

Sozioökonomische Analyse der Leistungen mariner und Küstenökosysteme der deutschen Ostsee

Februar 2024

Elsa Maria Cardona Santos

Im Auftrag von
Rewilding Oder Delta e. V.

INHALTSVERZEICHNIS

1. EINLEITUNG	1
2. ERFASSUNG DER ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN DER OSTSEE	4
3. SANDHABITATE	9
4. SEEGRASWIESEN	12
5. SALZGRASLÄNDER	15
6. GEOGENE RIFFE	18
7. DISKUSSION	20
8. FAZIT	26
LITERATUR	27
ANHANG	39

1. EINLEITUNG

Die Ostsee: Herausforderungen und Chancen für Umwelt, Wirtschaft und Gesellschaft

Die Ostsee ist ein halbgeschlossenes Meer mit über 328 Lebensraumtypen und 2700 makroskopischen Arten sowie zahlreichen mikroskopischen Arten (HELCOM, 2013; HELCOM, 2018a). Diese spielen eine wichtige Rolle bei der Unterstützung vielfältiger Funktionen, die wiederum wesentliche Treiber des Wohlbefindens der Region sind (Inácio et al., 2020; Ahtiainen et al., 2013, 2019).

Die Ostsee zählt zu den am stärksten genutzten und befahrenen Meeresgebieten weltweit (Madjidian et al., 2013). Neben dem maritimen Transport ermöglicht sie eine breite Palette wirtschaftlicher Aktivitäten (HELCOM, 2018b), darunter Fischerei, Aquakultur, Tourismus sowie die Erzeugung erneuerbarer und nicht-erneuerbarer Energien. Damit unterstützt die Ostsee auch indirekt viele verschiedene Wirtschaftssektoren.

Die Lebensräume der Ostsee und ihre Artenvielfalt werden von etwa 85 Millionen Menschen in 14 Ländern beeinflusst (Voss et al., 2017). Die Aktivitäten der Menschen, sowohl im Meer (wie Schifffahrt und Fischerei) als auch an Land (wie intensive Landwirtschaft), haben erhebliche Auswirkungen auf die Lebensräume der Ostsee mit großen ökologischen und wirtschaftlichen Konsequenzen (Voss et al., 2017).

Trotz ihrer wichtigen Rolle für Umwelt, Wirtschaft und Kultur wird die Ostsee immer stärker vom Klimawandel und dem Rückgang der Artenvielfalt betroffen. Hauptursachen dafür sind Überdüngung, Verschmutzung, Landnutzung und übermäßige Ressourcengewinnung (HELCOM 2023). Die gesamte Auswirkung dieser Einflüsse beeinträchtigt die Fähigkeit der Ökosysteme, Beiträge zum menschlichen Wohlergehen zu leisten (Hasler et al., 2016), sogenannte "Ökosystemleistungen" (ÖSL) (de Groot et al., 2010a). Dies gefährdet die Lebensgrundlagen der Küstengemeinschaften sowie die sozioökonomischen Systeme der betroffenen Anrainer-Staaten (Hasler et al., 2016).

Es sind grundlegende Veränderungen in allen Bereichen der Wirtschaft und Gesellschaft erforderlich, die mit der Ostsee in Kontakt stehen oder sie beeinflussen. Dazu gehören Maßnahmen zur Wiederherstellung und zum Schutz der Ökosysteme, um ihre Widerstandsfähigkeit zu stärken und negative Auswirkungen zu reduzieren (HELCOM 2023).

Ziele zur Wiederherstellung von Ökosystemen und ihren Leistungen

Mit der UN-Dekade zur Wiederherstellung von Ökosystemen von 2021 bis 2030 fordern die Vereinten Nationen dazu auf, die fortschreitende Verschlechterung und Zerstörung von Ökosystemen weltweit zu stoppen und geschädigte Ökosysteme wiederherzustellen. Im Dezember 2022 wurde mit dem „Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework“ (GBF) eine neue globale Vereinbarung zum Schutz der Natur verabschiedet. Diese beinhaltet das Ziel, 30 Prozent der geschädigten Ökosysteme an Land und im Meer bis 2030 zu renaturieren (Ziel 2). Auf EU-Ebene soll das Gesetz zur Wiederherstellung der Natur alle Mitgliedstaaten dazu verpflichten, zerstörte Natur wieder in einen guten ökologischen Zustand zu versetzen, um so die Bereitstellung von ÖSL zu sichern.

In Deutschland gibt es momentan keine bundesweit verbindlichen Vorschriften zur Wiederherstellung von Ökosystemen. Die geplante EU-Verordnung soll jedoch das Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK) ergänzen, um den allgemeinen Zustand der Ökosysteme zu verbessern und ihre Widerstandsfähigkeit sowie klimaschützende Funktionen zu stärken. Der Ziele- und Maßnahmenkatalog der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt (NBS) 2030, der derzeit als Entwurf vorliegt, schlägt ebenfalls ein Handlungsfeld und ein Ziel für die Wiederherstellung von Ökosystemen vor. Dieses Ziel sieht vor, bis 2030 in mindestens 30 Prozent der Land- und Meeresfläche Deutschlands Maßnahmen zur Wiederherstellung einzuleiten.

Die unterschätzte Rolle mariner Ökosystemleistungen

Die wichtige Rolle funktionierender Ökosysteme für das menschliche Wohlbefinden wird oft übersehen oder unterschätzt und findet in der Planung und Entscheidungsfindung nicht ausreichend Beachtung (HELCOM 2023). Um Ökosysteme nachhaltig zu nutzen, ist es entscheidend, die Verbindungen und dynamischen Beziehungen zwischen ökologischen und sozioökonomischen Systemen zu berücksichtigen (Hattam et al. 2015; Atkins et al., 2011; Borja et al., 2010). Dazu gehört auch, dass verschiedene Interessengruppen über die Bedeutung der ÖSL informiert sind (Hattam et al. 2015), damit sie diese in ihre Entscheidungen einbeziehen können.

Die maritime Politik der Europäischen Union einschließlich der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) und der Richtlinie über die räumliche Planung im maritimen Bereich (MSPD) hat die Anwendung des ÖSL-Ansatzes im Bereich des Meeresschutzes, der Verwaltung und der Planung angenommen. Gemäß der MSRL müssen die Meeresstrategien aller EU-Mitgliedstaaten die nachhaltige Nutzung von Meeresgütern und ÖSL ermöglichen und gleichzeitig gesunde marine Ökosysteme als Grundlage für die Bereitstellung von ÖSL erhalten. Ein weiteres Ziel besteht darin, die Verschlechterung der marinen ÖSL zu verhindern.

Von der Forschung zur Umsetzung

Die Studie von Drakou und Kolleg:innen aus dem Jahr 2018 verdeutlicht, dass zahlreiche wissenschaftliche Untersuchungen, welche die ÖSL von Meeren und Küsten in Europa bewerten, zwar Entscheidungsträger informieren, jedoch nur selten zu einer tatsächlichen Umsetzung der Ergebnisse oder einer Beeinflussung von Entscheidungen geführt haben. Zu den Herausforderungen gehören das Fehlen eines gemeinsamen Verständnisses für das Konzept der ÖSL, Lücken in Daten und Wissen, Schwierigkeiten bei der Berücksichtigung der Komplexität mariner sozioökologischer Systeme und eine unvollständige Einbeziehung der Interessengruppen. Diese Erkenntnisse unterstreichen die Notwendigkeit einer fortlaufenden Beteiligung derjenigen, die von den ÖSL profitieren, eines umfassenden Wissens über marine sozioökologische Systeme und einer besseren Aufklärung der Öffentlichkeit. Veränderungen an der Schnittstelle von Wissenschaft, Politik und Praxis sind entscheidend, um eine solide wissenschaftliche Grundlage für das Management der europäischen marinen Ökosysteme zu schaffen.

Bisher gibt es nur wenige umfassende Bewertungen von ÖSL. Es ist wichtig, weitere Anstrengungen zu unternehmen, um die Verbindung zwischen menschlichen Aktivitäten, ihrem Einfluss auf die Prozesse und Funktionen der Ökosysteme sowie den Auswirkungen auf die Bereitstellung von ÖSL genauer zu untersuchen (Kuhn et al. 2021). Die Beteiligung von Interessengruppen von Kuhn und Kolleg:innen im Jahr 2021 hat gezeigt, dass politische Entscheidungsträger:innen das Konzept der ÖSL als zu theoretisch betrachten und ihm wenig praktischen Nutzen zuschreiben. Um den Einsatz des ÖSL-Ansatzes in der maritimen Planung und Politik zu stärken, ist es erforderlich, Forschungslücken anzugehen und die Kommunikation zu verbessern, um die Verbindung zwischen Forschung und Entscheidungsfindung zu vertiefen (Kuhn et al. 2021).

Analyse der wirtschaftlichen und sozialen Auswirkungen der Wiederherstellung von Ökosystemen in der deutschen Ostsee

Dieser Bericht zielt darauf ab, die wirtschaftlichen und sozialen Auswirkungen von Maßnahmen zur Wiederherstellung von vier Lebensraumtypen in der deutschen Ostsee zu analysieren, basierend auf dem Ansatz der ÖSL. Dabei werden die von der Wiederherstellung von Seegraswiesen, Salzgrasländern, geogenen Riffen und Sandhabitaten bereitgestellten ÖSL betrachtet. Der Bericht fasst die neuesten Forschungsergebnisse zur Bewertung von ÖSL in diesen Lebensräumen zusammen und integriert - falls erforderlich - Informationen aus anderen Regionen.

Die Ergebnisse werden unter Berücksichtigung relevanter sozialer und wirtschaftlicher Aspekte analysiert und diskutiert. Es wird analysiert, (1) unter welchen Bedingungen und in welchem Ausmaß langfristig bestimmte ÖSL bereitgestellt werden können, (2) welche Interessengruppen für die Wiederherstellung und den Schutz dieser Lebensräume relevant sind und (3) welche Teile der Gesellschaft von den bereitgestellten ÖSL profitieren könnten oder aber durch Wiederherstellungsmaßnahmen beeinträchtigt werden könnten.

Diese Analyse ist Teil des Vorhabens "Marine_ÖSL_Ostsee", das von Rewilding Oder Delta e.V. durchgeführt und vom Bundesamt für Naturschutz unterstützt wird. Das Vorhaben zielt darauf ab, die öffentliche Akzeptanz für die Wiederherstellung mariner und Küstenökosysteme in der deutschen Ostsee zu erhöhen, um die Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen zu erleichtern, die Deutschland im Rahmen der EU-Wiederherstellungsziele, der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) und des Aktionsprogramms Natürlicher Klimaschutz (ANK) vorlegen muss.

Im nächsten Abschnitt wird die relevante Literatur zum ÖSL-Ansatz am Beispiel der Ostsee zusammengefasst, die die theoretische Grundlage für diesen Bericht bildet (Kapitel 2). Die darauffolgenden vier Abschnitte fassen die Forschungsergebnisse zu den verschiedenen Lebensräumen zusammen: Sandhabitats (Kapitel 3), Seegraswiesen (Kapitel 4), Salzgrasländer (Kapitel 5) und geogene Riffe (Kapitel 6). Anschließend werden diese Ergebnisse im Kapitel 7 diskutiert, und im Kapitel 8 werden Schlussfolgerungen formuliert.

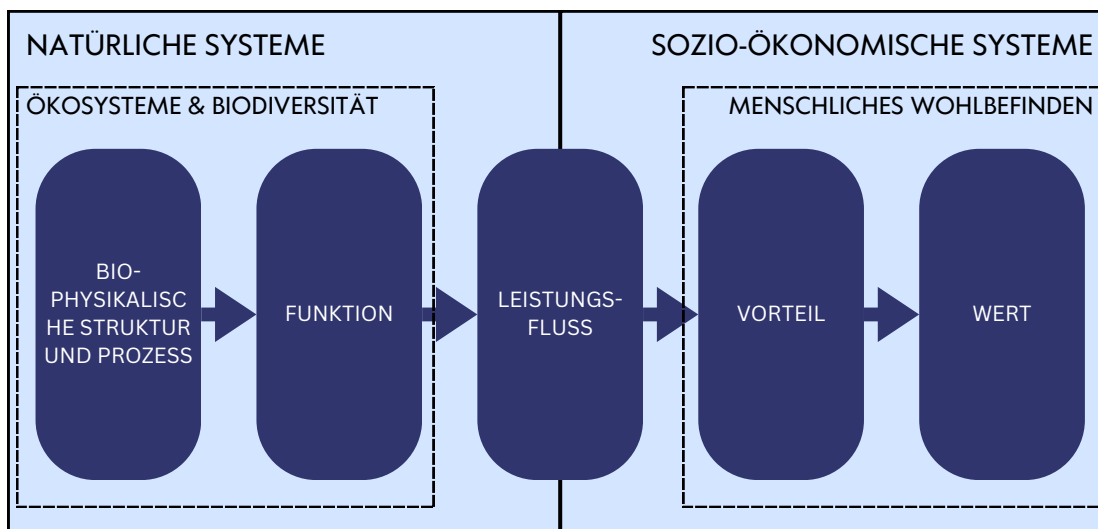
2. ERFASSUNG DER ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN DER OSTSEE

Die Verflechtung von Natur und Gesellschaft

Wir Menschen sind ein wichtiger Bestandteil der Natur und eng mit den Ökosystemen verbunden, in denen wir leben. Wir sind nicht getrennt von der Natur, sondern Teil von ihr. Unsere Existenz und unsere sozioökonomischen Systeme hängen stark von der Gesundheit vieler Ökosysteme ab. Der Ansatz der ÖSL zeigt diese Verbindungen auf und macht sie messbar, indem er analysiert, modelliert, quantifiziert und bewertet, wie stark wir von den Ökosystemen abhängen und wie wir von ihnen profitieren.

Das ÖSL-Kaskaden-Modell (de Groot 2010a; Haines-Young & Potschin 2010) verbindet Biodiversität und Ökosysteme mit dem Wohlbefinden der Menschen durch den Fluss von ÖSL (siehe Abbildung 1). In diesem Modell beeinflussen die biophysikalische Struktur und die Prozesse eines Ökosystems seine Funktionen, die wiederum die Fähigkeit eines Ökosystems zur Bereitstellung von ÖSL unterstützen. Funktionen, die letztendlich zum menschlichen Wohlbefinden beitragen, werden als der Fluss von ÖSL betrachtet, der in Werte für die Gesellschaft umgewandelt wird.

Abbildung 1 Das ÖSL-Kaskaden-Modell adaptiert von Liqueste et al (2013) nach de Groot et al. (2010a) und Haines-Young & Potschin (2010)



KLASSIFIZIERUNG VON ÖSL

Unter folgenden Kategorien werden ÖSL klassifiziert (Millennium Ecosystem Assessment 2005): Versorgungsleistungen, Regulierungs- und Erhaltungsleistungen sowie kulturelle Leistungen. Die Studie von Liqueste und Kolleg:innen aus dem Jahr 2013(a) fasst wissenschaftliche Literatur zu marinen und küstennahen ÖSL zusammen und erstellt eine umfassende und praxisorientierte Klassifikation dieser. Die Studie von Inácio und Kolleg:innen aus dem Jahr 2020 liefert einen Überblick der ÖSL der Ostsee nach diesen Kategorien, welche im Folgenden zusammengefasst werden.

Versorgungsleistungen beinhalten die Bereitstellung von Gütern für direkte menschliche Nutzung, wie zum Beispiel Lebensmittel, Biomasse und Energie (Maes et al., 2015). In der Ostsee werden viele Fisch- und Muschelarten gefischt, wobei Dorsch, Sprotte und Hering 95% aller Fischereien ausmachen (HELCOM, 2018c).

Die Ostsee bietet auch natürliche Pflanzen, die als Baumaterial verwendet werden können (Garpe, 2008). Wilde Pflanzen, besonders angeschwemmtes Strandgut, können zur Herstellung von Bioenergie genutzt werden (Weinberger et al., 2019). Zudem ist die Gewinnung von Mineralressourcen relevant, beispielsweise wird Sand für Bauaktivitäten verwendet (Schwarzer, 2010).

Regulierungs- und Erhaltungsleistungen beziehen sich auf ökologische Funktionen und Prozesse, die das Wohlergehen der Menschen beeinflussen (Maes et al., 2015), wie zum Beispiel die Regulierung des Klimas. In der Ostsee sind wichtige Regulierungsleistungen die Filtration, Reinigung und Entfernung von Nährstoffen sowie schädlichen Stoffen (Asmala et al., 2017), insbesondere wegen der bekannten Probleme der Eutrophierung und Verschmutzung (Swain, 2017). Eine weitere bedeutende Leistung ist die Fähigkeit zur Rückhaltung und Stabilisierung von Sedimenten (Ahtiainen und Öhman, 2014), was auch für andere ÖSL relevant ist. Durch diese Funktion können Stickstoff, Phosphor und organische Materialien entfernt werden (Carstensen et al., 2020). Die am Strand angesammelten Sedimente entwickeln sich zu Dünen, die als Küstenschutz vor Überflutungen dienen. Lebensräume wie Riffstrukturen und Seegraswiesen mildern auch Welleneinwirkungen ab und bieten somit Schutz vor Hochwasser an der Küste (Liquete et al., 2013b). Diese Leistung gewinnt aufgrund der im Zusammenhang mit dem Klimawandel erwarteten Veränderungen, darunter zunehmende extreme Wetterereignisse und steigende Meeresspiegel, an Bedeutung (Phil Graham et al., 2008). Als umfangreicher Wasserkörper hat die Ostsee zudem Auswirkungen auf die Regulierung des Klimas (Bergström et al., 2001).

Kulturelle ÖSL haben direkte Auswirkungen auf das körperliche und geistige Wohlbefinden der Menschen und bieten immaterielle Vorteile wie spirituelle, erlebnisorientierte und physische Nutzung (Maes et al., 2015). Die Ostseeküste ist ein beliebtes Reiseziel, das verschiedene Aktivitäten an Land und auf dem Wasser ermöglicht, wie zum Beispiel Tauchen, Vogelbeobachtung, Strandurlaub, Wandern und Schwimmen (Ahtiainen et al., 2019).

Die Komplexität von Ökosystemleistungen erfassen

In diesen Bereichen wurde intensiv geforscht, um spezielle Klassifikationssysteme für regionale ÖSL zu entwickeln (Böhnke-Henrichs et al. 2013; Kandziora et al. 2013; LaNotte et al. 2017). Es wurden auch ÖSL-Matrizen konzipiert, um das Potenzial von Ökosystemen zur Bereitstellung von ÖSL zu bewerten. Dabei werden ÖSL-Angebot, -Fluss und -Nachfrage räumlich und zeitlich miteinander verknüpft. Dies ermöglicht die Integration verschiedener Arten von Daten aus verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen, unter Verwendung unterschiedlicher Bewertungsmethoden und Datenqualitäten, in anschaulichen Matrixtabellen und Karten (Burkhard et al. 2009; Burkhard, 2017).

Die Bereitstellung von ÖSL ist von Faktoren wie der Größe und dem Erhaltungszustand natürlicher Lebensräume abhängig (Maes et al. 2012). Eine Verschlechterung des Ökosystemzustands kann daher sowohl wirtschaftliche Vorteile als auch das menschliche Wohlbefinden, das aus der Meeresumwelt gezogen wird (Oehlmann et al., 2021), negativ beeinflussen. Es bestehen jedoch teilweise Konflikte zwischen der Bereitstellung von ÖSL und dem Naturschutz. Zum Beispiel kann die Ressourcengewinnung (Versorgungsleistungen) für wirtschaftliches Wachstum den Rückgang der natürlichen "Kapitalbestände" verursachen (Neumayer 2003). Daher existieren Trade-offs, insbesondere zwischen Versorgungs- und Regulierungsleistungen (Maes et al. 2012).

Ökonomische Bewertung

Die Wirtschaft dreht sich um Entscheidungen, bei denen Werte zwischen verschiedenen Optionen abgewogen werden (Bingham et al., 1995). Obwohl verschiedene Ökosysteme die Basis für zahlreiche ÖSL bilden, die für wirtschaftliche Leistungsfähigkeit und menschliches Wohlbefinden entscheidend sind, werden ihre Werte nicht immer als handelbare Güter oder Dienstleistungen bewertet und in Transaktionen einbezogen. Dies schränkt die Fähigkeit von Märkten ein, umfassende Darstellungen der ökologischen Werte in Entscheidungsprozessen zu liefern (MA, 2005).

Das Ziel der ÖSL-Bewertung besteht darin, die komplexen sozio-ökologischen Beziehungen zu klären und explizit zu machen. Sowohl die Bewertung der ÖSL selbst als auch das Verständnis der Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf Ökosysteme und ihre Leistungen sind entscheidende Faktoren, um Entscheidungsträger:innen auf verschiedenen Ebenen besser zu informieren (Hattam et al. 2015; Daily et al. 2009; MA 2005).

Um die gesellschaftliche Bedeutung von Ökosystemen zu verstehen und angemessene Entscheidungen in Bezug auf Ressourcennutzung und Umweltplanung zu treffen, werden alle wirtschaftlichen Vorteile bewertet, die Menschen aus ÖSL ziehen (Pascual et al. 2010). Diese Bewertungen basieren auf Informationen über das Verhalten der Menschen, beispielsweise durch Marktpreise, die direkt oder indirekt mit den ÖSL in Verbindung stehen, sofern verfügbar. Wenn weder direkte noch indirekte Preisdaten verfügbar sind, können hypothetische Märkte erstellt werden, um Werte zu schätzen. Pascual und Kolleg:innen (2010) erklären verschiedene Methoden, besprechen deren Vor- und Nachteile sowie wann welche Methode am besten für unterschiedliche Bewertungssituationen, Zwecke, Arten von ÖSL und zu schätzende Werttypen geeignet ist.

Entscheidungsprozesse

Sozialsysteme legen die Regeln für den Zugang zu Ressourcen fest und beeinflussen, wer bei Entscheidungen zwischen verschiedenen Nutzen als Gewinner:in oder Verlierer:in hervorgeht (Walker et al. 2004). ÖSL werden von verschiedenen Rahmenbedingungen beeinflusst und geregelt (Paavola et al. 2009). Die Frage der Eigentumsrechte und die Fähigkeit von Gruppen, diese Rechte aufrechtzuerhalten sowie ihre gerechte Zuteilung und Verteilung sind grundlegende Aspekte, die die tatsächliche Wirkung von ÖSL auf das Wohlbefinden der Gesellschaft beeinflussen (Nicholls, 2018).

Um das Meer langfristig nachhaltig zu nutzen, ist es wichtig, gemeinsame Ziele über verschiedene Gebiete und politische Grenzen, Sektoren und Arten von Wissen hinweg zu integrieren. Hierbei spielt die länderübergreifende Zusammenarbeit eine entscheidende Rolle (Morf et al. 2019). Das Integrierte Küstenzonenmanagement (IKZM) soll als Prozess und Instrument die verschiedenen wirtschaftlichen und sozialen Nutzungsansprüche an den Küstenraum zusammenführen und die Schutzinteressen gewährleisten, darunter die Vermeidung von Schadstoffeinträgen, den Naturschutz und den Hochwasserschutz. Das Ziel ist dabei, den Küstenraum auf der See- und der Landseite umweltschonend und ökonomisch nachhaltig zu entwickeln (Janssen et al., 2012; BMU 2006).

Durch Prozesse, die Interessengruppen einbinden, können Wissenslücken, Unsicherheiten und Konflikte besser angegangen werden (Hurlbert und Gupta, 2015). Im Fall des Vorhabens "Marine_ÖSL_Ostsee" sind die relevanten Interessengruppen diejenigen, die direkt oder indirekt die Wiederherstellung von Seegraswiesen, Salzgrasländern, geogenen Riffen und Sandhabitaten beeinflussen können. Ebenso zählen dazu diejenigen, die von der Bereitstellung entsprechender ÖSL profitieren oder von den Maßnahmen, Prozessen oder den ÖSL selbst beeinträchtigt würden - beispielsweise Firmen, die durch einen naturbasierten Küstenschutz Arbeitsaufträge verlieren.

Um geeignete Strategien und Maßnahmen zu entwickeln und erfolgreich umzusetzen, ist die Beteiligung aller relevanten Gruppen notwendig (Creed et al., 2018). Die Einbeziehung der Öffentlichkeit kann als entscheidender Bestandteil eines erfolgreichen integrierten Küstenzonenmanagements (IKZM) betrachtet werden. Außerdem wird der Aufbau lokaler Küstenpartnerschaften, die auf gemeinsamer Verantwortung und Vertrauen basieren, als vorteilhaft angesehen, um lokale Behörden mit nicht-abteilungsgebundenen Organen zu verbinden und die Küste effektiv zu verwalten (Creed et al., 2018; Fletcher, 2003; Milligan & O'Riordan, 2007; Stojanovic & Ballinger 2009). Eine effektive Kommunikation auf allen Ebenen ist entscheidend, um die fortgesetzte Akzeptanz des adaptiven Managements in Küstengebieten sicherzustellen (Creed et al., 2018).

3. SANDHABITATE

Einleitung

Sandhabitate sind durch Strömungen und Wellenbewegungen entstanden (Łabuz et al. 2018; Everard et al., 2010). Sie sind ein wichtiger Lebensraumtyp, der eine Vielzahl von Funktionen für Umwelt und Gesellschaft bereitstellt. Die Strände sind der Hauptanziehungspunkt für die Mehrheit der Tourist:innen (Haller et al., 2011).



Verbreitung

Die deutsche Ostseeküste erstreckt sich über 720 km, wovon etwa 450 km Sandstrände sind (Haller et al., 2011). Entlang der sandigen äußeren Küstenlinie sind 11% als Nationalparks oder Naturschutzgebiete ausgewiesen, wobei einige Bereiche für Besucher:innen streng gesperrt sind. Der Großteil der öffentlichen Strandfläche ist gut erreichbar und verzeichnet während der Sommersaison eine hohe Besucherzahl (Haller et al., 2011).

Ökosystemleistungen

Lebensraum

Sande an der Küste bieten Lebensraum für viele Tiere und Pflanzen (Everard et al., 2010; Łabuz et al., 2018)

Klimaschutz

Sandhabitate tragen zum Klimaschutz bei, da sie Kohlenstoff in der Pflanzenbiomasse einschließlich der Wurzeln sowie im Boden speichern (Beaumont et al., 2014).

Wasserschutz

Sie sind eine Art Filter, der den offenen Ozean vor menschlichen Einträgen von Nährstoffen schützt. Sie spielen daher eine Rolle für die Wasserqualität. Die vielen organischen Stoffe in den sandigen Sedimenten in Kombination mit wirksamen Mikroorganismen führen zu Stickstoffverlusten (Ahmerkamp, 2018).

Hochwasser- schutz

Darüber hinaus dienen Sandökosysteme an der Küste als Hochwasserschutz (Łabuz et al. 2018; Haller et al., 2011; Lique et al 2013b), wobei Pflanzen eine Schlüsselrolle spielen, indem sie Sand und Gelände stabilisieren (Łabuz et al. 2018; Haller et al., 2011).

Tourismus

Eine der wichtigsten Einnahmequellen an der deutschen Ostseeküste ist der Tourismus, der weitgehend auf die Attraktivität natürlicher Strände angewiesen ist. Hierzu zählen insbesondere ein sauberer und sicherer Strand, eine gute Wasserqualität zum Baden sowie eine attraktive touristische Infrastruktur in Strandnähe (Haller et al., 2011). Die Studie von Czajkowski und Kolleg:innen (2015) zeigt, dass Freizeitaktivitäten an der deutschen Ostseeküste Gesamtvorteile von etwa 5 Milliarden Euro pro Jahr haben, wobei jeder Ausflug im Durchschnitt einen Mehrwert von 80 EUR hat.

Baumaterial

Sand wird für Bauzwecke abgebaut (Schwarzer, 2010), und das angespülte Strandgut, beispielsweise Seegräser oder Algen, kann als Dämmmaterial für Gebäude benutzt werden (Robbe et al., 2021).

Energie

Das angespülte Strandgut kann als Biomasse für die Energieerzeugung benutzt werden (Robbe et al., 2021).

Dünger

Das angespülte Strandgut kann auch als Dünger benutzt werden (Robbe et al., 2021).

Gefährdung und Herausforderungen

Die deutsche Ostseeküste steht vor kontinuierlicher **Stranderosion** durch Wind- und Welleneinwirkungen sowie Sturmfluten, was die Notwendigkeit kostspieliger Küstenschutzmaßnahmen wie Dünen, Deiche und Strandaufspülungen mit sich bringt (Łabuz et al., 2018). Dieser Erosionseffekt könnte neue Flächen für Überschwemmungen eröffnen und durch den Eintritt von Salzwasser andere Lebensräume beeinträchtigen (Barlow und Reichard, 2010; Hussain et al., 2019; Orviku et al., 2003).

Zusätzlich wird die Bereitstellung von ÖSL durch Sandhabitats in der deutschen Ostsee durch den **Klimawandel** beeinflusst. Der damit verbundene Anstieg des Meeresspiegels wird zu verstärkter Stranderosion führen, sodass Sand aus entfernten Küstenabschnitten importiert werden muss, um weggespülte Strände wieder aufzufüllen. Die steigende Wassertemperatur wird dazu führen, dass sich Algenblüten bilden. Diese Algen könnten unangenehm riechen und die Sicht im Wasser stark beeinträchtigen. Hohe Temperaturen im Sommer könnten auch die Konzentration von Viren und Bakterien in Badegewässern erhöhen. Im schlimmsten Fall könnte dies zu Strandsperrungen führen (Paprotny et al., 2021; Haller et al., 2011).

Darüber hinaus sind die Strände der Ostsee zunehmend durch **hohe Besucherzahlen**, die **Ausbeutung natürlicher Ressourcen**, **demografisches Wachstum** und **industriellen Fortschritt** gefährdet (Łabuz et al., 2018; Haller et al., 2011; Schierding et al., 2011; Grunewald, 2006; Haller et al., 2011). Die erhöhte **Zufuhr von Nährstoffen** und Einflüsse aus der **Stadtentwicklung** wirken sich ebenfalls negativ auf die Artenvielfalt dieser Lebensräume aus (Grunewald, 2006).

Wiederherstellungsmaßnahmen

Zur Verbesserung des Küstenschutzes können Sandaufspülungen durchgeführt werden, um schmale Strandabschnitte mit ausreichend Sand zu versorgen und Dünenabbrüchen nach Sturmfluten entgegenzuwirken. Hierbei wird Sand aus einer geeigneten Entnahmestelle auf ein Spezielschiff (Hopperbagger) geladen, transportiert und mithilfe von Rohrleitungen oder per Regenbogen-Verfahren an den Strand gepumpt (Staudt et al. 2019).

Um die Artenvielfalt von Strandpflanzen und Brutvögeln zu fördern, wurde vom BUND für die Ostseeküste das Konzept der Strandinseln umgesetzt. Eine Strandinsel ist ein am Dünenfuß abgesperrtes Gebiet, welches vor Betreten geschützt ist und so natürlichen Prozessen überlassen wird. Durch entsprechende Beschilderung können sie neben dem Naturschutz auch zur Umweltbildung über Dünen- und Küstenschutz beitragen (Schulz, 2020).

Die Studie von Rehdanz und Kolleg:innen aus dem Jahr 2022 verdeutlicht durch eine Kosten-Nutzen-Analyse am Beispiel von Mecklenburg-Vorpommern, dass das Verbreitern von Stränden sowie das Zurückverlegen von Deichen und Dünen wirtschaftlich vernünftige Maßnahmen zur naturbasierten Anpassung an den Klimawandel sein können. Im Durchschnitt waren Haushalte in ganz Deutschland bereit, 0,49 Euro pro Jahr und Meter Sandaufspülung zu zahlen.

4. SEEGRASWIESEN

Einleitung

Seegräser sind Pflanzen im Meer, die unter Wasser gedeihen und entlang der Küste Wiesen bilden. Diese bilden einige der ertragreichsten Ökosysteme der Erde (McRoy & McMillan, 1977) und erbringen wertvolle ÖSL (Waycott et al., 2009). Trotz ihrer Bedeutung gehören sie zu den gefährdetsten Ökosystemen weltweit (Waycott et al., 2009).



Verbreitung

In Deutschland findet man Seegras häufig auf sandigen Böden entlang der gesamten Küste. An geschützten Stellen wie Lagunen, Fjorden und Buchten mit einem bestimmten Salzgehalt (> 12 psu) kommen beide Arten *Zostera marina* und *Zostera noltii* zusammen vor. Es wird geschätzt, dass sie insgesamt eine Fläche von $146,5 \text{ km}^2$ abdecken (Boström et al., 2014).

Ökosystemleistungen

Lebensraum

Seegraswiesen sind der Lebensraum für Jungfische und eine Nahrungsquelle für Zugvögel (Beck et al. 2001).

Fisch

Sie dienen als Nahrungs- und Kinderstube für wirtschaftlich bedeutende Fischarten wie Dorsch und Hering (Jänes et al., 2020; Unsworth et al., 2019; Beck et al., 2001).

Klimaschutz

Sie sind zudem Kohlenstoffspeicher (Jankowska et al., 2016). Stevenson und Kolleg:innen (2023) haben festgestellt, dass Seegraswiesen entlang der deutschen Ostseeküste im Durchschnitt 3-mal mehr Kohlenstoff pro Quadratmeter speichern (1.920 g C/m^2) als in anderen Teilen der Ostsee und in benachbarten, nicht bewachsenen Sedimenten. Deren Erhaltung verhindert die Freisetzung von insgesamt 2,01 Millionen Tonnen CO_2 -Emissionen in die Atmosphäre (Stevenson et al., 2023).

Wasserschutz	Sie spielen außerdem eine wichtige Rolle als Nährstoffsinken. Sie nehmen Stickstoff und Phosphor auf (Touchette & Burkholder, 2000) und erhöhen dadurch die Wasserklarheit und wirken der Eutrophierung entgegen (Austin et al., 2017).
Küstenschutz	Sie dienen außerdem dem Küstenschutz (Fonseca and Cahalan, 1992), wobei selbst die kurzblättrige, gering bewachsene Seegrasvegetation die durch Wellen verursachte Sedimenterosion reduziert (Christianen et al., 2013).
Gesundheit	Darüber hinaus tragen sie dazu bei, die Gesundheit von Menschen und anderen Organismen zu fördern, indem sie die Wahrscheinlichkeit von bakteriellen Krankheitserregern reduzieren (Reusch et al., 2021; Lamb et al., 2017), die durch den Klimawandel begünstigt werden (Bier et al., 2015). In Portugal wurde gezeigt, dass das Seegras <i>Zostera marina</i> das Überleben von tumorösen Gehirnzellen gezielt reduziert (Custódio et al., 2016). Angesichts dieser Ergebnisse argumentieren Heckwolf und Kolleg:innen (2021), dass die Nutzung von natürlichen Produkten aus Seegras in der Ostsee großes Potenzial im Bereich der Biomedizin hat.
Baumaterial	Zusätzlich sind alternative Verwendungen von Seegras bereits seit einiger Zeit bekannt, beispielsweise als Dämmstoff im Bauwesen und als Füllmaterial für Kissen und Matratzen (Müller & Lange, 2022).
Energie	Seegras kann außerdem zur Produktion von Biomethan genutzt werden (Kaspersen et al., 2016), welcher als Brennstoff für verschiedene Anwendungen genutzt werden kann.
Dünger	Darüber hinaus kann Seegras aufgrund seines Gehalts an wertvollen Makro- und Mikroelementen als multifunktionaler Dünger verwendet werden (Emadodin, 2020).

Gefährdung und Herausforderungen

Die Seegraswiesen in der deutschen Ostsee sind durch den **Klimawandel** (Duarte et al., 2018) sowie durch den **Eintrag von Nährstoffen aus der Landwirtschaft** gefährdet, was dazu führt, dass sich mehr Algen bilden und die Seegraswiesen überwuchert werden (Röschel et al., 2022). Auch andere menschliche Aktivitäten wie die **Anker- und Schleppnetzfischerei** haben zu einem Rückgang der Seegraswiesen in Europa geführt (de los Santos et al., 2019).

Wiederherstellungsmaßnahmen

Wiederansiedlungsprojekte verwenden unterschiedliche Methoden zur Restaurierung von Seegras. In der Ostsee werden bislang einzelne Seegras-Sprößlinge aus gesunden Seegraswiesen entnommen und dann neu eingepflanzt. An anderen Standorten werden Seegras-Samen direkt ausgesät. Da eine erfolgreiche Wiederherstellung eine langfristige Samenversorgung und daher große Mengen an Spendermaterial erfordert, gibt es sogar Versuche mit kultivierten Samen (van Katwijk et al., 2021).

Die Studie von Schernewski und Kolleg:innen aus dem Jahr 2022 in Mecklenburg-Vorpommern zeigt, dass die lokale Gemeinschaft und Interessengruppen die Wiederherstellung von Seegras als positiv und wirtschaftlich vorteilhaft einschätzen, hauptsächlich aufgrund der positiven Effekte für den Küstenschutz, Naturschutz und für die Steigerung der touristischen und landschaftlichen Attraktivität.

Ein umfassendes Konzept für die Wiederherstellung von Seegraswiesen in der südlichen Ostsee zu entwickeln, basierend auf wissenschaftlichen Ergebnissen, welches sowohl Einflussfaktoren im Meer als auch an Land berücksichtigt, ist Ziel des SeaStore-Verbundes. Dieses Konzept soll Behörden und anderen Stakeholdern helfen, Projekte zu bewerten, planen und erfolgreich umzusetzen.

5. SALZGRASLÄNDER

Einleitung

Salzgrasländer sind Ökosysteme entlang der Küste, die vorwiegend durch Beweidung auf Küstenüberflutungsmooren entstanden sind (Jeschke 1995). In diesen Gebieten leben Pflanzen- und Tierarten, die in salzhaltigen Umgebungen überleben können und daher einen besonderen Erhaltungswert aufweisen (Metzing 2005; Müller-Motzfeld 1997; Beeftink, 1984).



Verbreitung

Im Jahr 2001 wurden an der Ostseeküste in Schleswig-Holstein 493 Hektar Salzgrasländer erfasst (Wanner & Rudolphi, 2007). Von den etwa 43.000 Hektar Salzgrasländern zu Beginn des 20. Jahrhunderts existieren in Mecklenburg-Vorpommern schätzungsweise noch etwa 6.600 Hektar (Holz et al. 1996), die nicht eingedeicht sind und somit natürlichen Überschwemmungseinflüssen ausgesetzt sind (Holz et al. 1996, Herrmann & Holz 1997).

Ökosystemleistungen

Lebensraum

Salzgrasländer bieten Lebensraum für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten, darunter auch bedrohte Arten, beispielsweise den Straußgras-Salzschwaden, eine salztolerante Pflanze, die gut mit den extremen Bedingungen solcher Standorte umgehen kann (Zerbe, 2023).

Fisch

Salzwiesen, die sich zwischen Land und Wasser erstrecken und bei Ebbe teilweise oder ganz sichtbar sind, sind wichtige Orte für junge Fische, da sie als Kinderstuben dienen und reichhaltige Nahrungsquellen bieten (Garbutt et al., 2017).

Klimaschutz	Zudem dienen sie als Kohlenstoffspeicher (Buczko et al., 2022; Pendleton et al., 2012; Duarte et al., 2013; Koch et al., 2006; Chmura et al. 2003; Mateo et al., 1997). Die Forschung von Buczko und Kolleg:innen aus dem Jahr 2022 an der südlichen Ostseeküste zeigt, dass sie je nach Standort zwischen 1,76 und 88,6 kg Kohlenstoff pro Quadratmeter speichern.
Wasserschutz	Salzgrasländer wirken außerdem wie natürliche Filter für Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor (Lampe 1997; Boedecker & Knapp 1996; Jeschke 1995); und sind wichtig für die Wasserqualität der angrenzenden Küstengewässer.
Küstenschutz	Sie sind wichtig für den Küstenschutz, da sie wie natürliche Sedimentations- und Wellenbrecherzonen im Bereich der Deiche fungieren (Möller et al., 2002; Möller et al., 1996).
Tourismus	Salzwiesen als Teil der Küstenumgebung tragen natürlich auch zur Attraktivität des Tourismus bei sowie zur Erholung und Umweltbildung (Zerbe, 2023; Fock 2002). Auf der Halbinsel Darß in Mecklenburg-Vorpommern waren beispielsweise Tourist:innen bereit, für die Pflege von Salzgraswiesen nach dem Abbau von Deichen zu zahlen (Beil & Hampicke 2004).
Weide und Heu	Seit mindestens 500 Jahren werden Salzgrasflächen entlang der Ostsee für Weide- oder Heugewinnung genutzt (Jeschke 1987; Dijkema 1990; Seiberling, 2003). Die Menge an Ertrag aus einem Salzgrasland beträgt 3 bis 5 Tonnen Trockenmasse pro Hektar, die tatsächliche Weidezeit dauert 3 bis 4 Monate (Bockholt, 2006).

Gefährdung und Herausforderungen

Der Rückgang von Salzgrasflächen in letzter Zeit wird durch den **Bau von Deichen, Entwässerungspraktiken** und die **intensivere landwirtschaftliche Nutzung** verursacht (Held, 2004). Dadurch geraten diese Gebiete mit ihren einzigartigen Pflanzenarten stark in Gefahr (Bernhardt & Koch, 2003), ebenso wie ihre ÖSL (Seiberling, 2003). Die Eindeichung und Entwässerung von Land für die Landwirtschaft verhindern die Bildung von Torf. Ohne regelmäßige Überschwemmungen und bei gesunkenen Wasserständen sinkt der Boden, was **negative Auswirkungen auf die Landwirtschaft** hat, da die Bedingungen für den Boden und das Wasser schlechter werden (Holz et al., 1996). Diese Gebiete werden zu Nährstoffquellen, da der Torf belüftet und zersetzt wird (Jeschke 1995). Mit dem Verlust dieser Lebensräume könnte eine erhebliche Menge des gespeicherten **Kohlenstoffs in die Atmosphäre freigesetzt** werden (Pendleton et al. 2012). Zukünftig könnten der Klimawandel durch Veränderungen der Salinität und ein steigender Meeresspiegel eine zusätzliche Bedrohung für die Salzgrasflächen darstellen (Schäfer et al. 2008).

Bromberg und Kolleg:innen haben im Jahr 2009 geschätzt, dass der Verlust eines Hektars Salzgrasland einen jährlichen wirtschaftlichen Verlust von etwa 14.000 US-Dollar bedeuten könnte (Währung mit Bezug auf das Jahr 1994). Dieser setzt sich zusammen aus: Störungsregulierung, Sturmschutz und Küstenschutz (2824 USD), Abfallbehandlung, Nährstoffentfernung und -umwandlung (9565 USD), Lebensraum/Refugien, Fisch- und Garnelenaufzucht (280 USD), Nahrungsmittelproduktion Fischen, Jagen, Sammeln, Aquakultur (421 USD), Rohstoffe Pelzfallen (136 USD), Erholung Jagen, Fischen, Vogelbeobachtung (1171 USD).

Wiederherstellungsmaßnahmen

Die Beweidung oder Heugewinnung spielt nicht nur eine entscheidende Rolle bei der Schaffung von Salzwiesen an der Ostseeküste, sondern kann auch zu ihrer Erhaltung beitragen (Schäfer et al., 2008; Dijkema 1990). Die Kohlenstoffbindung wird durch die Beweidung nicht beeinträchtigt (Graversen, 2022). Vielmehr bieten der Abbau von Deichen und die Wiederherstellung von Salzgrasländern eine praktische Alternative zum Bau neuer Deiche oder zur Erhöhung bestehender Deiche unter Berücksichtigung von Landwirtschaft, Naturschutz und Küstenschutz (Seiberling, 2003).

Ein Pilotprojekt in Mecklenburg-Vorpommern von Bernhardt und Koch (2003) zeigt, dass durch die Wiederherstellung natürlicher Überflutungen in Salzgrasländern durch Deichverlegung und extensives Beweiden Natur- und Küstenschutz gefördert werden können. Die Studie von Seiberling aus dem Jahr 2003 in der Vorpommerschen Boddenlandschaft zeigt, dass trotz anfänglicher Ertragseinbußen für die Landwirtschaft mittelfristig stabile Erträge bei geringen Kosten erzielt werden können, wenn Deiche abgebaut werden. Die geschaffenen Salzgrasländer sparen zudem Kosten im Küstenschutz, besonders vor dem Hintergrund des steigenden Meeresspiegels. Unberührte Teile dieser Gebiete können mehr wirbellose Tiere beherbergen, die wiederum eine reichhaltige Nahrung für Fische darstellen. Daher sind bei der Naturschutzverwaltung von Salzwiesen sorgfältige Abwägungen erforderlich (Garbutt et al., 2017).

6. GEOGENE RIFFE

Einleitung

Geogene Riffe sind feste Unterwasserstrukturen am Meeresboden, wie Felsen, Steine oder Moränenrücken. Diese Strukturen wurden während der letzten Eiszeit im Ostseeraum gebildet und dienen als Lebensraum für verschiedene Tiere und Pflanzen (Harff et al. 2011). In der Ostsee können sie von Algen bedeckt sein. Zusätzlich gibt es biogene Riffe in der Ostsee, die aus biologischen Materialien bestehen, zum Beispiel Miesmuschelbänke (Wilms, 2021).



Verbreitung

An der Moränenküste der Ostsee gibt es vor allem Steinriffe. Die meisten Riffe befinden sich in der Nähe von aktiven Klippen, auf Schwellen und in Rinnen. Die dichtesten Ansammlungen von Felsen erstrecken sich von der mittleren Hochwasserlinie bis zu einer Tiefe von 10 Metern (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie 2011). Obwohl Informationen zur Verbreitung solcher Lebensräume begrenzt sind (Feldens et al., 2023; Heinicke et al., 2021; Beisiegel et al., 2015; Bock, 2003), wird die Gesamtfläche aller Riffe in der Ausschließlichen Wirtschaftszone und den Küstengewässern der deutschen Ostsee auf etwa 171.996 Hektar geschätzt. Der Großteil (73%) der Ostsee-Riffe befindet sich im Bereich der Küstengewässer (Boedeker et al. 2006).

Ökosystemleistungen

Lebensraum	Geogene Riffe bieten vielen Lebewesen, insbesondere Bodentieren und Wirbellosen, ein geschütztes Versteck und Lebensraum (Boedeker et al. 2006). Die Riffe dienen als Brutstätten und Nahrungsquellen (Snoeijs-Leijonmalm & Andrén, 2017).
-------------------	--

Fisch	Geogene Riffe haben eine große ökologische und wirtschaftliche Bedeutung in der Ostseeregion (Flávio et al., 2023; Wilms, 2021; Beisiegel et al., 2019; Støttrup et al., 2017). Riffe sind wichtige Orte, an denen viele gemäßigte Arten laichen und ihre Jungen aufziehen (Fulton et al., 2020; Wahl 2009; Boedeker et al. 2006).
--------------	--

Hering und Dorsch, die zu den wichtigsten Zielfischarten der Freizeitfischerei an der Ostsee gehören, sind zum Laichen auf harte Untergründe angewiesen (Flávio et al., 2023).

Klimaschutz	Große Algen, die auf den Riffen wachsen, fungieren als Kohlenstoffsenken (Krause-Jensen & Duarte, 2016).
Wasserschutz	Muscheln, die auf den Riffen wachsen, tragen zur Filtration des Wassers bei (Liversage, 2020; Newell, 2004).
Küstenschutz	In Norwegen haben Studien gezeigt, dass Makroalgen signifikante Dämpfung von Wellen verursachen (Lövas & Törum, 2001).

Gefährdung und Herausforderungen

In Deutschland begann etwa im Jahr 1880 die sogenannte **Steinfischerei**, bei der hartes Material (Karez & Schories, 2005) vor allem für den Bau von Piers, Dämmen und verschiedenen Arten von Uferschutz abgebaut wurde (Kristensen et al., 2017). Schätzungen zufolge wurden bis zum Jahr 1976, als der Abbau von Felsen untersagt wurde, allein vor der schleswig-holsteinischen Ostseeküste etwa 3,5 Millionen Tonnen Steine entnommen (Bock et al., 2003). Dies hatte erhebliche Auswirkungen auf die Lebensräume im Meer (Franz et al., 2021; Støttrup et al., 2014).

Wiederherstellungsmaßnahmen

Künstliche Riffe werden als Wiederherstellungsmaßnahme verwendet. Diese können aus natürlichen Steinen bestehen (Støttrup et al., 2017) oder aus künstlichen Materialien wie Betonelementen oder recycelten Teilen wie stillgelegten Schiffen und Ölplattformen (Flávio et al., 2023). Ein wiederhergestelltes Riff wird selten genau wie das Original sein, da oft die genaue Größe und Form der entfernten Felsen unbekannt sind und nachfolgende Erosion den verbleibenden Meeresboden verändern kann. Daher stellen wiederhergestellte Riffe in der Regel neuartige Strukturen in der Meeresumgebung dar, die den hydrodynamischen Kräften von Wellen und Strömungen ausgesetzt sind (Støttrup et al., 2017).

Die Forschung zeigt, dass die Wiederherstellung von Felsenriffen ein vielversprechendes Mittel ist, um wichtige Lebensräume für Tiere, die mit Riffen in Verbindung stehen, in geschädigten Wasserumgebungen wiederherzustellen. Besonders beeindruckend sind die positiven Auswirkungen der Wiederherstellung auf Dorsche, was die Notwendigkeit betont, sich weiterhin für den Schutz und die Wiederherstellung von Riffen einzusetzen, um die zusammengebrochenen Bestände in der Ostsee nachhaltig zu unterstützen (Wilms, 2021; Støttrup et al., 2017). Ein gut entwickeltes Riff könnte auch dazu beitragen, die Population von Bodenlebewesen (wie Plattfischen) in der Nähe des Riffs zu fördern (Wilms et al., 2021).

7. DISKUSSION

Die Literatur zu ÖSL in der Ostsee

Berücksichtigt man die komplexen Beziehungen zwischen unserem Handeln und dem Zustand der Natur, wird klar, dass die Wiederherstellung und der Schutz von Sandhabitaten, Seegraswiesen, Salzgrasländern und geogenen Riffen eine umfassende Analyse ökologischer Faktoren sowie sämtlicher Aspekte sozial-ökologischer Systeme erfordern. Der ÖSL-Ansatz ermöglicht es uns, die verschiedenen Leistungen der Natur, von denen wir Menschen profitieren, zu identifizieren, zu verstehen und zu quantifizieren, um letztendlich fundierte Entscheidungen treffen zu können.

Die Anzahl der Studien zur monetären Bewertung der ÖSL spezifisch für die vier untersuchten Lebensräume der deutschen Ostsee ist noch begrenzt. Es gibt leider noch nicht genügend Daten für eine Gesamtauswertung der monetären Werte der Leistungen dieser Lebensräume. Die Untersuchung von Kuhn und Kolleg:innen aus dem Jahr 2023 (a) hat ergeben, dass die Forschung zu den Leistungen der Ökosysteme in der Ostseeregion vor allem auf die Regulierung von Nährstoffen abzielt. Die Untersuchungen, die es zu kulturellen ÖSL und Versorgungsleistungen gibt, konzentrieren sich auf die Fischerei und Freizeitaspekte. Es fehlt Wissen darüber, wie Veränderungen in den Merkmalen und Funktionen von Lebensräumen die Fähigkeit zur Bereitstellung von ÖSL insgesamt beeinflussen (Jernberg et al., 2024; Kuhn et al., 2023a). Die Mehrheit der Studien berücksichtigt nur die Angebotsseite, ohne auch die Nachfrage einzubeziehen, und der Schwerpunkt in den Veröffentlichungen liegt mehr auf den biologischen und physischen Aspekten im Vergleich zu sozialen, wirtschaftlichen oder politischen Ansätzen (Kuhn et al., 2023a).

Trotzdem bieten die vorhandenen Studien einen Überblick über potenzielle ÖSL, die durch die Wiederherstellung dieser vier Lebensräume bereitgestellt werden könnten. Die Literatur, die sich auf die deutsche Ostsee fokussiert hat, wurde durch Studien aus anderen Regionen der Ostsee, beziehungsweise aus anderen Regionen der Welt ergänzt. Obwohl diese Ergebnisse nicht direkt auf die deutsche Ostsee übertragbar sind, ermöglichen sie dennoch eine umfassendere Betrachtung des Potenzials und der Rolle dieser Lebensräume für die deutsche Gesellschaft und Wirtschaft.

Unter welchen Bedingungen und in welchem Umfang könnten die entsprechenden ÖSL durch die Wiederherstellung dieser Lebensräume langfristig bereitgestellt werden?

Das Ausmaß der Bereitstellung der identifizierten ÖSL (Kapitel 3 bis 6) durch die Wiederherstellung dieser vier Lebensräume in der deutschen Ostsee hängt von verschiedenen Faktoren ab, darunter den **konkreten Wiederherstellungsmaßnahmen**. Je nach Ziel der Wiederherstellung können unterschiedliche Maßnahmen ergriffen werden, welche die Struktur der Lebensräume beeinflussen werden, sowie deren Funktionen und somit auch die Bereitstellung der ÖSL selbst.

Beispielsweise hängt die Fähigkeit von Seegraswiesen als Kohlenstoffsенке von der Größe und Gesundheit des Lebensraums ab (Miyajima et al., 2017; Stevenson et al., 2023) sowie der Art des Seegrases und seiner Dichte (Jankowska et al., 2016). Valdez und Kolleg:innen (2020) weisen außerdem auf potenzielle Arteninteraktionen bei der Wiederherstellung hin. Globale Analysen zeigen, dass groß angelegte Renaturierungsprojekte im Durchschnitt erfolgreicher sind als kleine Versuche (van Katwijk et al., 2016). Es wird vorgeschlagen, Seegras in großem Umfang wiederherzustellen, um den globalen Wandel und menschliche Störungen an Küstenökosystemen zu bekämpfen (Gattuso et al., 2018).

Ein weiteres Beispiel ist der Unterschied zwischen künstlichen und natürlichen Riffen, welche die Struktur der Gemeinschaft in natürlichen Lebensräumen beeinflussen kann (Simon et al., 2013). Auch die Art und die Größe des Steinriffs sind entscheidend für ihre biologischen Funktionen (Dahl et al., 2016). Es ist daher wichtig, die Ausgestaltung mit den Zielen des Wiederherstellungsprojekts in Einklang zu bringen.

Die Bereitstellung von ÖSL kann außerdem durch verschiedene menschliche und natürliche Aspekte beeinflusst werden. Daher empfiehlt es sich, regelmäßig die Managementpläne zu überprüfen, anzupassen und zu aktualisieren. Um effektiv zu sein, muss ein ökosystembasiertes Management verschiedene Interessengruppen beteiligen, mehrere Arten berücksichtigen, soziale und ökologische Aspekte verbinden sowie **Umwelt- und Ökologieveränderungen** einbeziehen (Voss et al., 2017). Ein Beispiel hierfür ist der Klimawandel, der sich auf alle untersuchten Lebensräume und ihre ÖSL auswirken wird (Paprotny et al., 2021; Duarte et al., 2018; Haller et al., 2011; Schäfer et al., 2008).

Um feststellen zu können, in welchem Umfang welche ÖSL bereitgestellt werden können, ist es außerdem wichtig zu verstehen, welche **Trade-offs und positive Wechselwirkungen** zwischen der Bereitstellung verschiedener ÖSL es gibt und wie sich diese auf das Wohlbefinden der Menschen auswirken (Howe et al., 2014).

Trade-offs entstehen, wenn private Interessen an Versorgungsleistungen bestehen oder wenn es einen Wettbewerb zwischen verschiedenen Arten von ÖSL gibt (Howe et al., 2014). Beispielsweise wird Seegras als Dünger genutzt, aber diese Praxis müsste eingestellt werden, wenn Seegraswiesen langfristig als Kohlenstoffsinken dienen sollen (Röschel et al., 2022).

Trade-offs und positive Wechselwirkungen können auch am Beispiel von Sandhabitaten verdeutlicht werden. Das Ausmaß an kulturellen ÖSL hängt stark von den Vorlieben der Menschen für Landschaften, Freizeitaktivitäten, Standortmerkmalen und der Zugänglichkeit ab (Mayer, 2018). Tourist:innen entlang der Ostseeküste bevorzugen naturbelassene und wenig besuchte Strände (Benkenstein et al., 2019) sowie klares Wasser (Dolch, 2004; Haller et al., 2011; Czajkowski et al., 2015). Zudem empfinden sie Schaum, Quallen und Meeresalgen als störend (Kessler 2008; Scheibe et al., 2010). Aufgrund der Freizeitnutzung wird also das Strandgut, das angespült wird, durch teure Reinigungsmaßnahmen entfernt, welches als Biomasse benutzt werden kann (Robbe et al., 2021).

Was auf den ersten Blick als positive Wechselwirkung erscheinen mag, wird durch die Studie von Robbe und Kolleg:innen aus dem Jahr 2021 widerlegt. Die Reinigungsmaßnahmen führen zu Schäden an den Sandhabitaten und zu Sandverlusten (Haller et al., 2011). Darüber hinaus beeinträchtigen sie die Sedimente und Vegetation, was wiederum den Küstenschutz beeinträchtigt. Dabei gehen wertvolle Lebensräume sowie die Funktion der Samenausbreitung verloren. Das Entfernen von angespülten Algen in Bezug auf die Gesamtbereitstellung von ÖSL ist daher nicht vorteilhaft (Robbe et al., 2021). Obwohl kulturelle ÖSL als die wichtigste Kategorie an sandigen Ostseestränden wahrgenommen werden kann, sind sie stark von Regulierungs- und Erhaltungsleistungen abhängig (Kandziora et al., 2013).

Ein Beispiel für positive Wechselwirkungen bei der Bereitstellung verschiedener ÖSL bietet die Wiederherstellung von Salzgrasländern. Die Beweidung oder Heugewinnung spielt dabei nicht nur eine entscheidende Rolle bei der Schaffung dieser Lebensräume, sondern kann auch zu ihrer Erhaltung beitragen (Schäfer et al., 2008; Dijkema 1990). Die Studie von Graversen aus dem Jahr 2022 zeigt, dass Beweidung die Kohlenstoffbindung nicht beeinträchtigt. Seiberling (2003) argumentiert, dass der Abbau von Deichen und die Wiederherstellung von Salzgrasländern eine praktische Alternative zum Bau neuer Deiche oder zur Erhöhung bestehender Deiche unter Berücksichtigung von Landwirtschaft, Naturschutz und Küstenschutz sein kann. Allerdings betont Wanner (2009), dass Entscheidungen bezüglich der Beweidung Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung und ökologischen Funktionen haben können und somit von den spezifischen Naturschutzinteressen abhängen.

Die Wiederherstellung von Lebensräumen kann außerdem die **Einschränkung menschlicher Aktivitäten** erfordern, was wiederum die Bereitstellung von Versorgungsleistungen oder kulturellen Leistungen beeinträchtigen kann.

Änderungen in der Versorgung mit ÖSL sind vom **Schutzzumfang der Lebensräume** abhängig (Pakalniete et al., 2021). Typische Aktivitäten, die sich negativ auf die Wiederherstellung von natürlichen Riffen auswirken könnten, sind beispielsweise das Fischen im, auf dem und um das Riff herum, die Navigation sowie das Tauchen (Dahl et al., 2014).

Es ist also wichtig zu verstehen, auf welchen Nutzen aus ÖSL wir verzichten müssen, um Lebensräume zu schützen und andere ÖSL bereitzustellen. Zusätzlich müssen wir herausfinden, welche zusätzlichen Kosten entstehen, wenn wir die Vorteile gerecht auf die betroffenen Sektoren verteilen (Voss et al., 2017).

Welche gesellschaftlichen Gruppen können von den bereitgestellten ÖSL profitieren, beziehungsweise können durch die Wiederherstellungsmaßnahmen und entsprechende ÖSL beeinträchtigt werden?

Die in diesem Bericht identifizierten ÖSL unterstützen sowohl private als auch öffentliche Interessen in verschiedenen Bereichen der Gesellschaft. Es ist unwahrscheinlich, dass verschiedene Bedürfnisse gleichzeitig erfüllt werden, ohne bewusste Anstrengungen zu unternehmen (Howe et al., 2014). Obwohl viele daran interessiert sind, Ergebnisse zu entwickeln, die für alle von Vorteil sind, gibt es oft wenig Verständnis dafür, wie man diese erreichen kann (Howe et al., 2014).

Oft müssen in Entscheidungsprozessen **Kompromisse zwischen der Bereitstellung unterschiedlicher ÖSL** gefunden werden. **Rechtliche und politische Rahmenbedingungen** legen die Regeln für die Bereitstellung von ÖSL sowie den Zugang zu Ressourcen fest und beeinflussen somit, wer von der Wiederherstellung dieser Lebensräume profitieren oder durch sie möglicherweise Verluste erleiden wird (Paavola et al., 2009; Walker et al., 2004).

Die marine Politik legt beispielsweise fest, welche Lebensräume an welchen Orten unter welchem Schutz stehen werden, und entsprechend, welche Aktivitäten eingeschränkt werden. Die Studie von Pakalniete und Kolleg:innen aus dem Jahr 2021 zeigt, dass Bürger:innen in Lettland bereit wären, für den Erhalt von geogenen Riffen durch die Ausweisung von Meeresnaturschutzgebieten in der lettischen Ostsee zu zahlen. Diese Bereitschaft überwiegt sogar die negativen Auswirkungen auf das Wohlbefinden durch Einschränkungen wirtschaftlicher Aktivitäten wie der Fischerei. Dabei steigt die Bereitschaft, wenn sie darüber informiert werden, wie diese Lebensräume zum menschlichen Wohlbefinden beitragen. In diesem Fall würde unter anderem die Fischerei die Kosten der Bereitstellung von Regulierungs- und Erhaltungsleistungen tragen. Durch **begleitende sozioökonomische Maßnahmen** könnten jedoch die Kosten und Nutzen umverteilt werden.

Obwohl Landwirt:innen anfänglich Ertragseinbußen verzeichnen würden, wenn Deiche abgebaut und Salzgrasländer wiederhergestellt werden, argumentiert Seiberling (2003), dass sich innerhalb kurzer Zeit wertvolle und seltene Küstenökosysteme entwickeln können. Diese fungieren als "Wellenbrecher" und können die Kosten im Küstenschutz reduzieren, insbesondere vor dem Hintergrund des steigenden Meeresspiegels. Seiberling weist darauf hin, dass es Potential für **Ausgleichszahlungen** an Landwirt:innen in den ersten Jahren gibt, um die anfänglichen Verluste zu kompensieren. Die Frage stellt sich dann, aus welchen Mitteln solche Zahlungen finanziert werden können und ob die eingesparten Kosten im Küstenschutz hoch genug sind, um die Ausgleichszahlungen zu decken. Erst wenn solche Fragen geklärt sind, lässt sich feststellen, wie die Vorteile und Kosten der Wiederherstellung in der Gesellschaft verteilt sind.

Im Rahmen der Wiederherstellung kann auch **Infrastruktur** geschaffen werden, um mögliche trade-offs anzugehen. Ein Beispiel sind die sogenannten "Strandinseln", die darauf abzielen, die Artenvielfalt von Strandpflanzen und Brutvögeln zu fördern. Diese Bereiche sind vor dem Betreten geschützt, um natürlichen Prozessen freien Lauf zu lassen. Dies muss jedoch nicht zwangsläufig auf Kosten kultureller Ökosystemleistungen geschehen, da die Beschilderung zur Umweltbildung über Dünen- und Küstenschutz beitragen kann (Schulz, 2020). Solche Infrastruktur ermöglicht Tourist:innen und den lokalen Bewohner:innen eine andere Interaktion mit dem geschützten Bereich. Sie können davon profitieren, ohne die Regulierungs- und Erhaltungsleistungen zu beeinträchtigen.

Ein weiterer entscheidender Faktor, der die Verteilung von Kosten und Nutzen bestimmt, ist der **Zeitraum** zwischen der Wiederherstellung der Lebensräume und der tatsächlichen Bereitstellung der ÖSL. Die Vegetation auf aufgegebenen Salzmarschen kann beispielsweise erst 5 bis 10 Jahre nach der Wiederaufnahme der Beweidung zurückkehren (Bakker et al. 1997). Und selbst wenn menschliche Belastungen wie Überdüngung abnehmen, braucht es oft viele Jahrzehnte bis Jahrhunderte, bis Seegras zurückkehrt (van Katwijk et al., 2021). Während die Wiederherstellungskosten sofort anfallen, zeigen sich die Vorteile oft erst später über einen längeren Zeitraum hinweg. Möglicherweise profitieren die gegenwärtigen Generationen nicht unmittelbar davon.

Welche Stakeholder sind für die Wiederherstellung und Schutz dieser Lebensräume relevant?

Die Entwicklung, Planung und Umsetzung von Wiederherstellungsmaßnahmen erfordern das Zusammenführen von Daten aus verschiedenen Fachbereichen sowie Dialogprozesse, um Strategien zu entwickeln und abzustimmen (Knoblauch et al., 2012). Zu den wichtigen Stakeholdern gehören diejenigen, die einen Einfluss auf die Bereitstellung von ÖSL durch die Wiederherstellung der vier untersuchten Lebensräume haben, sowie diejenigen, die von der Bereitstellung von ÖSL profitieren oder davon beeinträchtigt werden könnten.

Die Einbeziehung von **lokalem Wissen** spielt eine entscheidende Rolle, um die am besten geeigneten Maßnahmen für eine spezifische Umgebung zu identifizieren (Dahl et al., 2016). Für die Wiederherstellung von geogenen Riffen kann beispielsweise die lokale Bevölkerung Informationen über die aktuelle Nutzung des Gebiets liefern, sowie zum Standort, zur Tiefe, zur Ausdehnung, zur Steingröße und zur Struktur des ursprünglichen Steinriffs. Auch Daten zu früheren und aktuellen Beständen der Arten sind wichtig, ebenso wie Informationen über den lokalen Wasserstand, Strömungen, Wellen und Risiken des Sedimenttransports (Dahl et al., 2016). Die Fallstudie von Martínez und Kolleg:innen aus dem Jahr 2014 an der deutschen Ostsee hat gezeigt, dass die lokale sozioökonomische Entwicklung die Vorlieben für bestimmte Maßnahmen vor Ort beeinflusst. Daher ist es wichtig, die **lokalen Traditionen und Erfahrungen** zu berücksichtigen, bevor man ein Projekt zur Anpassung der Küste plant oder umsetzt.

Bei der Wiederherstellung der vier untersuchten Lebensräume in bzw. an der deutschen Ostsee sind verschiedene Gruppen wichtig, um sicherzustellen, dass die Projekte erfolgreich sind und langfristig bestehen. Es ist entscheidend, diese Gruppen zu identifizieren und einzubeziehen, um die Planung, Umsetzung und langfristige Pflege der Wiederherstellungsbemühungen effektiv zu gestalten. Dazu gehören Beteiligte von lokalen bis internationalen **Behörden, Ehrenamtliche, Wissenschaftler:innen und Praktiker:innen, Vertreter:innen des privaten Sektors** (Zerbe et al. 2009) sowie **Mitglieder der lokalen Bevölkerung** (Dahl et al., 2016). Knoblauch und sein Team (2012) geben einen Überblick über die verschiedenen Gruppen von Beteiligten an der deutschen Ostseeküste und ihre Verantwortlichkeiten.

Die identifizierten ÖSL zeigen, dass sowohl Fachwissen als auch Verantwortlichkeiten über den Naturschutzsektor hinaus von Bedeutung sind für den Erfolg der Wiederherstellungsmaßnahmen und der entsprechenden Bereitstellung von ÖSL. Es ist wichtig, Expert:innen, Verantwortliche und Betroffene in den Bereichen Naturschutz, Küstenschutz, Wasserschutz, Klimaschutz, Fischerei, Landwirtschaft, Bildung und Tourismus einzubeziehen. Die im Rahmen dieses Berichtes identifizierten Stakeholder werden in einer Tabelle aufgeführt, die sich im Anhang befindet. Gamble und Kolleg:innen (2021) empfehlen außerdem eine **interdisziplinäre Arbeitsgruppe** zu bilden, die verschiedene Fachgebiete wie Ökologie, Fischereimanagement, Schifffahrt, Regulierung, Hydrologie, Wirtschaft, Politikwissenschaft und Ingenieurwissenschaften miteinbezieht. Eine effektive Bewertung mariner ÖSL ist eine interdisziplinäre Zusammenarbeit, die den Dialog zwischen Wissenschaft und Politik erfordert (Kuhn et al., 2023b).

Idealerweise sollten die Rahmenbedingungen so gestaltet werden, dass gemeinsame Ziele erreicht werden können. In der Praxis werden sie jedoch oft innerhalb bestimmter Sektoren entwickelt und umgesetzt, ohne aufeinander abgestimmt zu sein. Gesetze und Institutionen vernachlässigen daher oft übergreifende Themen, was dazu führt, dass der Umgang mit diesen Themen oft fragmentiert und unvollständig ist (Nicholls, 2018). Deshalb sind Dialogprozesse und die Integration gemeinsamer Ziele über alle Bereiche hinweg besonders wichtig (dazu Pröbstl et al., 2023; Cardona Santos et al., 2023; Karlsson-Vinkhuyzen et al., 2018).

8. FAZIT

Die Wiederherstellung von Sandhabitaten, Seegraswiesen, Salzgrasländern und geogenen Riffen in der deutschen Ostsee zeigt sich als komplexe, aber entscheidende Aufgabe für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen (ÖSL). Die verschiedenen Lebensräume tragen maßgeblich zur Artenvielfalt, zum Klimaschutz, zur Küstenschutzfunktion, zur Nährstoffregulierung, zur Unterstützung der Fischerei und zur Freizeitnutzung bei. Die bisherigen wissenschaftlichen Ergebnisse sind jedoch noch nicht ausreichend für eine umfassende Bewertung der ÖSL dieser vier Ökosysteme der Ostsee.

Die begrenzte Anzahl von Studien zur monetären Bewertung der ÖSL spezifisch für diese Lebensräume in der deutschen Ostsee weist auf eine Wissenslücke hin. Die vorhandenen Forschungsergebnisse konzentrieren sich oft auf biologische und physische Aspekte, während soziale, wirtschaftliche und politische Aspekte weniger Beachtung finden. Dennoch unterstreichen die bestehenden Studien die Relevanz dieser Lebensräume für die deutsche Gesellschaft und Wirtschaft.

Die Wiederherstellung dieser Lebensräume verursacht auch Kosten, die sowohl von öffentlichen Stellen als auch von Privatpersonen oder Unternehmen getragen werden, beispielsweise durch entgangene Gewinne aufgrund eingeschränkter wirtschaftlicher Aktivitäten. Eine Analyse des Gesamtwertes der bereitgestellten ÖSL sowie der Gesamtkosten für die Gesellschaft würde es ermöglichen zu prüfen, ob die Wiederherstellung dieser Lebensräume an bestimmten Orten wirtschaftlich sinnvoll ist. Diese Analyse würde es auch ermöglichen festzustellen, inwieweit finanzielle Kompensationen für betroffene Personen möglich sind. Begleitende Mechanismen, die die Nutzen und Kosten der Wiederherstellung gerecht verteilen, tragen zur Steigerung der Akzeptanz der Maßnahmen bei.

Die identifizierten Stakeholder, darunter die zuständigen Behörden, Wissenschaftler:innen, Naturschutzorganisationen, die lokale Bevölkerung und der private Sektor spielen eine Schlüsselrolle bei der Planung, Umsetzung und Pflege dieser Wiederherstellungsmaßnahmen. Die Notwendigkeit einer interdisziplinären Arbeitsgruppe, die verschiedene Fachgebiete einbezieht, unterstreicht die Komplexität und die vielschichtigen Zusammenhänge, die bei der erfolgreichen Umsetzung berücksichtigt werden müssen.

Um umfassende Entscheidungen für die erfolgreiche Wiederherstellung und den langfristigen Schutz dieser Lebensräume zu treffen, ist es unerlässlich, die vorhandenen Datenlücken zu schließen, den Dialog zwischen den Stakeholdern zu fördern und die verschiedenen Dimensionen der ÖSL zu berücksichtigen. Nur durch einen koordinierten und umfassenden Ansatz kann das volle Potenzial der deutschen Ostsee entfaltet und somit zu einer Harmonisierung von sozialen, wirtschaftlichen und ökologischen Zielen beigetragen werden.

LITERATUR

Ahtiainen, H. , Liski, E. , Pouta, E. , Soini, K. , Bertram, C. , Rehdanz, K. , Pakalniete, K. , Meyerhof, J. , 2019. Cultural ecosystem services provided by the Baltic Sea marine environment. *Ambio* 48 (11), 1350–1361.

Ahtiainen, H., & Öhman, M. C. (2014). *Ecosystem services in the Baltic Sea: valuation of marine and coastal ecosystem services in the Baltic Sea*. Nordic Council of Ministers.

Ahtiainen, H., Artell, J., Czajkowski, M., Hasler, B., Hasselström, L., Huhtala, A., ... & Semenienė, D. (2014b). Benefits of meeting nutrient reduction targets for the Baltic Sea—a contingent valuation study in the nine coastal states. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 3(3), 278–305.

Ahtiainen, H. , Artell, J. , Czajkowski, M. , Hasler, B. , Hasselström, L. , Hyytiäinen, K. , Meyerhoff, J. , Smart, J.C.R. , Söderqvist, T. , Zimmer, K. , Khaleeva, J. , Rastrigina, O. , Tuhkanen, H. , (2013). Public preferences regarding use and condition of the Baltic Sea –an international comparison informing marine policy. *Mar. Policy* 42, 20–30.

Ahmerkamp (2018). The role of sandy sediments for the North Sea ecosystem. *Marine Ecosystem Services*, BfN-Skripten 521.2018,46–54.

Asmala, E. , Carstensen, J. , Conley, D.J. , Slomp, C.P. , Stadmark, J. , Voss, M. , 2017. Efficiency of the coastal filter: nitrogen and phosphorus removal in the Baltic Sea. *Limnol. Oceanogr.* 62 (1), S222–S238

Atkins, J.P., Burdon, D., Elliott, M., Gregory, A.J., 2011. Management of the marine environment: integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 215–226.

Austin, Å.N., Hansen, J.P., Donadi, S., Eklöf, J.S., 2017. Relationships between aquatic vegetation and water turbidity: a field survey across seasons and spatial scales. *PLoS One* 12.

Bakker, J. (1997). 14 Options for restoration and management of coastal salt marshes in Europe. *Restoration ecology and sustainable development*, 286.

Barbier, E. B., Baumgärtner, S., Chopra, K., Costello, C., Duraiappah, A., Hassan, R., ... & Perrings, C. (2009). The valuation of ecosystem services. *Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: An ecological and economic perspective*, 10.

Beaumont, N. J., Jones, L., Garbutt, A., Hansom, J. D., & Toberman, M. (2014). The value of carbon sequestration and storage in coastal habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 137, 32–40.

Beck MW, Heck KL, Able KW, Childers DL and others (2001) The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience* 51:633–641.

Beeftink, W. G. (1984). Geography of European halophytes. In *Salt Marshes in Europe*, ed. K. S. Dijkema et al. Council of Europe, Nature and Environment Series, No. 30, pp. 15–33.

Beil, T. & Hampicke, U. (2004): Ökonomische Bewertung der Biodiversität von Salzgrasland. In: *Entwicklung der Biodiversität in Salzgrasländern der Vorpommerschen Boddenlandschaft. Abschlussbericht des Verbundprojektes BIOSALT. Teil A. Abschlussbericht Teilprojekt. S. 5.1–5.37.*

Beisiegel, K., Tauber, F., Gogina, M., Zettler, M. L., & Darr, A. (2019). The potential exceptional role of a small Baltic boulder reef as a solitary habitat in a sea of mud. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(2), 321–328.

Beisiegel, K., Darr, A., & Zettler, M. L. (2015). Investigation and classification of reefs in the German Baltic Sea. *Progress in Marine Conservation in Europe 2015*, 121.

Bertram, C., Ahtiainen, H., Meyerhoff, J., Pakalniete, K., Pouta, E., & Rehdanz, K. (2020). Contingent behavior and asymmetric preferences for Baltic Sea coastal recreation. *Environmental and Resource Economics*, 75, 49–78.

Bergström, S., Alexandersson, H., Carlsson, B., Josefsson, W., Karlsson, K.G., Westring, G., 2001. Climate and hydrology of the baltic basin. In: Wulff, F.V., Rahm, L.A., Larsson, P. (Eds.), *A Systems Analysis of the Baltic Sea*. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 75–112.

Bernhardt, K. G., & Koch, M. (2003). Restoration of a salt marsh system: temporal change of plant species diversity and composition. *Basic and Applied Ecology*, 4(5), 441–451.

Benkenstein, M., Poser, K. E., Müller, F., 2019. Ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen an der Ostsee aus touristischer Perspektive. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*. 29: 29–37.

Bier, N.; Jäckel, C.; Dieckmann, R.; Brennholt, N.; Böer, S.I.; Strauch, E. (2015). Virulence Profiles of *Vibrio vulnificus* in German Coastal Waters, a Comparison of North Sea and Baltic Sea Isolates. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 12, 15943–15959.

Bingham, G., Bishop, R., Brody, M., Bromley, D., Clark, E. T., Cooper, W., ... & Suter, G. (1995). Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making. *Ecological economics*, 14(2), 73–90.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2006). Integriertes Küstenzonenmanagement in Deutschland. Nationale Strategie für ein integriertes Küstenzonenmanagement.

Bobsien, I.C., Hukriede, W., Schlamkow, C., Friedland, R., Dreier, N., Schubert, P.R. Karez, 700 R., Reusch, T.B.H. (2021) Modelling eelgrass spatial response to nutrient abatement measures in a changing climate. *Ambio* 50, 400–412

Bock, G. (2003). Quantifizierung und Lokalisation der entnommenen Hartsubstrate vor der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. Eine historische Aufarbeitung der Steinfischerei.

Bock, G. M., Thiermann, F., Rumohr, H., & Karez, R. (2003). Ausmaß der Steinfischerei an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. *Jahresbericht Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein* 2003, 8, 111–116.

Bockholt, R. (2006). The salt-grassland of the Baltic Sea Coast of Mecklenburg Western Pomerania with its most common plants. *Salt grasslands and coastal meadows*, 5–13.

Boedeker, D., Krause, J. C., & von Nordheim, H. (2006). Interpretation, identification and ecological assessment of the NATURA 2000 habitats "sandbank" and "reef". *Progress in marine conservation in Europe: NATURA 2000 sites in German offshore waters*, 47–64.

Boedecker, D. & Knapp, H.D. (1996): Ökologie der Salzwiesen, Dünen und Schären. In: Rheinheimer, G. (Ed.): *Meereskunde der Ostsee*. 2. Aufl. Berlin. 222–229.

Borja, Á., Elliott, M., Carstensen, J., Heiskanen, A.-S., van de Bund, W., 2010. Marine management – towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. *Mar. Pollut. Bull.* 60 (12), 2175–2186.

Böhnke-Henrichs, A., Baulcomb, C., Koss, R., Hussain, S. S., & de Groot, R. S. (2013). Typology and indicators of ecosystem services for marine spatial planning and management. *Journal of environmental management*, 130, 135–145.

Boström C., Baden S., Bockelmann A., Dromph K., Fredriksen S. and Gustafsson C. (2014). Distribution, structure and function of Nordic eelgrass (*Zostera marina*) ecosystems: implications for coastal management and conservation. *Aq. Cons. Mar. Freshwater Ecosyst.* 24(3):410–434.

- Bromberg Gedan, K., Silliman, B. R., & Bertness, M. D. (2009). Centuries of human-driven change in salt marsh ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 1, 117–141.
- Buczko, U., Jurasinski, G., Glatzel, S., & Karstens, S. (2022). Blue Carbon in Coastal Phragmites Wetlands Along the Southern Baltic Sea. *Estuaries and Coasts*, 45(7), 2274–2282.
- Burkhard, B. (2017). 5.6. 4. Ecosystem services matrix. Mapping ecosystem services, 225.
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., & Windhorst, W. (2009). Landscapes' capacities to provide ecosystem services-A concept for land-cover based assessments. *Landscape online*, 15–15.
- Cardona Santos, E., Kinniburgh, F., Schmid, S., Büttner, N., Pröbstl, F., Liswanti, N., ... & Zinngrebe, Y. (2023). Mainstreaming revisited: Experiences from eight countries on the role of National Biodiversity Strategies in practice. *Earth System Governance*, 16, 100177.
- Carstensen, J. , Conley, D.J. , Almroth-Rosell, E. , Asmala, E. , Bonsdorff, E. , Fleming-Lehtinen, V. , Gustafsson, B.G. , Gustafsson, C. , Heiskanen, A.S. , Janas, U. , Norkko, A. , Slomp, C. , Villnäs, A. , Voss, M. , Zilius, M. , 2020. Factors regulating the coastal nutrient filter in the Baltic Sea. *Ambio* 49 (6), 1194–1210 .
- Chmura, D.G.L.; Anisfeld, S.C.; Cahoon, D.R. & Lynch, J.C. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles* 17(4): 1111.
- Christianen MJA, van Belzen J, Herman PMJ, van Katwijk MM, Lamers LPM, van Leent PJM, Bouma TJ (2013). Low-canopy seagrass beds still provide important coastal protection services. *PLoS ONE* 8:e6241.
- Creed, R., Baily, B., Potts, J., Bray, M., & Austin, R. (2018). Moving towards sustainable coasts: A critical evaluation of a stakeholder engagement group in successfully delivering the mechanism of adaptive management. *Marine Policy*, 90, 184–193.
- Custódio, L., Laukaityte, S., Engelen, A.H., Rodrigues, M.J., Pereira, H., Vizetto-Duarte, C., et al., (2016). A comparative evaluation of biological activities and bioactive compounds of the seagrasses *Zostera marina* and *Zostera noltei* from southern Portugal. *Nat. Prod. Res.* 30, 724–728.
- Czajkowski, M., Ahtiainen, H., Artell, J., Budziński, W., Hasler, B., Hasselström, L., ... & Hanley, N. (2015). Valuing the commons: An international study on the recreational benefits of the Baltic Sea. *Journal of environmental management*, 156, 209–217.
- Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., ... & Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 21–28.
- Daw, T., K. Brown, S. Rosendo, and R. Pomeroy. 2011. Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: The need to disaggregate human well-being. *Environmental Conservation* 38 (4): 370–379.
- de Groot, R.S., Fisher, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Gowdy, J., Haines-Young, R., Maltby, E., Neuville, A., Polasky, S., Portela, R., Ring, I. (2010a). Integrating the ecological economic dimensions in biodiversity ecosystem service valuation. In: Kumar, P. (Ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London and Washington.
- de Los Santos, C. B., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Marbà, N., Duarte, C. M., Van Katwijk, M. M., ... & Santos, R. (2019). Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nature communications*, 10(1), 3356.
- Delaune, R.D., Nyman, J.A., Patrick, W.H. (1994). Peat Collapse, Ponding and Wetland Loss in a Rapidly Submerging Coastal Marsh. *J. Coastal Res.* 10, (4), 1021–1030.

- Dijkema, K. S. (1990). Salt and brackish marshes around the Baltic Sea and adjacent parts of the North Sea: their vegetation and management. *Biological Conservation*, 51(3), 191–209.
- Dolch, T. (Eds.), *Marine Science Reports* 57. Ehmer, P. and E. Heymann, 2008. Climate change and tourism: Where will the journey lead?. Deutsche Bank Research.
- Drakou, E. G., Kermagoret, C., Liqueste, C., Ruiz-Frau, A., Burkhard, K., Lillebø, A. I., ... & Peev, P. (2018). Marine and coastal ecosystem services on the science–policy–practice nexus: challenges and opportunities from 11 European case studies. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(3), 51–67.
- Duarte, B., Martins, I., Rosa, R., Matos, A. R., Roleda, M. Y., Reusch, T. B., ... & Jueterbock, A. (2018). Climate change impacts on seagrass meadows and macroalgal forests: an integrative perspective on acclimation and adaptation potential. *Frontiers in Marine Science*, 5, 190.
- Duarte, C.M., I.J. Losada, I.E. Hendriks, I. Mazarrasa, and N. Marbà. (2013). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change* 3: 961–968.
- Duarte, C. M.; Middelburg, J. J.; Caraco, N. (2005): Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. In: *Biogeosciences*, 2005, 2, 1, S. 1–8.
- Emadodin, I., Reinsch, T., Rotter, A., Orlando-Bonaca, M., Taube, F., & Javidpour, J. (2020). A perspective on the potential of using marine organic fertilizers for the sustainable management of coastal ecosystem services. *Environmental Sustainability*, 3, 105–115.
- Everard M, Jones L, Watts B (2010) Have we neglected the societal importance of sand dunes? An ecosystem services perspective. *Aquat Conserv* 20:476–487.
- Feldens A, Marx D, Herbst A, Darr A, Papenmeier S, Hinz M, Zettler ML and Feldens P (2023). Distribution of boulders in coastal waters of Western Pomerania, German Baltic Sea. *Front. Earth Sci.* 11:1155765.
- Flávio H, Seitz R, Eggleston D, Svendsen JC, Støttrup J. 2022. Hard-bottom habitats support commercially important fish species: a systematic review for the North Atlantic Ocean and Baltic Sea. *PeerJ* 11:e1468.
- Fletcher, S. (2003) Stakeholder representation and the democratic basis of coastal partnerships in the UK. *Marine Policy*. 27(3), 229–240.
- Fock, T. (2002). The basic economic and political conditions for the future use of salt grassland at the Baltic Sea in Germany. In: Fock, T., Hergarden, K., Repasi, D., eds., *Salt grasslands and coastal meadows in the Baltic Region*, Schr.-R. Fachhochschule Neubrandenburg Reihe A, Fachbere: 365 *Agrarwirtschaft und Landschaftsarchitektur* 18, 71–78.
- Fonseca, M.S., Cahalan, J.A., 1992. A preliminary evaluation of wave attenuation by four species of seagrass. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 35, 565–576.
- Friess, D. A., Yando, E. S., Alemu, J. B., Wong, L. W., Soto, S. D., & Bhatia, N. (2020). Ecosystem services and disservices of mangrove forests and salt marshes. *Oceanography and marine biology*.
- Fulton, C. J., Berkström, C., Wilson, S. K., Abesamis, R. A., Bradley, M., Åkerlund, C., ... Tinkler, P. (2020). Macroalgal meadow habitats support fish and fisheries in diverse tropical seascapes. *Fish and Fisheries*, 21(4), 700–717.
- Gamble, C., Glover, A., Debney, A., Bertelli, C., Green, B., Hendy, I., ... & Preston, J. (2021, November). *Seagrass Restoration Handbook: UK and Ireland*. Zoological Society of London.
- Garbutt, A., De Groot, A., Smit, C., & Pétilon, J. (2017). European salt marshes: ecology and conservation in a changing world. *Journal of Coastal Conservation*, 21, 405–408.

Giuliani, S., & Bellucci, L. G. (2019). Salt marshes: their role in our society and threats posed to their existence. In *World seas: An environmental evaluation* (pp. 79–101). Academic Press.

Gattuso J-P, Magnan AK, Bopp L, Cheung WWL, Duarte CM, Hinkel J, McLeod E, Micheli F, Oschlies A, Williamson P, Billé R, Chalastani VI, Gates RD, Irsson J-O, Middelburg JJ, Pörtner H-O, Rau GH (2018) Ocean solutions to address climate change and its effects on marine ecosystems. *Front Mar Sci* 5:337

Graversen, A. E. L., Banta, G. T., Masque, P., & Krause-Jensen, D. (2022). Carbon sequestration is not inhibited by livestock grazing in Danish salt marshes. *Limnology and Oceanography*, 67, S19–S35.

Haines-Young RH, Potschin MP (2010) The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli DG, Frid CLJ, editors. *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge: BES Ecological Reviews Series, Cambridge University Press. 110–139.

Haller, I., Stybel, N., Schumacher, S., & Mossbauer, M. (2011). Will beaches be enough? Future changes for coastal tourism at the German Baltic Sea. *Journal of Coastal Research*, (61), 70–80.

Hasler, B. (2016). *Marine ecosystem services: marine ecosystem services in Nordic marine waters and the Baltic Sea-possibilities for valuation*. Nordic Council of Ministers.

Harff, J., S. Björck, and P. Hoth. 2011. *The Baltic Sea Basin*. Berlin: Springer.

Hattam, C. , Atkins, J.P. , Beaumont, N. , Börger, T. , Böhnke-Henrichs, A. , Burdon, D. , De Groot, R. , Hoefnagel, E. , Nunes, P.A.L.D. , Piwowarczyk, J. , Sastre, S. , Austen, M.C. , 2015. Marine ecosystem services: Linking indicators to their classification. *Ecol. Indic.* 49, 61–75.

Herrmann, C. & Holz, R. (1997): Küstenüberflutungsräume zwischen Ökologie und Ökonomie – Probleme und Perspektiven. In: Boedecker, D. & von Nordheim, H. (Bearb.): *Naturschutz und Küstenschutz an der deutschen Ostseeküste, Ergebnisse einer „Vilmer Expertentagung“ zum Erhalt der natürlichen Küsten-Morphodynamik*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 52, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. 37–44.

Heinicke, K., Bildstein, T., Reimers, H. C., und Boedeker, D. (2021). Leitfaden zur großflächigen Abgrenzung und Kartierung des Lebensraumtyps „Riffe“ in der deutschen Ostsee (EU-Code 1170; Untertyp: geogene Riffe), BfN Schriften 612.

HELCOM (2023): State of the Baltic Sea. Third HELCOM holistic assessment 2016–2021. Baltic Sea Environment Proceedings n°194.

HELCOM (2018a). HELCOM Thematic Assessment of Biodiversity 2011–2016.

HELCOM (2018b). State of the Baltic Sea –second HELCOM holistic assessment 2011–2016. In: *Baltic Sea Environment Proceedings*.

HELCOM (2018c). HELCOM Assessment on Maritime Activities in the Baltic Sea 2018.

HELCOM (2013). HELCOM HUB –Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and Habitat Classification.

Held, E.; Kockel, R.; Seiberling, S. & Schickhoff, U. (2004): Raum-zeitliche Dynamik und Funktion der Biodiversität in Salgrasländern der Vorpommerschen Boddenlandschaft. In: *Entwicklung der Biodiversität in Salgrasländern der Vorpommerschen Boddenlandschaft. Abschlussbericht des Verbundprojektes BIOSALT. Teil A. S. 2.1–2.50.*

Holz, R.; Hermann, C. & Müller-Motzfeld, G. (1996): Vom Polder zum Ausdeichungsgebiet: Das Projekt Karrender Wiesen und die Zukunft der Küstenüberflutungsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. *Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern* 32: 3–27.

- Howe, C., Suich, H., Vira, B., & Mace, G. M. (2014). Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: a meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change*, 28, 263-275.
- Hurlbert, M., & Gupta, J. (2015). The split ladder of participation: A diagnostic, strategic, and evaluation tool to assess when participation is necessary. *Environmental Science & Policy*, 50, 100-113.
- Inácio, M., Karnauskaitė, D., Baltranaitė, E., Kalinauskas, M., Bogdzevič, K., Gomes, E., & Pereira, P. (2020). Ecosystem services of the Baltic Sea: An assessment and mapping perspective. *Geography and sustainability*, 1(4), 256-265.
- Jankowska, E., Michel, L., Zaborska, A., & Włodarska-Kowalczyk, M. (2016). Sediment carbon sink in low-density temperate eelgrass meadows (Baltic Sea). *Journal of Geophysical Research. Biogeosciences*, 121(12).
- Janssen, G., Stratmann, L., Meinel, G., Hecht, R., Herold, H., ... Hartje, V. (2012). Umsetzung der nationalen Strategie zum Integrierten Küstenzonenmanagement: Strategien, Instrumente und Maßnahmen eines sparsamen, umweltschonenden und effizienten Umgangs mit der Ressource „Fläche“ im Küstenraum. Fallstudien in Regionen mit besonderem Handlungsbedarf. Umweltbundesamt, Texte | 04/2012,362.
- Jänes, H., Macreadie, P. I., Zu Ermgassen, P. S., Gair, J. R., Treby, S., Reeves, S., ... & Carnell, P. (2020). Quantifying fisheries enhancement from coastal vegetated ecosystems. *Ecosystem Services*, 43, 101105.
- Jernberg, S., Kuosa, H., Boström, C., Burdon, D., Haavisto, F., Heiskanen, A. S., ... & Kostamo, K. (2024). Linking natural capital stocks with ecosystem services in the Northern Baltic Sea. *Ecosystem Services*, 65, 101585.
- Jeschke, L. (1995) Salzgrasland und Röhrichte an der vorpommerschen Ostseeküste. WWF-Tagungsbericht 9, 185-199.
- Jeschke, L. (1987): Vegetationsdynamik des Salzgraslandes im Bereich der Ostseeküste der DDR unter dem Einfluß des Menschen. *Hercynia N.F. Leipzig* 24 (3): 321-328.
- Kandziora, M., Burkhard, B., & Müller, F. (2013). Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosystem Services*, 4, 47-59.
- Karez, R., & Schories, D. (2005). Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 14, 95-107.
- Karlsson-Vinkhuyzen, S., Boelee, E., Cools, J., van Hoof, L., Hospes, O., Kok, M., Peerlings, J., van Tatenhove, J., Termeer, C.J.A.M., Visseren-Hamakers, I.J., (2018). Identifying barriers and levers of biodiversity mainstreaming in four cases of transnational governance of land and water. *Environ. Sci. Pol.* 85, 132-14.
- Kaspersen, B.S., Christensen, T.B., Fredenslund, A.M., Møller, H.B., Butts, M.B., Jensen, N.H., et al., 2016. Linking climate change mitigation and coastal eutrophication management through biogas technology: evidence from a new Danish bioenergy concept. *Sci. Total Environ.* 541, 1124-1131
- Kessler, V., 2009. Information needs of tourists about the Baltic Sea in Mecklenburg-Western Pomerania. (In): Schernewski, G., Janßen, H., Schumacher, S. (Eds.). *Coastal Change in the southern Baltic Sea Region. Coastline Reports*.
- Knoblauch, D., Zoritz Kiresiewa; Franziska Stuke and Anneke von Raggamby (2012) RADOST Akteursanalyse - Teil II: Auswertung der Befragung von Akteuren aus Politik, Verwaltung und Zivilgesellschaft. Ecologic Institute.
- Koch, E. W., J. D. Ackerman, J. Verduin, and M. van Keulen (2006). Fluid dynamics in seagrass ecology –From molecules to ecosystems, in *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, edited by A. W. D. Larkum, R. J. Orth, and C. M. Duarte, pp. 193-225, Springer, Dordrecht, Netherlands.

- Krause-Jensen, D., & Duarte, C. M. (2016). Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience*, 9(10), 737–742.
- Kristensen, L. D., Støttrup, J. G., Svendsen, J. C., Stenberg, C., Højbjerg Hansen, O. K., & Grønkjær, P. (2017). Behavioural changes of Atlantic cod (*Gadus morhua*) after marine boulder reef restoration: implications for coastal habitat management and Natura 2000 areas. *Fisheries Management and Ecology*, 24(5), 353–360.
- Kuhn, T., Storie, J., Håkansson, C., Suškevičs, M., Isacs, L., Oinonen, S., Trentlage, J., and Burkhard, B. (2023a) The Missing Links in Ecosystem Service Research, Chapter 21, Southern Baltic Coastal Systems Analysis (Vol. 246). Springer Nature. 223–233.
- Kuhn, T., Vikström, S., Suškevičs, M., Storie, J. T., Saikkonen, L., Rees, R., ... & Burkhard, B. (2023b). Literature syntheses to inform marine ecosystem management: lessons learned from stakeholder participation. *Ecosystems and People*, 19(1), 2188970.
- Kuhn, T. K., Oinonen, S., Trentlage, J., Riikonen, S., Vikström, S., & Burkhard, B. (2021). Participatory systematic mapping as a tool to identify gaps in ecosystem services research: insights from a Baltic Sea case study. *Ecosystem Services*, 48, 101237.
- La Notte, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M. L., Liqueste, C., Egoh, B., ... & Crossman, N. D. (2017). Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological indicators*, 74, 392–402.
- Łabuz, T. A., Grunewald, R., Bobykina, V., Chubarenko, B., Česnulevičius, A., Baurėnas, A., ... & Tõnisson, H. (2018). Coastal dunes of the Baltic Sea shores: A review. *Quaestiones geographicae*, 37(1), 47–71.
- Lamb, J. B., Van De Water, J. A., Bourne, D. G., Altier, C., Hein, M. Y., Fiorenza, E. A., ... & Harvell, C. D. (2017). Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates. *Science*, 355(6326), 731–733.
- Lampe, R. (1997): Langfristige Uferlinienveränderungen und ihre Auswirkungen auf Inventar und Stoffhaushalt von Küsten und Küstengewässern im Bereich der vorpommerschen Boddenlandschaft. In: Boedeker, D., von Nordheim, H., Hrsg., Naturschutz und Küstenschutz an der deutschen Ostseeküste, Ergebnisse einer „Vilmer Expertentagung“ zum Erhalt der natürlichen Küsten-Morphodynamik. Schr.-R. Landsch.pfl. Nat.schutz 52, 17–24.
- Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (2011), Steckbriefe der in M-V vorkommenden Lebensraumtypen nach Anhang FFH-RL, 1170 Riffe.
- Liqueste, C., Piroddi, C., Drakou, E. G., Gurney, L., Katsanevakis, S., Charef, A., & Egoh, B. (2013a). Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: a systematic review. *PloS one*, 8(7), e67737.
- Liqueste, C., Zulian, G., Delgado, I., Stips, A., & Maes, J. (2013b). Assessment of coastal protection as an ecosystem service in Europe. *Ecological Indicators*, 30, 205–217.
- Liversage, K. (2020). An example of multi-habitat restoration: Conceptual assessment of benefits from merging shellfish-reef and boulder-reef restorations. *Ecological Engineering*, 143, 105659.
- Lövas, S.M. and Törum, A. (2001). Effect of the kelp *Laminaria hyperborea* upon sand dune erosion and water particle velocities. *Coast. Eng.* 44, 37–63.
- Lövas, S.M. and Törum, A. (2001). Effect of the kelp *Laminaria hyperborea* upon sand dune erosion and water particle velocities. *Coast. Eng.* 44, 37–63.
- Maes, J., Fabrega, N., Zulian, G., Barbosa, A., Vizcaino, P., Ivits, E., Polce, C., Vandecasteele, I., Rivero, I.M., Guerra, C., Castillo, C.P., Vallecillo, S., Baranzelli, C., Barranco, R., Batista e Silva, F., Jacobs-Crisoni, C., Trombetti, M., Lavalle, C. (2015). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Trends in Ecosystems and Ecosystem Services in the European Union Between 2000 and 2010. European Commission, Brussels.

Maes J, Paracchini ML, Zulian G, Dunbar MB, Alkemade R (2012) Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation* 155: 1–12.

Martinez, G., Orbach, M., Frick, F., Donargo, A., Ducklow, K., & Morison, N. (2014). The cultural context of climate change adaptation. Cases from the US East Coast and the German Baltic Sea coast. *Social dimensions of climate change adaptation in coastal regions*, 5.

Mateo, M. A., J. Romero, M. Pérez, M. M. Littler, and D. S. Littler (1997), Dynamics of millenary organic deposits resulting from the growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*, *Estuarine Coastal Shelf Sci.*, 44, 103–110.

Mayer, M. (2018). Cultural Ecosystem Services of coastal areas – the case of tourism and recreation in the German maritime national parks. *Marine Ecosystem Services*, BfN-Skripten 521.2018, 55

McRoy CP, McMillan CA (1977). *Seagrass Ecosystems*, eds McRoy CP, Helfferich C (Marcel Dekker, New York), pp 53– 87.

McRoy CP, McMillan CA (1977). *Seagrass Ecosystems*, eds McRoy CP, Helfferich C (Marcel Dekker, New York), pp 53– 87.

Metzing, D. (2005): "Küstenflora und Klimawandel. Der Einfluss der globalen Erwärmung auf die Gefäßpflanzenflora des deutschen Küstengebietes von Nord- und Ostsee." Doktorarbeit, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg.

Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Current States and Trends*. Island Press, Washington, D.C.

Milligan, J., & O’Riordan, T. (2007). Governance for sustainable coastal futures. *Coastal Management*, 35(4), 499–509.

Minello TJ, Able KW, Weinstein MP, Hays CG (2003) Salt marshes as nurseries for nekton: testing hypotheses on density, growth and survival through meta-analysis. *Mar Ecol Prog Ser* 246:39–59.

Miyajima, T.; Hori, M.; Hamaguchi, M.; Shimabukuro, H.; Yoshida, G. (2017): Geophysical constraints for organic carbon sequestration capacity of *Zostera marina* seagrass meadows and surrounding habitats. In: *Limnology and Oceanography*, 2017, 62, 3, S. 954–972.

Morf, A., Moodie, J., Gee, K., Giacometti, A., Kull, M., Piwowarczyk, J., ... & Strand, H. (2019). Towards sustainability of marine governance: Challenges and enablers for stakeholder integration in transboundary marine spatial planning in the Baltic Sea. *Ocean & Coastal Management*, 177, 200–212.

Möller, I., Spencer, T., Rawson, J. (2002): Spatial and Temporal Variability of Wave Attenuation over a UK Saltmarsh. In: *International Conference on Coastal Engineering* 1, 651–663.

Möller, I., Spencer, T., French, J., 1996. Wind wave attenuation over saltmarsh surfaces: preliminary results from Norfolk, England. *Journal of Coastal Research* 12, 1009–1016.

Müller, F., & Lange, S. (2022). *Atlas der Ökosystemleistungen Schleswig-Holstein*. Wachholtz.

Müller, F., Bicking, S., Ahrendt, K., Bac, D. K., Blindow, I., Fürst, C., ... & Zeleny, J. (2020). Assessing ecosystem service potentials to evaluate terrestrial, coastal and marine ecosystem types in Northern Germany—An expert-based matrix approach. *Ecological Indicators*, 112, 106116.

Müller-Motzfeld, G. (1997): "Küstenlebensräume des deutschen Ostseeraumes und deren Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz." In: Boedeker, D., Von Nordheim, H. (Hrsg.), "Naturschutz und Küstenschutz an der deutschen Ostseeküste, Ergebnisse einer 'Vilmer Expertentagung' zum Erhalt der natürlichen Küsten-Morphodynamik, Schr.-R. Landsch.pfl. Nat.schutz 52, 25–36.

Neumayer, E. 2003. Weak versus strong sustainability: Exploring the limits of two opposing paradigms. Cheltenham: Edward Elgar.

Newell, R. I. E. (2004). Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: A review. *Journal of Shellfish Research*, 23(1), 51–61

Nicholls, R. J., Hutton, C. W., Adger, W. N., Hanson, S. E., Rahman, M. M., & Salehin, M. (2018). Ecosystem services for well-being in deltas: integrated assessment for policy analysis. Springer Nature.

Oehlmann, M., Nunes-Heinzmann, A., Bertram, C., Hellwig, R., Interwies, E., Meyerhoff, J. (2021). The Value of the German Marine Environment. German Environment Agency, 121/2021.

Orviku K., Jaagus, J., Are Ratas, A. and Ravis, R. (2003): Increasing Activity of Coastal Processes Associated with Climate Change in Estonia. In: *Journal of Coastal Research*, Jg. 19, Vol 2, pp. 364–375.

Paavola, J., & Hubacek, K. (2013). Ecosystem services, governance, and stakeholder participation: an introduction. *Ecology and Society*, 18(4).

Paavola, J., A. Gouldson, and T. Kluvánková-Oravská. (2009). Interplay of actors, scales, frameworks and regimes in the governance of biodiversity. *Environmental Policy and Governance* 19 (3): 148–158.

Pakalniute, K., Ahtiainen, H., Aigars, J., Andersone, I., Armoškaite, A., Hansen, H. S., & Strāķe, S. (2021). Economic valuation of ecosystem service benefits and welfare impacts of offshore marine protected areas: A study from the Baltic Sea. *Sustainability*, 13(18), 10121.

Paprotny, D., Terefenko, P., Giza, A., Czapliński, P., Voudoukas, M. I. (2021): Future losses of ecosystem services due to coastal erosion in Europe. – *Science of the Total Environment*, 760, 144310.

Pascual et al. (2010) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations*. Chapter 5: The economics of valuing ecosystem services and biodiversity.

Pendleton, L., D.C. Donato, B.C. Murray, S. Crooks, W.A. Jenkins, S. Sifleet, C. Craft, J.W. Fourqurean, J.B. Kauffman, N. Marba, P. Megonigal, E. Pidgeon, D. Herr, D. Gordon, and A. Baldera (2012). Estimating global blue carbon emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS ONE* 7:e43542.

Phil Graham, L. , Chen, D. , Bøssing Christensen, O. , Kjellström, E. , Krysanova, V. , Markus Meier, H.E. , Radziejewski, M. , Räisänen, J. , Rockel, B. , Ruosteenoja, K. , 2008. Projections of future anthropogenic climate change bt –assessment of climate change for the Baltic Sea Basin. In: *Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 133–219.

Pröbstl, F., Paulsch, A., Zedda, L., Nöske, N., Santos, E. M. C., & Zinngrebe, Y. (2023). Biodiversity policy integration in five policy sectors in Germany: How can we transform governance to make implementation work?. *Earth System Governance*, 16, 100175.

Raudsepp-Hearne, C., G.D. Peterson, M. Tengö, E.M. Bennett, T. Holland, K. Benessaiah, G.K. MacDonald, and L. Pfeifer. 2010. Untangling the environmentalist's paradox: Why is human well-being increasing as ecosystem services degrade? *Bioscience* 60 (8): 576–589.

Rehdanz, K., Meyerhoff, J. & Wunsch, A (2022): *Ökonomie des Klimawandels: Eine Bewertung von Anpassungsoptionen für die Küste von Mecklenburg-Vorpommern*, Coastline Reports 28.

Reusch, T. B., Schubert, P. R., Marten, S. M., Gill, D., Karez, R., Busch, K., & Hentschel, U. (2021). Lower *Vibrio* spp. abundances in *Zostera marina* leaf canopies suggest a novel ecosystem function for temperate seagrass beds. *Marine Biology*, 168, 1–6.

Rodríguez-Revelo, N., Espejel, I., García, C. A., Ojeda-Revah, L., & Vázquez, M. A. S. (2018). Environmental services of beaches and coastal sand dunes as a tool for their conservation. *Beach Management Tools-Concepts, Methodologies and Case Studies*, 75–100.

- Robbe, E., Woelfel, J., Balčiūnas, A., & Schernewski, G. (2021). An impact assessment of beach wrack and litter on beach ecosystem services to support coastal management at the Baltic Sea. *Environmental management*, 68, 835–859.
- Rönnbäck, P., Kautsky, N., Pihl, L., Troell, M., Söderqvist, T., & Wennhage, H. (2007). Ecosystem goods and services from Swedish coastal habitats: identification, valuation, and implications of ecosystem shifts. *AMBIO: a Journal of the Human Environment*, 36(7), 534–544.
- Röschel, L., Unger, S., Thiele, T., Neumann, B., & Boteler, B. (2022). Klimaschutz durch Meeresnatur: Potentiale und Handlungsoptionen. IASS Studie, Februar 2022.
- Russell, G. & Thomas, D. N. (1988). The Baltic Sea: A cradle of plant evolution? *Plants Today*, May–June 1988, 77–82.
- Schäfer, C., Zerbe, S., & Seiberling, S. (2008). Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Salzgrasländer an der Ostseeküste. Eine Analyse am Beispiel der Küste Mecklenburg–Vorpommerns. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40, (11).
- Schernewski, G., Voeckler, L. N., Lambrecht, L., Robbe, E., & Schumacher, J. (2022). Building with Nature—Ecosystem Service Assessment of Coastal-Protection Scenarios. *Sustainability*, 14(23), 15737.
- Scheibe, R., Stybel, N. and J Hirschfeld, 2010. Badetourismus in der Region Usedom, Wolin und Stettiner Haff, IKZM-Oder Berichte (61). EUCC - Die Küste Union Deutschland e.V., Rostock.
- Schierding, M., Vahder, S., Dau, L., & Irmeler, U. (2011). Impacts on biodiversity at Baltic Sea beaches. *Biodiversity and Conservation*, 20, 1973–1985.
- Schubert, H., & Müller, F. (Eds.). (2023). *Southern Baltic Coastal Systems Analysis* (Vol. 246). Springer Nature.
- Schulz, S. (2020). Voraussetzungen für die Etablierung von Naturstrandabschnitten (Strandinseln) an den Stränden der Vorpommerschen Boddenlandschaft und Rostocker Heide -eine qualitative Befragung der Gemeinden. Universität Greifswald, Institut für Geographie und Geologie, Masterarbeit.
- Schwarzer, K. , 2010. Aggregate resources and extraction in the Baltic Sea: an Introduction. *J. Coast. Res.* 51, 165–172 .
- Seiberling , S. (2003): Auswirkungen veränderter Überflutungsdynamik auf Polder- und Salzgraslandvegetation der Vorpommerschen Boddenlandschaft. Diss. Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.
- Simon, T., Joyeux, J. C., & Pinheiro, H. T. (2013). Fish assemblages on shipwrecks and natural rocky reefs strongly differ in trophic structure. *Marine environmental research*, 90, 55–65.
- Snoeijs-Leijonmalm, P., & Andrén, E. (2017). Why is the Baltic Sea so special to live in?. *Biological oceanography of the Baltic Sea*, 23–84.
- Staudt, F., Ganai, C., Gijsman, R., Hass, H.C., Mielck, F., Schürenkamp, D., Tegethoff, K., Wolbring, J., Schlurmann, T., Schimmels, S. (2019): Erfahrungen mit Sandersatz im Küstenschutz. Eine allgemeine Entscheidungsunterstützung für die Praxis mit aktuellen Erkenntnissen aus der Wissenschaft. Hannover.
- Stevenson A, Ó Corcora TC, Hukriede W, Schubert PR and Reusch TBH (2023). Substantial seagrass blue carbon pools in the southwestern Baltic Sea include relics of terrestrial peatlands. *Front. Mar. Sci.* 10:1266663.
- Stojanovic, T. A., & Ballinger, R. C. (2009). Integrated Coastal Management: A comparative analysis of four UK initiatives.

- Støttrup, J. G., Dahl, K., Niemann, S., Stenberg, C., Reker, J., Stamphøj, E. M., ... & Svendsen, J. C. (2017). Restoration of a boulder reef in temperate waters: Strategy, methodology and lessons learnt. *Ecological Engineering*, 102, 468–482.
- Støttrup, J., Stenberg, C., Dahl, K., Kristensen, L. D., & Richardson, K. (2014). Restoration of a temperate reef: effects on the fish community. *Open Journal of Ecology*, 4(16), 1045–1059.
- Swain, R.B. , 2017. In: Bali Swain, R. (Ed.), *Environmental Challenges in the Baltic Region: An Introduction* BT –Environmental Challenges in the Baltic Region: A Perspective from Economics. Springer International Publishing, Cham, pp. 1–13 .
- Touchette BW, Burkholder JM (2000). Review of nitrogen and phosphorus metabolism in seagrasses. *J Exp Mar Biol Ecol* 250:133–16
- Unsworth, R. K., Nordlund, L. M., & Cullen-Unsworth, L. C. (2019). Seagrass meadows support global fisheries production. *Conservation Letters*, 12(1), e12566.
- van Katwijk, M. M., van Tussenbroek, B. I., Hanssen, S. V., Hendriks, A. J., & Hanssen, L. (2021). Rewilding the sea with domesticated seagrass. *BioScience*, 71(11), 1171–1178.
- van Katwijk, M. M., Thorhaug, A., Marbà, N., Orth, R. J., Duarte, C. M., Kendrick, G. A., ... & Verduin, J. J. (2016). Global analysis of seagrass restoration: the importance of large-scale planting. *Journal of Applied Ecology*, 53(2), 567–578.
- Voss, R., Quaas, M. F., Hoffmann, J., & Schmidt, J. O. (2017). Social–Ecological Trade-Offs in Baltic Sea Fisheries Management. In *Conservation for the Anthropocene Ocean* (pp. 359–377). Academic Press.
- Wahl, M. (2009). *Marine Hard Bottom Communities - Patterns, Dynamics, Diversity, and Change*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Walker, B., C.S. Holling, S.R. Carpenter, and A. Kinzig. 2004. Resilience, adaptability and transformability in socio-ecological systems. *Ecology and Society* 9 (2): 5.
- Wanner, A. (2009). *Management, biodiversity and restoration potential of salt grassland vegetation of the Baltic Sea: Analyses along a complex ecological gradient* (Doctoral dissertation, Staats-und Universitätsbibliothek Hamburg Carl von Ossietzky).
- Wanner, A. & Rudolphi, H. (2007): Salzrasen und -röhrichte an der Ostsee in der Bewertung von Küstengewässern nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL): Prüfung der Tauglichkeit und Vorschlag für ein Bewertungsverfahren. Abschlussbericht an das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 99 pp.
- Weinberger, F. , Paalme, T. , Wikström, S.A. , 2019. Seaweed resources of the Baltic Sea, Kattegat and German and Danish North Sea coasts. *Bot. Mar.* 63 (1), 61–72 .
- Waycott, M.; Duarte, C. M.; Carruthers, T. J. B.; Orth, R. J.; Dennison, W. C.; Olyarnik, S.; Calladine, A.; Fourqurean, J. W.; Heck Jr, K. L.; Hughes, A. R.; Kendrick, G. A.; Kenworthy, W. J.; Short, F. T.; Williams, S. L. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2009, 106, 30, S. 12377–12381.
- Weltersbach, M. S., Riepe, C., Lewin, W. C., & Strehlow, H. V. (2021). Ökologische, soziale und ökonomische Dimensionen des Meeresangelns in Deutschland, Thünen Report 83.
- Wilms, T. (2021). Restoration and non-invasive monitoring of geogenic reefs in temperate waters. *DTU Aqua*.
- Wilms, T., Norðfoss, P., Baktoft, H., Støttrup, J., Kruse, B., Svendsen, J. (2021). Restoring marine ecosystems: Spatial reef configuration triggers taxon-specific responses among early colonizers. *Journal of Applied Ecology*, British Ecological Society, 2021;58:2936–2950.

Zerbe, S. (2023). Coastal and Inland Salt Grassland. In *Restoration of Ecosystems–Bridging Nature and Humans: A Transdisciplinary Approach* (pp. 265–294). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

Zerbe, S., & Wiegand, G. (Eds.). (2009). *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa* (Vol. 6). Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.

ANHANG

Identifizierte Stakeholder, die für die Wiederherstellung von Ökosystemen in und an der deutschen Ostsee je nach Projekt relevant sein könnten.

Kommunen an der Ostsee

Umwelt- oder Naturschutzämter, Naturschutz- oder Klimaschutzbeauftragte, Bauämter oder die Bauverwaltung, die Stadt- oder Gemeindeverwaltungen, Wasserbehörden, Landwirtschaftsbehörden.

Küstenländer an der Ostsee

Schleswig-Holstein: Ministerium für Allgemeine und Berufliche Bildung, Wissenschaft, Forschung und Kultur, Ministerium für Energiewende, Klimaschutz, Umwelt und Natur, Ministerium für Landwirtschaft, ländliche Räume, Europa und Verbraucherschutz, Ministerium für Inneres, Kommunales, Wohnen und Sport, Landesamt für Umwelt, Landesbetrieb für Küstenschutz, Landesamt für Vermessung und Geoinformation Schleswig-Holstein, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein, Landesamt für Landwirtschaft und nachhaltige Landentwicklung, Bildungszentrum für Natur, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.

Mecklenburg-Vorpommern: Ministerium für Inneres, Bau und Digitalisierung, Ministerium für Wirtschaft, Infrastruktur, Tourismus und Arbeit, Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt, Ministerium für Wissenschaft, Kultur, Bundes- und Europaangelegenheiten, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei, Nationalparkämter, Biosphärenreservatsämter.

Bundesebene

Behörden

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Nord- und Ostsee

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz, Bundesministerium für Bildung und Forschung, Bundesministerium für Wohnen, Stadtentwicklung und Bauwesen, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Bundesministerium für Digitales und Verkehr, Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz, Bundesamt für Naturschutz, Umweltbundesamt, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Bundesamt für Bevölkerungsschutz und Katastrophenhilfe, Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Statistisches Bundesamt

Internationale Ebene

EU-Ebene (Wasserrahmenrichtlinie, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, die Ostsee Meerschuttkommission (HELCOM) (Ostsee-Aktionsplan), die Ostseeanrainerstaaten

Ehrenamt Natur- schutz

Nationalpark Vorpommersche-boddenlandschaft, Nationalpark Jasmund, Biosphärenreservat Südost-Rügen, Rewilding Oder Delta, Stiftung Umwelt- und Naturschutz Mecklenburg-Vorpommern, BUND Mecklenburg-Vorpommern, BUND Schleswig-Holstein, NABU Mecklenburg – Vorpommern, NABU Schleswig-Holstein, WWF (Baltic Ecoregion Programme), Baltic Sea Action Group.

Wissen- schaft und Praxis

DAM (Deutsche Allianz Meeresforschung), KüNO Verbund (Küstenforschung Nordsee Ostsee zur Nutzung und zum Erhalt von Ökosystemleistungen der Küsten von Nord- und Ostsee), Forschungsprojekt SeaStore zur Wiederherstellung von Seegras für den Klima- und Biodiversitätsschutz, SECOS zur Leistung der Sedimente in deutschen Küstenmeeren und BACOSA zum Nutzungsdruck der deutschen Ostseeküste, GEOMAR zu Seegraswiesen im deutschen Teil der Ostsee, sea4soCiety zur Kohlenstoffspeicherung in Küstenökosystemen in Deutschland, MEER:STARK zur Meeresentlastung und Resilienzstärkung für Nord- und Ostsee, EBeMÖS zur monetären Bewertung von ÖSL der Nord- und Ostsee und GoCoase zur Klima-Anpassungsstrategien, BalticSea2Land, Baltic Earth Science Steering Group des Leibniz Institute for Baltic Sea Research Warnemünde, RADOST zu Klima und Akteure der deutschen Ostseeküste, BioConsult Schuchardt & Scholle GbR

Tourismus

Ostsee-Holstein-Tourismus e. V, Verband Mecklenburgischer Ostseebäder e.V., Bäderverband, Deutscher Tourismusverband, Tourismusverband Mecklenburg-Vorpommern, Tourismusverband Vorpommern.

Fischerei

Landesanglerverband Mecklenburg-Vorpommern e.V., Verband der Deutschen Binnenfischerei und Aquakultur e.V., Landesfischereiverband Schleswig-Holstein, Landesanglerverband Schleswig-Holstein e.V., Fischereischutzverband Schleswig-Holstein e.V.

Wirt- schaft

Landwirtschaft

Bauernverband Mecklenburg-Vorpommern e.V., Bauernverband Schleswig-Holstein

Wasser

Landesverband der Wasser- und Bodenverbände Mecklenburg-Vorpommern, Arbeitsgemeinschaft Mecklenburg-Vorpommernscher Wasserver- und Abwasserentsorger, Landesverband der Wasser- und Bodenverbände Schleswig-Holstein, Verband der Schleswig-Holsteinischen Energie- und Wasserwirtschaft.

Bau

Baugewerbeverband Schleswig-Holstein, Bauverband Mecklenburg-Vorpommern e.V.

Weitere

Die Küsten Union Deutschland e.V.