies kann beispielsweise durch eine unzureichende Datenlage begründet sein. Es sollte außerdem ermöglicht werden, Trends in die Visualisierung zu integrieren.

Für den nationalen Bewertungsworkshop zur Bearbeitung themen- und gremienübergreifender Inhalte des nationalen Textberichtes für die MSRL-Berichtsrunde 2018, der vom 3.-4. Mai 2017 in Berlin stattfand, wurden vier verschiedene Vorschläge unterbreitet und mit einigen abschließenden Änderungen seitens des UBAs dort vorgestellt. Sämtliche Vorschläge bezogen sich hier nur auf die visuelle Darstellung, waren teils exemplarisch und entsprachen damit nicht immer tatsächlichen Bewertungsergebnissen.

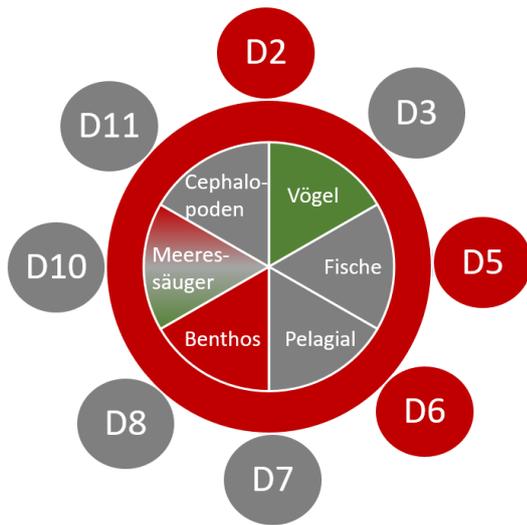
Einer der vorgelegten Vorschläge war, eine in Großbritannien (UK) angewandte Methode (<http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20141203170801/http://chartingprogress.defra.gov.uk/>) auf die deutschen Meeresgebiete zu übertragen. Mittels der zugehörigen Karten (Beispiel in Abbildung 35) können sowohl der Status der Meeresgebiete als auch Trends dargestellt werden. Durch die enthaltenen Symbole wird deutlich und übersichtlich angezeigt, um welche Belastung es sich handelt und wie die entsprechende Einstufung ist. Einige der hier enthaltenen Symbole wurden auch für andere Vorschläge verwendet. Die weiteren drei Vorschläge wurden auf Grundlage einer bei der EU vorgeschlagenen Darstellung (WG GES 2015) erstellt, leicht abgewandelt und enthalten generell noch mehr Informationen.

Abbildung 35: Auf die deutsche Nordsee übertragenes Schema einer von Großbritannien angewandten Methode zur Darstellung einzelner Bewertungsergebnisse in einer Abbildung. Quelle des Originals: <http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20141203170801/>, <http://chartin-progress.defra.gov.uk/>), Hintergrundkarte BSH



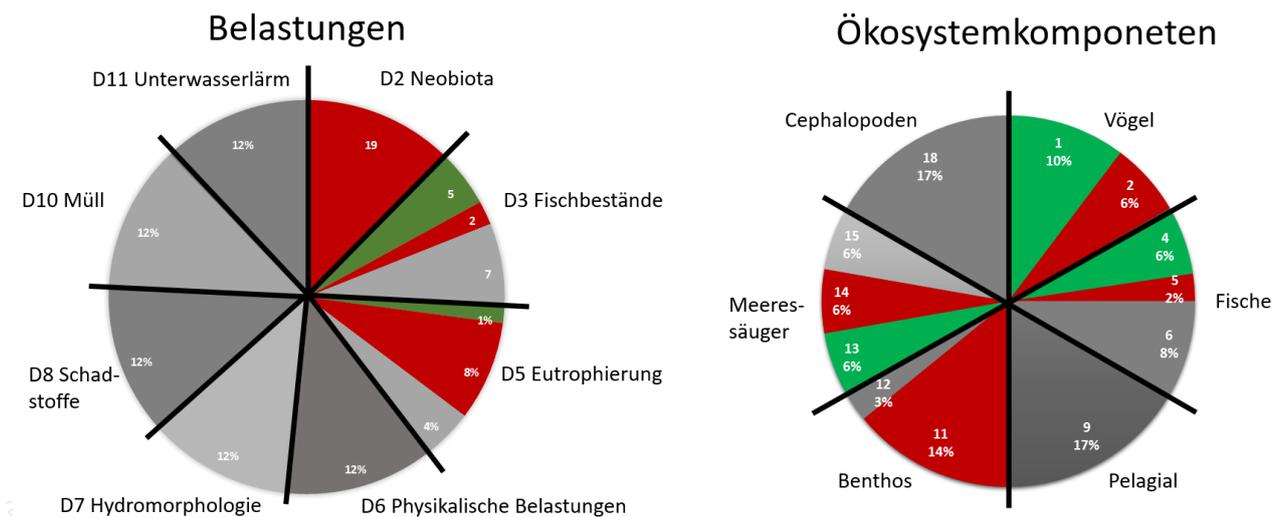
Der zweite Vorschlag entspricht weitgehend dem sogenannten „Pizza-Satelliten-Ansatz“, der in Bewertungsgremien der EU vorgeschlagen wurde (Abbildung 36). Hier wird die Bewertung angezeigt, die am häufigsten vorkommt, und mit einer entsprechenden Farbe markiert (rot für eine schlechte Bewertung, grün für eine gute Bewertung und grau für keine Bewertung). Der äußere Ring um das Kreisdiagramm zeigt die Bewertung der Nahrungsnetze an. Für den Fall, dass es keinen eindeutigen Schwerpunkt für die Bewertungen gibt, können die entsprechenden Farben dargestellt werden. Alternativ kann für die Farbgebung auch ein One-Out-All-Out-Prinzip angewandt werden.

Abbildung 36: Abwandlung eines Vorschlages einer EU- Arbeitsgruppe zur Darstellung von Einzelbewertungen in einer zusammenfassenden Abbildung, Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. Farbschema vorgegeben durchs UBA 2016.



Der dritte Vorschlag ist eine Abwandlung des Pizza-Satelliten-Schemas (Abbildung 37): Hier gibt es noch eine feinere Untergliederung der Bewertungsergebnisse, in dem die einzelnen Anzahlen der bewerteten Aspekte einzeln aufgeführt werden. Zusätzlich werden die jeweiligen Anteile der Bewertungen angegeben. Bei dieser Darstellung gibt es zwei Kreisdiagramme. Es ist aber auch denkbar, die Belastungen als einzelne Kreisdiagramme darzustellen. Dieser Vorschlag wurde auf dem Bewertungsworkshop bei UBA 2017 vorgestellt.

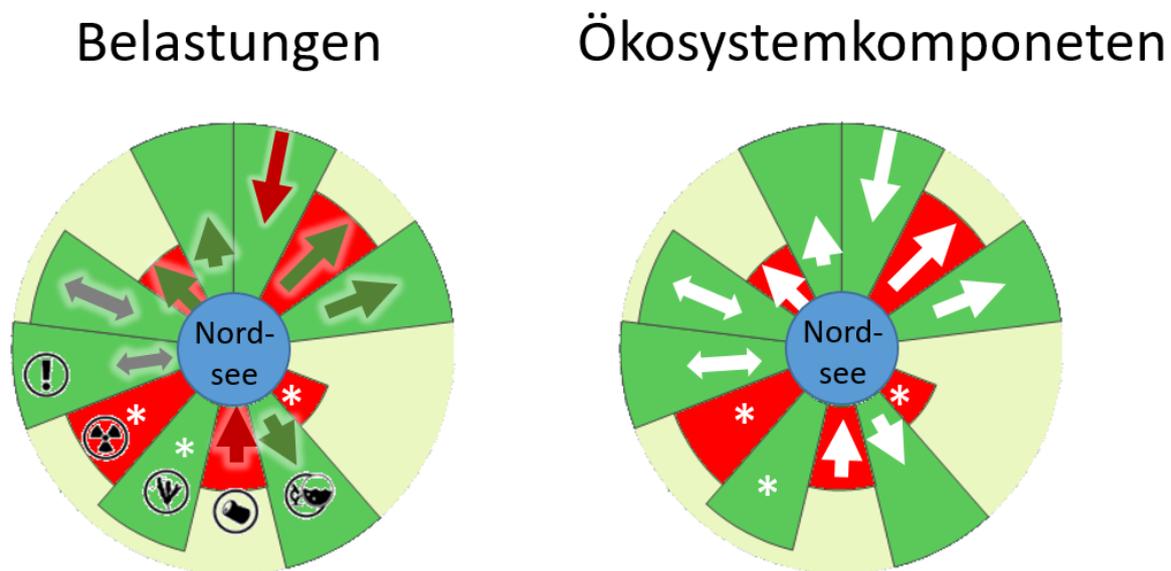
Abbildung 37: Darstellung der einzelnen Bewertungsergebnisse in einem Kreisdiagramm mit konkreten Angaben, Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. Farbschema vorgegeben durchs UBA 2016



Bei dem vierten Vorschlag für zusammenfassende Bewertungen lag der Schwerpunkt auf der Integration der Trendinformationen sowie auf der Einschätzung, wie weit der reale Zustand vom guten Umweltzustand entfernt bzw. wie gut der Umweltzustand ist (Abbildung 38). Zur Abbildung der Trends

werden Pfeile in das Kreisdiagramm eingefügt. Dabei zeigt ein Pfeil in Richtung Kreismitte an, dass es einen negativen Trend gibt. Ein Pfeil zum äußeren Rand des Kreises zeigt an, dass es einen positiven Trend gibt, während die Sternchen andeuten, dass es keine Trendinformationen gibt. Der Umweltzustand wird sowohl durch die Farbe als auch durch die Entfernung zur Mitte verdeutlicht: Grün zeigt einen guten Umweltzustand und Rot einen schlechten Umweltzustand an. Je weiter die farbigen Tortenstücke von der Mitte entfernt sind, desto besser ist der Umweltzustand. Diese Darstellungsmethode lehnt sich an einen Vorschlag an, der im MARMONI-Projekt (<http://marmoni.balticseaportal.net/wp/>) vorgestellt wurde und auch Elemente aus einem von Rockström et al. (2009) publizierten Vorschlag enthält.

Abbildung 38: Alternative Darstellung der Bewertungsergebnisse in einem Kreisdiagramm basierend auf einer Darstellung von Rockström et al. 2009, Graphik erstellt im Rahmen des FuE Projektes. Farbschema vorgegeben durchs UBA 2016



## 7.2 Anwendungen der Visualisierungsvorschläge für die zusammenfassenden Bewertungen

Aufbauend auf den Vorschlägen wurden noch einige kleinere Änderungen vorgenommen und auf dem nationalen Bewertungsworkshop in Berlin am 4. Mai 2017 von Ulrich Claussen vorgestellt. Als Resultat der Diskussion wurde eine Einigung dahingehend erzielt, dass die Methode 3 in der Variante, in der die Belastungen als eigene Kreisdiagramme dargestellt wurden, für die Darstellung des Umweltzustandes sowie ggf. des Grades der erreichten GES verwendet werden sollte. Dabei sollten exemplarisch auch die prozentualen Flächen oder die Anzahl der einzelnen Aspekte in den Kategorien „gut“, „nicht gut“ und „nicht bewertet“ dargestellt werden. Vorschlag 2 sollte zusätzlich verwendet werden, um die Bewertungen auf Deskriptor-Ebene sowie die Trends zu zeigen. Einzelne Aspekte der UK-Methode zur Visualisierung (Abbildung 35) sollten für einen Anhang in eine Tabelle mit den Ergebnissen zu den Indikatoren einfließen.

## 8 Ausblick

Voraussichtlich werden immer mehr Daten und wissenschaftliche Erkenntnisse zu kumulativen Effekten zur Verfügung stehen. Diese Informationen können kontinuierlich weiter in LiACAT eingegeben werden, so dass die Datenbasis immer weiter verbessert werden würde. Die Eingabe der Literaturdaten könnte in einem Team organisiert werden. So könnten auch die Themenfelder erweitert werden und neben den Themen „kumulative Effekte auf Miesmuscheln“, „kumulative Effekte auf Seegraswiesen“ und „kumulative Effekte, die durch Meeresmüll verursacht werden“ könnten kumulative Effekte auf weitere Arten, Artengruppen und Habitate sowie Daten zu weiteren Belastungsthemen eingepflegt werden, so dass schließlich die gesamten Themen der MSRL abgedeckt werden könnte.

Darüber hinaus können die in dem Projektrahmen entwickelten Methoden zur kumulativen Analyse vollständig in LiACAT integriert werden, so dass ein automatischer Datenfluss gewährleistet werden kann. Dazu würden die Literaturdaten direkt mit den einzelnen Analysetools verschnitten werden. Außerdem wäre für eine solche vollständige Verschneidung das Erstellen von Schnittstellen zu anderen Datenbanken, wie beispielsweise Umweltdatenbanken, in der geographische Daten zur Verfügung stehen, sinnvoll.

Eine oder mehrere Visualisierungsmöglichkeiten zur Darstellung der MSRL-Bewertungsergebnisse der Indikatoren und Deskriptoren können ebenfalls in LiACAT eingebaut werden. Hierfür wäre ebenfalls die Erstellung einer Schnittstelle zu den Daten der Bewertungsergebnisse sinnvoll, so dass die Ergebnisse nicht einzeln eingegeben werden müssten.

Das Repertoire an Analysetools für die Bewertung kumulativer Effekte aufgrund anthropogener Belastungen kann auf Grundlage neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse ständig erweitert werden. Auch bereits bestehende Analysetools können angepasst werden. Der modulare Aufbau von LiACAT kann so genutzt werden, dass er sowohl in Bezug auf die Daten als auch in Bezug auf die verwendeten Methoden immer dem neusten Stand der Wissenschaft entspricht.

## 9 Quellenverzeichnis

### 9.1 Quellen Kapitel 3 - 5

- Acha, E. M., Mianza, H. W., Iribarne, O., Gagliardini, D. A., Lasta, C. und Daleo, P. (2003): The role of the Río de la Plata bottom salinity front in accumulating debris. *Marine Pollution Bulletin* 46:197-202.
- Addamo, A. M. Broisch, A., Chaves Montero, M d M, Giorgetti, A., Hanke, G., Molina Jack, M. E., Vinci, M. (2018): Marine litter database. Lessons learned in compiling the first panEuropean beach litter database. JRC Technical Reports. Available at: [[https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC112895/jrcreport\\_mldatabase\\_eur29469\\_final\\_online.pdf](https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC112895/jrcreport_mldatabase_eur29469_final_online.pdf)] 2020.02.06.
- Add-my-Pet (2019): Add-my-Pet Portal - On-line Open-Access Fee-free Scientific Journal. [https://www.bio.vu.nl/thb/deb/deblab/add\\_my\\_pet/](https://www.bio.vu.nl/thb/deb/deblab/add_my_pet/), zuletzt aufgerufen 24.10.2019.
- Aliani S., Molcard A. 2003. Hitch-hiking on floating marine debris: macrobenthic species in the Western Mediterranean Sea. *Hydrobiologia*, 503 (1-3): 59-67
- Andersen, J.H., Murray, C., Larsen, M.M., Green, N., Hogasen, T., Dahlgren, E., Garnaga-Buche, G. Gustavson, K., Haarich, M., Kallenbach, E.M.F., Mannio, J., Strand, J. & S. Korpinen (2016): Development and testing of a prototype tool for integrated assessment of chemical status in marine environments. *Environ. Monit. Assess.* 188: 115.
- BLANO (2011): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – Anfangsbewertung der deutschen Ostsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie: 1-97. (Aktualisierung nach Öffentlichkeitsbeteiligung, Stand 13. Juli 2012)
- BLANO (2011): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie: 1-96. (Aktualisierung nach Öffentlichkeitsbeteiligung, Stand 13. Juli 2012)
- BLANO (2011): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – Beschreibung eines guten Umweltzustands für die deutsche Ostsee: 1-67. (Aktualisierung nach Öffentlichkeitsbeteiligung, Stand 13. Juli 2012)
- BLANO (2011): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – Beschreibung eines guten Umweltzustands für die deutsche Nordsee: 1-67. (Aktualisierung nach Öffentlichkeitsbeteiligung, Stand 13. Juli 2012)
- BLANO (2011): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie –Festlegung von Umweltzielen für die deutsche Ostsee:1-49. (Aktualisierung nach Öffentlichkeitsbeteiligung, Stand 13. Juli 2012)
- BLANO (2011): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie –Festlegung von Umweltzielen für die deutsche Nordsee:1-49. (Aktualisierung nach Öffentlichkeitsbeteiligung, Stand 13. Juli 2012)
- BMU (2019a): Zustand der deutschen Ostseegewässer 2018 Aktualisierung der Anfangsbewertung nach § 45c, der Beschreibung des guten Zustands der Meeresgewässer nach § 45d und der Festlegung von Zielen nach § 45e des Wasserhaushaltsgesetzes zur Umsetzung der MeeresstrategieRahmenrichtlinie. [<https://www.meeresschutz.info/berichte-art-8-10.html>]
- BMU (2019b): Zustand der deutschen Nordseegewässer 2018 Aktualisierung der Anfangsbewertung nach § 45c, der Beschreibung des guten Zustands der Meeresgewässer nach § 45d und der Festlegung von Zielen nach § 45e des Wasserhaushaltsgesetzes zur Umsetzung der MeeresstrategieRahmenrichtlinie. [<https://www.meeresschutz.info/berichte-art-8-10.html>]
- Browne M. A., Ayake A., Galloway T. S., Lowe D. M., Thompson R. C. 2008. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*, 42: 5026-5031
- Bravo Rebolledo E. L., Van Franeker J. A., Jansen O. E., Brasseur S. M.J.M. (2013): Plastic ingestion by harbour seals (*Phoca vitulina*) in The Netherlands. *Marine Pollution Bulletin* 67 (2013) 200–202.
- Burkholder, J. M., Tomasko, D. A. und Touchette, B. W. (2007): Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350: 46-72.
- Cabaco, S., Machás, R., Vierra, V. und Santos, R. (2008): Impacts of urban wastewater discharge on seagrass meadows (*Zostera noltii*), Estuarine, Coastal and Shelf Science 78: 1-13.
- Cadee G.C. 2002. Seabirds and floating plastic debris. *Marine Pollution Bulletin*, 44 (11)
- Chesworth, J.C., Donkin, M. E. and Brown, M. T. (2004): The interactive effects of the antifouling herbicides Irgarol 1051 and Diuron on the seagrass *Zostera marina* (L.). *Aquatic Toxicology*, 66: 293-305

- Clemens, T., Bednarova, Z. und Hartwig, E. (2011): Zur Strandmüllbelastung der Inseln Mellum und Minsener Oog. [<http://www.mellumrat.de/wp-content/uploads/2015/07/TCL-Muell-B1-H1.pdf>] online at 09.10.2017
- Schulz M., Krone R., Dederer G., Wätjen K., Matthies M. (2015): Comparative analysis of time series of marine litter surveyed on beaches and the seafloor in the southeastern North Sea. *Marine Environmental Research* 106: 61-67.
- Do, V. T., de Montaudouin, X., Blanchet, H. und Lavesque, N. (2012): Seagrass burial by dredged sediments: Benthic community alteration, secondary production loss, biotic index reaction and recovery possibility, *Marine Pollution Bulletin* 64: 2340-2350.
- Eilers, S. (2021): Analysis and assessment of cumulative effects of anthropogenic pressures on ecosystem components. PhD thesis at the University of Oldenburg. [<http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:gbv:715-oops-51395>]
- Eilers, S., Raabe, T., Ardelean, A., Dürselen, C-D., Burgmer, T., Dierschke, V., Hill, K., Hill, R., Burkhard, B., Hertz-Kleptow, C. (2014): Entwicklung eines Konzeptes zur kumulativen Bewertung anthropogener Belastungen im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL). Endbericht des F&E Projektes FKZ 371125216
- Eilers, S. Ardelean, A. Raabe, T. (2017): Kumulative Bewertung des Umweltzustandes nach der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. *Wasser und Abfall* 7-8: 12-18.
- Eriksson C., Burton H. 2003. Origins and Biological Accumulation of Small Plastic Particles in Fur Seals from Macquarieland. *Ambio*, 32 (6) :380-384
- EU (2017): Beschluss (EU) 2017/848 Der Kommission vom 17. Mai 2017 zur Festlegung der Kriterien und methodischen Standards für die Beschreibung eines guten Umweltzustands von Meeresgewässern und von Spezifikationen und standardisierten Verfahren für die Überwachung und Bewertung sowie zur Aufhebung des Beschlusses 2010/477/EU. Online at [<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32017L0845>]
- Fangel, K., Baerum, K. M., Christensen-Dalsgaard, S., Aas, Ø. Und Anker-Nilssen, T. A. (2016): Incidental bycatch of northern fulmars in the small-vessel demersal longline fishery for Greenland halibut in coastal Norway 2012–2014. *ICES Journal of Marine Science* 74 (1): 332-342.
- Fischer H. (1986): Influence of temperature, Salinität, and oxygen on the cadmium balance of mussels *Mytilus edulis*. *Marine Ecology-progress Series*, 32 (2-3):265-278.
- Folt, C. L., Chen, C. Y., Moore, M. V. and Burnaford, J. (1999): The effects of multiple stressors on freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 44 (3): 864-877.
- Fowler C. W. (1987): Marine Debris and Northern Fur Seals: a Case Study. *Marine Pollution Bulletin*, Vol 18, No, 6: 326-335.
- Graham, N., Hareide, N-R., Large, P.A. MacMullen, P., Mulligan und M., Randall, P.J. (2009): Recuperation of fishing nets lost or abandoned at sea. Final Report. FISH/2006/15/Lot No.5 [[https://ec.europa.eu/fisheries/sites/fisheries/files/docs/body/fishing\\_nets\\_part1\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/fisheries/sites/fisheries/files/docs/body/fishing_nets_part1_en.pdf)] online at 09.10.2017.
- Gregory (2009): Environmental implications of plastic debris in marine settings entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*. Jul 27, 2009; 364(1526): 2013–2025. doi: 10.1098/rstb.2008.0265.
- Halpern, B. S., Walbridge, S. Selkoe, K., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Casey, J. F., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heineemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R. and Watson, R. (2008): A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319 (5865): 948-952.
- HELCOM a (2017): Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM. 1-381. [<http://helcom.fi/Documents/Action%20areas/Monitoring%20and%20assessment/Manuals%20and%20Guidelines/Manual%20for%20Marine%20Monitoring%20in%20the%20COMBINE%20Programme%20of%20HELCOM.pdf>] online at 09.10.2017.
- HELCOM b (2017): Method for the BSII assessment. Document for the HELCOM SPICE Workshop on the pressure and impact assessment of HOLAS II using the Baltic Sea Impact Index. [<https://portal.helcom.fi/meetings/HELCOM%20SPICE%20BSII%20WS%202017-427/MeetingDocuments/Document%20Method%20for%20the%20BSII%20assessment.pdf>] online at 09.10.2017.
- HELCOM c (2017): First Version of the 'State of the Baltic Sea' Report – June 2017. [[http://stateofthebalticsea.helcom.fi/wp-content/uploads/2017/07/HELCOM\\_State-of-the-Baltic-Sea\\_First-version-2017.pdf](http://stateofthebalticsea.helcom.fi/wp-content/uploads/2017/07/HELCOM_State-of-the-Baltic-Sea_First-version-2017.pdf)] online at 09.10.2017.

- HELCOM d (2017): The assessment of cumulative impacts using the Baltic Sea Pressure Index and the Baltic Sea Impact Index -supplementary report to the first version of the HELCOM 'State of the Baltic Sea' report 2017. Available at: <http://stateofthe-balticsea.helcom.fi/about-helcom-and-the-assessment/downloads-and-data/>
- HELCOM (2018): State of the Baltic Sea - Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155. [\[www.helcom.fi/baltic-sea-trends/holistic-assessments/state-of-the-baltic-sea-2018/reports-and-materials/\]](http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/holistic-assessments/state-of-the-baltic-sea-2018/reports-and-materials/)
- Jong Yd, Kouwenberg J, Boumans L, Hussey C, Hyam R, Nicolson N, Kirk P, Paton A, Michel E, Guiry M, Boegh P, Pedersen H, Enghoff H, Raab-Straube Ev, Güntsch A, Geoffroy M, Müller A, Kohlbecker A, Berendsohn W, Appeltans W, Arvanitidis C, Vanhoorne B, Declerck J, Vandepitte L, Hernandez F, Nash R, Costello M, Ouvrard D, Bezar-Falgas P, Bourgoïn T, Wetzel F, Glöckler F, Korb G, Ring C, Hagedorn G, Häuser C, Aktaç N, Asan A, Ardelean A, Borges P, Dhora D, Khachatryan H, Malicky M, Ibrahimov S, Tuzikov A, Wever AD, Moncheva S, Spassov N, Chobot K, Popov A, Boršić I, Sfenthourakis S, Kõljalg U, Uotila P, Olivier G, Dauvin J, Tarkhishvili D, Chaladze G, Tuerkay M, Legakis A, Peregovits L, Gudmundsson G, Ólafsson E, Lysaght L, Galil B, Raimondo F, Domina G, Stoch F, Minelli A, Spungis V, Budrys E, Olenin S, Turpel A, Walisch T, Krpach V, Gambin M, Ungureanu L, Karaman G, Kleukers R, Stur E, Aagaard K, Valland N, Moen T, Bogdanowicz W, Tykarski P, Węśławski J, Kędra M, Frias Martins Ad, Abreu A, Silva R, Medvedev S, Ryss A, Šimić S, Marhold K, Stloukal E, Tome D, Ramos M, Valdés B, Pina F, Kullander S, Telenius A, Gonseth Y, Tschudin P, Sergejeva O, Vladymyrov V, Rizun V, Raper C, Lear D, Stoev P, Penev L, Rubio A, Backeljau T, Saarenmaa H, Ulenberg S (2015): PESI - a taxonomic backbone for Europe. *Biodiversity Data Journal* 3: e5848: 1-51. <https://doi.org/10.3897/bdj.3.e5848>
- Kaitala, S. (1988): Multiple toxicity and accumulation of heavy metals in two bivalve mollusc species. *Water Science and Technology*, 20 (6-7): 23-32.
- Katsanevakis S., Verriopoulos G., Nicolaidou A., Thessalou-Legaki M. 2007. Effect of marine litter on the benthic megafauna of coastal soft bottoms: A manipulative field experiment. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (6): 771-778
- Kühn, S., Rebolledo, E. L. B. und van Franeker, J. A. (2015): Deleterious Effects of Litter on Marine Life. In: *Marine anthropogenic litter*. Springer, New York: 75-116
- Kühn S., van Franeker J. A. 2012. Plastic ingestion by the northern fulmar (*Fulmarus glacialis*) in Iceland. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 1252-1254
- Kooijman, S. A. L. M. (2010): *Dynamic Energy Budget Theory for metabolic organisation*. Third edition. Cambridge University Press, Cambridge, ISBN 978-0-521-13191-9: 1- 514.
- Leslie, H.A., Van Velzen, M.J.M. & Vethaak, A.D. 2013. Microplastic survey of the Dutch environment - Novel data set of microplastics in North Sea sediments, treated wastewater effluents and marine biota. IVM Institute for Environmental Studies Final Report R-13/11, Free University, Amsterdam.
- Lusher, A.L., McHugh, M. & Thompson, R.C. 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel,. *Marine Pollution Bulletin* 67: 94-99.
- Minchin D. 1996. Tar Pellets and Plastics as Attachment Surfaces for Lepadid Cirripedes in the North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 32 (12): 855-859.
- Molinos, J. G. and Donohue, I. (2010): Interactions among temporal patterns determine the effects of multiple stressors. *Ecological applications*, 20 (7): 1794-1800.
- MSRL, Europäische Kommission (2008): Directive 2008/56/EC of the European Parliament action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). Official Journal of the European Union L164, 19–40. Compilation and assessment of selected anthropogenic pressures in the context of the Marine Strategy Framework Directive
- Much-Petersen, S. und Kristensen, P. S. (2001): On the dynamics of the stocks of blue mussels (*Mytilus edulis* L.) in the Danish Wadden Sea. *Hydrobiologia* 465:31-43.
- Moser M. L., Lee D. S. 1992. A fourteen-year survey of plastic ingestion by western North Atlantic seabirds. *Colonial Waterbirds*, 15 (1): 83-94
- Munoz, P. D., Murillo, F. J. Sayago-Gil, M., Serrano, A., Laporta, M. Otero, I. und Gómez, C. (2011): Effects of deep-sea bottom longlining on the Hatton Bank fish communities and benthic ecosystem, north-east Atlantic, *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 91:939-952.

- Neumann, D., Callis, U. und Matthies, M. (2014): Marine litter ensemble transport simulations in the southern North Sea. *Marine Pollution Bulletin* 86 (1-2): 219-228.
- NOAH-Projekt (2017): <https://www.noah-project.de/>
- Ralph, P.J., Tomasko, D., Moore, K., Seddon, S., Macinnis-Ng, C.M.O.: (2006): Human impacts on seagrasses: eutrophication, sedimentation, and contamination. In: Larkum, A.W.D., Orth, R.J., Duarte, C.M. (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, the Netherlands, pp. 567–593.
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F.S. Chapin, III, E.F. Lambin, T.M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H.J. Schellnhuber, B. Nykvist, C.A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P.K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R.W. Corell, V.J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, and J.A. Foley, 2009: A safe operating space for humanity. *Nature*, 461, 472-475, [doi:10.1038/461472a](https://doi.org/10.1038/461472a).
- Rohatgi, A. (2019): WebPlotDigitizer - Web and desktop software for semi-automatic extraction of data from images of charts, maps etc. <https://automeris.io/WebPlotDigitizer>, zuletzt aufgerufen 24.10.2019.
- Saraiva, S., van der Meer, J.Kooijman, S.A.L.M., Witbaarrd, R., Philipart, C.J.M., Hippler, D. and Parker, R. (2012): Validation of a Dynamic Energy Budget (DEB) model for the blue mussel *Mytilus edulis*. *Marine Ecology Progress*, 463: 141-158.
- Schanz, A., Polte, P. und Asmus (2002): Cascading effects of hydrodynamics on an epiphyte-grazer system in intertidal seagrass beds of the Wadden Sea. *Marine Biology* 141:287-297.
- Schipper C. A., Lahr J., van den Brink P. J., George S. G., Hansen P.-D., de Assis H. C. da Silva, van der Oost R., Thain J. E., Livingstone D., Mitchelmore C., van Schooten F.-J., Ariese F., Murk A. J., Grinwis G. C. M., Klamer H., Kater B. J., Postma J. (2009): A retrospective analysis to explore the applicability of fishbiomarkers and sediment bioassays along contaminated Salinität transects. *Ices Journal of Marine Science*, 66 (10):2089-2105.
- Siedentop, S. (2005): Kumulative Umweltauswirkungen in der strategischen Umweltprüfung. In *Handbuch der UVP*, Lfg. 5/05, XI/05: 1-65
- Schrey E., Vauk G.J.M. (1987): Records of Entangled Gannets (*Sula bassana*) at Helgoland, German Bight . *Marine Pollution Bulletin*, 18 (6B) :350-352
- Schulz, M., Neumann, D., Fleet, D.M., Matthies, M., 2013. A multi-criteria evaluation system for marine litter pollution based on statistical analyses of OSPAR beach litter monitoring time series. *Mar. Environ. Res.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.08.013>
- Tarpley R. J., Marwitz S. 1993. Plastic debris ingestion by cetaceans along th Texas coast. *Aquatic Mammals*, 19 (2): 93-98
- Thomsen, J., Casties, I, Pansch, C. und Körtzinger, A. (2013): Food availability outweighs ocean acidification effects in juvenile *Mytilus edulis*: laboratory and field experiments. *Global Change Biology* 19:1017-1027.
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M. & Janssen, C.R. 2012. Occurrence of microplastics in mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) collected along the French-Belgian-Dutch coast. p 88 in: Mees, J. & Seys, J. (Eds). 2012. *Book of abstracts - VLIZ Young Scientists? Day*. Brugge, Belgium, 24 February 2012. VLIZ Special Publication 55. Flanders Marine Institute (VLIZ): Oostende, Belgium. xi + 150p.
- van Franeker J. A. 1985. Plastic Ingestion in the North Atlantic Fulmar. *Marine Pollution Bulletin*, 16: 367-369
- van Franeker J. A., Blaize C., Danielsen J., Fairclough K., Gollan J., Guse N., Hansen P.-L., Heubeck M., Jensen J.-K., Le Guillou G., Olsen B., Olsen K.-O., Pedersenm J., Stienen E. W.M., Turner D. M. (2011): Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea.. *Environmental Pollution*, 159: 2609-2615
- Vercauteren, K. and Blust, R. (1999): Uptake of cadmium and zinc by the mussel *Mytilus edulis* and inhibition by calcium channel and metabolic blockers. *Marine Biology*, 135 (4): 615-626.
- Votier S.C., Archibald K., Morgan G., Morgan L. 2011. The use of plastic debris as nesting material by a colonial seabird and associated entanglement mortality. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (1): 168-172
- Warnke, M., Hachtmann, M. und Schäfer, E. (2017): Daten zu menschlichen Aktivitäten und anthropogenen Belastungen – Evaluierung der Datenverfügbarkeit und –qualität mit Abschluss-Workshop. MDI-DE

Weimer-Jehle, W. (2008): Cross-impact balances – Applying pair interaction systems and multi-value Kauffman nets to multidisciplinary systems analysis. *Physica A.*, 387 (14): 3689-3700.

WG GES (2015): Common Implementation Strategy - Review of the GES Decision 2010/477/EU and MSFD Annex III – cross-cutting issues (Version 4). Workshop document prepared by DG Environment GES\_13-2015-02 [<https://circabc.europa.eu/>] online at 09.10.2017

Wikner J. und Andersson, A. (2012): Increased freshwater discharge shifts the trophic balance in the coastal zone of the northern Baltic Sea. *Global Change Biology*, 18: 2509-2519.

Zhang, Q., Yang, L. Y. and Wang, W. X. (2011): Bioaccumulation and trophic transfer of dioxins in marine copepods and fish. *Environmental Pollution*, 159 (12): 3390-3397.

## 9.2 Quellen Kapitel 6

BMUB/ UBA (2016): Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015. Bonn, Dessau. [<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/die-wasserrahmenrichtlinie-deutschlands-gewaesser>]

BMU (Hrsg.) (2018): Zustand der deutschen Nordseegewässer 2018 – Aktualisierung der Anfangsbewertung nach § 45c, der Beschreibung des guten Zustands der Meeresgewässer nach § 45d und der Festlegung von Zielen nach § 45e des Wasserhaushaltsgesetzes zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. [[https://dmkn.de/wp-content/uploads/2018/03/2018\\_Zustand\\_Nordsee\\_Entwurf\\_.pdf](https://dmkn.de/wp-content/uploads/2018/03/2018_Zustand_Nordsee_Entwurf_.pdf)] abgerufen am 06.11.2018

BMU (Hrsg.) (2019): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Aktualisierung der Überwachungsprogramme (Meeresmonitoring) gemäß § 45 Abs 1 WHG zur Umsetzung von Art. 11 MSRL. Teil A: Monitoring-Rahmenkonzept. [<https://www.meeresschutz.info/oeffentlichkeitsbeteiligung.html>]

Brockmann, U., Topcu, D., Schütt, M., Leujak, W., 2017: Third assessment of the eutrophication status of German 32 coastal and marine waters 2006–2014 in the North Sea according to the OSPAR Comprehensive Procedure. 33 Universität Hamburg, Umweltbundesamt, 108 Seiten. 34 [[http://www.meeresschutz.info/oeffentlichkeitsbeteiligung.html?file=files/meeresschutz/berichte/art8910/zyklus135%208/doks/HD\\_Nordsee\\_Dritte\\_Anwendung\\_COMP\\_DE\\_Gewaesser.pdf](http://www.meeresschutz.info/oeffentlichkeitsbeteiligung.html?file=files/meeresschutz/berichte/art8910/zyklus135%208/doks/HD_Nordsee_Dritte_Anwendung_COMP_DE_Gewaesser.pdf)]

BSH (2018): CONTIS Facilities – Kartendienste des BSH [[https://linwiki-gdi60.bsh.de/wiki/index.php/CONTIS\\_Facilities](https://linwiki-gdi60.bsh.de/wiki/index.php/CONTIS_Facilities)] und [[www.geoseaportal.de](http://www.geoseaportal.de)]

EU (2017): Beschluss (EU) 2017/848 Der Kommission vom 17. Mai 2017 zur Festlegung der Kriterien und methodischen Standards für die Beschreibung eines guten Umweltzustands von Meeresgewässern und von Spezifikationen und standardisierten Verfahren für die Überwachung und Bewertung sowie zur Aufhebung des Beschlusses 2010/477/EU. Online at [<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32017L0845>]

Halpern, B. S., Walbridge, S. Selkoe, K., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Casey, J. F., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heineemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R. and Watson, R. (2008): A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319 (5865): 948-952.

HELCOM (2016): Method comparison of HELCOM and OSPAR MIME indicator assessment protocols. [<https://portal.helcom.fi/meetings>]

HELCOM (2018a): The assessment of cumulative impacts using the Baltic Sea Pressure Index and the Baltic Sea Impact Index - supplementary report to the HELCOM 'State of the Baltic Sea' report. [http://www.helcom.fi/Documents/HELCOM\\_Thematic-assessment-of-cumulative-impacts-on-the-Baltic-Sea-2011-2016\\_pre-publication.pdf](http://www.helcom.fi/Documents/HELCOM_Thematic-assessment-of-cumulative-impacts-on-the-Baltic-Sea-2011-2016_pre-publication.pdf)

HELCOM (2018b): The use of the data on dredging/depositing operations at sea to assess damage to the sea floor in the Baltic Sea. <https://portal.helcom.fi/meetings/>

HELCOM (2019): Kartenserver auf <http://maps.helcom.fi/website/mapservice/index.html>, zuletzt aufgerufen 24.10.2019

ICES (2016): OSPAR assessment using data extracted from DOME on 17 November 2016. Online available at: <http://dome.ices.dk/OSPARMIME/main.html>.

Klamer, J. C. Hegeman, W. J. M. und Smedes, F. (1990): Comparison of grain size correction procedures for organic micropollutants and heavy metals in marine sediments. *Hydrobiologia* 2008: 213-220.

- Kohlus, J. und Küpper, H. (1998): Umweltatlas Wattenmeer. Band I Nordfriesisches und Dithmarsches Wattenmeer. Ulmer Verlag, Stuttgart. 270 Seiten.
- Krumgalz, B. S., Fainshtein, G. und Cohen, A. (1992): Grain size effect on anthropogenic trace metal and organic matter distribution in marine sediments. *The Science of the Total Environment*, 116: 15-30.
- Li, G., Cao, Z., Lan, D., Xu, J, Wang, S. und Yin, W. (2007): Spatial variations in grain size distribution and selected metal contents in the Xiamen Bay, China. *Environ Geol* 52: 1559-1567.
- MSRL-Bericht 2018: <https://www.meeresschutz.info/oeffentlichkeitsbeteiligung.html>
- NOAH-Projekt (2017): <https://www.noah-project.de/>
- OSPAR (2008): CEMP Assessment manual - Co-ordinated Environmental Monitoring Programme Assessment Manual for contaminants in sediment and biota. Monitoring and Assessment Series. 1-39
- OSPAR (2009): Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area Second OSPAR Integrated Report. Second Integrated Report on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area.
- OSPAR (2017): Intermediate Assessment. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/>
- OSPAR (2018): OSPAR – Common Biodiversity Indicators Extent of Physical Damage to predominant and special habitats (BH3) - JAMP Guidelines [[http://incc.defra.gov.uk/Docs/bh3\\_jamp\\_160515\\_v1\\_0.docx](http://incc.defra.gov.uk/Docs/bh3_jamp_160515_v1_0.docx)]
- Schmolke, S. (2009): Kapitel „Metalle“ in BSH Bericht „System Nordsee – Zustand 2005 im Kontext langzeitlicher Entwicklungen“, Editor Loewe, P. 270 Seiten.
- Schwarzer, K., B. Bohling & C. Heinrich (2014): Submarine hard bottom substrates in the western Baltic Sea – human impact versus natural development. *Journal of Coastal Research* SI 70: 145 – 150
- Xingru Zhao, Binghui Zheng, Yanwen Qin, Lixin Jiao und Lei Zhang (2010): Grain size effect on PBDE and PCB concentrations in sediments from the intertidal zone of Bohai Bay, China. *Chemosphere* 81: 1022-1026