

6

KÜSTE UND KÜSTENGEWÄSSER

Autor:innen

Dorothee Hodapp, Christian Buschbaum, Jörg Dutz, Anja Engel, Kai Eskildsen, Helmke Hepach, Jochen Hinkel, Ute Jacob, Florian Jansen, Klaus Jürgens, Rolf Karez, Michael Kleyer, Jochen Krause, Martin Quaas, Barbara Neumann, Johannes Josef Rick, Marie-Catherine Riekhof, Simon Rohner, Gregor Scheiffarth, Anne Sell, Ursula Siebert, Mario von Weber, Karen Wiltshire, Helmut Hillebrand

Beitragende Autor:innen

Maarten Boersma (6.2.2.2 Phytoplankton), Thorsten Brinkhoff (6.2.2.2 Mikroorganismen), Silke Eilers (6.4.7 Kumulative Treibereffekte), Bert Engelen (6.2.2.2 Mikroorganismen), Mayya Goggina (6.2.2.2 Zoobenthos Ostsee), Jennifer Hauck (Box 6.4), Ulf Karsten (6.2.2.2 Phytobenthos), Inga Kirstein (6.2.2.2 Phytoplankton), Martin Könneke (6.2.2.2 Mikroorganismen), Ingrid Kröncke (6.2.2.2 Zoobenthos Nordsee), Denise Marx (6.2.2.2 Zoobenthos), Dominik Nachtsheim (6.2.2.2 Säugetiere), Rolf Niedringhaus (6.2.2.2 Artengemeinschaft auf Salzwiesen und Dünen), Christian Ristok (Box 6.3), Stefan Scheu (Box 6.3), Benedikt Wiggering (6.2.2.2 Artengemeinschaft auf Salzwiesen und Dünen), Michael Zettler (6.2.2.2 Zoobenthos)

Kapitelzusammenfassung

1. Der Lebensraum Küste und Küstengewässer verbindet marine, amphibische und terrestrische Habitattypen mit oft sehr spezifischen Artengemeinschaften (*allgemein anerkannt*) {6.1}.

Der marine Anteil umfasst das Pelagial und Sublitoral der nationalen Gewässer und der ausschließlichen Wirtschaftszone, die zusammen etwa 16 % der Landesfläche Deutschlands entsprechen. Das Eulitoral umfasst den Gezeitenbereich, insbesondere das Wattenmeer. Terrestrische Dünen, Salzgrünland, Röhrichte und weitere Habitattypen erstrecken sich über eine Küstlänge von 2.361 km. Eine Vielzahl von Lebensraumtypen nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie finden sich im Lebensraum Küste mit oft sehr spezialisierten Artengemeinschaften.

2. Der Lebensraum Küste und Küstengewässer unterliegt nicht nur marinen und küstenlandschaftlichen Veränderungen, sondern nimmt anthropogene Einflüsse des Landes und der Binnengewässer auf (*allgemein anerkannt*) {6.1}.

Neben den physiogeografischen Besonderheiten ist auch das sozioökologische System der Küste besonders, da hier marine Nutzungen (Fischerei, Schifffahrt) und die terrestrische Nutzung (Grün- und Ackerlandbewirtschaftung, Tourismus) zusammenfallen. Die Auswirkungen der Binnenlandnutzung haben durch abiotische Stoffflüsse und biotische Wechselwirkungen großen Einfluss auf den Küstenlebensraum.

3. Der Lebensraum Küste und Küstengewässer beherbergt nicht die größte Artenzahl, aber die breiteste phylogenetische Diversität aller nationalen Lebensräume (*allgemein anerkannt*) {6.1}.

Die Anpassung an hohen Salzgehalt und Trockenheit stellt besondere Anforderungen an terrestrische Organismen an der Küste, während marine Organismen das rhythmische Trockenfallen im Eulitoral und die Ausdünnung des Salzgehaltes im Brackwasser der Flüsse und der Ostsee tolerieren müssen. Daher gehören die Küstenräume nicht zu den artenreichsten Lebensräumen Deutschlands, aber sie beherbergen eine einzigartige phylogenetische Vielfalt: Alle 16 in Deutschland vorkommenden Tierstämme kommen hier vor, acht sogar nur in den Küstengewässern. 29 der 62 Metazoenklassen sind rein marin, 54 haben marine Vertreter im Gebiet. Der hohe Grad der Spezialisierung führt zu einer besonderen Vulnerabilität, da viele Arten auf den schmalen Küstensaum angewiesen sind und kaum Ausweichmöglichkeiten haben.

4. Das Monitoring der Artenvielfalt des Küstenraums ist generell stark von formalen Berichtspflichten geprägt, sodass es insgesamt eine vergleichsweise umfassende Datenlage gibt (*allgemein anerkannt*) {6.2.1}.

Für die meisten Organismengruppen erlauben die aktuell vorliegenden Daten einen umfassenden Blick auf den Status und Trends der biologischen Vielfalt im Küstenbereich. Gleichzeitig fehlen in der Betrachtung allerdings funktionell bedeutende Gruppen fast vollständig (besonders Mikroben und Mikrophytobenthos) sowie eine systematische Betrachtung der genetischen Diversität. Außerdem ist die bisherige Harmonisierung unterschiedlicher Monitoringprogramme stark ausbaufähig.

5. Die Roten Listen der gefährdeten Biotoptypen und der Organismengruppen zeigen ein erhebliches Gefährdungspotenzial (*allgemein anerkannt*) {6.2.2}.

Die Roten Listen gefährdeter Biotoptypen weisen 50–75 % der Flächenanteile als mindestens gefährdet aus, 13 der 334 Biotoptypen der deutschen Küsten und Meere gelten als vollständig verschwunden, davon zwölf in der Nordsee. Von den marinen Organismengruppen gelten 19,3 % der Fische als gefährdet oder bereits ausgestorben (Rote-Liste-Kategorien 0, 1, 2, 3 und G). Alle drei Arten mariner Säuger (100 %) werden als gefährdet eingestuft (2, 3, G). Von den Wirbellosen gelten 15,6 % und von den Makroalgen 15,4 % als gefährdet oder bereits ausgestorben.

6. In Bezug auf Diversitätsvariablen gibt es in den Küstengewässern deutlich mehr negative als positive Biodiversitätstrends (*allgemein anerkannt*) {6.2.3}, diese unterscheiden sich aber stark zwischen Organismengruppen und auch zwischen Nord- und Ostsee (*allgemein anerkannt*) {6.2.3}.

Diese Aussage beruht auf mehr als 1.900 Datenserien, die sich zu etwa gleichen Teilen auf Wirbeltiere, Wirbellose und Algen (inklusive einiger weniger Pflanzentrends) aufteilen. Besonders stark von negativen Trends betroffen waren Wirbellose (Zooplankton, Makrozoobenthos), Phytoplankton und Fische. Dem gegenüber steht eine erfreulichere Diversitätsentwicklung bei den Vögeln des Küstenlebensraums. Auch die Bestände der drei marinen Säugetierarten Schweinswal, Seehund und Kegelrobbe erholen sich von teils dramatischen Rückgängen der 1970er- und 80er-Jahre. Zusätzlich zeichnet sich die biologische Vielfalt des Lebensraums generell durch eine sehr hohe Dynamik aus, so werden zwischen

Jahren organismenübergreifend um 50 % des Artinventars der Lebensgemeinschaften ausgetauscht.

7. Biotische Ökosystemleistungen (ÖSL) im Küstenbereich sind direkt mit der biologischen Vielfalt und dem Vorhandensein von habitatbildenden Arten verbunden. Dies betrifft regulierende, versorgende und kulturelle ÖSL (*allgemein anerkannt*) {6.3.1}.

Im Lebensraum Küste und Küstengewässer sind auffällig viele Habitattypen biogenen Ursprungs. Im Wasser sind dies Seegraswiesen, Makrophytenbestände und (v.a. durch Muscheln gebildete) Riffe. Im Land-Meer-Übergangsbereich sind es vor allem Salzwiesen und Dünen. Ein Rückgang oder Verlust der habitatbildenden Arten geht daher direkt mit einer Reduktion vor allem regulierender ÖSL (Hochwasserschutz, Klimaregulation, Küstenstabilisierung, Stoffumsätze) einher. So binden diese biogenen Habitate jährlich CO₂ im Megatonnenbereich allein in den zu Deutschland gehörenden Gebieten (inklusive AWZ).

8. Versorgende und kulturelle ÖSL des Lebensraums Küste und Küstengewässer sind direkt von der biologischen Vielfalt abhängig. Dieser Zusammenhang ist stärker ausgeprägt als oftmals angenommen (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {6.3.2}.

Für versorgende ÖSL ergeben sich Biodiversitätsbezüge aus der Biomasseproduktion von Fischen und Wirbellosen (Muscheln, Krabben). Deren Biomasseproduktion und ihre Stabilität über Zeit werden direkt von der biologischen Vielfalt der jeweiligen trophischen Ebene und der Produktivität und Diversität ihrer Beutegruppen beeinflusst. Während Fischereierträge eher von der Populationsgröße der befischten Arten als von der biologischen Vielfalt selbst abhängen, ist der Zusammenhang zwischen biologischer Vielfalt und der Stabilität des Fischereiertrags mehrfach belegt. Zusätzlich zur Fischerei stellt der Tourismus einen wichtigen Wirtschaftszweig dar. Allein 15 Mrd. € werden jährlich mit dem küstennahen Tourismus erwirtschaftet, der ebenfalls mit kulturellen ÖSL wie Landschaftsbild und Naturerlebnis in Zusammenhang mit der biologischen Vielfalt steht.

9. Historisch haben Menschen die Biodiversität des Küstenraums zunächst durch die massive Veränderung der Landschaftsstruktur und durch Fischerei verändert (*allgemein anerkannt*) {6.4.2-6.4.3}.

Seit dem Mittelalter wurde durch Deichbau und Landnahme die Küste in eine begradigte Linie umgewandelt, wobei große Anteile der Salzwiesen und Brackwasser-röhrichte verloren gingen und nun natürliche Lebens-

räume (Salzwiesen, Dünen) fast nahtlos in intensiv landwirtschaftlich und baulich genutzte Flächen übergehen. Die Fischerei als zweiter wichtiger Treiber erlebte ihren Höhepunkt in den 1970er-Jahren, in denen allein in der Nordsee 4 Mio. t Fisch jährlich aus dem Ökosystem entnommen wurden. Seitdem hat sich der Fischereiertrag beinahe halbiert. Gründe hierfür liegen vielfach in der Überfischung, im Zusammenwirken multipler anthropogener Stressoren und zunehmend auch im Klimawandel.

10. Küstengewässer wurden und werden massiv durch lokale bis regionale Treiber verändert, die eine direkte Auswirkung auf die marine Biodiversität haben, aber oft terrestrischen indirekten Treibern unterliegen (*allgemein anerkannt*) {6.4.5}.

Dies wird vor allem im Bereich Verschmutzung deutlich, da der Eintrag von Nähr- und Schadstoffen durch die landwirtschaftliche und industrielle Nutzung an Land gesteuert wird. Die Eutrophierung der Nord- und Ostsee durch Einträge von Stickstoff und Phosphor hat zu Biodiversitätsreduktionen durch u.a. Habitatverlust und Sauerstoffarmut beigetragen. Zu dieser terrestrischen Fernwirkung auf marine Biodiversität gehören auch der durch den globalen Warenverkehr bedingte Schiffsverkehr, die Veränderung der Küstenlandschaft durch Infrastruktur, Bautätigkeit sowie Tourismus, Küstenschutz und Energieerzeugung.

11. Zukünftig wird der Klimawandel der primäre Treiber des Biodiversitätswandels im Küstenbereich sein. Die überproportional ansteigenden Wassertemperaturen im Flachgewässer der Küste, Hitzewellen, Dürre und Versalzung der terrestrischen Lebensgemeinschaften der Küste sowie der Meeresspiegelanstieg werden sich zunehmend auf einige der vorkommenden Organismengruppen auswirken (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {6.4.4}.

Letzterer stellt eine massive Bedrohung für die Küstenbiodiversität der Nordsee dar, da die Festlandsalzwiesen und Wattflächen durch die Eindeichung nicht weiter landeinwärts migrieren können (»coastal squeeze«). Das zukünftige Überleben des gesamten Wattenmeer-ökosystems in seiner derzeitigen Form mit großen intertidalen Wattflächen, Salzwiesen und vorgelagerten Barriereinseln hängt daher davon ab, ob der Meeresspiegelanstieg durch Sedimenteintrag und -aufwuchs kompensiert werden kann.

12. Generell stellen Küstenökosysteme ein stark reguliertes System dar, da sie als Gemeingut behördlich

verwaltet werden und es entsprechende gesetzlich festgelegte Rahmenrichtlinien gibt, welche Zielvorstellungen, Monitoring und Evaluierungsprozesse des Zustands festlegen (*allgemein anerkannt*) {6.5.1}. Deswegen sind politisch-rechtliche indirekte Treiber im Lebensraum Küste und Küstengewässer von herausragender Bedeutung {6.5.2}.

Ein Beispiel ist die gemeinsame Fischereipolitik (GFP) der EU, da sie die direkten Auswirkungen von Ressourcenentnahme regelt. Über die Fernwirkung terrestrischer Einflüsse war und ist aber auch die gemeinsame Agrarpolitik ein essenzieller indirekter Treiber, da die Eutrophierung der Küstengewässer ebenso wie die zurückgehenden Nährstoffeinträge der letzten beiden Jahrzehnte primär an die terrestrische Landnutzung gekoppelt sind.

13. Die drei Wattenmeer-Nationalparks zeigen, dass positive Synergien zwischen wirtschaftlich-technologischen Treibern wie Tourismus im Zusammenspiel mit Naturschutz entstehen können (*allgemein anerkannt*) {6.5.3.4}.

Die gesellschaftliche Akzeptanz für den Naturschutz hat in der Küstenbevölkerung seit der Ausweisung der Nationalparks stark zugenommen, da die Nationalparks zur Attraktivität der Region beitragen und die Region dadurch wirtschaftlich profitiert.

14. Ein wirtschaftlich-technologischer und gesellschaftlicher indirekter Treiber mit potenziell sehr starken Auswirkungen auf die marine Biodiversität ist die Energiewende, die sich nach gegenwärtigen Plänen zu einem erheblichen Teil aus Offshore-Windenergie speisen wird (*offen*) {6.5.3.2}.

Da die meisten Flächen der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) und der nationalen Gewässer bereits jetzt multiplen Nutzungsprioritäten unterliegen, ist hier mit erheblicher Flächen- und Nutzungskonkurrenz zu rechnen, die sich einerseits negativ auf Vorrangflächen für den Naturschutz auswirken können und andererseits den ohnehin bereits hohen Druck durch multiple anthropogene Nutzungen auf die Ökosysteme und speziell die Organismen weiter verstärken wird.

15. Die bei Weitem wichtigsten Instrumente im Naturschutz sind bindende Gesetze und Richtlinien sowie behördliche Maßnahmen, weil andere Mittel aufgrund der Tatsache, dass die Küste und das Meer Gemeingut sind, nicht oder nur bedingt durchführbar sind (*allgemein anerkannt*) {6.6.1}.

Da sich in marinen Lebensräumen meist viele Nutzungsansprüche überlagern, zielen Schutzmaßnahmen in ers-

ter Linie auf die Reduktion von bestehenden Belastungen oder die Prävention vor zusätzlichen belastenden Nutzungsformen ab. Anders als in vielen terrestrischen Lebensräumen spielen Renaturierungsmaßnahmen bisher eine geringere Rolle. Solche Impulsmaßnahmen sind häufig nur lokal begrenzt möglich und mit Ausnahme von Salzwiesenrenaturierungsmaßnahmen auf einzelne, vor allem habitatbildende Arten wie die Europäische Auster und Seegräser beschränkt. Eine weitere Besonderheit ergibt sich aus den politischen und rechtlichen Gegebenheiten, da sowohl die Nutzung der Meere als auch der Naturschutz nicht nur auf rein nationaler Ebene verhandel- und durchführbar sind, sondern nur in einem komplexen Konstrukt aus Abstimmungsprozessen auf unterschiedlichen politischen und raumzeitlichen Ebenen.

16. Flächenbasiertes Management ist das primäre Interventionsinstrument an der Küste und in den Küstengewässern, erfährt aber angesichts von erheblichen Umsetzungsdefiziten und den physiogeografischen Gegebenheiten des Meeres einen erheblichen Wirkungsverlust (*noch nicht vollständig nachgewiesen*) {6.6.3}.

Insgesamt sind bereits 40 % der Gesamtfläche der deutschen Küsten- und Küstengewässer offiziell unter Schutz gestellt, allerdings sind de facto auf vielen dieser Flächen wenige oder gar keine Nutzungsformen untersagt mit der Ausnahme der Nationalparks im Wattenmeer und den Boddenlandschaften, die strengere – wenn auch nicht ausreichende – Maßnahmen vorschreiben. Aufgrund der im marinen Bereich ausgeprägten Mehrebenenzuständigkeit kann das Umsetzungsdefizit in vielen anderen Gebieten nur auf politischer Ebene und im Austausch allen Nutzergruppen angegangen werden. Der Effektivität des Flächenschutzes sind im Meer jedoch auch physiogeografische Grenzen gesetzt, da in einem fluiden, dreidimensionalen System weder potenziell hinderlicher Einfluss außerhalb der Naturschutzgebiete zurückgehalten noch das Verdriften der zu schützenden Biodiversität reguliert werden kann.

17. Der Schwerpunkt der Handlungsbedarfe und -optionen liegt im politisch-regulatorischen Bereich und bedarf einer internationalen Koordination (*allgemein anerkannt*) {6.7.1}.

Die Küsten und Küstengewässer befinden sich fast ausschließlich in öffentlicher Hand, gleichzeitig sind die meisten direkten und indirekten Treiber des marinen Biodiversitätswandels nicht lokal, sondern regional oder global zu verorten. Hier gilt es, die Schutzfunktion

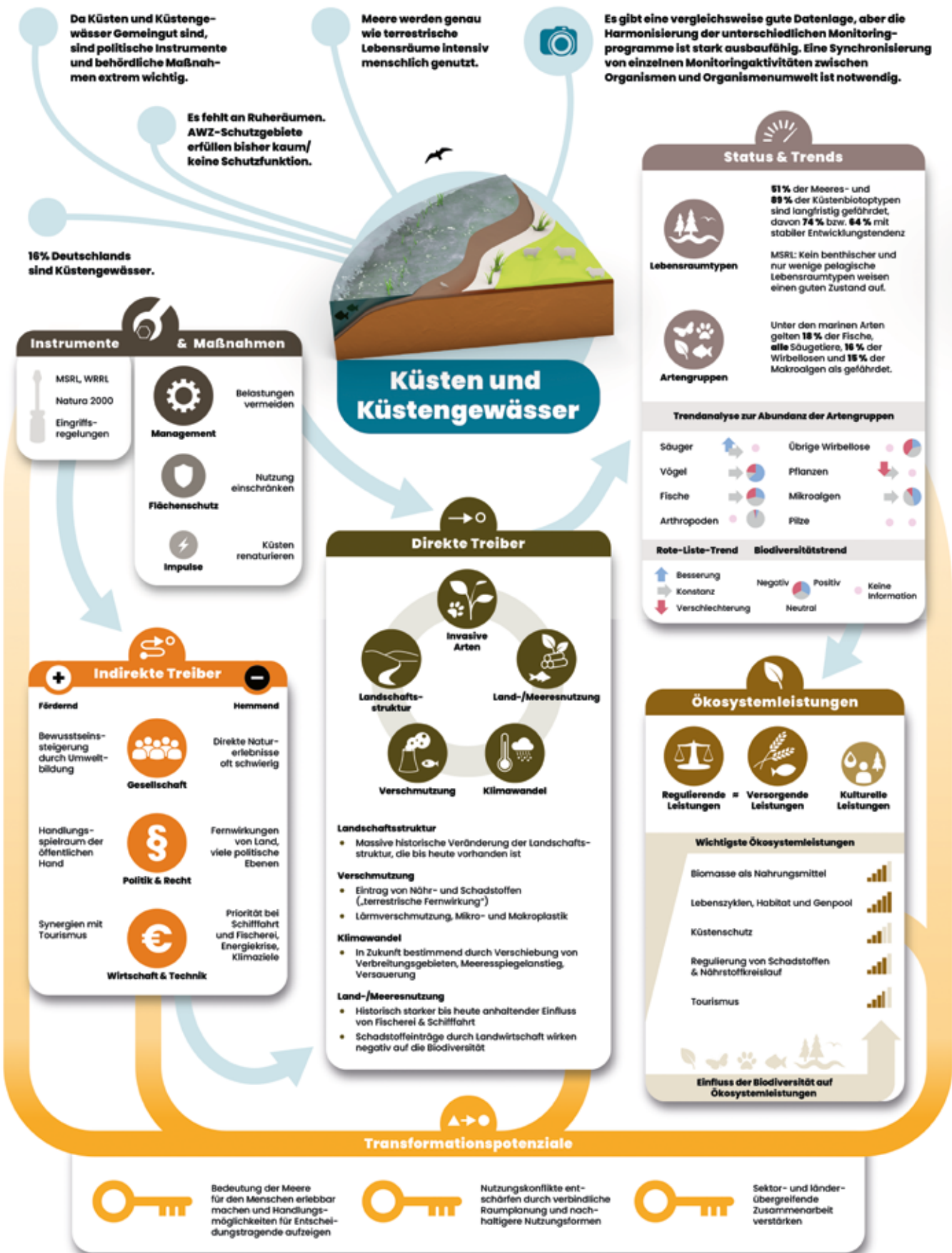


Abbildung 6.0: Übersicht zu Status und Trends der biologischen Vielfalt (Kap. 6.2) und ihrem Einfluss auf Ökosystemleistungen (Kap. 6.3), den direkten (Kap. 6.4) und indirekten (Kap. 6.5) Treibern von Biodiversitätsänderungen, wichtigen Instrumenten und Maßnahmen (Kap. 6.6) sowie Transformationspotenzialen zum Erhalt der biologischen Vielfalt (Box 6.4) an Küsten und in Küstengewässern.

6.1 Einleitung

6.1.1 Lebensraum Küste und Küstengewässer

Im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* behandelt dieses Kapitel die **Küstenbereiche inklusive der terrestrischen Küstenlebensräume** (Salzwiesen, Dünen, Strände, Inseln), die nationalen Gewässer der 12-Seemeilen-Zone sowie die **ausschließliche Wirtschaftszone** (AWZ), die sich bis 200 Seemeilen (gut 370 km) ins offene Meer erstreckt (Abb. 6.1, 6.2). Die AWZ gehört nicht zum Hoheitsgebiet Deutschlands, ist aber der ausschließlichen Nutzung übergeben. Die Fläche der deutschen Küstengewässer beträgt ca. 12.500 km² (Nordsee) und 10.900 km² (Ostsee), die AWZ in der Nordsee beläuft sich auf rund 28.500 km². In der Ostsee sind es 4.500 km². Mit 56.400 km² umfassen diese Meeresgebiete etwa 16 % der Landesfläche der Bundesrepublik.

Der Lebensraum Küste und Küstengewässer nimmt eine Sonderstellung ein. Zunächst verbindet er aquatische Lebensräume (das Pelagial, Kap. 6.1.1.1, und Sublitoral, Kap. 6.1.1.2) sowie amphibische (periodisch trockenfallende) Habitate des Eulitorals (Kap. 6.1.1.2) mit terrestrischen Lebensräumen (Dünen, Salzgrünland, Röhrichte, Kap. 6.1.1.3 bis 6.1.1.7). Aufgrund dieses Übergangs und der unterschiedlichen Lage von Nord- und Ostsee ergibt sich eine Vielzahl unterschiedlicher Umweltgradienten und Habitate. An der deutschen **Nordseeküste** formt der Übergang von Land und See zusammen mit den Gezeiten eine Übergangszone, das **Wattenmeer**, das heute UNESCO-Weltnaturerbe ist. Das Wattenmeer wird zweimal täglich überflutet. Während der Niedrigwasserphase werden die marinen Benthosorganismen zur Nahrung für Küstenvögel, für die der Erhalt des Wattenmeers von zentraler Bedeutung ist. Die terrestrischen Lebensräume und Artengemeinschaften der Übergangszone müssen den Eintrag von Salzwasser tolerieren und kommen nur an der Küste vor. Die Küsten und Küstengewässer der **Ostsee**, die durch deutlich **geringere Gezeitenwirkung und Salzgehalte** gekennzeichnet sind, bilden hingegen einen Wechsel von Flach- und Steilküsten, schmalen Meeresbuchten (Förden) und flachen buchtartige Küstengewässern (Bodden), Brackwasserbereichen (Haffs), die durch schmale Sandstreifen (Nehrungen) oder vorgelagerte Inseln vom offenen Meer getrennt liegen, hin zu Windwatten, die durch Windeinwirkung zeitweise trockenfallen, und Küstenmooren. Aufgrund dieser Vielfalt bietet der Küstenraum Lebensräume für eine **Vielzahl von Organismengruppen mit teils sehr speziellen Anpassungen und Ansprüchen**. Im Falle eines Verlustes dieser Habitate gibt es für viele kaum oder keine

Ausweichmöglichkeiten. Mit dem Land-Meer-Übergang gehen des Weiteren deutliche Unterschiede in der Organisation der Lebensgemeinschaften einher. Terrestrische Lebensgemeinschaften sind oft durch bestandsbildende Vegetation gekennzeichnet, da Landpflanzen erheblich in Stützgewebe investieren. Diese sind nährstoffarm, für Herbivore weniger zugänglich und langlebig. Salzwasser bietet ein flüssiges Medium hoher Dichte, in dem Organismen schweben oder schwimmen können. Im Gegensatz zum Land sind die meisten autotrophen Organismen im Meer klein, und selbst die Makrophyten besitzen wenig Stützgewebe und bieten so nährstoffreiche Nahrung für herbivore Organismen. Infolgedessen ist das marine Nahrungsnetz sehr stark großstrukturiert und die stehende Pflanzenbiomasse trotz hoher Primärproduktion klein im Vergleich zur Biomasse der heterotrophen Organismen. Strukturbildend sind autotrophe Organismen im Meer nur in Ausnahmefällen (z. B. Seegrasswiesen), während marine Wirbellose durch Riffbildung und Bioturbation den Lebensraum gestalten.

Küsten bilden einen Grenzraum in sozioökologischen Systemen, der sich unter anderem in der Form der Nutzung und der Zuständigkeit im Bereich Maßnahmen und Management bemerkbar macht. Im Meer wurden die Meeresböden und die Hydromorphologie durch die mobile grundberührende Fischerei, Sand- und Kiesabbau sowie wasserbauliche Eingriffe an den Küsten verändert. Zusätzlich stark prägende Einflüsse sind klimatische und biogeochemische Veränderungen sowie die Entnahme von Organismen durch Fischerei. Über Einträge von Schad- und Nährstoffen durch Flüsse ist der Küstenraum an Änderungen in den Bedingungen und dem Management an Land und in Binnengewässern gekoppelt. Der Süßwassereinfluss senkt die Salinität küstennah herab, besonders die Ostsee ist durch abnehmende Salzgehalte mit zunehmender Entfernung vom Übergang zur Nordsee gekennzeichnet. Damit kondensiert der Küstenraum Ziel- und Nutzungskonflikte, da die marine und die terrestrische Bewirtschaftung mit den Auswirkungen von Nutzungsformen an Land einhergeht.

Generell zeichnet sich die biologische Vielfalt mariner Lebensräume nicht durch besonders hohe Artenzahlen, sondern durch eine, verglichen mit terrestrischen Lebensräumen, weitaus höhere phylogenetische bzw. funktionelle Vielfalt ihrer Organismen aus. So finden sich nach Stresemann (Klausnitzer 2011; Klausnitzer 2019; Senglaub, Klausnitzer & Hannemann 1999) in Nord- und Ostsee und den Küstengebieten alle 16 in Deutschland vorkommenden Stämme des Tierreichs,

acht davon sogar nur hier. Von den 62 Klassen der Metazoen haben 54 marine Vertreter, 29 davon kommen sogar nur in marinen Bereichen vor, die verbleibenden acht Klassen finden sich zumeist auch im landseitigen Teil des Küstenraums. Ähnliches gilt für das Pflanzenreich, da im Meer neben den an Land vorkommenden Moosen, Farnen und Samenpflanzen weitere 26 Abteilungen der Algen auftreten (<https://www.algaebase.org>).

6.1.1.1 Pelagial der Nord- und Ostsee

Als Pelagial bezeichnet man den uferfernen Freiwasserbereich oberhalb des Meeresbodens. Im Pelagial der Nordsee nimmt die Wassersäule des Wattenmeers durch die tidale Dynamik mit einem Tidenhub zwischen einem und über vier Metern eine Sonderstellung ein. Die Maximaltiefe der Nordsee im Berichtsbereich beträgt 60 m Tiefe im Nordwesten der AWZ. In der offenen Deutschen Bucht setzt im Frühjahr die thermische Schichtung ein, sodass nur die oberen 25–30 m noch durchmischt sind. In den küstennahen, flachen Gebieten ist stattdessen aufgrund der Gezeitenströme und windinduzierten Turbulenzen auch im Sommer Vollzir-

kulation gegeben. Das Pelagial der Nordsee wird stark durch den Austausch mit dem Nordatlantik beeinflusst, für die Deutsche Bucht sind außerdem der Eintrag durch die Flüsse Rhein, Ems, Weser und Elbe sowie der salzarme Ausstrom der Ostsee relevant. Zusammen mit den tidalen Strömungen ergibt dies für die Nordsee ein gegen den Uhrzeigersinn gerichtetes Strömungsmuster, welches im Berichtsbereich zu einer ostwärts (Niedersachsen) und nordwärts (Schleswig-Holstein) gerichteten Strömung führt. Außerhalb der Flussfahnen beträgt der Salzgehalt etwa 32–35 g pro kg.

Die Umweltbedingungen im Pelagial der Ostsee sind insofern besonders, als es sich um ein Binnenmeer handelt, das nur über die Meerenge zwischen Dänemark und Schweden mit dem Atlantik verbunden ist und deshalb nur geringe Mengen an salzhaltigem Atlantikwasser zugeführt bekommt. So ergibt sich ein starker Salinitätsgradient von ca. 30 g pro kg im Kattegat bis zu lediglich 1 g pro kg im nordöstlichen Teil der Ostsee zwischen Finnland und Schweden, was die Ostsee in den größten Teilen zu einem Brackwassermeer macht. Entlang der deutschen Ostseeküste sinkt der Salzgehalt von

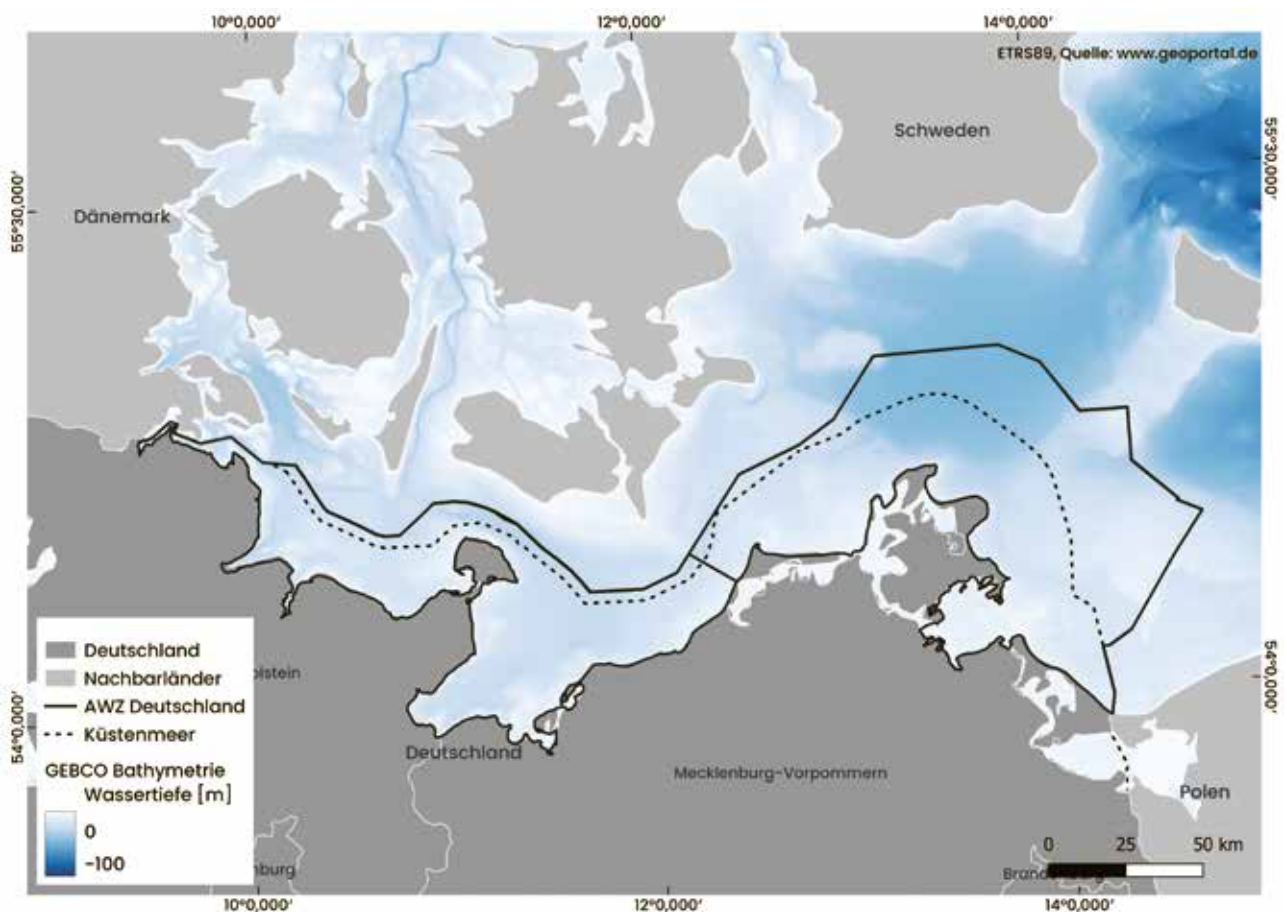


Abbildung 6.1: Bereichsgrenzen der deutschen Meeresgewässer in der Nordsee. Die gestrichelte Linie kennzeichnet den Bereich innerhalb der 12-Seemeilen-Zone. Außerhalb der 12-Seemeilen-Zone erstreckt sich die ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ), die entweder durch die Gewässer der Nachbarstaaten Niederlande und Dänemark oder durch die 200-Seemeilen-Grenze zur offenen See hin begrenzt wird.

West nach Ost von ca. 20 g pro kg auf ca. 10 g pro kg und weniger als 8 g pro kg in den Boddengewässern. Marine Organismen kommen hier oft am unteren Rand ihrer Salztoleranz vor, während halotolerante Süßwasserorganismen im gesamten Gebiet vorkommen. In Bezug auf die Biodiversität ergibt sich deshalb entlang des Salzgehaltsgradienten ein Gradient abnehmender Artenzahlen.

Wasserströmungen der Ostsee werden durch Unterschiede im Salzgehalt, Wind, Luftdruck und dem starken Süd-Nord-Temperaturgefälle getrieben. Aufgrund von vertikalen Salinitätsunterschieden und starken Temperaturunterschieden im Sommer besteht in der Ostsee eine starke Schichtung, die nur geringen vertikalen Austausch der Wassermassen zulässt und so häufig zu Sauerstoffmangelgebieten in den tieferen Schichten führt.

Für beide Meere gilt, dass die Wasseroberfläche einen besonderen Lebensraum bildet. Aufgrund der Oberflächenspannung bietet sie Raum für verschiedene Organismengruppen. Zudem ermöglicht sie Seevögeln Ruhepausen und Meeressäugern das Atmen.

6.1.1.2 Benthal der Nord- und Ostsee

Beim Benthal unterscheidet man zwischen dem **Eulitoral**, d.h. Flächen, die bei Niedrigwasser trockenfallen, und dem **Sublitoral**, welches ständig mit Wasser bedeckt ist.

Zum Eulitoral zählen vor allem die Wattflächen (»Wattenmeer«), die fast die komplette deutsche Nordseeküste abdecken und eine Fläche von 3.350 km² (Nordsee) bzw. 112 km² (Ostsee) einnehmen. An der Ostseeküste treten nur windbedingte Mikrotiden auf (sogenannte Windwattflächen). Generell handelt es sich beim Eulitoral um Flächen, die mit Ausnahme von Seegrasbewuchs frei von höheren Pflanzen, aber durch eine **artenreiche Bodenfauna** gekennzeichnet sind. Die Weichböden werden von mikroskopisch kleinen Cyanobakterien und Algenzellen bewachsen, die komplexe biofilmähnliche Lebensgemeinschaften bilden und als **Mikrophytobenthos und Mikrobenmatten** bekannt sind. Beide Systeme sind **wichtige Primärproduzenten** und stabilisieren durch ihre Ausscheidungsprodukte Sedimentoberflächen gegen hydrodynamische Erosion.

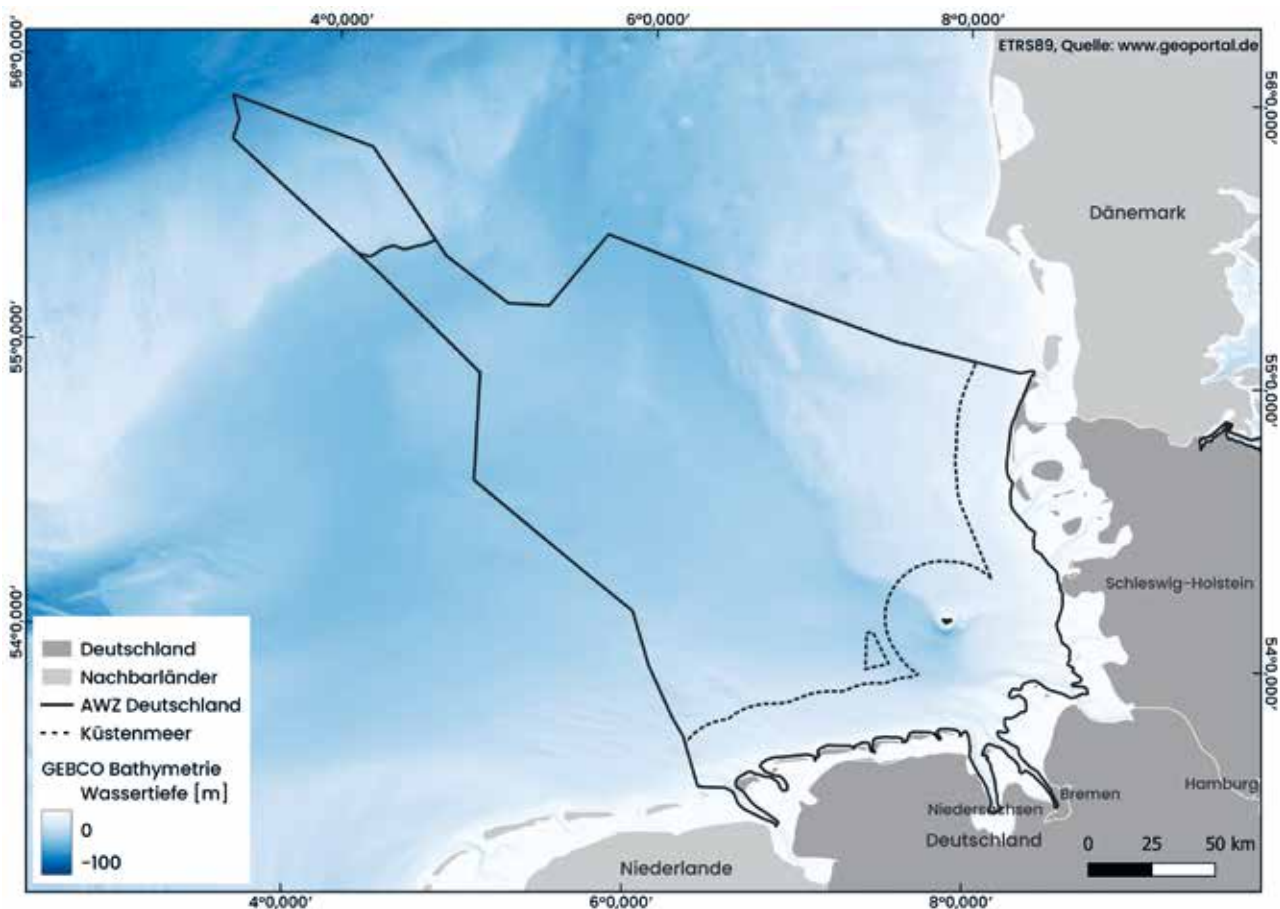


Abbildung 6.2: Bereichsgrenzen der deutschen Meeresgewässer in der Ostsee. Die gestrichelte Linie kennzeichnet den Bereich innerhalb der 12-Seemeilen-Zone. Außerhalb der 12-Seemeilen-Zone erstreckt sich die ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ), die durch die Gewässer der Nachbarstaaten Dänemark, Schweden und Polen begrenzt wird.

Aufgrund ihrer **hohen Produktivität und der Bereitstellung geschützter Bereiche für Laichgebiete und die Jungstadien vieler Fischarten** stellt das eulitorale Benthos einen wichtigen Lebensraum für viele Fisch- und Vogelarten dar. Zum Beispiel stellt das deutsche Wattenmeer zusammen mit den dänischen und niederländischen Wattflächen das **wichtigste Sammlungs-, Mauser- und Rastgebiet** entlang der Ostatlantischen Vogelzugroute (»East Atlantic Flyway«) dar. Jährlich nutzen so über zehn Millionen Wat- und Wasservögel auf ihrer Reise von den nördlich gelegenen Brutgebieten zu ihren Überwinterungsstätten in Südeuropa und -afrika das Wattenmeer als Zwischenstation. Außerdem stellt das Eulitoral einen weltweit stark gefährdeten Lebensraum hoher Produktivität dar (Hill et al. 2021). Deshalb wird es sowohl unter der FFH- als auch der EU-Vogelschutzrichtlinie als ein zu schützender Lebensraum geführt, für dessen Erhalt besondere Schutzgebiete geschaffen werden müssen.

Im Sublitoral zählen **Sandbänke** mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser und **flache große Meeresarme und -buchten** zu den Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Beispiele für Sandbankvorkommen sind die Oderbank in der Ostsee sowie die Amrumaußenbank und die Doggerbank in der Nordsee. Sublitorale Sandbänke können bis dicht unter die Wasseroberfläche reichen und bieten mit ihrer spezifischen Bodenfauna vor allem Wasservögeln und Fischen ein breites Nahrungsangebot. Sämtliche Weichböden sind durch mikrophytobenthische Lebensgemeinschaften besiedelt.

Ein weiterer FFH-Lebensraumtyp, der sowohl im Eu- als auch im Sublitoral vorkommt, sind **Riffe**. Hierbei handelt es sich um geogene (Felsriffe, Steine) oder biogene (Muschelbänke, Sandkorallenriffe) Hartsubstraterhebungen, die meist ebenfalls einen charakteristischen Bewuchs von verschiedenen Makrofaunaarten aufweisen. In der Nordsee findet man vor allem Felsriffe um den Helgoländer Felssockel und sublitorale Muschelbänke, während in der Ostsee eher untermeerische Geschiebemergel oder Riffe auf alten Moränenrücken vorkommen.

Im Eu- und Sublitoral erlaubt die klein- und großskalige Heterogenität von Habitatbedingungen (Sedimentzusammensetzung, Tiefe, Temperatur, Strömung, Turbulenz, Überflutungsdauer und in der Ostsee zusätzlich Salinität) innerhalb des Benthals **große lokale Unterschiede in der Artenzusammensetzung** von benthischen Gemeinschaften (Armonies 2021; Gogina et al. 2016; Lange et al. 2020; Reise, Herre & Sturm 1989; Schückel, Beck & Kröncke 2013).

6.1.1.3 Salzgrünland der Nordseeküste

Das Salzgrünland umfasst den gesamten Übergang zwischen der marinen und terrestrischen Umwelt. Dieser Übergang ist nur an Steilküsten scharf markiert, während Tide, Wind, Wellenenergie und Nutzung an flachen, weichen Küsten mehr oder weniger weit auslaufende Ökotonen formen. Bei hoher Wellenenergie und entsprechend hoher Schleppkraft, d. h. in der Brandungszone, bestehen die Böden dieser Ökotonen meist aus Sandsedimenten, während bei geringerer Wellenenergie Böden aus Sand-, Schluff- und Tonfraktionen mit höherer Aggregatstabilität vorherrschen, die zudem biogen stabilisiert werden können. Letztere finden sich vor allem auf der Rückseite von Inseln und an der Festlandküste, sofern Letztere nicht unmittelbar der Brandung der offenen See ausgesetzt ist. Aus diesen Unterschieden ergeben sich die Strand- und Dünenzonierung auf der Brandungsseite (Xeroserie) und die Salzwiesen- oder Brackwasserröhrichtzonierung in Gebieten mit geringem Brandungseinfluss (Haloserie). Die Ausformung dieser Zonierungen unterscheidet sich wiederum erheblich in Abhängigkeit von Tidenhub und Salzgehalt des Meerwassers.

Ähnlich zum Salinitätsgradienten entlang der deutschen Ostseeküste sind Gradienten abnehmender Salzgehalte an der Nordseeküste an den Einmündungen der Flüsse Ems, Jade, Weser, Eider zu finden. Bei Salzgehalten von weniger als etwa 15 g pro kg ändert sich die Salzwiesenvegetation zu Brackwasserröhrichten, sofern keine Nutzung stattfindet. Damit einher geht eine drastische Zunahme der Produktivität von ca. sechs t pro ha bei Festlandsalzwiesen bis zu über 13 t pro ha Trockenmasse bei Brackwasserröhrichten.

An der Nordseeküste finden sich bei zwei bis drei Meter Tidenhub Barriereinseln aus marinen Sandsedimenten, die der Festlandküste und dem Wattenmeer vorgelagert sind. Damit trennen die Barriereinseln das Eulitoral des Wattenmeers vom Sublitoral der offenen Nordsee. Bei einem Tidenhub von mehr als drei Metern wird das Wattenmeer zur offenen See hin eher von Sandplatten begrenzt, die zu den marinen Lebensräumen zählen. Allerdings können solche Sandplatten von initialer Dünenvegetation besiedelt werden, die bei Sturmfluten wieder ausgelöscht wird. Neben den Ostfriesischen Inseln, die vollkommen aus marinen Sandsedimenten entstanden sind, und den Nordfriesischen Inseln mit Geestkern (Sylt, Amrum, Föhr) gibt es noch die Halligen, die Reste der früheren Marschenlandschaft der nordfriesischen Westküste darstellen und mehr aus tonig-schluffigen Sedimenten bestehen.

Neben der Vielzahl an natürlichen Gradienten wurde und wird die Küstenvegetation durch Siedlungen, land-

wirtschaftliche Nutzung, Tourismus, Landgewinnung und Küstenschutz überformt und verändert. Zu den durch die FFH-Richtlinie geschützten Habitaten gehören Atlantische Salzwiesen, einjährige Spülsäume, Pionervegetation mit *Salicornia* und anderen einjährigen Arten auf Schlamm und Sand (Quellerwatt), Schlickgrasbestände und die Lagunen des Küstenraumes (Strandseen).

6.1.1.4 Salzgrünland, Brackwasserröhrichte und Hochstaudenfluren des Geolitorals der Ostseeküste

Der mittlere Tidenhub beträgt in der westlichen Ostsee nur ungefähr 30 cm, weiter im Osten ist er noch geringer. Die Küste der Ostsee, vor allem in Mecklenburg-Vorpommern, ist durch einen Wechsel von Steilküsten, Niederungen und Nehrungen gekennzeichnet. Die Niederungen reichen als Übergangsbereiche zwischen Land und Meer weit ins Binnenland hinein. Nehrungen sind schmale Sandstreifen, die sich durch Sedimentabtrag von Steilküsten parallel zur Küste bilden und so Brackwasserbereiche, sogenannte Haffe, teilweise oder vollständig vom Meer abtrennen. Die gesamte geomorphologische Küstenformation wird Ausgleichsküste genannt, weil Sedimente von den Steilküsten abgetragen und in den Nehrungen wieder abgelagert werden. Im Bereich der verlagerten Sande der Nehrungen entstehen bei ungestörter Küstendynamik häufig kleinere Strandseen. Beispiele hierfür sind der Libbertsee und der Fulkareksee an der Nordspitze des Darß.

Der Salzgehalt und der Wasserstand der Strandseen können stark schwanken. Die Vegetation ist je nach Salzgehalt und Wasserstand sehr unterschiedlich. Lagunen und Strandseen sind von Brackwasserröhrichtern umsäumt. Werden diese Röhrichte durch Mahd oder Beweidung genutzt, entstehen trotz der eher geringen Salzgehalte Salzgrünländer, deren Torfe über den Mittelwasserstand hinauswachsen können. Sie dienen als herausragende Rast- und Brutgebiete für Limikolen und sind Heimat für extrem seltene Verantwortungsarten, also Arten, für deren Erhalt Deutschland aufgrund ihrer Verbreitung eine hohe Verantwortung trägt (z. B. der Salzlöhricht-Laufkäfer [*Agonum monachum*]). Lagunen des Küstenraums (Strandseen) werden deshalb auch unter den durch die FFH-Richtlinie geschützten Habitaten geführt.

6.1.1.5 Sände, Sand-, Geröll- und Blockstrände

Dieser Lebensraumtyp umfasst Kies-, Block- und Geröllstrände mit einer ausdauernden, salzertragenden und stickstoffliebenden Vegetation wie z. B. Meerkohl

(*Crambe maritima*) und Wild-Rübe (*Beta vulgaris ssp. maritima*). An den deutschen Moränensteilküsten tritt der Lebensraumtyp oft eng verzahnt mit einjährigen Spülsäumen auf.

Kies- und Geröllstrände mit mehrjähriger Vegetation sind an Steilküsten gebunden, die an der deutschen Nordseeküste nur auf Helgoland und Sylt vorkommen. Helgoland kann mit einer Vielzahl an Hartsubstratbiotopen aufwarten und stellt damit auch international einen besonderen Naturschutzwert dar (Bartsch & Tittley 2004). An der Ostseeküste kommt der Lebensraumtyp vor allem auf Strandwällen an exponierten Stränden (z. B. Greifswalder Bucht) und den Steilküsten auf Rügen, Hiddensee und Usedom vor. Die mehrjährige Vegetation der Kiesstrände ist ein eigener FFH-Habitattyp.

6.1.1.6 Küstendünen

Küstendünen können durch die sogenannte Strand- und Dünenserie beschrieben werden. Die Strand- und Dünenserie besteht aus dem der Brandung ausgesetzten vegetationsarmen Strand, auf dem hinter der mittleren Tidenhochwasserlinie (MTHW) gelegentlich ephemere Spülsäume zu finden sind. In Senken, in denen organisches Material zusammengetrieben wird, können sich mehrjährige Arten entwickeln, darunter einige Rote-Liste-Arten, die sehr selten und durch den Tourismus gefährdet sind, wie z. B. der Strand-Mannstreu (*Eryngium maritimum*). Zusätzlich zu den höheren Pflanzen kommen sogenannte biologische Bodenkrusten in unterschiedlichen Sukzessionsstadien in den Dünen vor. Während jüngere Bodenkrusten von Mikroalgen und Cyanobakterien dominiert werden, weisen ältere Stadien zusätzlich Flechten und Moose auf. Bodenkrusten sind teppichähnliche Pioniergemeinschaften, die maßgeblich zur Stabilisierung und Bodenbildung von Dünen beitragen und somit die Etablierung höherer Pflanzen vorbereiten.

Oberhalb des MTHW liegt die Spritzwasserzone, die zwar von den Wellen nicht erreicht wird, aber von Spritzwasser durchnässt werden kann (Supralitoral). Dort siedelt sich z. B. der mehrjährige, klonale Rohbodenpionier (*Elymus junceiformis*) an. Im Lee seiner Sprosse lagert der Wind kleine Parabeldünen ab, die von den Rhizomen durchwachsen werden, was zu neuen Ablagerungen und damit zu Primärdünen führt. Ab einer Höhe von etwa einem Meter tritt der hochwüchsige Strandhafer hinzu, der den Wind stärker bremst und damit zu höherer aeolischer Sedimentation führt. Biologische Bodenkrusten aus Cyanobakterien, Algen, Flechten und Moosen tragen als Pioniergemeinschaft maßgeblich zur Stabilisierung und Bodenbildung von Dünen bei. Durch

andauernden Sandnachschiebung entstehen hohe Weißdünen. Außer den Weißdünen unterscheidet man je nach Entstehung, Erscheinungsbild und Lage zwischen Grau- und Braundünen und den Dünentälern. Zu den Dünen gehören ebenfalls je nach Management die Dünenheiden, -grasländer und -wälder. Viele der hier vorkommenden Arten sind gefährdet, weshalb eine ganze Reihe an Dünenbiotopen als FFH-Habitat gelistet werden.

6.1.1.7 Fels- und Steilküsten

Zu diesem Lebensraumtyp gehören alle Felsküsten (Kreide, Sandstein) und Steilküsten (Moränen oder Geestkliffs) der Nord- und Ostsee, die mindestens teilweise Vegetation aufweisen und mindestens einen Meter Abbruchhöhe aufweisen. Die Felsküsten bieten Lebensraum für zahlreiche Felsbrüter, und die Moränenküsten weisen oft eine reiche Fauna bodenbrütender Wildbienen auf.

An der deutschen Nordseeküste kommen Steilküsten nur auf Helgoland (Sandsteinküste) und auf den nordfriesischen Geestinseln (Sylt, Amrum) vor. An der Ostseeküste ist der Lebensraumtyp als Moränensteilküste entlang der gesamten Ostseeküste im Wechsel mit Nehrungen verbreitet.

6.1.2 Faktencheck Artenvielfalt im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Ziel dieses Berichts ist es, alle uns zugänglichen Informationen zur biologischen Vielfalt und ihrer Änderung an Küsten und in Küstengewässern zusammenzufassen und zu vermitteln, wie sich die biologische Vielfalt in Deutschland entwickelt und wovon sie beeinflusst wird. Wir betrachten den aktuellen Status der Biotoptypen an Küsten und in Küstengewässern und ihrer Artengruppen und analysieren deren Trends (6.2). Wir heben die verschiedenen Ökosystemleistungen (6.3), die von der biologischen Vielfalt an Küsten und in Küstengewässern abhängig sind, hervor. Wir befassen uns mit den verschiedenen direkten Treibern (6.4), die sich positiv oder negativ auf die biologische Vielfalt auswirken, sowie mit Faktoren, die einen indirekten Einfluss haben (6.5). In Verbindung damit untersuchen wir die verschiedenen Instrumente und Maßnahmen (6.6), die innerhalb der deutschen Hoheitsgebiete in Nord- und Ostsee in Bezug auf den Biodiversitätsschutz von Relevanz sind. Dabei gehen wir auf Erfolge und Misserfolge dieser Instrumente und Maßnahmen ein. Abschließend erörtern wir Handlungsbedarfe und -optionen (6.7).



Abbildung 6.3: Zusammenstellung verschiedener für die deutschen Küsten und Küstengewässer repräsentativer Lebensräume, von links nach rechts und oben nach unten zeigen die Bilder Steilküsten Helgoland (Wolfgang Vogt/Pixabay), Priel (Frauke Riether/Pixabay), beweidetes Salzgrünland (analogicus/Pixabay), Sandstrand Ostsee (Raminta/Pixabay), offene See (Bernd Scheurer/Pixabay), Kreidefelsen auf Rügen (Zotx/Pixabay), Benthos (Uli Kunz), Seegrasswiese (Uli Kunz), Wattenmeer (Karina Mannott/Pixabay).

Box 6.1: Klassifikation der marinen Biotope für den Naturschutz unter Einbeziehung der rechtlichen Grundlagen

Die Unterteilung von Lebensräumen in Biotoptypen hat sich in Bezug auf Naturschutz und Landschaftsplanung als hilfreich erwiesen und wurde deshalb auch weitestgehend in die Naturschutzgesetzgebung übernommen. Ein prominentes Beispiel ist die FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) von 1992, die die Naturschutzpolitik in Europa entscheidend geprägt hat. Die FFH-Richtlinie baut u. a. auf der Habitatklassifikation des European Nature Information System (EUNIS) auf. EUNIS unterscheidet zwischen rund 900 sogenannten Landhabitaten (Anhang I), die in der großen Mehrheit einer Biotoptypenklassifizierung anhand von Pflanzengemeinschaften entspricht und auf EU-weit vereinbarten pflanzensoziologischen Kriterien basiert, die zum großen Teil publiziert sind (Chytrý et al. 2020). Die Bundesländer klassifizieren ebenfalls Biotoptypen für Naturschutzzwecke anhand der vorliegenden Kartierschlüssel (z. B. von Drachenfels 2021 für Niedersachsen), die aufgrund lokaler Standortunterschiede zwischen den Bundesländern abweichen können.

Das EU-Recht verpflichtet die Mitgliedstaaten, Erhaltungsziele für alle geschützten Lebensraumtypen an Land und im Meer zu entwickeln. Erstens müssen gemäß Art. 4.2 der FFH-Richtlinie ausreichende Flächen aller aufgeführten Biotope unter nationalen Schutz gestellt werden. Dieser Prozess wurde für die gesamte deutsche Nord- und Ostsee mit der Ausweisung von Naturschutzgebieten in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) im Jahr 2017 abgeschlossen. Zukünftige Nutzungen mit möglichen negativen Auswirkungen unterliegen damit den relativ strengen Anforderungen des europäischen Naturschutzrechts. Mithilfe von Managementplänen sollen bestehende Belastungen reduziert werden. Dies hat sich allerdings als schwierig und langwierig erwiesen, insbesondere bei menschlichen Aktivitäten, die nicht national geregelt werden können, wie Fischerei und Schifffahrt (Krause et al. 2022b).

Mit der FFH-Richtlinie wurde auch das verbindliche Verschlechterungsverbot für Lebensraumtypen eingeführt. Dieses Prinzip wurde als Vorbild für weitere gesetzliche Regelungen zum Schutz von Biotopen übernommen. Die seit 2007 durchgeführten Zustandsbewertungen, die auf Basis der Bewertungen auf Landesebene (von Drachenfels 2021) erstellt werden und von den Mitgliedstaaten alle sechs Jahre an die EU-Kommission gemeldet werden müssen, haben bisher nur für den Lebensraumtyp Watt einen günstigen Erhaltungszustand ergeben.

Die FFH-Richtlinie beschränkt sich nicht auf den Biotopenschutz. Sie schreibt auch die Einrichtung von Schutzgebieten für Arten und ihre Lebensräume sowie einen strengen Schutz für einige besonders bedrohte Arten vor. Im Meer beschränkt sich die Auswahl der in Anhang II der FFH-Richtlinie aufgeführten Arten jedoch auf Meeressäuger, Schildkröten und einige Wanderfische. Unter Bezugnahme auf die Vogelschutzricht-

linie (Richtlinie 79/409/EWG, 2009/147/EG), die teilweise in die FFH-Richtlinie integriert ist, müssen auch räumliche Schutzmaßnahmen für die Zug-, Rast- und Überwinterungsgebiete aller See- und Küstenvögel festgelegt werden.

Die 2008 in Kraft getretene Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (Richtlinie 2008/56/EG, MSRL) sieht auch den Schutz des Meeresbodens vor. Anhang III (in der Fassung der EU KOM 2017) sieht für dieses Ziel eine feste Einteilung des gesamten Meeresbodens in EUNIS-Biotoptypen vor (sog. Broad Habitat Types, BHT). Die genauen Ziele für die einzelnen Biotoptypen werden derzeit noch zwischen den europäischen Mitgliedstaaten verhandelt. Die Aufteilung der Biotope für die deutsche MSRL-Meldepflicht 2018 (MSRL-Info) wird derzeit von den zuständigen Behörden überarbeitet. Änderungen sind nur in Details, nicht aber in der großräumigen Verteilung zu erwarten. Basierend auf den sehr heterogen verteilten Datenerhebungen (v. a. Greiferdaten und Fächerecholotdaten), geben die EUNIS-Biotoptypen im Vergleich zu den terrestrischen Biotopkarten nur ein sehr grobes Bild von der Verteilung der marinen Biotope wieder. Der deutsche MSRL-Bericht von 2018 zeigt erstmals eine für marine Maßstäbe derart feinkörnige Bewertung des Meeresbodens von Nord- und Ostsee. Im Ergebnis wurde der vorgegebene gute Umweltzustand (GÖZ) nicht erreicht (BMU 2018a; BMU 2018b).

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000, WHG), die im Meer nur bis zu einer Seemeile vor der Küstenlinie gilt, unterteilt die Küstengewässer in sogenannte Wasserkörper. Bei der Zustandsbewertung der Wasserkörper wird der Meeresboden durch die Bewertung von Makrophyten und Makrozoobenthos berücksichtigt. Die WRRL gibt rechtlich klare Ziele vor mit einem Verschlechterungsverbot und einem Gebot zur Verbesserung des Zustands in einem fünfstufigen Bewertungssystem. Das Verbesserungsgebot wurde von einem EuGH-Urteil im Jahr 2015 noch mal deutlich bestätigt (Az. C461/13). Die räumliche Einordnung der WRRL ist für behördliche Entscheidungen in diesem Küstenabschnitt maßgeblich.

Es gibt zwei weitere Klassifizierungen der Biotoptypen, die sich an der europäischen Gesetzgebung orientieren, aber nur in Deutschland rechtlich bindend sind. Dies sind zum einen die gesetzlich geschützten Biotoptypen nach § 30 BNatSchG. Außerdem gibt es die Bundeskompensationsverordnung von 2020 (BKompV 2020), welche die gesetzlich vorgesehene naturschutzrechtliche Eingriffsregelung für geplante Projekte konkretisiert, die in den Zuständigkeitsbereich der Bundesbehörden fallen. Die Grundlage der Verordnung ist ein Biotopwertverfahren, das sich auf die Biotoptypen der Anlage 2 bezieht. Hier werden bundesweit einheitlich, basierend auf der aktualisierten Roten Liste, der FFH-Richtlinie und der gesetzlich geschützten Biotope, Biotoptypen aufgeführt und im Rahmen einer Skala von 1 bis 24 Wertpunkten bewertet.

6.2 Status und Trends der biologischen Vielfalt an Küsten und in Küstengewässern

6.2.1 Biodiversitätsmonitoringprogramme an Küsten und in Küstengewässern

Im Jahr 2008 ist die EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) in Kraft getreten, die ein breit angelegtes marines Monitoring biologischer Parameter als Grundlage der Bewertung des Umweltzustands vorschreibt. Das marine Monitoring wird in Deutschland durch das im März 2012 geschlossene »Bund/Länder Verwaltungsabkommen Meeresschutz« geregelt. Hierbei steht vor allem die Zusammenarbeit zwischen Bund und Ländern hinsichtlich der Umsetzung der MSRL im Vordergrund. Das oberste beschlussfassende Gremium in dieser Zusammenarbeit ist die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Nord- und Ostsee (BLANO). Der BLANO unterstehen vier sogenannte Querschnittsarbeitsgruppen: AG Erfassen und Bewerten, AG Daten, AG Qualitätssicherung und AG Maßnahmen und Sozioökonomie. Das Meeresmonitoring wird von der AG Erfassen und Bewerten betreut. Sie begleitet die Erstellung der Monitoringkonzepte und die Umsetzung des Monitorings.

Die Zuständigkeiten des Monitorings sind zwischen dem Bund und den Ländern aufgeteilt, wobei der Bund unter Federführung des Bundesamts für Naturschutz (BfN) verantwortlich für das Monitoring innerhalb der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) ist. Die jeweiligen Naturschutzbehörden und Nationalparkverwaltungen der Bundesländer Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Hamburg und Bremen hingegen verantworten die Monitoringaufgaben innerhalb der 12-Seemeilen-Zone.

Zusätzlich gibt es eine Reihe von Langzeitmonitoringprogrammen, die von verschiedenen Forschungseinrichtungen durchgeführt werden. Ein Teil dieser Initiativen hat sich im Verein LTER-D (Long-term ecological research Deutschland) zusammengeschlossen. Das Netzwerk wurde 2006 gegründet und umfasst mittlerweile sieben Langzeitmonitoringstationen zu unterschiedlichen Organismengruppen innerhalb der Küstengewässer und AWZ von Nord- und Ostsee. Beteiligte Institutionen sind das Senckenberg am Meer, das Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung, die Universität Oldenburg, die Nationalparkverwaltungen Niedersächsisches und Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, das Institut für Ostseeforschung Warnemünde und das GEOMAR.

Das Monitoring von kommerziell und nicht kommerziell genutzten Fischarten wird über verschiedene

Surveys für demersale und pelagische Arten durchgeführt, die vom Internationalen Rat für Meeresforschung (ICES, Kap. 6.2.1.2.) geplant und evaluiert werden. Langzeitdaten aus ICES-kooordinierten Trawl-Surveys stehen als Rohdaten im Datenportal DATRAS bereit (www.ices.dk). Für pelagische Arten stehen zusätzlich Informationen aus internationalen Hydroakustiksurveys zur Verfügung. Das Thünen-Institut führt als Bundesforschungsinstitut mit diversen jährlich durchgeführten Forschungssurveys die deutsche Komponente dieser Monitoringaufgaben in Nord- und Ostsee aus.

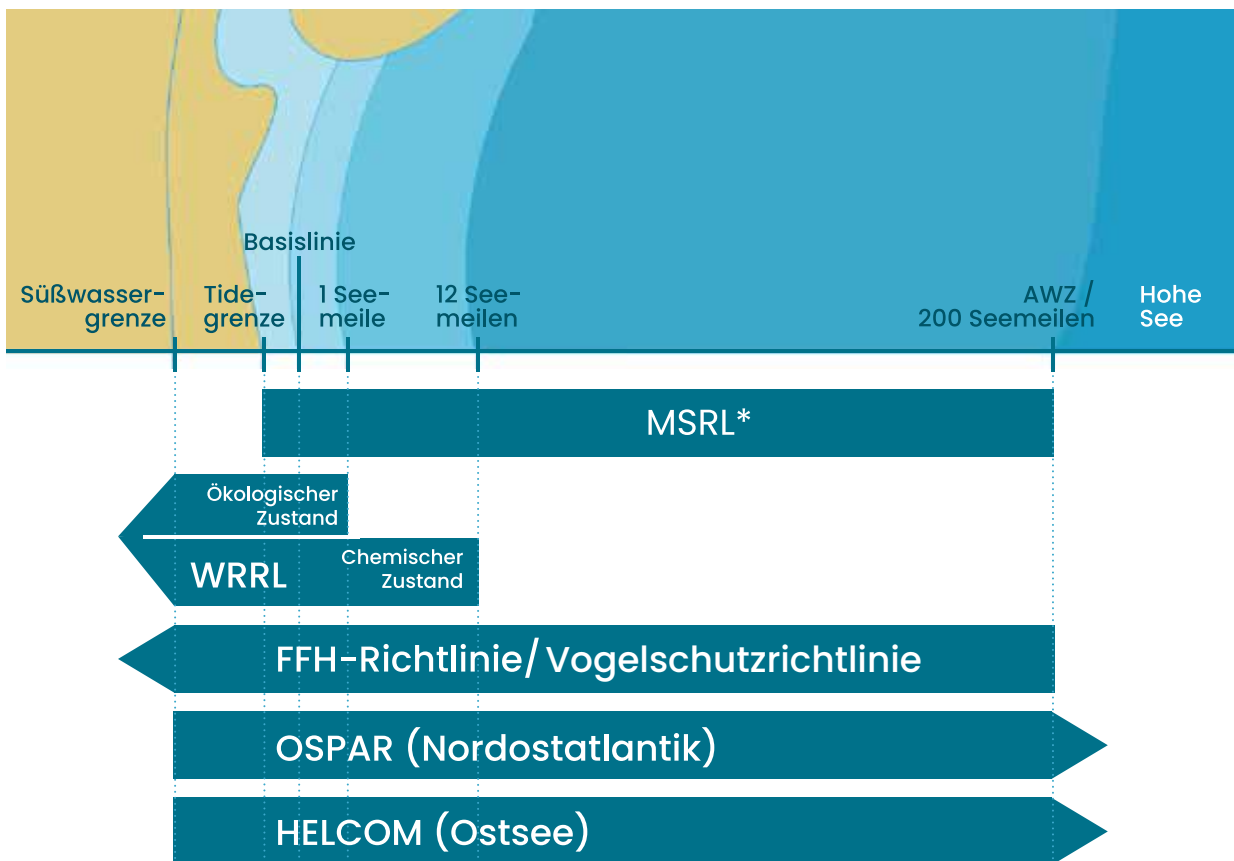
6.2.1.1 Europaweite Richtlinien für Meer und Küste

Die **EU-Wasserrahmenrichtlinie** (Richtlinie 2000/60/EG, WRRL) begründete den Beginn einer integrierten Gewässerschutzpolitik in Europa und soll zu einer koordinierten Bewirtschaftung der europäischen Gewässer innerhalb ihrer Flusseinzugsgebiete führen. Für die Überprüfung der Wirksamkeit festgesetzter Maßnahmen wird seit 2006 ein kontinuierliches Monitoringprogramm durchgeführt. Auch wenn die WRRL nicht auf eine Bewertung der biologischen Vielfalt ausgerichtet ist, werden außer physikalisch-chemischen und hydromorphologischen auch biologische Parameter erfasst. In den Küstengewässern sind das Phytoplankton, Großalgen, Angiospermen und die benthische wirbellose Fauna.

Der Geltungsbereich der Wasserrahmenrichtlinie (Abb. 6.4) reicht innerhalb der Küstengewässer bis zur 1-Seemeilen-Grenze, mit Hinblick auf die Bewertung des chemischen Zustands allerdings bis zur Hoheitsgrenze. Wir weisen an dieser Stelle darauf hin, dass die Bezeichnung »Küstengewässer« in der WRRL sich von der Verwendung im *Faktencheck Artenvielfalt* unterscheidet.

Die **EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie** (Richtlinie 2008/56/EG) bildet seit dem Jahr 2008 die Säule der EU-Meerespolitik und gibt somit den rechtsverbindlichen Rahmen für eine Strategie für den Schutz und die Erhaltung der europäischen Meeresumwelt. Ziel ist es, saubere, gesunde und produktive Meere und deren biologische Vielfalt langfristig zu bewahren bzw., wo durchführbar und notwendig, diese wiederherzustellen.

Das Monitoring der MSRL wird als Teil von 6-Jahres-Zyklen (Zustandsbericht → Monitoring → Maßnahmenplanung und -operationalisierung → Zustandsbericht → ...) durchgeführt. Dabei stellt die biologische Vielfalt einen von elf Deskriptoren für die Bewertung des »guten Umweltzustands« dar. Diversitätsindikatoren werden aber auch für einige weitere Deskriptoren, z. B. Nahrungsnetze, verwendet. Da sich der Geltungsbereich der WRRL bis zur 1-Seemeilen-Grenze erstreckt,



* MSRL, soweit nicht durch die WRRL abgedeckt

Abbildung 6.4: Geltungsbereiche der relevanten EU-Richtlinien (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie [MSRL], Wasserrahmenrichtlinien [WRRL], Vogelschutzrichtlinie [V-RL], Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie [FFH-RL]) und regionalen Meeresschutzübereinkommen (HELCOM, OSPAR).

bezieht sich die MSRL vor allem auf den restlichen Teil der deutschen Nord- und Ostsee und immer in Ergänzung zur WRRL (Abb. 6.4).

Die **Vogelschutzrichtlinie** (V-RL, Richtlinie 2009/147/EG) ist die älteste der EU-Naturschutzrichtlinien und wurde bereits 1978 erlassen. Sie zielt auf den Schutz aller natürlicherweise auf dem EU-Gebiet vorkommenden Vogelarten, inklusive Zugvögel, ab. Alle Mitgliedstaaten haben sich u. a. zur Errichtung von geeigneten Schutzgebieten verpflichtet. Auch wenn die V-RL ein Monitoring nur indirekt vorgibt, ist ein systematisches Monitoring für die Entwicklung von Maßnahmen und in Bezug auf die Berichtspflichten unerlässlich.

Die **Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie** (FFH-RL, Richtlinie 92/43/EWG) zielt auf die Wiederherstellung und Bewahrung des günstigen Erhaltungszustands von Arten und Biotoptypen von gemeinschaftlichem Interesse ab. Teil der Richtlinie ist die Ausweisung von Schutzgebieten, die zusammen mit den Schutzgebieten der V-RL ein EU-weites Schutzgebietsnetzwerk (»Natura 2000«) ergeben sollen. Für die nationalen FFH-Berichte, die den Erhaltungszustand der einzelnen Biotope und

-arten und durchgeführte Maßnahmen wiedergeben, müssen entsprechende Monitoringaktivitäten durchgeführt werden.

6.2.1.2 Nord- und ostseespezifische Abkommen

Das Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets (**Helsinki-Übereinkommen, HELCOM**) von 1992 legt die Rahmenbedingungen für die Zusammenarbeit der neun Ostseeanrainerstaaten und der EU bei der Vermeidung bzw. Bewältigung der Verschmutzung der Ostsee und der Erhaltung und Wiederherstellung ihres ökologischen Gleichgewichts fest. Die Vertragsstaaten kooperieren u. a. auf den Gebieten Monitoring, Bewertung, Maßnahmen und Forschung.

Bisher wurden Berichte (HOListic ASsessment) für drei Monitoringperioden (2003–2007 HOLAS, 2011–2016 HOLAS 2, 2016–2023 HOLAS 3) veröffentlicht. Da HOLAS 3 erst kurz vor Fertigstellung dieses Berichts veröffentlicht wurde, konnten nur die Inhalte von HOLAS 2 in die Bewertung einfließen.

Das Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (**Oslo-Paris-Übereinkom-**

men, OSPAR) wurde ebenfalls 1992 geschlossen und 1994 in die nationale Gesetzgebung übernommen. Die 15 Vertragsstaaten kooperieren über die OSPAR-Kommission auf den Gebieten Monitoring, Bewertung, Maßnahmen und Forschung zu den Bereichen Biodiversität und Ökosysteme, menschliche Aktivitäten, Schadstoffe und Eutrophierung, Offshore-Industrie, radioaktive Substanzen und bei Querschnittsthemen.

OSPARs Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) beschreibt die Überwachungsstrategie, Themen und Produkte zu Monitoring und Überwachung, die für die OSPAR-Mitgliedstaaten festgelegt sind, einschließlich der Anforderungen für thematische und holistische Bewertungen. Die Bewertung wird in sogenannten Quality Status Reports (QSR) veröffentlicht. Es wurden bisher drei Berichte (2000, 2010, 2023) und ein Zwischenbericht im Jahr 2017 veröffentlicht. Auch hier kann sich der *Faktencheck Artenvielfalt* nur auf die Ergebnisse von 2017 beziehen.

Als Teil der **trilateralen Wattenmeerzusammenarbeit**, innerhalb derer Dänemark, Deutschland und die Niederlande seit 1978 zum Schutz der ökologischen Einheit des Wattenmeers in vielen Bereichen eng kooperieren, wird ebenfalls ein trilaterales Monitoring- und Bewertungsprogramm (Trilateral Monitoring and Assessment Programme, kurz TMAP) durchgeführt. Die Ergebnisse des TMAP sowie Maßnahmenvorschläge werden in regelmäßigen Abständen in Form von Bewertungsberichten (Wadden Sea Quality Status Report – QSR) zusammengetragen.

Der **Internationale Rat für Meeresforschung** (ICES, International Council for the Exploration of the Sea) ist eine zwischenstaatliche Organisation für Meeresforschung, die sich zum Ziel gesetzt hat, Forschung in Bezug auf den Zustand, Ökosystemleistungen und die nachhaltige Nutzung von Meeren voranzutreiben und bereitzustellen. Der Rat ist ebenso beratend im Bereich Naturschutz, Nachhaltigkeit und Management tätig. Er besteht aus einem Netzwerk von fast 6.000 Wissenschaftler:innen aus über 700 Institutionen der insgesamt 20 Mitgliedstaaten. Die Arbeit des Rats findet hauptsächlich in der Ausrichtung von Facharbeitsgruppen, integrierenden Beratungsgremien und in der Koordination internationaler Monitoringsurveys statt. ICES stellt Bottom-Trawl-Survey-Daten für weite Bereiche in Nord- und Ostsee in öffentlichen Datenbanken (z. B. DATRAS, Database of Trawl Surveys) frei zur Verfügung. Darin sind kontinuierliche Zeitreihen unterschiedlicher Länge von Fangmengen enthalten, die teilweise bis zu 45 Jahre zurückreichen.

6.2.1.3 Weitere arten- und artengruppen-spezifische Abkommen

Zusätzlich zu den gebietsspezifischen Abkommen gibt es weitere arten- oder artengruppenspezifische Abkommen, deren Aktivitäten ebenfalls Monitoring und Aktionspläne in Bezug auf den Erhalt der jeweiligen Artengruppe umfassen. Dazu zählen unter anderem das **Artenschutzabkommen für Seehunde** (WSSA, Agreement on the Conservation of Seals in the Wadden Sea, 1991), das **Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in der Nord- und Ostsee, dem Nordatlantik und der Irischen See** (ASCOBANS, Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas, 1991) und das **Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel** (AEWA, Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds, 1995).

6.2.1.4 Entwicklungen in der Methodik

Verschiedene menschliche Nutzungsformen wie auch Meeresschutzmaßnahmen beanspruchen zunehmend mehr marinen Raum und führen dabei auch dazu, dass Meeresgebiete für ein herkömmliches Monitoring unzugänglich werden. Deshalb sind neue Methoden erforderlich, die möglichst wenig invasiv wirken und die gleichzeitig die durch Nutzung und Schutz erwirkten massiven Veränderungen der Lebensräume abbilden können.

Geeignete Methoden hierfür werden derzeit intensiv weiterentwickelt, in Feldversuchen getestet oder bereits in Pilotprogrammen eingesetzt. Dazu zählen optische Methoden wie beispielsweise Video-Plankton-Recorder, Videoschlitten oder BRUVs (Baited Remote Underwater Video) (Ditria et al. 2022; Nalmpanti et al. 2023). In der Fischereiforschung werden auch an das Netz montierte Kamerasysteme erprobt. Zudem finden immer mehr passiv-akustische Methoden im Umweltmonitoring ihren Einsatz (Gibb et al. 2019; Mooney et al. 2020; Williams et al. 2022). Relevant für fast alle diese Methoden ist die Weiterentwicklung automatischer und »Machine Learning«-basierter Ansätze sowie weiterer auf künstliche Intelligenz (KI) gestützte Bild- und Datenanalyseverfahren (Ditria et al. 2022; Goodwin et al. 2022; Rubbens et al. 2023). Diese spielen z. B. bei der Klassifizierung von Arten anhand von Bilddaten (Irisson et al. 2022) oder der verbesserten Auswertung von Fernerkundungsdaten eine wichtige Rolle (Davies et al. 2023; Dierssen et al. 2021).

Um die hohe Variabilität mariner Prozesse abzubilden, bedarf es zudem zeitlich und räumlich hochauflöser Messungen, die nur über eine Kombination von verschiedenen stationären (z. B. Bojen, Messpfählen)

und mobilen (z. B. Ships-of-Opportunity, Glider) Messplattformen und Sensorsystemen mit unterschiedlichen Spezifikationen zu erreichen sind. Automatisierte Methoden bieten hier ebenfalls die Möglichkeit, ein nicht invasives und kosteneffizientes Monitoring auf zeitlichen und räumlichen Skalen zu betreiben, die mit traditionellen Methoden nicht leistbar wären, aber für einen datenbasierten Naturschutz unentbehrlich sind (Ditria et al. 2022).

Weltweit erfassen heute erst wenige Meeresmonitoringprogramme auch Mikroorganismen und Viren. Damit fehlen für die Verfolgung der Entwicklung der biologischen Vielfalt und Funktionalität von Ökosystemen wichtige Daten. Die molekulargenetische Analyse von eDNA (environmental DNA, Umwelt-DNA) stellt eine zukunftsorientierte und nicht invasive Methode für ein einheitliches Monitoring über das gesamte Spektrum der marinen Biota verschiedener Taxonomie, Lebensgemeinschaften und trophischen Stufen dar, inklusive des Mikrobioms/Viroms. Hierbei wird lediglich das genetische Material aus einer Umweltprobe wie dem Meerwasser extrahiert, sequenziert und den Arten zugeordnet, ohne die Zielorganismen zu beproben (Taberlet et al. 2018; Ohnesorge et al. 2023). Speziell für marine Tiere, die gefährdet, nicht einheimisch oder kryptisch sind, hat eDNA-Analyse ein hohes Potenzial, Veränderungen in der marinen Vielfalt zu erkennen. Allerdings befinden sich die Methoden für verschiedene taxonomische Gruppen noch in der Evaluierungs- und Validierungsphase. Auch die Bestimmung von Abundanzen und Biomassen mittels eDNA bedarf weiterer Forschung.

6.2.2 Status und Trends der Lebensräume und Organismengruppen an Küsten und in Küstengewässern

6.2.2.1 Status und Trends der Lebensraumtypen

Status und Trends Rote Liste gefährdeter Biotoptypen

Die **Rote Liste gefährdeter Biotoptypen** stuft **51,1 % der Meeresbiotoptypen als langfristig gefährdet** ein (Kategorie 0–3). Dabei gilt die Gefährdungslage für die Nordsee als prekärer als für die Ostsee (Abb. 6.5). Im Benthos der Nordsee finden sich zwölf der 13 vollständig vernichtete Biotoptypen, u. a. die *Zostera*-Seegraswiesen auf sublitoralem ebenem Sandgrund sowie der Biotoptyp sublitoraler Schillgrund mit Europäischen Austern. Im Benthos der Ostsee besteht für knapp die Hälfte der Biotoptypen aktuell kein Verlustrisiko, ein Viertel hingegen gilt als gefährdet bis stark gefährdet. Ein weiteres Viertel wird auf der Vorwarnliste geführt. Insgesamt ist ein hoher Anteil der Meeresbiotoptypen in ihrer Entwicklungstendenz (= Entwicklung der letzten ca. zehn Jahre und Prognose für nähere Zukunft) stabil, d. h., in vielen Fällen ist die angestrebte Verbesserung des Zustands bisher nicht eingetreten. (Kap. 2, Abb. 2.2).

Bei den **Küstenbiotopen gelten 87,9 % als langfristig gefährdet**. Nur für einen geringen Teil der Küstenbiotoptypen gilt aktuell kein Verlustrisiko, beispielsweise für das anthropozoogen überformte Salzgrünland der Nordsee oder für Dünengebüsche mit nicht autochthonen Arten. Von der vollständigen Vernichtung bedroht scheinen hingegen die feuchten bis nassen Biotoptypen der Dünen sowie die extrem seltenen Wanderdünen und

Box 6.2: Definition von Zielvariablen und Zielgrößen

Biodiversität und der Erhalt der biologischen Vielfalt sind in der MSRL der erste Deskriptor zur Festlegung eines guten Umweltzustands (Art. 9 MSRL). Auch die Deskriptoren D2–D4 sowie D6 sind mittelbar mit der Biodiversität verbunden, da hier nicht einheimische Arten, kommerziell genutzte Fisch- und Schalentierbestände sowie Nahrungsnetze und Meeresbodenintegrität adressiert werden. Auf der Ebene der Europäischen Union wird versucht, diese allgemeinen Formulierungen in Bewertungsschemata einzubeziehen. Eine wichtige Rolle kommt den 15 Vertragsstaaten des Oslo-Paris-Abkommens von 1992 (OSPAR) für die Nordsee zu sowie den zehn Vertragsstaaten der Helsinki-Kommission (HELCOM) in der Ostsee. Beides sind zwischenstaatliche Organisationen, die eine regionale Meereskonvention umsetzen (Details Kap. 6.2.1). Dies macht eine weitere Besonderheit des Lebensraums Küste deutlich. So sind sowohl Zielvariablen als auch Bewertungen und Maßnahmenvorschläge aufgrund der hohen Fluidität des Systems und der Konnektivität immer nur in einem internationalen Kontext möglich.

Trotz der klaren Zielvorgaben ist die Verknüpfung mit expliziten (messbaren) Zielgrößen nicht oder nur teilweise erfolgt. Harmonisierungsprozesse führen oft zu einem Fokus auf Schlüsselarten und Grenzwerte (Palialexis et al. 2019), deren Relevanz im Kontext der Biodiversitätsbewertung nicht immer geklärt sind. Auf der anderen Seite steht ein sehr breiter Katalog von Variablen zur Bewertung zur Verfügung (Rombouts et al. 2019; Teixeira et al. 2016). Diese sind jedoch abhängig vom Probenahmeaufwand (Artenzahl, diverse Indizes) und eignen sich daher nicht als absolute Zielgrößen. Dennoch lassen sich zeitliche Trends beschreiben, wenn die gewählten Monitoringansätze durchgängig bedient werden. Hierfür nutzen wir im Rahmen des Kapitels als emergente Zielgrößen auf der Ebene der Lebensgemeinschaft die Gesamtbiomasse oder -abundanz, die Artenzahl und die Effektive Artenzahl (ENS = Effective Number of Species).

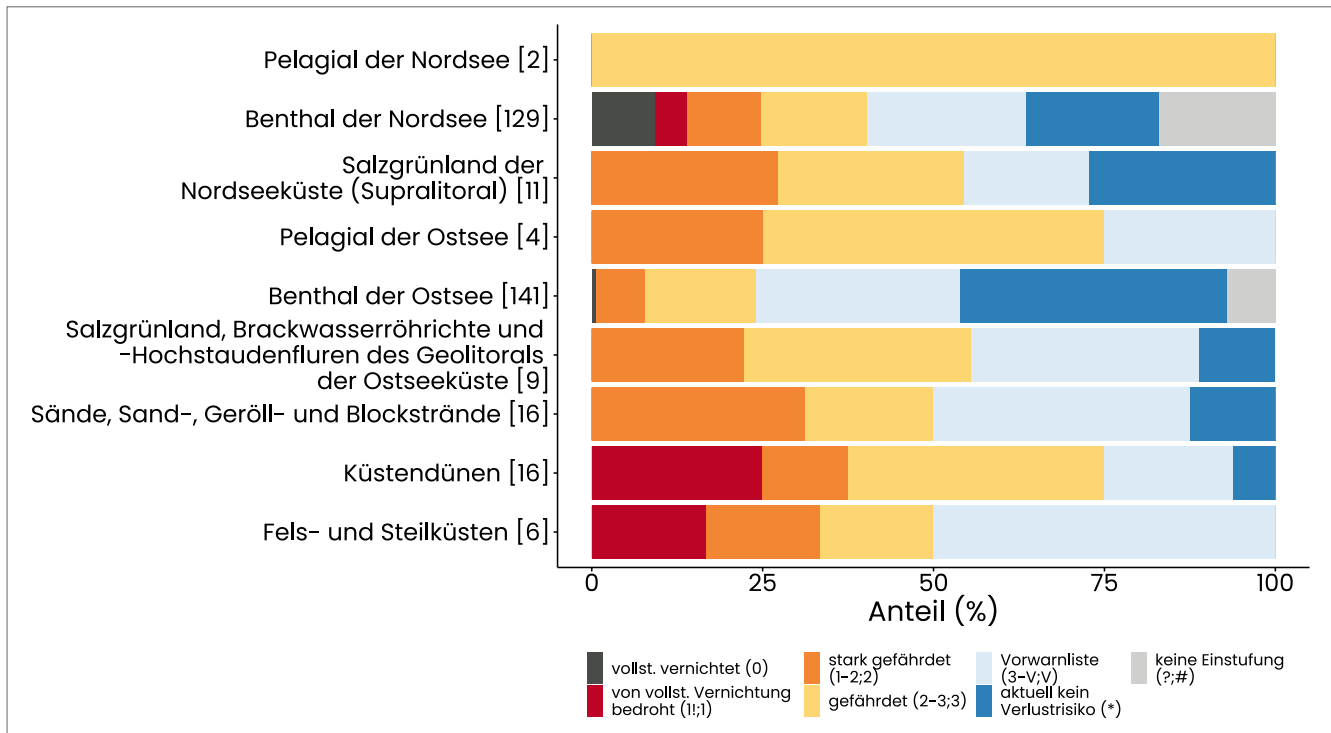


Abbildung 6.5: Rote Liste Status der Biotypen Deutschlands mit Zuordnung zu Küsten und Küstengewässern, differenziert nach Biotypengruppen, nach Rote Liste der gefährdeten Biotypen Deutschlands. Zahl in eckigen Klammern = Anzahl der Biotypen je Biotypengruppe. Modifiziert nach Finck et al. (2017).

Sandsteinfelsküsten (Helgoland). Insgesamt hat sich die Situation für die Küstenbiotope **im Vergleich zu 2006 wenig geändert** (Finck et al. 2017) (Kap. 2, Abb. 2.2).

Status und Trends der FFH-Lebensraumtypen

Der aktuelle nationale Bericht der FFH-Richtlinie (2019) für die Meeres- und Küstenlebensraumtypen weist in der **Ostsee keinen einzigen Lebensraumtyp mit gutem Erhaltungszustand aus**. Knapp die Hälfte (8 von 19) sind in einem ungünstig-unzureichenden Zustand. Der Zustand der meisten Lebensraumtypen (11 von 19) wird als ungünstig-schlecht erhalten ausgewiesen. Für etwas mehr als ein Drittel (7 von 19) verschlechterte sich der Zustand weiter, die Mehrheit bleibt in ihrem Gesamtrend stabil. In der **Nordsee sind knapp die Hälfte (9 von 20) der Lebensraumtypen in einem günstigen Zustand**. Je ein Viertel wird als ungünstig-unzureichend und als ungünstig-schlecht erhalten bewertet. Vier von 20 verschlechtern sich im Gesamtrend weiter, auch hier bleibt die Mehrheit in ihrer Entwicklung stabil.

Vor allem küstennahe Dünenbiotopkomplexe gelten in beiden biogeografischen Regionen als schlecht erhalten. Dem gegenüber stehen günstig erhaltene Wattbiotopkomplexe in der Nordsee, die sich weiterhin stabil entwickeln. Besonders positiv fallen die beiden küstennahen Lebensraumtypen der Primärdünen und Dünen mit Sanddorn in der Nordsee auf, die sich mit ihrem

bereits günstigen Erhaltungszustand im Gesamtrend weiter verbessern. Gegensätzlich in beiden Regionen werden z. B. die Lagunen (Strandseen) sowie Fels- und Steilküsten mit Vegetation bewertet, die in der Nordsee in einem stabilen günstigen Zustand erhalten sind, während sie in der Ostsee in einem andauernden ungünstig-schlechten Zustand verbleiben.

Die küstenfernen Lebensraumtypen der Riffe und überspülten Sandbänke sind in beiden biogeografischen Regionen in ungünstigem Zustand. In der Nordsee entwickelten sie sich zwar stabil, aber weiter auf ungünstig-schlechtem Niveau. Der ungünstig-unzureichende Zustand der Riffe in der Ostsee verschlechtert sich derzeit im Gesamtrend weiter.

6.2.2.2 Status und Trends der Organismengruppen

Übersicht der Ergebnisse des Weighted Vote Count

Ziel der hier zugrunde liegenden Analyse war es, das Literaturwissen zu zeitlichen Biodiversitätstrends zu extrahieren und ein räumlich explizites, möglichst umfassendes Bild der vorhandenen Datenlage zu gewinnen, das über eine reine Experteneinschätzung hinausgeht. Es wurde dabei englischsprachige und deutschsprachige Literatur berücksichtigt. Englischsprachige Literatur wurde gemäß den Empfehlungen für systematische wissenschaftliche Untersuchungen in der Ökologie (Gusenbauer & Haddaway 2020, Foo et al. 2021) im Web of

Science und-in-Scopus gesucht. Um gezielt auf die Biodiversität abzielen, wurden passende Schlagwörter im Bereich der Biodiversität, des Lebensraumtyps und der Region definiert. Die vollständigen Jahresindizes einer Liste von relevanten deutschsprachigen Zeitschriften wurden anhand der Überschriften nach potenziell relevanten Artikeln durchsucht (Anhang A2.2). Forschungsberichte wurden u. a. über die Webseiten von UBA, BfN, des Thünen-Instituts sowie über die Webseiten der Landesumweltämter und weiterer länderspezifischer Behörden identifiziert. Zudem wurden Recherchen über Google und Google Scholar durchgeführt, um relevante Publikationen aus dem deutschsprachigen Raum zu identifizieren. Weitere Quellen bestanden z. B. in ausgewählten akademischen Abschlussarbeiten (Bachelor-/Masterarbeiten und Dissertationen). Weitere relevante Artikel wurden während des Schreibprozesses durch die Autorenschaft ergänzt. Hinzu kam die statistische Auswertung von vorhandenen Monitoringdaten und Daten aus Wiederholungsstudien. Eine ausführliche Beschreibung der Methodik sowie eine Liste der analysierten Artikel und Datensätze finden sich in Anhang A2.1.

Es ist zu betonen, dass es nicht »das eine« Maß für biologische Vielfalt gibt, sondern die biologische Vielfalt mit verschiedenen Maßzahlen (bspw. Artenzahl, Biomasse, Artenzusammensetzung) bestimmt werden sollte (Sinclair et al. 2024). Aufgrund der hohen Variabilität zwischen Arten und Lebensräumen konnte bislang keine der genannten einzelnen Untersuchungen, auch wenn sie auf langen Zeitreihen, aggregierten Daten oder Kartierungen beruhen, ein Gesamtbild über Biodiversitätsänderungen in Deutschland liefern. Der *Faktencheck Artenvielfalt* geht einen wichtigen Schritt, diese Lücke zu schließen.

Anders als bei den Rote-Liste-Trends, die Populationsentwicklungen einzelner Arten in den Blick nehmen, fokussiert diese Analyse auf Facetten der biologischen Vielfalt von Lebensgemeinschaften (Artenzahl, Häufigkeiten und »Effektive Artenzahl«, die die Häufigkeitsverteilung von Arten einer Gemeinschaft berücksichtigt).

Wir kategorisieren die Biodiversitätsmaße in drei größere Gruppen:

Artenzahl (S) ist die präsenzbasierte Anzahl unterschiedlicher Taxa unabhängig von ihrer Dominanz oder Seltenheit. Für Organismengruppen, die mehrfach im Jahr gemessen werden, werden Artenlisten für jeweils ein Jahr aggregiert, da die Langzeittrends und nicht die saisonalen Entwicklungen hier von Interesse sind. Von Zeitreihen, die aus der Literaturanalyse stammen, wird der Trend so übernommen, wie er in der jeweiligen Publikation beschrieben wurde, von denen, die auf Rohda-

ten basieren, wird der zeitliche Trend der log-transformierten Artenzahl errechnet.

Eine Reihe von Diversitätsmaßen bezieht die relative Abundanz der Arten in den Lebensgemeinschaften mit ein. Indizes wie Shannon, Simpson oder die Serie der Hill-Numbers sind weit verbreitet. Während in der Literaturanalyse die jeweils angegebenen Maße benutzt werden, wird für die Analyse der vorliegenden Daten die Effektive Artenzahl (**Effective Number of Species, ENS**) als Diversitätsmaß verwendet. ENS ist für verschiedene Dominanzgewichte möglich, hier benutzen wir die Gewichtung nach Simpson. ENS entspricht in diesem Fall per Definition der Artenzahl, deren es mindestens bedarf, um die entsprechende Simpson-Diversität zu erreichen. ENS ist für vergleichende Analysen geeignet, da es weniger als andere Maße durch Unterschiede bei der Probenahme, der Größe des Artenpools und räumlichen Aggregation von Individuen beeinflusst wird (Chase & Knight 2013). Zur Vereinfachung der Darstellung werden in der Darstellung alle dominanzbezogenen Diversitätsmaße unter der Rubrik ENS dargestellt.

Unabhängig von der Artenzahl und Diversität kann sich auch die Individuenzahl oder deren Biomasse in einem Lebensraum verändern. Dabei ist für verschiedene Organismengruppen die Angabe von Abundanzen oder Biomassen pro Art oft eine logische Folge der Biologie bzw. des Monitoringansatzes. Dennoch werden beide, die Gesamtbiomasse und die Gesamtabundanz (pro Flächenmaß oder Volumen), hier gemeinsam als **Abundanz** vorgestellt. Auch hier wurde für die Analyse der Zeitserien eine log-Transformation durchgeführt und die Literaturangaben so übernommen, wie in den jeweiligen Publikationen angemerkt. Es wurden nur Zeitreihen verwendet, bei denen das verwendete Biodiversitätsmaß innerhalb der jeweiligen Zeitserie konsistent verwendet wurde.

Zur Auswertung der zeitlichen Biodiversitätstrends nutzen wir die Methode des Weighted Vote Count (gewichtete Stimmzählung). Beim Weighted Vote Count wird jeder einzelnen Studie oder jedem Datensatz ein bestimmtes Ergebnis zugewiesen und nach der Anzahl der Beobachtungsjahre gewichtet. Dadurch erhalten Studien mit einer größeren Beobachtungsdauer ein stärkeres Gewicht. Die zeitlichen Trends werden dann den Kategorien positiv, negativ, neutral, negativ zu positiv (Zunahme nach vorheriger Abnahme) und positiv zu negativ (Abnahme nach vorheriger Zunahme) zugeordnet. Für die Literaturanalyse wird dies aus den Schlussfolgerungen der Artikel übernommen, für die Datenanalyse erfolgt die Zuordnung anhand der statistischen Analyse von linearen und nicht linearen Regressionen.

Während die Roten Listen detaillierte Informationen zu Einzelarten verschiedener Organismengruppen liefern, findet die Auswertung des Weighted Vote Count für den Lebensraum Küste und Küstengewässer hier auf Ebene der Hauptgruppen (Pflanzen inklusive Algen, Wirbeltieren und Wirbellosen) statt. Detaillierte Ergebnisse für einzelne Organismengruppen, wenn möglich auch aufgeteilt für die Nord- und Ostsee, finden sich zusätzlich in den Unterkapiteln.

Aus der Recherche (Stand 19.12.2023) entfielen von insgesamt 15.272 einzelnen Biodiversitätstrends 1.654 auf den Lebensraum »Küste und Küstengewässer«, was etwas mehr als 10 % aller Trends ausmacht (s. Abb. 2.7). Davon stammten 1.409 aus ausgewerteten Datensätzen, die verbleibenden aus gesichteter Literatur. Aufgeteilt auf die Hauptgruppen der Organismen, fokussierten die Studien in ähnlichen Teilen auf Wirbellose (535 Trends), Pflanzen (inkl. Algen) (568 Trends) und Wirbeltiere (551 Trends). Die Studien untersuchten in etwa gleichem Maße die zeitlichen Änderungen der Abundanz (554 Trends), Artenzahl (549 Trends) und der Effektiven Anzahl der Arten (ENS; 551 Trends).

In der Gruppe der Pflanzen (inkl. Algen) war ein erheblicher Prozentsatz der gewichteten Trends der Abundanz positiv (45 %) oder neutral (40 %), nur wenige Studien zeigten einen negativen (15 %) Trend in der Ab-

undanz (Abb. 6.6). Auch in Studien zur Artenzahl überwog der Anteil positiver (19 %) Trends über dem negativer (9 %) Trends bei 72 % neutralen Zeitserien. Der Anteil neutraler Trends für ENS war mit 76 % sehr hoch, der Anteil positiver (12 %) und negativer (12 %) Trends war gleich. In der Gruppe der Wirbellosen dominierten negative Trends in allen untersuchten Biodiversitätsmaßen. 47 % der Abundanztrends, 34 % der Artenzahlrends und 28 % der ENS Trends waren negativ, bei 33–54 % neutralen Trends. Somit wiesen 25 % (Abundanz), 20 % (Artenzahl), und 17 % (ENS) positive Trends auf. Die Trends in der Abundanz von Wirbeltieren waren zu 27–44 % neutral. Die gewichteten Trends verteilten sich für Abundanz etwa gleichmäßig auf positiv (28 %) und negativ (34 %), ebenso für Artenzahl (34 % negativ, 28 % positiv) und ENS (26 % negativ, 31 % positiv).

Es muss darauf hingewiesen werden, dass mehrere Gründe dazu führen können, dass im Weighted Vote Count mehr positive Trends zu finden sind, als es die Roten Listen für die Organismengruppen widerspiegeln. Zum einen gibt es bei Monitoringdaten einen statistischen Bias hin zu positiven Trends der Artenzahl, da lokales Aussterben nach Umweltveränderung verzögert und über lange Zeiträume erfolgt, während das Detektieren von lokaler Einwanderung unverzüglich erfolgen kann (Kuczynski, Ontiveros & Hillebrand 2023).

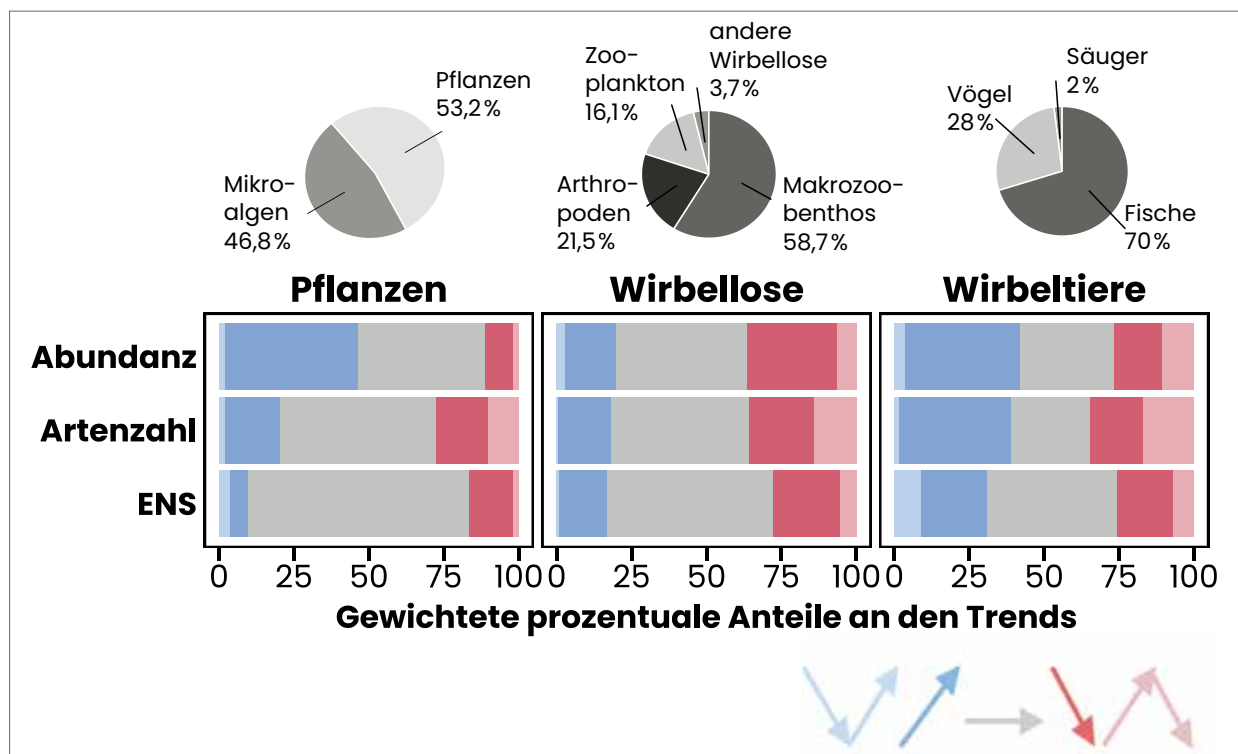


Abbildung 6.6: Gewichtete prozentuale Anteile. An den Trends der gemessenen Biodiversitätsmaße (Effektive Anzahl der Arten [ENS], Artenzahl, Abundanz) für die jeweilige Artengruppe im Lebensraum Küste und Küstengewässer. Unterschiedliche Trends sind farblich codiert (Pfeilsymbole): positiv: blau, Wechsel von negativ zu positiv: hellblau, neutral (kein Trend): grau, negativ: rot, Wechsel von positiv zu negativ: hellrot.

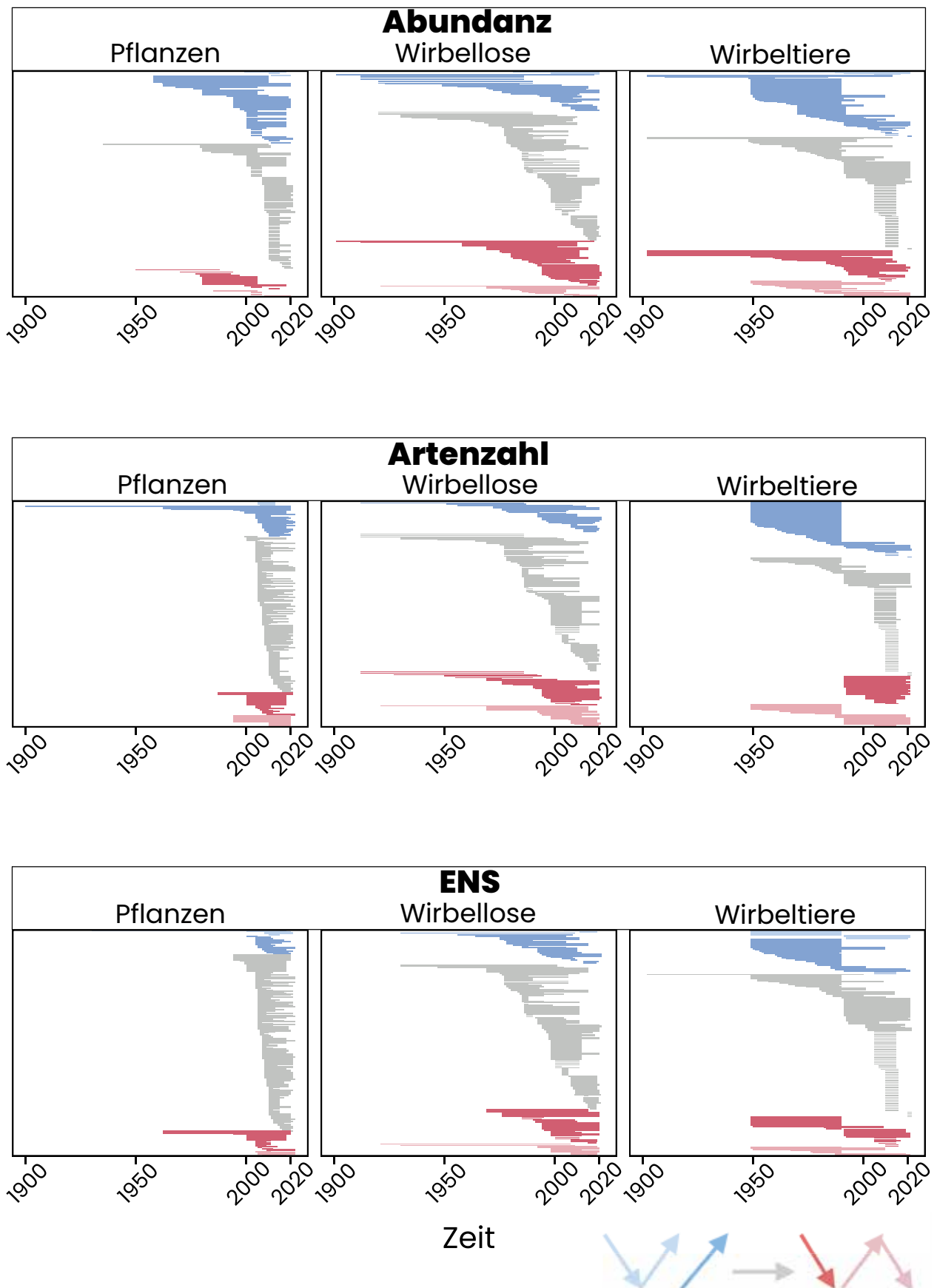
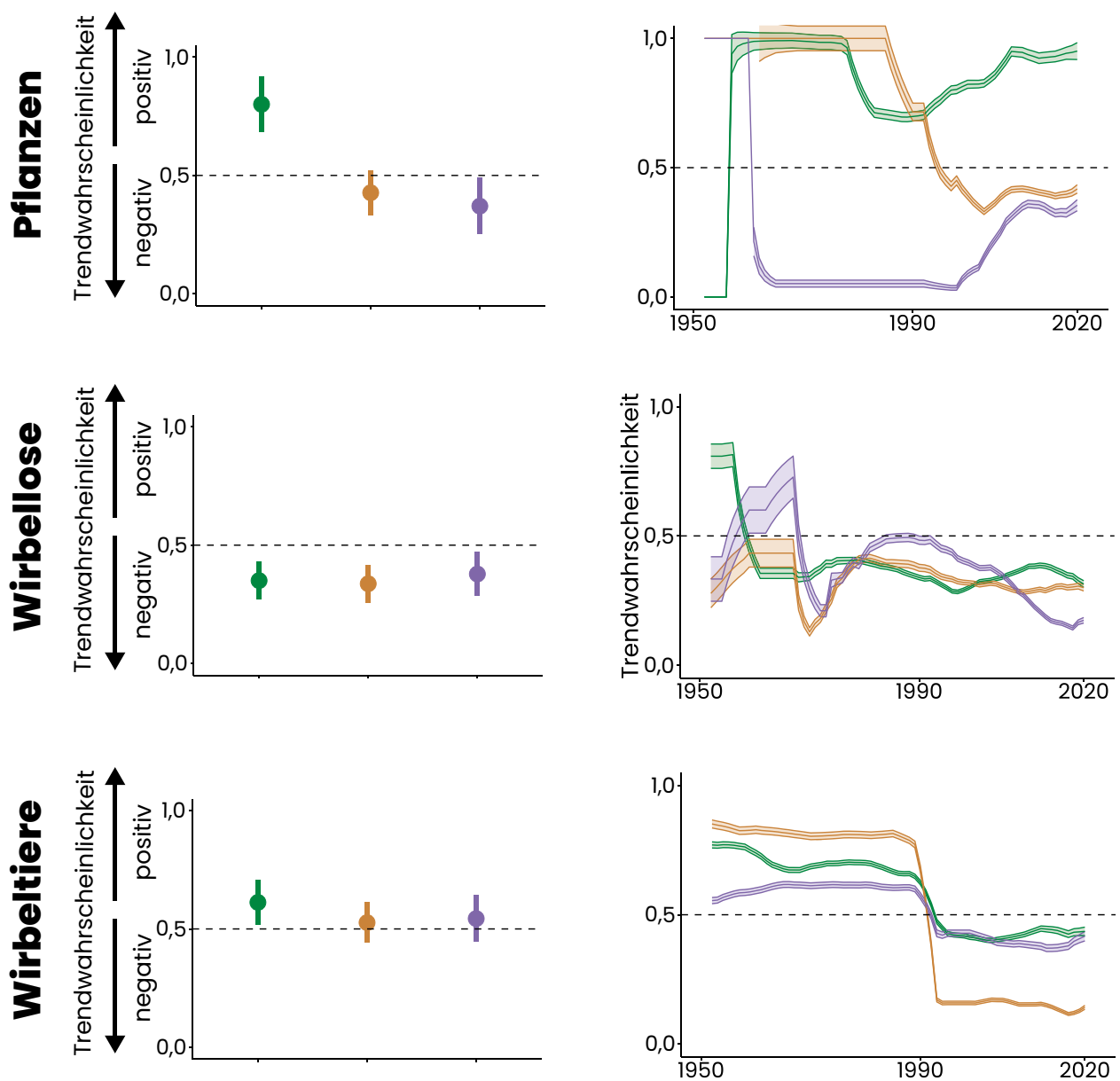


Abbildung 6.7: Gewichtete Trends der gemessenen Biodiversitätsmaße (Effektive Anzahl der Arten [ENS], Artenzahl, Abundanz) im Lebensraum Küsten und Küstengewässer. Jede Linie repräsentiert eine Studie, die Liniendicke ist die Gewichtung (»weight«, quadratwurzeltransformiert), die Ausdehnung der Linie stellt die Dauer der Studie vom Startjahr bis zum Endjahr dar. Unterschiedliche Trends sind farblich codiert (Pfeilsymbole): positiv: blau, Wechsel von negativ zu positiv: hellblau, neutral (kein Trend): grau, negativ: rot, Wechsel von positiv zu negativ: hellrot.

Dadurch entsteht ein temporäres Ungleichgewicht zu Gunsten von neu hinzukommenden Arten, welches laut Kuczynski et al. (2023) erst nach Jahrzehnten abnimmt und daher einen positiven Trend vortäuscht (für Details siehe auch Kap. 6.2.1.2). Zudem stammen eine Vielzahl der Studien, die in den Weighted Vote Count eingegangen sind, aus Habitattypen, die entweder im Fokus des Naturschutzes stehen, in Naturschutzgebieten durchgeführt wurden oder Untersuchungen des Erfolgs einer bestimmten durchgeführten Maßnahme dokumentieren. Diese Information zu Schutzstatus bzw. durchgeführten Maßnahmen wurden gemeinsam mit den Trendangaben aus der Literatur extrahiert, werden aber in dieser Ge-

samtübersicht nicht differenziert, weil die Information nicht für alle Datenreihen zur Verfügung stand. Das bedeutet, dass jegliche Analysen aus dem Weighted Vote Count stets mit einer möglichen stark positiven Überschätzung von Trends einhergehen. Auch können die Ergebnisse nur für die Lebensraumtypen sprechen, die in der Analyse enthalten waren, nicht aber als repräsentativ für alle Lebensraumtypen des jeweiligen Lebensraums oder für alle Regionen Deutschlands angesehen werden.

Die Anzahl an Beobachtungsjahren der Studien reichte von zwei Jahren bis 112 Jahren, im Mittel lag sie bei 14 Jahren. Das früheste Startjahr einer Studie war 1860, die jüngste Studie begann im Jahr 2020, das mitt-



Artenzahl Abundanz ENS

Abbildung 6.8: Wahrscheinlichkeit eines positiven Trends in den jeweiligen Biodiversitätsmaßen für jede der drei Hauptgruppen. Linke Säule: Mittelwert und Standardabweichung. Rechte Säule: Auftragung über Zeit mit Konfidenzintervall.

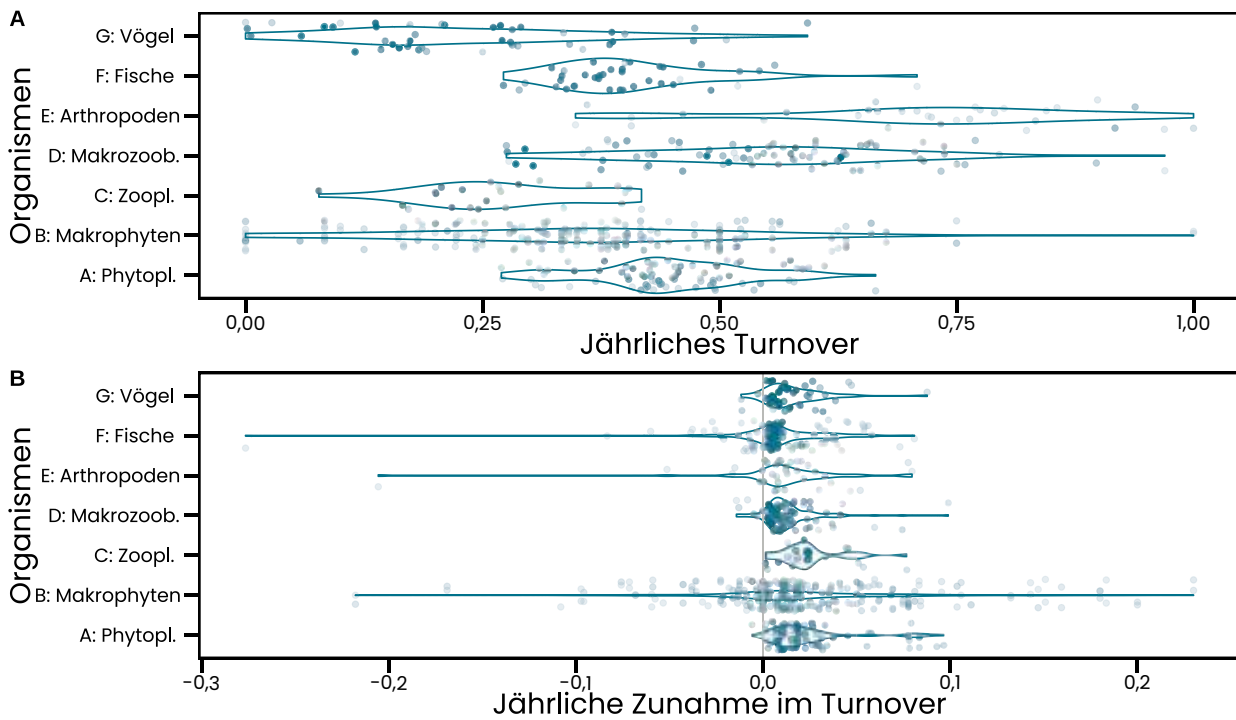


Abbildung 6.9: Jaccard-Turnover für Zeitserien von sieben Organismengruppen der Küsten und Küstengewässern. A: Mittleres jährliches Turnover zwischen benachbarten Jahren. B: Jährlicher Zuwachs des Turnovers mit zeitlicher Distanz. Die Transparenz gibt die Anzahl der Beobachtungsjahre an, je dunkler, desto höher die Anzahl.

lere Startjahr (Median) war 2004 (Abb. 6.7). Somit können die meisten Studien keine Aussage über die Biodiversitätsveränderungen der Zeiträume vor 1980 treffen (< 20 % der Studien), selbst der Beginn der 1990er-Jahre ist nur bei 26 % der Studien einbezogen. Es fällt außerdem auf, dass die Beobachtungsdauer sich auf die Detektion von Trends auswirkt, die bei neutralen Trends im Mittel bei 9,8 Jahren liegt, bei signifikanten Trends aber im Mittel 17,9–20,1 Jahren der Beobachtung liegt.

Unter Anwendung eines Moving-Window-Ansatzes konnten die Datenpunkte aggregiert und in ihren Veränderungen im Laufe der Zeit visualisiert werden. Eine ausführliche Beschreibung der Methodik sowie eine Liste der analysierten Artikel und Datensätze finden sich in Anhang A2.1. Wenn man die neutralen Trends ausblendet, lässt sich die Wahrscheinlichkeit für einen positiven Trend berechnen und gegen die Nullhypothese testen, dass positive und negative Trends sich ausgleichen. Hierdurch zeigen sich gemeinsame Trends noch einmal deutlicher (Abb. 6.8). Bei der Interpretation ist jedoch zu beachten, dass potenziell scharf aussehende Veränderungen oft durch das Hinzukommen weiterer Datenserien zustande kommen und nicht durch eine so rapide Änderung innerhalb der Zeitreihe. Bei Pflanzen und Algen sind die Abundanztrends durchgehend positiv, die Artenzahl sinkt aber im Mittel, denn seit Beginn der 1990er-Jahre gibt es einen signifikanten Überhang negativer Trends. Für ENS überwiegen ebenfalls negative Trends,

mit Ausnahme der letzten 15 Jahre, in denen mehr positive Trends verzeichnet wurden. Für Wirbeltiere zeigen sich insgesamt keine Trends, über die Zeit werden jedoch die Trends aller drei Maße durch negative Vorzeichen dominiert. Für Wirbellose ist durchgehend eine erhöhte Wahrscheinlichkeit negativer Entwicklungen zu beobachten, die sich über die Zeit sogar noch verstärkt.

Aus den im Original vorliegenden Monitoringdaten konnten neben der zeitlichen Entwicklung der Diversitätsmaße auch **Veränderungen in der Artenzusammensetzung** (»Turnover«) berechnet werden. Dabei kann eine vollständige Änderung der Zusammensetzung erfolgen, ohne dass sich Artenzahl oder ENS ändern, da die Artenzahl durch die gleiche Anzahl an lokaler Zu- und Abwanderung von Arten trotz der vollständigen Auswechslung aller Arten in der Gemeinschaft stabil bleiben kann (Hillebrand et al. 2018a). Infolgedessen gibt eine zusätzliche Betrachtung des Turnovers weitaus detaillierteren Aufschluss über das Ausmaß an Biodiversitätsänderung als eine Betrachtung der Änderung von Artenzahlen allein. Als Maß der Änderung wurde hierbei der **Jaccard-Index (J)** gewählt, ein Präsenz-Absenz-basiertes Maß zwischen 0 und 1. Das Minimum 0 tritt ein, wenn die Artenzusammensetzung von einem zum nächsten Messzeitpunkt vollkommen identisch bleibt (keine Zu- oder Abgänge). Das Maximum 1 wird erreicht, wenn keine der Arten vom ersten Zeitpunkt am zweiten Zeitpunkt vorkommt. Für den *Faktencheck Ar-*

*t*envielfalt wurde zunächst für alle Zeitserien (Zusammensetzung einer Organismengruppe an einem Standort über Zeit) der Jaccard-Index von jedem Zeitpunkt *t* zu jedem darauffolgenden Zeitpunkt *t*+*x* berechnet. Für jede der 838 Zeitserien, für die entsprechende Daten vorlagen, wurden daraus zwei Informationen berechnet: zunächst als Maß der momentanen Veränderung der Mittelwert des Jaccard für alle Vergleiche, die genau ein Jahr entfernt waren (*t* zu *t*+1), daneben wurde die jährliche Zunahme des Turnovers berechnet als Steigung des Jaccard-Turnovers aller Vergleiche gegen die Länge des jeweils betrachteten Zeitraums ($J \sim x$ für alle *t*, verglichen mit *t*+*x*). Diese Zunahme gibt die Geschwindigkeit an, mit der sich die Zusammensetzung verändert. Diese Angaben wurden für die in Monitoringprogrammen am häufigsten unterschiedenen Organismengruppen zusammengefasst (Abb. 6.9).

Über alle Organismengruppen hinweg überschnitten sich in benachbarten Jahren nur ca. 55 % der Arten (Median-Jaccard = 0,45), ein Hinweis auf die sehr große Dynamik der Lebensgemeinschaften an der Küste. Allerdings kann auch eine nicht ausreichende Beprobung und damit unvollständige Erfassung vor allem seltener Arten die Maße für Veränderungen in der Artenzusammensetzung erhöhen. Da aber dieser hohe Austausch von Arten auch in Gruppen auftrat, die mehrmals jährlich beprobt werden, wie zum Beispiel das Phyto-

plankton, ist von einem insgesamt hohen Wechsel von Arten zwischen den Jahren auszugehen. Dies wird unterstützt durch eine zunehmende Unähnlichkeit der Artenzusammensetzung über die Zeit (mediane Steigung = 0,0148 [1,5 %]).

Auffällig ist auch die Konsistenz dieses starken jährlichen Wandels in der Artenzusammensetzung über die unterschiedlichen Organismengruppen hinweg (Abb. 6.9), wobei die Vögel hierbei eine Ausnahme darstellen (Median-Jaccard = 0,19, verglichen mit Medianen von 0,26 bis 0,73 bei den anderen Gruppen, Abb. 6.9A). Über längere Zeiträume zeigen die Fische eine geringere gerichtete Zunahme an Unähnlichkeit der Artenzusammensetzung zum Ausgangszeitpunkt. Bei ihnen liegt die Rate deutlich unter 1 % (mediane Steigung = 0,0064, alle anderen Gruppen 0,0095 bis 0,0234, Abb. 6.9B). Zu betonen ist, dass **diese massive Reorganisation der biologischen Vielfalt bisher von klassischen Bewertungssystemen kaum erfasst wird, aber wahrscheinlich einen der größten Aspekte des Biodiversitätswandels im Küstenlebensraum darstellt** (Hillebrand et al. 2018a).

In den folgenden Unterkapiteln werden die allgemeinen Biodiversitätstrends nach Organismengruppen dargestellt. Die Einteilung in Organismengruppen ist dabei funktionell definiert und wird in der Regel durch in sich konsistente Monitoringprogramme untersucht (Abb. 6.10).

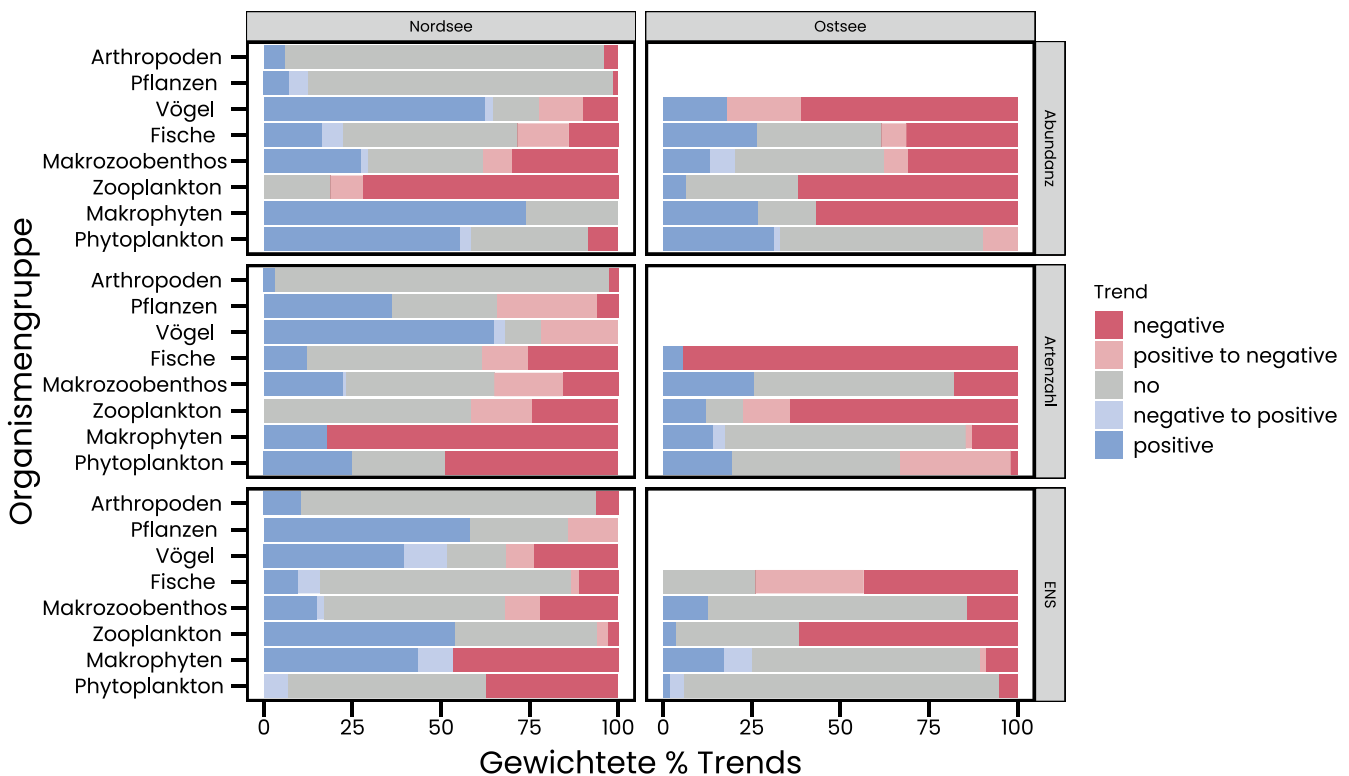


Abbildung 6.10: Gewichtete Anteile an Trends für die primär im Monitoring betrachteten Artengruppen für die Veränderung der Gesamt-abundanz bzw. -biomasse (oben), Artenzahl (mittig) und ENS (unten).



Abbildung 6.11: Zusammenstellung verschiedener für die deutschen Küsten und Küstengewässer repräsentativer Arten und Artengemeinschaften, von links nach rechts und oben nach unten zeigen die Bilder: Kegelrobbe (Uli Kunz), Wattwurm (Hans/Pixabay), Basstöpel (Pixabay), Ohrenqualle (armennano/Pixabay), Phytoplankton *Ceratum* (Annegret Stuhr, GEOMAR), Queller (Jürgen Howaldt – CC BY-SA 2.0 de, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=377529>), Blasantang (Kerstin Riemer/Pixabay), Muschelbank (Uli Kunz), Wattenmeer (Karina Mannott/Pixabay).

Mikroorganismen

Mikrobielle Prozesse stehen an der Basis des marinen Nahrungsnetzes und kontrollieren die biogeochemischen Kreisläufe. Insbesondere Bakterienpopulationen reagieren aufgrund ihrer hohen metabolischen Raten und kurzen Generationszeiten schnell und sensitiv auf Umweltveränderungen und sind daher hinsichtlich ihrer Abundanz und Diversität potenziell sehr gute Indikatoren für den Umweltzustand eines Gewässers. Auch Archäen, Protisten und marine Pilze strukturieren die Stoffumsätze maßgeblich sowohl im Pelagial als auch Benthos des Lebensraums. Dem gegenüber stehen eine geringe Kenntnis der biologischen Vielfalt dieser Gruppen in den deutschen Küstengewässern, noch weniger existieren Zeitserien, die einen systematischen Einblick in Biodiversitätstrends dieser Organismen erlauben.

Unser Kenntnisstand zur Diversität, Biogeografie, Ökologie und Physiologie von Mikroorganismen (Bakterien, Archaeen, Protisten, Pilze) in der Ostsee hat sich im letzten Jahrzehnt durch die Anwendung molekularer Methoden und die Einführung neuer Sequenzierungstechniken entscheidend verbessert, insbesondere bei

den Prokaryonten. Im Gegensatz dazu existieren nach wie vor große Wissenslücken bei den eukaryontischen, heterotrophen und phototrophen Protisten wie auch bei den marinen Pilzen. Die Gründe liegen sowohl in einer abnehmenden Fachexpertise und einem Mangel an Nachwuchswissenschaftler:innen für diese Organismengruppen als auch in fehlenden Daten für viele Taxa in den molekularen Vergleichsdatenbanken.

Nordsee

Autotrophe Cyanobakterien werden oft im Rahmen des Phytoplanktonmonitorings betrachtet, wohingegen es zur Diversität heterotropher Bakterien weniger Information gibt, obwohl sie für biogeochemische Flüsse und Remineralisierung und damit für das Funktionieren mariner Küstenökosysteme von entscheidender Bedeutung sind. Unser Wissen zur mikrobiellen biologischen Vielfalt beruht daher auf wenigen zeitlichen und räumlichen Analysen. Eine Untersuchung der Wassersäule und der oxischen Sedimentoberfläche im ostfriesischen Wattenmeer zeigte für einen Jahresgang überwiegend schwache Korrelationen einer Reihe von Umweltparametern

mit der Abundanz und Diversität der Bakteriengemeinschaft. Es konnte gezeigt werden, dass Bakteriengemeinschaften, je nachdem ob sie im Freiwasser oder der Sedimentoberfläche auftreten oder mit Partikeln assoziiert sind, deutliche Unterschiede in ihrer Zusammensetzung aufwiesen, wobei einzelne Populationen in mehreren dieser Fraktionen gefunden wurden. Eine für den Menschen potenziell bedeutsame Änderung der Prokaryotendiversität ist der Anstieg pathogener Bakterien. Besonders die Gattung *Vibrio* steht hier im Fokus, da ihre Abundanz und das Auftreten von Infektionen (Vibriosen, z. B. Cholera) sehr stark mit der Oberflächentemperatur korrelieren (Baker-Austin et al. 2013). In gemäßigten Breiten weltweit sind zukünftige Anstiege zu erwarten (Vezzulli et al. 2020) und wurden in der Ostsee bereits beobachtet (Baker-Austin et al. 2013). Seegrasswiesen tragen neben ihren vielen anderen Ökosystemleistungen (siehe auch Kap. 6.3.2.2) auch zu einer Reduktion der *Vibrio*-Last bei (Reusch et al. 2021).

In weiteren Studien in der offenen Nordsee zeigten sich wiederkehrende Muster mikrobieller Lebensgemeinschaften als Antwort auf die Frühjahrsblüte an der Langzeitmessstation Helgoland-Reede (Teeling et al. 2016). Hier dominieren *Flavobacteria*, *Gammaproteobacteria* und die Alphaproteobakterien der *Roseobacter*-Gruppe. Einige der abundanten Populationen wurden über den gesamten Jahreszyklus nachgewiesen, was auf ein hohes Maß an Anpassung an sich ändernde Umweltbedingungen hindeutet (Brinkhoff, Giebel & Simon 2008; Stevens, Brinkhoff & Simon 2005). Weitere häufige Mikroorganismen im Pelagial gehören der Domäne Archaea an, unter denen die Thaumarchaeen die wichtigste Gruppe beim Prozess der Nitrifikation darstellen (Wuchter et al. 2006). Neben den chemolithoautotrophen Thaumarchaeen, die anorganische Verbindungen als Energiequelle verwerten (Könneke et al. 2005), bilden die sogenannten »Marine Group 2«-Euryarchaeen relativ große Populationen, die vermutlich organische Verbindungen verstoffwechseln und deren Häufigkeit in der Nordsee mit dem Auftreten von Algenblüten korreliert (Orellana et al. 2019). Die Helgoland-Reede-Zeitreihe ist die einzige uns bekannte Langzeitaufnahme funktioneller mikrobieller Parameter, die auch Biodiversitätsaspekte erfasst (Gerds et al. 2004). Diese zeigt eine **positive Assoziation von Bakterienabundanz mit Temperatur, was zukünftig eine höhere heterotrophe Produktivität erwarten lässt**. Vor Sylt zeigt ein Vergleich der mikrobiellen biologischen Vielfalt zwischen Wassersäule und dem Benthos wenig Überlappung zwischen der sehr distinkten Zusammensetzung der Besiedlung der Sandkörner und der Zusammensetzung der

Wassersäule bzw. des Porenwassers im Sediment (Gobet et al. 2012). Im Wattenmeer konnten ähnlich kleinskalige räumliche Muster und schnelle zeitliche Sukzessionen in den Bakterien des Sediments und der Wassersäule gezeigt werden (Lemke et al. 2009; Rink et al. 2011; Wilms et al. 2006).

Allgemein hat das hydrogeologische Regime der Wattflächen Auswirkungen auf die vertikale Zonierung von geochemischen Profilen und entsprechenden mikrobiellen Gemeinschaften (Seidel et al. 2012; Wilms et al. 2007). Bei Hochwasser kommt es zu einer Anreicherung von Nährstoffen in den oberen Sedimentlagen (Riedel et al. 2010), wohingegen mikrobielle Mineralisierungsprodukte (Schwefelwasserstoff, Methan und reduzierte Redoxelemente) bei Niedrigwasser in die Nordsee ausgebracht werden (Røy et al. 2008). An den Platenrändern führt die Nährstoffzufuhr durch abfließendes Porenwasser und kontinuierliche Ablagerung von frischem organischen Material zu erhöhter mikrobieller Aktivität. In der Mitte der Platen sind die mikrobiellen Aktivitäten allerdings so gering, dass sich entsprechende biogeochemische Profile mehrere Dutzend Meter in den Untergrund erstrecken können (Beck et al. 2011b), was wiederum deutliche Ähnlichkeiten zur tiefen Biosphäre Hunderte Meter tief unter dem Meeresboden aufzeigt (Engelen & Cypionka 2009; Wilms et al. 2006).

Ostsee

Eine Zusammenfassung des aktuellen Wissensstandes bezüglich der Diversität der Prokaryonten und der Beteiligung an wichtigen biogeochemischen Prozessen in der Ostsee findet sich bei Kuliński et al. (2022). Zu den wichtigsten Umweltfaktoren, welche die Diversität der Bakteriengemeinschaften in der Ostsee bestimmen, gehört die Salinität. Entlang des Salinitätsgradienten ändert sich das Bakterioplankton von typisch marinen zu typisch limnischen Gruppen (Herlemann et al. 2011). Im zentralen Bereich der Ostsee, bei mittleren Salinitäten, gibt es eine ausgeprägte Brackwasserbakteriengemeinschaft. Die Artendiversität ist hier im Gegensatz zu höheren Organismen aber nicht geringer als in den marinen und limnischen Bereichen der Ostsee (Herlemann et al. 2011). Auch die benthischen Bakteriengemeinschaften verändern sich entsprechend entlang des Salzgradienten (Klier et al. 2018). Daneben gibt es eine Zonierung in den Sedimenten, bestimmt u. a. durch die Sauerstoffeindringtiefe und die Abfolge verschiedener Elektronenakzeptoren (Kuliński et al. 2022).

Weitere Umweltfaktoren, welche typischerweise in der Ostsee die mikrobiellen Gemeinschaften strukturieren, sind Sauerstoffdefizitsituationen und der Eintrag

von terrestrischem organischen Material. Sauerstofffreie (anoxische) oder sogar sulfidische Bedingungen finden sich in den Becken der zentralen Ostsee mit einer permanenten Halokline, welche die Durchmischung verhindert. Die Mikrobiologie dieser Redoxgradienten mit den Schlüsselarten und deren Bedeutung für die Elementkreisläufe ist relativ gut untersucht und zeigt viele Ähnlichkeiten zu den bekannten Sauerstoffminimumzonen im Ozean (Jürgens & Taylor 2018).

Langzeitdaten für Bakterien im Bereich der deutschen Ostseeküste existieren für die Gesamtbakterienzahl und für die bakterielle Produktion seit 1985 (seit 1988 mit einheitlichen Methoden) und mit zeitlichen Unterbrechungen nach 2007. Die Erhebung der mikrobiellen Daten erfolgte zunächst als Teil des Monitoringprogramms des Instituts für Meereskunde Kiel an fünf küstennahen Stationen in der Kieler Bucht. Sie wird aktuell vom GEOMAR Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung Kiel an der Zeitserienstation Boknis Eck (südwestliche Ostsee) weitergeführt, einer der ältesten marinen Zeitserienstationen, deren Daten bis in das Jahr 1957 zurückreichen (<https://www.bokniseck.de/de>).

Die Messungen bei Boknis Eck stellen eine Besonderheit dar, liefern sie doch die weltweit längste Messreihe zur bakteriellen Biomasse, Abundanz und Produktion. Für die Jahre 1988–2007 beschreiben Hoppe et al. (2013) negative Trends dieser bakteriellen Messgrößen, die zudem starke saisonale Schwankungen aufweisen. Besonders deutlich war der Rückgang der bakteriellen Biomasse in diesem Zeitraum, was mit einer Abnahme der bakteriellen Wachstumsraten erklärt wurde. Hypoxische und anoxische Perioden in bodennahen Wasserschichten zeigten ein stärkeres Bakterienwachstum im Vergleich zu oxischen Perioden. Hoppe et al. (2013) führen die negativen Trends bei den Bakterien auf einen Rückgang der Phytoplanktonproduktion als Folge von politischen Maßnahmen zur Reduzierung der Eutrophierung der Ostsee zurück, die ab den 2000er-Jahren zu einer tatsächlichen Verminderung anorganischer Nährstoffkonzentrationen, insbesondere von Nitrat, führten. Der Effekt der organischen Substratreduktion auf das Bakterienwachstum konnte bis 2007 nicht durch Effekte der Temperaturerhöhung kompensiert werden. Die Sedimente bei Boknis Eck sind ein gutes Beispiel für anoxische, küstennahe Bedingungen und entsprechende anaerobe mikrobielle Prozesse (Sulfatatmung, Methanogenese, anaerobe Methanoxidation usw. [Maltby et al. 2018]). Dabei werden hohe Freisetzungsraten von Methan und Schwefelwasserstoff beobachtet. Sofern das Bodenwasser noch Sauerstoff enthält, sind auf der Sedimentoberfläche fädige Schwefelbakterien der Gattung

Beggiatoa weit verbreitet, die das aus dem Sediment freigesetzte Sulfid oxidieren (Dale et al. 2013).

Mittelfristig ist zu erwarten, dass sich aufgrund höherer Temperaturen und verstärkten Eintrags von allochthonem Kohlenstoff der heterotrophe, mikrobielle Stoffabbau, die Sauerstoffzehrung und die CO₂-Produktion verstärken werden. Bakteriengemeinschaften können auf Änderungen in der Salinität (z. B. durch verstärkten Süßwassereintrag) schnell mit einer entsprechenden Änderung im Arteninventar reagieren, da eine hohe Diversität in der »Seed Bank« vorliegt (Shen, Jürgens & Beier 2018). Die höheren sommerlichen Wassertemperaturen mit regelmäßigen Hitzewellen werden für das verstärkte Auftreten und die weitere Verbreitung von humanpathogenen Bakterien (z. B. *Vibrios*) insbesondere in den Bereichen mit niedrigerer Salinität sorgen (Semenza et al. 2017). Ein Monitoring der *Vibrio*-Konzentrationen im Wasser wird durch die Landesämter in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern durchgeführt.

Phytoplankton

Das **Phytoplankton** umfasst eine phylogenetisch weitverzweigte Gruppe von photoautotrophen Organismen, die von Prokaryoten (Cyanobakterien) zu diversen Eukaryotengruppen reicht. Die meisten Vertreter sind einzellig, die Bildung von Ketten, Coenobien oder Kolonien jedoch nicht selten. Echte Mehrzelligkeit tritt jedoch kaum auf. Das Phytoplankton übernimmt als Primärproduzent eine zentrale Rolle in den Küstengewässern. Global steht das Phytoplankton für fast 50 % der Kohlendioxidfixierung. Gleichzeitig reagiert das Phytoplankton aufgrund der kurzen Generationszeit schnell auf Umweltveränderungen, was sie zu einer idealen Indikatorgruppe für den Umweltzustand macht, weshalb dementsprechend ein umfassendes Monitoring durchgeführt wird. Traditionell erfolgt dies über mikroskopische Auszählungen, in den letzten Jahren werden aber auch hier vermehrt molekulare Analysen durchgeführt. Aus Bewertungssicht dient das Phytoplankton hierbei vor allem als Indikator der Eutrophierung (Kap. 6.4.4.1), wozu vor allem die Gesamtbiomasse (oft als Chlorophyll a) herangezogen wird. Hierbei ist zu beachten, dass unsere Information zum Zustand des Phytoplanktons zeitlich oft nach dem Höhepunkt der Nährstoffeinflüsse in die Küstengewässer Ende der 1980er-Jahre beginnt (Ausnahmen sind einige Langzeitserien wie Helgoland-Reede). Folglich bezieht sich die Diversitätsinformation vor allem auf die Zeit abklingender Eutrophierung.

Die **Nordsee** setzt sich aus verschiedenen Meeresgebieten unterschiedlicher Tiefe und Durchmischung

zusammen. Die flachen Regionen entlang der belgischen, niederländischen und deutschen Küste sind zudem durch einen starken Süßwassereintrag, der oft hohe Nähr- und Schadstoffmengen beinhaltet, geprägt. Die nördliche Nordsee hingegen wird hauptsächlich durch den vergleichsweise unbelasteten Nordatlantik beeinflusst. Diese Diversität des Systems hinsichtlich Bathymetrie, Hydrografie und -chemie beeinflusst die Zusammensetzung, Diversität, Biomasse, Primärproduktion und Phänologie der jeweiligen Phytoplanktongemeinschaften. Allen Gebieten gemeinsam ist jedoch das typische Muster temperierter Meere mit Frühjahrs- und Herbstblüten, die licht- und nährstoffgesteuert sind.

Die Hydrografie der Deutschen Bucht ist komplex (z. B. Krause et al. 1986). Entlang der Ost- und Nordfriesischen Inseln ist das Wasser aufgrund der geringen Tiefe und der starken Tidenströmungen permanent durchmischt und wird durch den Süßwassereintrag mit Nährstoffen angereichert. Von Helgoland nach Nordwesten erstreckt sich das sogenannte Elbeurstromtal, das während der letzten Eiszeit gebildet wurde. Hier ist das Wasser 30–40 m tief, sodass sich im Sommer manchmal thermohaline Schichtungen ausbilden können.

In der gesamten Deutschen Bucht wird die Frühjahrsblüte von Diatomeen dominiert. Je nach Region tritt diese Blüte von Anfang März bis Mitte/Ende April auf. Dabei können in den küstennahen Gebieten der Bucht vor allem nach kalten Wintern sehr hohe Biomassen erreicht werden (Bauerfeind et al. 1990; Colijn & Ludden 1983; Rick et al. 2023), während die Biomassen in küstenferneren Bereichen deutlich geringer ausfallen (z. B. Richardson & Christoffersen 1991). Nach der Frühjahrsblüte der Diatomeen schließt sich meist eine mehr oder weniger starke Entwicklung der silikaturabhängigen Schaumalge (*Phaeocystis globosa*) an (Ende April–Juni). Der Sommer ist aufgrund minimaler Nährstoffkonzentrationen meist durchgängig von geringen Biomassen des Phytoplanktons geprägt. Allerdings nehmen die Dinoflagellaten an Bedeutung zu. Küstenfern kann es dann zu starken Entwicklungen der langlebigen Dinoflagellatengattung *Ceratium* kommen. In küstennahen Gebieten können auch im Sommer aufgrund lokaler Nährstoffeinträge zusätzliche kleinere Planktonblüten entstehen (z. B. Rick et al. 2015). Aufgrund fortschreitender Remineralisierung sind dann im Herbst wieder Blüten die Regel, die aufgrund eines höheren Dinoflagellatenanteils eine höhere Diversität als die Frühjahrsblüten aufweisen. Allerdings werden hier nur geringere Biomassen erreicht. Im Spätherbst und Winter reicht das Lichtklima im Wasser in der Regel nicht mehr für ein Phytoplanktonwachstum aus. In dieser Jahreszeit

kommt es aufgrund starker Süßwassereinträge, Remineralisierung und verstärkter Durchmischung der Wassersäule durch gehäufte Stürme zu einer Nährstoffanreicherung. Diese Nährstoffe können dann im nächsten Frühjahr bei wieder günstigen Lichtbedingungen für die folgende Diatomeenblüte genutzt werden.

Hinsichtlich der zeitlichen Trends ist das Phytoplankton gut untersucht. Für die Nordsee konnten im *Faktencheck Artenvielfalt* Daten von 35 Stationen zusammengefasst werden mit insgesamt 62 Beobachtungsjahren für Abundanz, 444–479 für Diversität (abhängig vom jeweils verwendeten Diversitätsmaß). Sowohl die Artenzahl als auch ENS zeigen eine deutliche Abnahme (Abb. 6.10): 37,4 % der gewichteten Trends sind negativ für ENS, neutral 55,6 %, negativ zu positiv 7 %. Für die Artenzahl ergeben sich 49,1 % negative Trends gegenüber 24,8 % positiven und 26,1 % neutralen Trends. Die Biomasse bzw. Abundanz nimmt generell eher zu (55,3 %), nur weniger als 8,6 % der gewichteten Trends sind negativ.

Letzteres entspricht dem aktuellen Zustandsbericht für die Nordsee (BMU 2018a), in dem primär im Zusammenhang mit der Eutrophierungsbewertung Chlorophyll als Biomasseindikator (neben blütenbildenden Arten und Sichttiefe) dokumentiert wird. Hierbei stellt der Bericht (BMU 2018a, Tabelle II.4.2.1-1) fest, dass in den meisten Gebieten der nationalen Gewässer und der AWZ die Chlorophyllwerte weiterhin erhöht sind und damit der angestrebte gute Ökosystemzustand nicht erreicht ist.

Die bisher genannte Entwicklung des Phytoplanktons bezieht sich entweder auf Änderungen der gesamten Biomasse oder der Biomasse von Großgruppen. Eine Bewertung der biologischen Vielfalt durch Indikatoren findet im Rahmen der MSRL-Berichte nicht statt (BMU 2018a; BMU 2018b). Angesichts der oben beschriebenen deutlich negativen Trends in Artenzahl und Diversität ist eine Erweiterung dieser Indikatorik insbesondere unter Einbeziehung von Wachstumsraten und standardisierten Biomassekalkulationen von Phytoplanktonarten unabdingbar und im Rahmen der OSPAR-Kommission in Arbeit. Da nicht nur die Artenzahl tendenziell abnahm, sondern auch ENS, scheint sich eine zunehmende Dominanz einzelner Arten bemerkbar zu machen, da ENS vor allem auf diese Dominanzzunahmen reagiert.

Im Niedersächsischen Wattenmeer ist mit der Eutrophierung eine klare Reduktion der ENS und der Artenzahl des Phytoplanktons verbunden (Antonucci di Carvalho et al. 2023; Dajka et al. 2022). Im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer (Sylt-Roads-Zeitreihe) wurde von 1988 bis 2013 nicht nur eine sinkende Artenzahl festgestellt (Rick & Wiltshire 2016), die sich in den

letzten Jahren noch verstärkt hat, sondern auch eine saisonale Differenzierung mit Artenverlusten vor allem in der ersten Jahreshälfte (Januar–Juni; Verlust von 0,7 Arten pro Jahr; Juli–Dezember 0,3 Arten pro Jahr) (Rick – unveröffentlichte Daten). Dies legt nahe, dass phänologische Temperatureinflüsse auf einzelne Arten sowie auf das Zusammenspiel der Phytoplankton- und Zooplanktongemeinschaften bedeutend sind (Wiltshire et al. 2008; Wiltshire & Boersma 2016). Für die Helgoland-Reede-Zeitreihe wurde die Verzögerung der Frühjahrsblüte nach wärmeren Wintern (Wiltshire et al. 2008) auf einen hohen Fraßdruck von überlebenden Copepoden zurückgeführt. Inzwischen sind die Wintertemperaturen weiter gestiegen, die Anzahl der Copepoden nahm ab, und die Frühjahrsblüten finden immer zeitiger im Jahr statt (Wiltshire & Boersma 2016). Auch hat sich die Wachstumsperiode des Phytoplanktons insgesamt saisonal erweitert (Scharfe & Wiltshire 2019; Wiltshire et al. 2010). Eine Analyse der Phytoplanktondiversität der Helgoland-Reede-Zeitreihe (1962–2019), die auf der Basis durchgehend gezählter Arten (Sarker & Wiltshire 2017; Scharfe & Wiltshire 2019) durchgeführt wurde, zeigt im Gegensatz zum o. g. allgemeinen Trend einen starken Diversitätsanstieg seit der Jahrtausendwende bei einer parallelen Verschiebung der maximalen Diversität von Juli zu Oktober hin (Rick, Kirstein – unveröffentlichte Daten).

Hinter dieser beschriebenen Veränderung der Biomasse und Diversitätsmaße verbirgt sich eine noch durchgreifendere Veränderung der Artzusammensetzung und der Artcharakteristika. Neben einer leicht abnehmenden Tendenz in der Artenzahl und ENS im Wattenmeer über die letzten beiden Jahrzehnte zeigt das Phytoplankton dort vor allem einen sehr hohen Austausch von 25 bis 50 % des Artinventars pro Jahr (Rishworth et al. 2020). Funktionell lässt sich zudem im **Phytoplankton des Niedersächsischen Wattenmeers eine substanzielle Reduktion der Zellgröße im Phytoplankton erkennen, die statistisch mit steigenden Temperaturen und sinkenden Nährstoffverfügbarkeiten gekoppelt** war (Hillebrand et al. 2022). Ein solcher Trend konnte bislang in den Helgoländer und Sylter Langzeitserien nicht bestätigt werden, aber auch dort zeigen eigenschaftsbasierte Analysen der gesamten Zeitreihe von ca. 50 Jahren eine massive Veränderung in der funktionellen Zusammensetzung des Phytoplanktons um die Jahrtausendwende. Statt langsam wachsender, potenziell mixotropher Algen (v. a. Dinoflagellaten) ist eine zunehmende Dominanz schnell wachsender, früher auftretender Diatomeen festzustellen (Di Pane et al. 2022). Für diesen Wandel werden ebenfalls er-

höhte Temperaturen und die gesunkene Nährstoffverfügbarkeit verantwortlich gemacht. Eine Veränderung des Phytoplanktons zu dieser Zeit wurde auch für andere Bereiche der Nordsee festgestellt (Peperzak & Witte 2019). Teil der massiven Veränderungen ist das Auftreten einwandernder Arten in der Phytoplanktongemeinschaft (siehe auch Kap. 6.2.3).

Die **Ostsee** ist durch ihre besondere Lage durch anthropogene Aktivitäten so stark belastet wie kaum ein anderes Meer (Kap. 6.4.5). Hohe anthropogene Nährstoffeinträge haben in der Vergangenheit zu einer Intensivierung von Phytoplanktonblüten in der Ostsee geführt. Dazu gehört auch das vermehrte Auftreten von Cyanobakterien. Der daraus resultierende hohe Anteil organischer Materie in der Wassersäule wurde als ein wichtiger Faktor identifiziert, der zu saisonaler Hypoxie führen kann (Savchuk 2018).

Die dominierenden Phytoplanktongruppen in der Ostsee sind sowohl Diatomeen als auch Dinoflagellaten. Insgesamt lässt sich in der Ostsee für die Frühjahrsblüte, die in der Regel im Februar oder März beginnt, ein **oszillierender Zyklus** beobachten: Während die Frühjahrsblüte in den 1980er-Jahren vor allem durch Diatomeen dominiert wurde, verschob sich die Dominanz in den 1990ern zur Gruppe der Dinoflagellaten und in den 2000er-Jahren wieder zurück zur Gruppe der Diatomeen. Diese alternierenden Oszillationen werden nicht durch lineare Trends bestimmt, und die Zyklen dauern etwa je zehn Jahre an (Klais et al. 2011; Wasmund et al. 2011). Aktuell werden die Frühjahrs- und Herbstblüten der deutschen küstennahen Ostsee primär durch Diatomeen dominiert (siehe *Biological assessments of the Baltic Sea* der vergangenen Jahre am Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde). Während der Sommerblüte verschiebt sich die Dominanz oft zu Dinoflagellaten, und neben diesen können auch teils filamentöse Cyanobakterienblüten auftreten (Olofsson et al. 2020). Allerdings sind Cyanobakterienblüten an der deutschen Küste nicht ganz so häufig und in hohen Konzentrationen beobachtbar wie in anderen Becken der Ostsee. Während für die Pommersche und Kieler Bucht keine signifikanten Änderungen im gelegentlichen Auftreten von Cyanobakterienblüten zwischen 1990 und 2021 festgestellt wurden, steigt die Biomasse von mindestens *Aphanizomenon* und *Dolichospermum* seit 1990 in der Mecklenburger Bucht an (Kownacka et al. 2022). Die Herbstblüte ist ähnlich wie die Frühjahrsblüte durch Vertreter der Diatomeen oder Dinoflagellaten dominiert. In jüngerer Zeit hat besonders die Biomasse der Diatomeen in der küstennahen Ostsee im Herbst zugenommen (Zettler, Kremp & Dutz 2020).

Gemessen an den Chl-a-Konzentrationen, ist die Biomasse in den Frühjahrsblüten meist, aber nicht immer höher als in den Herbstblüten, zumindest bezogen auf das letzte Jahrzehnt. Tendenziell steigt die Biomasse in den Herbstblüten so an, dass sie mittlerweile vergleichbar zur Frühjahrsblüte ist. Bei den Monitoringfahrten des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde waren die Frühjahrsblüten zwischen 2010 und 2019 mit im Maximum zwischen 4,8 und 16,0 µg pro l Chl-a gekennzeichnet, während die Konzentrationen in den Herbstblüten zwischen 2,9 und 12,9 µg pro l schwankten. Insgesamt hat die Phytoplanktonbiomasse in der küstennahen Ostsee seit 2000 zugenommen (Zettler, Kremp & Dutz 2020).

Die Analyse der Ostseemonitoringdaten beruht auf 53 Monitoringstationen und insgesamt 515–604 Beobachtungsjahren je nach Antwortvariable (Abb. 6.10). Bei Artenzahl und ENS dominieren neutrale Trends (47,5 bzw. 88,7 % der gewichteten Trends). 31,9 % der Artenzahlrends sind zunächst positiv, werden aber negativ, hinzu kommen 2,0 % durchgehend negative Trends. 19,3 % der Zeitreihen zeigen zunehmende Artenzahlen. Für ENS sind 6,2 % der gewichteten Trends durchgehend oder abschließend positiv, 5,2 % negativ. Wie in der Nordsee dominieren positive Abundanz- oder Biomassetrends (58,5 %), nur 9,6 % der Trends sind zunächst positiv, nehmen dann jedoch ab.

In der Bewertung des ökologischen Zustands der Küstengewässer der Ostsee anhand der WRRL erreichte keiner der 48 bewerteten Wasserkörper der deutschen Ostsee den »guten Zustand« (BMUV & UBA 2022). Dies wird primär auf den immer noch hohen Eintrag von Nährstoffen und den geringen Wasseraustausch mit der Nordsee zurückgeführt. Insgesamt ist der ökologische Zustand der Ostsee schlechter als der der Nordsee. Bezogen auf das Phytoplankton, erreichten 23 % der Wasserkörper einen »guten Zustand«, jedoch wurden die meisten Wasserkörper mit »mäßig«, »unbefriedigend« oder »schlecht« bewertet. Auch der Vergleich mit der vorhergehenden Bewertung fällt nicht positiv aus. So hat sich seit der letzten Bewertung von 2015 keine Verbesserung ergeben. Zur Bewertung des ökologischen Zustands der Ostsee, basierend auf Phytoplankton anhand der WRRL und bezogen auf HELCOM, werden einige Indikatoren zurate gezogen, z. B. der Diatomeen/Dinoflagellaten-Index (Dia/Dino-Index). Der Dia/Dino-Index basiert auf der Frühlingsbiomasse von Diatomeen und Dinoflagellaten. Er wird als ein Indikator für den Zustand des Ostseenahrungsnetzes verwendet. Diatomeen sind durch höhere Sedimentationsraten als Dinoflagellaten gekennzeichnet und stehen so weniger dem in der Wassersäule

lebenden Zooplankton als Energiequelle zur Verfügung. Dafür aber steht die Biomasse von Diatomeen durch die hohen Sedimentationsraten dem Benthos zur Remineralisierung zur Verfügung. Eine Verschiebung von Diatomeen zu Dinoflagellaten in der Sommerblüte kann somit den trophischen Transfer unterbrechen. Ein geringer Dia/Dino-Index kann weiterhin ein Indikator für Eutrophierung, speziell Silikatlimitierung, durch erhöhten Stickstoff- und Phosphorinput sein. Ein höherer Dia/Dino-Index spricht, basierend auf dem Faktor Eutrophierung, für einen besseren ökologischen Zustand (Wasmund et al. 2017). **Seit dem Jahr 2000 hat der Dia/Dino-Index an den deutschen Küsten zugenommen, was somit trotz der WRRL-basierten Bewertung für eine Verbesserung des ökologischen Zustands der küstennahen Ostsee und dementsprechend für eine Zunahme der Diatomeen-Biomasse im Vergleich zur Dinoflagellaten-Biomasse spricht** (Zettler, Kremp & Dutz 2020).

Die starke Erwärmung der Wassersäule hat dazu geführt, dass die Zeit, in der Phytoplanktonblüten im Feld beobachtet werden können, sich verlängert hat (Meier et al. 2022 und darin enthaltene Referenzen). Dies wurde auch durch experimentelle Studien bestätigt (z. B. Sommer & Lewandowska 2011). In der westlichen Ostsee können Blüten zwischen Februar und Dezember beobachtet werden. Ein früherer Beginn der Frühjahrsblüte wurde u. a. mit einer höheren Sonneneinstrahlung in Verbindung gebracht, während längere Herbstblüten den höheren Temperaturen zugeschrieben werden (Wasmund et al. 2019). Allerdings führen höhere Temperaturen trotz der längeren Wachstumsphasen tendenziell zu geringerer Biomasse (Groetsch et al. 2016). Darüber hinaus variiert der Einfluss von Klimaveränderungen zwischen Arten (z. B. Haraguchi et al. 2023) und Gebieten stark (Viitasalo & Bonsdorff 2022). Experimentelle Studien mit Mikroalgen der südwestlichen Ostsee zeigten, dass klimatische Veränderungen starken Einfluss auf die Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft haben: **So haben höhere Temperaturen zu einem erhöhten Auftreten filamentöser Cyanobakterien und besonders kleiner Phytoplanktonarten geführt.** Sowohl Temperaturanstiege als auch potenzielle Nährstofflimitierung führen zu präferenziellem Wachstum kleinerer, weniger gut zu verarbeitender Phytoplanktonarten. Dies hat wiederum starken Einfluss auf höhere trophische Ebenen (Paul, Sommer & Matthiesen 2021; Peter & Sommer 2013). Ein verstärktes Auftreten von Cyanobakterienblüten in der Zukunft bei einer weiteren Erhöhung der Wassertemperatur stimmt auch mit diversen Modellstudien überein (Munkes, Loiptien

& Dietze 2021 und darin enthaltene Referenzen). Jedoch gibt es große Unterschiede, was die vorhergesagte Größenordnung der zukünftig auftretenden Cyanobakterienblüten angeht, denn dies hängt auch stark von den tatsächlichen zukünftigen Nährstoffeinträgen ab. Veränderungen in der Temperatur können auch auf den Dia/Dino-Index großen Einfluss haben. Kalte Winter favorisieren z. B. eher das erhöhte Auftreten von Diatomeen und damit höhere Sedimentationsraten, während mildere Winter und erhöhte Stratifizierung eher zu einer Dominanz von Dinoflagellaten und damit zu verringerter trophischer Transfereffizienz zum Benthos führen (Hieronymus et al. 2018; Spilling et al. 2018; Wasmund, Nausch & Feistel 2013). Wie sich die Zusammensetzung der Phytoplanktonblüten, aber auch deren Ausmaß zukünftig ändern wird, ist jedoch nach wie vor schwer vorherzusagen, da neben Temperatur und Sonneneinstrahlung, zukünftige Einträge von Nährstoffen u. a. durch interne Ammonium- und Phosphatbeiträge auch andere klimatische Bedingungen wie die Bildung von See- oder Wind eine Rolle spielen (Hjerne et al. 2019).

Phytobenthos

Der Zustand der **Makrophytenbestände** in der deutschen Nord- und Ostsee ist laut den Angaben der Roten Liste stark beeinträchtigt. Von den 357 bewerteten Makroalgenarten gelten 25 Spezies (7,0 %) als bestandsgefährdet und 30 (8,4 %) Arten als ausgestorben. 24 Arten (6,7 %) werden als »extrem selten« bewertet. Somit sind 79 Arten (22,1 %) dieser Gruppe in der Roten Liste vermerkt. Als »ungefährdet« gelten 121 (33,9 %). Dazu kommen vier Arten (1,1 %), welche auf der Vorwarnliste geführt werden, und 153 Arten (42,9 %), deren Daten für eine Bewertung nicht ausreichend sind.

In der **Nordsee** liegen vor allem für die Felsküste von Helgoland sowie für das Wattenmeer umfassende Informationen zum Vorkommen von **Makroalgen und Seegräsern** vor (Bartsch & Kuhlenkamp 2000; Bartsch & Kuhlenkamp 2009; Kornmann 1952; Kornmann & Sahling 1977). Seit Mitte der 1990er-Jahre werden im Wattenmeer regelmäßige Untersuchungen zum Vorkommen von Seegraswiesen und opportunistischen Makroalgen durchgeführt. Diese erfolgen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer jährlich und im niedersächsischen Teil alle sechs Jahre. Hierbei wird eine Kombination aus Luft- und Bodenkartierungen genutzt. Auch für das Algenvorkommen auf der Felseninsel Helgoland liegen regelmäßige Datenerhebungen vor. Dazu werden die Algen auf sublitoralen Transekten erfasst. Im Gezeitenbereich des Felswatts werden die Bedeckungen von Makroalgen mittels eines Rasters abgeschätzt.

Eutrophierung führt zu einer reduzierten Verbreitung von Makrophyten in der Tiefe und zu einer Verringerung des Gesamtbestands. Gleichzeitig verschiebt sich das Biomassevorkommen von mehrjährigen großen Formen (z. B. *Zostera*, *Fucus*, *Laminaria/Saccharina*) zu opportunistischen Formen (*Ulva*, *Pylaiella* [z. B. Schories, Albrecht & Lotze 1997; Vogt & Schramm 1991]). Darüber hinaus führt die Eutrophierung zu einer erhöhten Entwicklung von epiphytischen Algen. Diese können die Blätter von Seegräsern überwachsen, was zu einer verminderten Photosyntheseleistung und letztlich zum Absterben der Pflanzen führt. In der Nordsee hat eine **Verminderung der Einleitungen von Nährstoffen** durch die Flüsse seit den 1990er-Jahren zu einem verminderten Vorkommen von opportunistischen Makroalgen (Grünalgentepichen) und Epiphyten im Wattenmeer geführt. Diese Maßnahme **führte im nördlichen Wattenmeer zu einer Erholung vorher stark reduzierter Seegrasbestände** (Folmer et al. 2016). So hat z. B. die Sichttiefe bei Helgoland und somit auch die Tiefe des Vorkommens einiger Algenarten zugenommen.

Neben der Eutrophierung kommen Belastungen aus Eingriffen (z. B. Sedimentation nach Baggerungen) sowie durch eingeschleppte Makrophytenarten hinzu. Diese können mit heimischen Arten in Wechselwirkung treten und damit ihre Populationsdynamiken beeinflussen. Für die Nord- und Ostsee sind bis zum Jahr 2022 insgesamt 27 nicht einheimische Makrophytenarten bekannt (Lackschewitz et al. 2022). Allerdings existieren bisher kaum wissenschaftliche Erkenntnisse darüber, wie sich die zunehmenden Einschleppungen auf heimische Makrophytenbestände und deren biologische Vielfalt auswirken. Für eher kälteliebende Gattungen wie *Fucus* sp., *Laminaria* sp. und *Saccharina* sp. ist zu erwarten, dass eine fortschreitende Erwärmung zu Rückgängen in den Populationen führen wird. Diese Entwicklung kann sich insgesamt auf die biologische Vielfalt assoziierter Arten negativ auswirken, da diese großen perennierenden Formen einen biogenen Lebensraum für vergleichsweise artenreiche Artengemeinschaften bilden (z. B. in *Laminaria*-Haftkrallen, die auf der Felseninsel Helgoland für die WRRL-Bewertung des Makrozoobenthos genutzt werden). Experimentelle Studien weisen darauf hin, dass Temperatur und Nährstoffe stark synergistische Effekte auf Makrophytenbestände haben können (Wahl et al. 2020; Werner, Graiff & Matthiessen 2016a).

Daten zum Vorkommen mariner **Makroalgen und Seegräser in der Ostsee** gibt es seit ca. 2006 durch regelmäßiges, i. d. R. jährliches Monitoring zur Umsetzung der WRRL. In der Ostsee werden aufgrund der dauerhaften Wasserbedeckung meist punktuelle Erhebungen

durchgeführt. Dabei werden Tiefengrenzen spezifisch für Seegras (*Zostera* sp.) und den Blasentang (*Fucus* sp.) ermittelt. Darüber hinaus wird die Makroalgen-gemeinschaft insgesamt in bestimmten Tiefen mit der Verwendung von Zählrahmen erfasst. An der gesamten Schleswig-Holsteinischen Ostseeküste wurde das Seegrasvorkommen im Abstand von zehn Jahren (2010/11, 2019–2021) aufgenommen. Auch an der gesamten Küste Mecklenburg-Vorpommerns wurde Seegras in küstenparallelen Transekten im Jahr 2017 kartiert. Auch hier wurden dichte Seegraswiesen mittels Video und Tauchern flächig dokumentiert (Schubert & Schygulla 2017). Die aktuellen Erkenntnisse über Verbreitung, Taxonomie und Ökologie der Makrophyten in der deutschen Ostsee werden aktuell in einem Verbreitungsatlas zusammengefasst (Fürhaupter et al. 2022).

Die für den gewichteten Vote Count zusammengetragenen Daten (Kap. 6.2.2.2) sind für die Organismengruppe sehr stark zur Ostsee verschoben, für die eine deutlich bessere Datenlage mit > 2.200 Beobachtungsjahren existiert (Abb. 6.10). Etwa zwei Drittel der gewichteten Trends sind neutral für S (67,2 %) und ENS (63,7 %, Dominanz ist hier oft durch den Anteil am Bedeckungsgrad angegeben). Die signifikanten Trends spalten sich etwa zu gleichen Teilen auf positive und negative Trends auf für Artenzahl (S) (13,1 % negativ, 2,0 % positiv zu negativ, 3,6 % negativ zu positiv, 13,9 % positiv), während bei ENS positive Trends überwiegen (9,4 % negativ, 1,5 % positiv zu negativ, 7,9 % negativ zu positiv, 17,5 % positiv). **Derzeit lässt sich daher nicht pauschal sagen, dass Makrophytenbestände zunehmen oder abnehmen.** Allerdings beginnen 75 % der Zeitreihen erst 2005 oder später, sodass für die anthropogene Belastung nur schwache Aussagen getroffen werden können, da die meisten Stressoren vorher auftraten.

In den inneren deutschen Küstengewässern der Ostsee (Förden, Bodden, Haffe) sind die Makrophytenbestände im Artenspektrum in Richtung eutrophierungstoleranter Arten verschoben, die Restbestände aber vergleichsweise konstant (Blindow et al. 2016). Armleuchteralgen (Characeen) sind jedoch deutlich zurückgegangen, auch wenn es in den letzten Jahren immer wieder Berichte über eine lokal begrenzte Rückkehr der Characeen in der Darß-Zingster Boddenkette gab.

In der Ostsee hat die Vorkommenstiefe von *Zostera* sp. an bestimmten Abschnitten zugenommen, während an anderen Abschnitten (Flensburger Förde) eher Einbrüche zu verzeichnen sind. Die Gründe für diese Veränderungen können meist nur angenommen werden, oft bleiben sie unbekannt, u. a. weil das Monitoring der Makrophyten i. d. R. nur im Sommer erfolgt und

schnelle Einbrüche von Beständen oft erst deutlich später bemerkt werden, wenn eine Zuordnung z. B. zu Hafenausbaggerungen oder erhöhten Einträgen von Pflanzenschutzmitteln nicht mehr möglich ist.

Mikrophytobenthos (MPB) ist eine **Hauptkomponente der benthischen Primärproduktion im Küstenbereich** und trägt vor allem im Wattenmeer, aber auch auf anderen Weichböden durch Resuspension erheblich zur pelagischen Primärproduktion bei. Weiterhin bilden MPB-Gemeinschaften Biofilme auf Hartsubstraten und auf den Oberflächen von Makrophyten. Diese Gemeinschaft wird in Nord- und Ostsee durch benthische Diatomeen dominiert, auch wenn vereinzelt Vertreter der Cyanobakterien, Dinophyta und Chlorophyta anzutreffen sind. Damit ist das MPB zentral an biogeochemischen Flüssen und den Elementkreisläufen in marinen Ökosystemen beteiligt und trägt durch Primärproduktion, Sedimentstabilisierung, Verbesserung der Wasserqualität und als Basis vieler Nahrungsnetze zentral zu Ökosystemleistungen der Küsten bei (Hope, Paterson & Thrush 2020; Riekenberg et al. 2022). Diese Lebensgemeinschaft ist hochdivers, oft mit bis zu 100 Arten pro Probe, und umfasst distinkte Gruppen, die an Sedimentkörnern haften (Epipsammon), die Interstitialräume des Sediments besiedeln (Epipelon) oder auf festen Substraten wie Gestein (Epilithon) und der Oberfläche von Makrophyten (Epiphyton) wachsen. Viele Arten sind mobil und können sich vertikal im Sediment bewegen. Benthische Diatomeen sind extrem plastisch und somit hervorragend an unterschiedlichste Umweltbedingungen angepasst, was ihr ubiquitäres und erfolgreiches Vorkommen in allen marinen Habitaten erklärt. Die funktionelle Bedeutung wurde auch für die südliche Nordsee seit den späten 1970er-Jahren erkannt durch umfangreiche Fallstudien, zum Beispiel am Ems-Dollart-Ästuar (de Jonge & Colijn 1994) und der Sylt-Römö-Bucht (Asmus & Bauerfeind 1994). Scholz et al. (2012) untersuchten die Struktur und Funktion des MPB auf Wattflächen des Jadebusens unter unterschiedlichen Umweltbedingungen und nutzten dafür 25 abundante benthische Diatomeenarten. Eine vollständige Gemeinschaftsanalyse fehlt jedoch nach wie vor. Entsprechende Untersuchungen bspw. zur Primärproduktion und biologischen Vielfalt wurden in jüngster Zeit auch an der deutschen Ostseeküste durchgeführt (Karsten et al. 2021; Kuriyama et al. 2021; Kuriyama et al. 2023).

Dennoch gibt es gerade im Vergleich zu den verfügbaren Langzeitbeobachtungen im Phytoplankton kaum entsprechende Datensätze zum MPB (ein gewichteter Vote Count entfällt daher). Weiterhin fehlen systematische Untersuchungen zur biologischen Vielfalt benthischer

scher Diatomeen in der Nord- und Ostsee, sodass Daten über Artenzahlen, Häufigkeiten, aber auch mögliche Veränderungen in den Gemeinschaften durch die Erdwärmung o. Ä. nicht vorhanden sind.

Es gibt aus anderen Gebieten der Ostsee punktuelle Informationen zur biologischen Vielfalt benthischer Diatomeen, so z. B. aus Polen, Finnland und Schweden, aber der horizontale Salzgradient der Ostsee erlaubt keine unmittelbaren floristischen Vergleiche mit Standorten der deutschen Küste und der inneren Küstengewässer, weil die physikochemischen und hydrologischen Faktoren zu unterschiedlich sind. Weiterhin zeigen aktuelle Untersuchungen, dass benthische Diatomeen an bisher vernachlässigten sublitoralen Standorten wie der Oderbank auch in Tiefen von > 15 m mit fast 70 Taxa eine wichtige Rolle als Primärproduzenten und Nahrungsquelle für epibenthische Tiere spielen (Janßen, Karsten – unveröffentlichte Daten). Lichtarme Perioden können viele benthische Diatomeen über eine zeitweilige heterotrophe Ernährungsweise kompensieren. Für einige Meeresgebiete der Ostsee wie die Riga-Bucht konnten 31 % der Gesamtprimärproduktion auf benthische Diatomeen und 69 % auf Phytoplankton und Makrophyten zurückgeführt werden (Ask et al. 2016).

Auch wenn benthische Diatomeen morphologisch meist relativ sicher auf Gattungsniveau identifiziert werden können, fehlen viele Artbeschreibungen. Ähnlich schwierig ist eine molekulartaxonomische Analyse, da für viele Spezies die entsprechenden Sequenzen in den Datenbanken fehlen.

Im Gegensatz zu den fehlenden rezenten Zeitserien bieten Sedimentkerne mit zeitlicher Stratifizierung die Option, Biodiversitätsveränderung vor der Aufnahme von regulären Monitoringprogrammen zu dokumentieren. So konnte Andrén (1999) für das Oderhaff bereits um 1900 Veränderungen in der Diatomeenflora hin zu eutrophietoleranten Arten feststellen.

Zooplankton

Wie beim Phytoplankton ist die Einteilung als Zooplankton eine funktionelle Zuordnung und keine taxonomische oder phylogenetische. Zum Zooplankton gehören einzellige Protisten genauso wie diverse Crustaceengruppen und Quallen. Ihre Ernährungsweise reicht von Bakterivorie und Herbivorie bis zur Carnivorie, wobei die Größenselektivität für aufgenommene Beute durch Filtrationsapparate bzw. Beutewahl eine große Rolle spielt. Neben dem klassischen Zooplankton gehören dieser Gruppe auch die Larven und Juvenilstadien anderer (vor allem benthischer) Wirbelloser an, diese Gruppe wird oft als Meroplankton beschrieben. Aufgrund unterschiedli-

cher Beprobungs- und Zähloptionen sowie organismenspezifischer Berechnungen von Biomasse aus Individuengrößen und Abundanzen ist die Vereinheitlichung von Zooplanktondatensätzen ein inhärentes Problem in der Bewertung von Status und Trends dieser Gruppe. Auch ist das Zooplankton entgegen dem Phytoplankton nicht im gleichen Maße untersucht worden. So liegen für den Weighted Vote Count Daten von neun Stationen für die Nordsee (alle im Wattenmeer, 106 Probenjahre) und 14 Stationen in der Ostsee (235 Probenjahre) vor. Diese beziehen sich vor allem auf mehrzelliges Mesozooplankton, vor allem Copepoden und andere Crustaceen. Vor allem zum Mikrozooplankton (einzelligen Protozoen) und gelatinösem Makrozooplankton wie Quallen liegen wenige systematische Untersuchungen vor.

Der Weighted Vote Count zeigt eine **deutliche Abnahme der Artenzahl des Zooplanktons in der Nordsee** (24,5 % negative, 17,0 % positive zu negativen Trends, verbleibende 58,5 % neutral) (Abb. 6.10). Da dies nicht mit einer Dominanzzunahme, sondern eher einer -abnahme verbunden war (ENS-Trends zu 40,5 % neutral, 53,8 % positiv und restliche 5,7 % negativ oder positiv zu negativ), scheint hier vor allem das Ausbleiben seltener Arten für den Trend der Artenzahl verantwortlich zu sein. Die Gesamtabundanz oder -biomasse nahm gleichzeitig deutlich ab, mit 72,0 % gewichteten negativen Trends und 9,1 % zunächst positiven, aber dann negativen Trends (restliche 18,9 % neutral).

In der Tat ist in der südlichen Nordsee die Dichte der Copepoden, einer der zentralen Zooplanktongruppen, erheblich zurückgegangen. **So findet sich im Zooplankton der Helgoland-Messreihe eine maximale Abundanz in der Mitte der 1980er für die meisten Copepoden, die danach auf ca. 25 % dieser Maximalwerte abnahm** (Boersma et al. 2015). Dies ist kein lokales Phänomen, da in den Daten anderer Länder und den räumlich aufgelösten Continuous-Plankton-Recorder-(CPR-) Erhebungen das gleiche Muster beobachtet wurde (Beaugrand & Ibanez 2004). Da keine zeitgleiche generelle Abnahme der Nahrungsbiomasse (Kap. 6.2.2.2 Phytoplankton) erkannt werden konnte, kann eine plausible Erklärung nur aus experimentellen Studien abgeleitet werden: Infolge des starken Rückgangs der Nährstoffeinträge (hauptsächlich Phosphor) in die Nordsee hat die Qualität des Phytoplanktons (Diatomeen) als Nahrung für Copepoden deutlich abgenommen (Malzahn & Boersma 2012; Meunier et al. 2018). Mikroalgen mit einem hohen Kohlenstoffnährstoffgehalt stellen eine minderwertige Nahrungsquelle für viele Zooplankter dar, die infolgedessen nicht gut wachsen und sich schlechter vermehren (Thomas et al. 2022). Auch die o. g. Verschie-

bung des Phytoplanktons zu kleineren Größen könnte die Transfereffizienz zum Zooplankton reduzieren, da zum Beispiel das einzellige Zooplankton eine größere Rolle spielt und sich Nahrungsketten verlängern (Sommer et al. 2012). Infolge des Rückgangs der Zooplanktondichten können die Algen trotz geringerer Nährstoffverfügbarkeit höhere Biomassen erreichen (Kap. 6.2.2.2 Phytoplankton).

Trotz dieser Abnahme der Abundanz, Biomasse und Artenzahl stieg die abundanzgewichtete Diversität an, da seltene Arten verschwanden und die Dominanz einzelner Arten(-gruppen) sank. Während diese Trends für das Wattenmeer auf vergleichbar kurzen Zeitserien beruhen, konnte der gleiche Trend auch für Helgoland bestätigt werden. Dort stieg der Shannon-Diversitätsindex an, da ab den späten 1980ern einige dominante Arten der calanoiden Copepoden abnahmen (Boersma et al. 2015). Während hier zur Begründung vor allem Nährstoffe avisiert wurden, zeigte sich in einer Analyse von Langzeitdaten in Schleswig-Holstein eine Erhöhung der Abundanz über die Zeit, welche vor allem an Erwärmung gekoppelt war (Martens & van Beusekom 2008).

Untersuchungen zur Zusammensetzung des Zooplanktons in offenen Gewässern im deutschen Teil der Ostsee reichen bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts zurück (Apstein 1906; Brandt 1892; Brandt 1897; Driver 1907). Bis zum Beginn des Überwachungsprogramms für diese Gewässer von der Kieler Bucht bis zum Arkonabecken zu Beginn der 1980er-Jahre wurden etwa 20 weitere Studien veröffentlicht. Diese bieten jedoch nur begrenzte Einblicke in die taxonomische Zusammensetzung des Zooplanktons in der Beltsee und der zentralen Ostsee, da sie sich auf die Gesamtbioasse oder auf bestimmte Taxa und Altersgruppen konzentrieren. Gegenwärtig gibt es keine systematische wissenschaftliche Bewertung der quantitativen Daten, der biologischen Vielfalt und ihrer Trends für die westliche Ostsee, und die meisten Informationen sind in von Fachleuten begutachteten Veröffentlichungen oder Überwachungsberichten verstreut. Darüber hinaus sind die Berichte über die Zooplanktonvielfalt in Bezug auf Umfang und Vollständigkeit sehr unterschiedlich. Während die Einführung des systematischen Monitorings im Rahmen von HELCOM in den letzten 40 Jahren quantitative Daten über die Zusammensetzung des Zooplanktons in den offenen Gewässern lieferte, beziehen sich die taxonomischen Daten hauptsächlich auf die am häufigsten vorkommenden Mesozooplanktonarten. Dies ist charakteristisch für die gesamte Ostsee und hängt mit dem Mangel an geeigneten Probenahmen oder taxonomischen Spezialisten zusammen (Ojaveer et al. 2010). Ins-

besondere fehlen Informationen über das Mikro- und Makrozooplankton, und ökologisch wichtige Gruppen wie Meroplankton, Rädertiere und Cladoceren sind taxonomisch wenig differenziert (z. B. Dutz, Kramp & Zettler 2022). Dagegen ist die biologische Vielfalt in flachen küstennahen Bereichen zwar oft detailliert beschrieben, aber es liegen nur wenige Untersuchungen in kürzeren Zeiträumen und damit ohne quantitative Aussagen zu langfristigen Trends vor, z. B. für den Bodden in Darß-Zingst oder Greifswald und die Wismarer Bucht (z. B. Schiewer 2008a; Schiewer 2008b; Schiewer 2008c). Die systematische Überwachung der Küstengebiete der Kieler Bucht, der Mecklenburger Bucht und des Arkonabeckens im Rahmen der WRRL hat erst im letzten Jahrzehnt begonnen und weist ähnliche Einschränkungen auf wie die Freiwasserüberwachung.

Die für den *Faktencheck Artenvielfalt* zusammengetragenen Zeitserien zeigen jedoch ein ähnliches Muster wie für die Nordsee beschrieben (Abb. 6.10): **Gesamt-abundanz bzw. -biomasse nimmt massiv ab**, 62,0 % der gewichteten Trends sind negativ, 6,2 % positiv und 31,8 % neutral). Die **Artenzahl ist deutlich zurückgegangen** (64,3 % negativ, 13,1 % positiv zu negativ), nur 11,9 % der gewichteten Trends sind positiv (10,7 % neutral). **Im Gegensatz zur Nordsee nahm in der Ostsee jedoch auch die ENS stark ab** (61,7 % negative gegenüber 3,4 % positiven Trends).

Die deutschen Küstengewässer mit der Beltsee und der westlichen Ostsee liegen in einer Übergangszone von der Nordsee und dem Skagerrak zur eigentlichen Ostsee. Aufgrund der vertikalen Schichtung des abfließenden Brackwassers an der Oberfläche und des salzhaltigen Wassers aus der Nordsee am Grund finden sich in diesem Gebiet Arten unterschiedlicher Herkunft (Meer-, Brack-, Süßwasser) und Umwelttoleranzen, weshalb die Artenvielfalt nicht isoliert von den Nachbarregionen betrachtet werden kann. Der Salzgehalt nimmt in der westlichen Ostsee aufgrund der Mündungsdurchmischung und der Darßer und Drogdener Schwelle als Barrieren für den Zufluss von salzhaltigem Tiefenwasser rasch ab. Die wirklich marinen Arten sind daher regelmäßig ein geringer Bestandteil des Zooplanktons, und ihr Vorkommen ist oft auf die Kieler Bucht und die Mecklenburger Bucht beschränkt, in denen der Salzgehalt starke saisonale und kurzfristige Schwankungen aufweisen kann (Dutz & Wasmund 2023). Infolgedessen dominieren regelmäßig Meeres- und Brackwasserarten mit einer breiteren Salinitätstoleranz das Inventar. Die Zooplanktonzusammensetzung zeigt eher eine Verschiebung ihrer Zusammensetzung entlang des Salinitätsgradienten als abrupte Veränderungen (Dutz,

Kramp & Zettler 2022 und weitere IOW-Monitoringberichte). Innerhalb einer Region gibt es einen Gradienten in der taxonomischen Zusammensetzung vom Freiwasser zu den Küsten- und inneren Küstengewässern mit zunehmendem Vorkommen von Brack- und Süßwasserarten (z. B. Daten in Dutz, Kramp & Zettler 2022, unveröffentlichte Ergebnisse).

Aufgrund des Salzgehaltgradienten ist ein hoher subregionaler Gesamtartenreichtum mit einem höheren Salzgehalt verbunden (Ojaveer et al. 2010). Für die Ostsee beträgt die Gesamtartenzahl des Zooplanktons gegenwärtig 1.199 (Ojaveer et al. 2010; Telesh et al. 2008; Telesh et al. 2009). Diese Zahl schließt das Mikrozooplankton der Protozoen und Metazoen ein, die zwar in ihrer Gesamtzahl erheblich unterschätzt werden, aber dennoch das Arteninventar dominieren (Ojaveer et al. 2010). Allein auf Wimpertierchen entfallen mehr als 70 %, gefolgt von Rädertierchen mit 15 % (Ojaveer et al. 2010). Eine vollständige Übersicht über den Artenreichtum des Zooplanktons in den deutschen Gewässern liegt derzeit nicht vor. Von den 131 Mesozooplanktontaxa in der Ostsee werden etwa 87 regelmäßig im Freiwassermonitoring von der Kieler Bucht bis zum Arkonabecken erfasst; Copepoda (24 Taxa), Cnidaria (zwölf Taxa) und Cladocera (acht Taxa) machen zusammen etwa die Hälfte des Artenreichtums aus (Dutz – nicht veröffentlicht). Jährlich werden etwa 40–70 Taxa beobachtet, und die Schwankungen hängen oft vom Vorhandensein von Arten mit einer Affinität zu höherem Salzgehalt ab (Dutz, Kramp & Zettler 2022 und frühere Beobachtungsberichte). Das saisonale Auftreten der Arten scheint bisher weitgehend stabil (Feike & Heerkloss 2008).

Mehr als 25 Studien wurden über langfristige Veränderungen des Zooplanktons in der Ostsee veröffentlicht, aber nur wenige Studien befassen sich mit Beobachtungen in den deutschen Küstengewässern (Feike et al. 2007; Heerkloss & Schnese 1999). Die große Mehrheit dieser Studien konzentriert sich aufgrund der Datenverfügbarkeit auf die Analyse von Veränderungen innerhalb einer bestimmten Untergruppe des Mesozooplanktons, insbesondere auf drei bis vier dominante Copepodengattungen, die als Fischnahrung von Interesse sind. Ausnahmen sind Studien aus dem Bottnischen Meer, dem Schärenmeer oder dem Golf von Riga (Kuosa et al. 2017; Mäkinen, Vuorinen & Hänninen 2017; Ojaveer, Lumberg & Ojaveer 1998; Suikkanen et al. 2013; Vuorinen et al. 1998) oder eine neuere Studie, die sich auf Veränderungen funktioneller Merkmale konzentriert (Jansson et al. 2020). Die Variabilität des atmosphärischen und hydrografischen Regimes wurde als treibende Kraft für die Veränderung der Abundanz des Mesozooplanktons

und der Artenzusammensetzung identifiziert. Veränderungen des Salzgehalts und der Temperatur wurden regelmäßig als Hauptvariablen identifiziert, aber oft wurden andere abiotische und biotische Bottom-up- oder Top-down-Faktoren, von denen bekannt ist, dass sie die Zooplanktondynamik beeinflussen, nicht in die Analysen einbezogen. Darüber hinaus werden sie häufig mit einem saisonal begrenzten Datensatz durchgeführt, der die phänologischen Variationen der Arten nicht vollständig erfassen kann (Dutz & Wasmund 2023).

Neben den Auswirkungen eines variablen und sich verändernden Klimas wurde in einer Langzeitstudie über die Variation des Zooplanktons im flachen, eutrophen Barther Bodden 1969–2001 die Eutrophierung als ein Haupttreiber von Veränderungen in der Artenvielfalt identifiziert (Feike et al. 2007). Größere Veränderungen ergaben sich durch einen Rückgang der Copepodenbiomasse in den 1980er-Jahren, einen Rückgang der Rädertierchen in den 1990er-Jahren und eine Zunahme der Polychaetenlarven zwischen 1985 und 1999. Cladocera waren eine untergeordnete Gruppe, verschwanden aber vollständig. Die Veränderungen werden mit der Eutrophierung und der Verlagerung von der benthischen zur pelagischen Primärproduktion mit detritusreichem Material erklärt. Im Gegensatz dazu konnte in einer Studie (Zervoudaki, Nielsen & Carstensen 2009) zur Bewertung der Beziehung zwischen Eutrophierung und Zooplankton im Übergangsgewässer vom Fjord zum offenen Ozean im Kattegat-Arkona-Gebiet in den Jahren 1989–1996 keine Korrelation zwischen der Biomasse des Zooplanktons und seiner Zusammensetzung hergestellt werden. Obwohl sich die Biomasse und die Zusammensetzung des Zooplanktons im Laufe der Jahre veränderten, wurde der Salzgradient als das vorherrschende Signal bei der Bestimmung der Zusammensetzung in diesem Gebiet identifiziert. In Übereinstimmung damit wurden Veränderungen in der Arten- und Größenzusammensetzung des Zooplanktons in der nördlichen Ostsee eher auf eine mit der Erwärmung zusammenhängende Veränderung in der Zusammensetzung des Phytoplanktons als auf Eutrophierung zurückgeführt (Suikkanen et al. 2013). Die Einführung neuer Arten durch menschliche Aktivitäten wie die Schifffahrt wurde als weitere Ursache für Veränderungen der Artenvielfalt identifiziert (Ojaveer et al. 2010). Bei der Überwachung in der westlichen Ostsee wurden fünf Arten ermittelt, die als nicht einheimische Arten eingestuft werden.

Zoobenthos

Zum Benthos, den Lebensgemeinschaften im (Endofauna) und auf (Epifauna) dem Meeresboden, gehören

hauptsächlich wirbellose Tiere. Da die im Meeresboden lebenden Organismen relativ standorttreu sind und Störungen nur schwer ausweichen können, gelten sie als gute Indikatoren für Veränderungen in Ökosystemen.

Von den 1.244 in der Roten Liste bewerteten Arten der Wirbellosen gilt gut jede zehnte Art (11,7 %) in ihren Beständen als gefährdet (Kategorie 1 bis 3). 49 (3,9 %) der bewerteten Arten sind in Deutschland bereits ausgestorben. 205 Arten (16,5 %) wurden als »extrem selten« bewertet. Somit ist fast ein Drittel (32,2 %) dieser Gruppe in der Roten Liste vermerkt. Als ungefährdet gelten 355 Arten (28,5 %). Hinzu kommen 39 Arten (3,1 %), welche auf der Vorwarnliste geführt werden, und 450 Arten (36,2 %), deren Daten für eine Auswertung nicht ausreichten. Die Veränderung der Gefährdungskategorie seit der letzten Veröffentlichung der Roten Liste im Jahr 2013 wurde für marine Wirbellose nicht ausgewertet.

Die langfristigen Bestandstrends zeigen für 111 Arten (9,0 %) eine negative Entwicklung. Für 382 Arten (30,7 %) wurden stabile Bestandentwicklungen verzeichnet. Positive langfristige Entwicklungen der Bestände wurden lediglich für fünf Arten (0,4 %) vermerkt. Für die restlichen 59,9 % der Arten war die Datenlage für eine Auswertung langfristiger Bestandstrends nicht ausreichend. In Rückgriff auf Sammlungsdaten für 242 wirbellose Arten der Nord- und Ostsee konnten Ewers-Saucedo et al. (2021) den Beobachtungszeitraum auf 200 Jahre erweitern und fanden acht Arteinführungen, aber langfristige Populationsabnahmen für 51 Arten und damit einen erheblichen größeren Anteil abnehmender Arten (21 %).

In der deutschen AWZ der Nordsee leben ca. 321 Endofaunataxa (> 0,5 mm) und ca. 93 Epifaunataxa (> 4 mm) (Neumann et al. 2013). Darunter finden sich etwa zehn eingewanderte Arten und 18 Neobiota (Hahn et al. 2022; Zettler et al. 2018). Die Arten gruppieren sich in der AWZ zu drei Endo- und Epifaunagemeinschaften, eine in Küstennähe (*Tellina-fabula*-Gemeinschaft, Endofauna), die Zweite im Oystergrund (*Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft, Endofauna) und die Dritte im Doggerbank-Entenschnabel (*Bathyporeia/Tellina* Gemeinschaft, Endofauna) (Fiorentino et al. 2017; Kröncke et al. 2004; Kröncke 2011; Meyer et al. 2018; Neumann et al. 2013; Rachor & Nehmer 2003; Salzwedel, Rachor & Gerdes 1985).

Der Weighted Vote Count hat für Diversität des Makrozoobenthos in der Nordsee 1.165–1.232 Beprobungsjahre, auf 94 Stationen verteilt, zusammengetragen, für Abundanz bzw. Biomasse sogar > 2000 Beobachtungsjahre. **Für alle drei Kategorien, S, ENS und Gesamtbio-**

masse bzw. -abundanz, ergaben sich deutlich mehr negative als positive zeitliche Veränderungen (Abb. 6.10). Für Artenzahlen ergaben die Analysen 41,9 % neutrale Trends, 15,6 % negative und 19,4 % zunächst positive, dann negative Trends. Demgegenüber sind nur 23,1 % der gesichteten Artenzahlrends durchgehend oder abschließend positiv. Ähnlich dazu machen die beiden negativen Trendvorzeichen einen höheren Anteil aller ENS-Trends aus (22,1 % negativ, 9,7 % positiv, dann negativ) als die positiven Trends (2,1 % für negativ zu positiv, 14,9 % für positiv). Bei Biomasse bzw. Abundanz ergab sich eine etwa gleichwertige Aufteilung auf positive (27,3 % plus 2,3 % von negativ zu positiv) und negative (30,1 % plus 8,2 % von positiv zu negativ) Trends.

Während die räumliche Ausdehnung der Gemeinschaften in der AWZ in den letzten 100 Jahren relativ stabil geblieben ist und primär durch die Umweltparameter Tiefe, Temperatur, Nahrungsverfügbarkeit und Sedimentzusammensetzung strukturiert wird (Kröncke et al. 2004; Neumann et al. 2013; Reiss et al. 2010), sind die zeitlichen Verschiebungen massiv. Generell haben heimische wärmeliebende Arten, eingewanderte Arten und Neobiota (Zettler et al. 2018) seit den 1980er-Jahren zugenommen, während die Abundanz heimischer kälteliebender Arten zurückgeht. Die Nährstofffrachten aus den großen Flüssen sind seit den 1990er-Jahren signifikant zurückgegangen (van Beusekom et al. 2019; Emeis et al. 2015) und damit auch die Primärproduktion und Phytoplanktonbiomasse (Capuzzo et al. 2018; Desmit et al. 2020), die die Nahrung für die Benthosgemeinschaften darstellen (Details siehe Kap. 6.4). **Die Abundanz und Biomasse der Endofaunagemeinschaften in der offenen südöstlichen Nordsee (inkl. küstenferne AWZ-Gebiete) hat daher bis zu 80 % abgenommen, was auch durch die Ergebnisse der Weighted-Vote-Count-Analysen bestätigt wurde.** Während einige Studien beschreiben, dass Artenzahl und Diversität gleich blieben (Meyer et al. 2018), zeigt sich in den Monitoringdaten doch eine Tendenz hin zu abnehmender Diversität. Dies hat potenziell großen Einfluss auf die Nahrungsnetze, besonders die (kommerziell genutzten) Fischbestände (Kap. 6.3). Diese generellen Tendenzen weisen auch eine saisonale Prägung auf. Seit den 1980ern nehmen die Abundanzen und Biomassen der Endofauna im ersten und zweiten Quartal der Jahre weiterhin aufgrund steigender Wassertemperaturen in diesen Quartalen zu, wohingegen sie im Sommer aufgrund von steigenden Wassertemperaturen und zurückgehenden Nährstoffgehalten zurückgehen (Dippner & Kröncke 2015; Kröncke, Reiss & Dippner 2013). Für Helgoland wurden in jüngerer Zeit eher stabile Biodiversitätswerte berichtet, zum Beispiel

für Schlangensterne (Boos & Franke 2006), aber auch hier wird im Zoobenthos gegenüber älteren Proben ein **Rückgang der Artenvielfalt** beobachtet (Rachor 1977).

Auch im Wattenmeer messen wir einen Anstieg der mittleren Jahrestemperatur um 2 °C (Meyer et al. 2016; Meyer et al. 2021). Parallel dazu haben heimische wärmeliebende Arten, eingewanderte Arten und Neobiota zugenommen (Lackschewitz et al. 2015; Meyer et al. 2016). Die Abundanz heimischer kälteliebender Arten nimmt ab (Meyer et al. 2016), was sich vor allem im Vergleich mit historischen Beobachtungen zeigt (Buhs & Reise 1997). Auch gab es bereits vorher erhebliche Abnahmen vor allem habitatbildender Arten. So waren die Abundanzen von *Cerastoderma edule* und *Mytilus edulis* als Riffbildner in den Jahren vor 1960 um den Faktor zehn höher als in den 1990er-Jahren (Kraan, Dekinga & Piersma 2011). Lange Zeitserien zeigen ähnliche Verluste biogener Habitatbildner im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer seit dem Beginn des 20. Jahrhunderts, vor allem bei Austern, *Sabellaria* sowie Seegras (Kap. 6.2.2.2 Phytobenthos) (Reise 1982; Reise & Schubert 1987). Eine dominante eingewanderte Art ist die Pazifische Auster (*Magellana gigas*), die zusammen mit ihren assoziierten Neobiota (Markert, Wehrmann & Kröncke 2010; Reise et al. 2017) und der heimischen Miesmuschel (*Mytilus edulis*) ausgedehnte Muschelbänke bildet. Allerdings lassen sich Veränderungen der Makrofauna schon vor dem Auftreten der Pazifischen Auster feststellen (Büttger et al. 2008), auch bei der stark dezimierten Europäischen Auster (Hayer et al. 2019). Vergleiche mit Luftaufnahmen der 1930er- und 1950er-Jahre zeigen aber auch eine hohe Persistenz der Muschelbänke (Büttger, Nehls & Stoddard 2013).

Die Abundanz und Biomasse der Endofauna im Ostfriesischen Wattenmeer hat seit den 1980ern um 30–40 % abgenommen. Auch hier wurden diese Veränderungen durch Deeutrophierungsprozesse (s. o.) entlang eines West-Ost-Gradienten und durch den Meeresspiegelanstieg bedingten Sedimentaufwuchses im Eulitoral und Sedimenterosion im Sublitoral verursacht (Singer et al. 2023). Ähnliche Prozesse wurden auch im Jadebusen und im Sylter Watt gefunden (Schückel & Kröncke 2013; Schumacher, Dolch & Reise 2014).

Das Mosaik der Meeresbodenhabitats in der deutschen Ostsee und den dazugehörigen Küstengewässern mit einer Gesamtfläche von etwa 15.507 km² beinhaltet Sandböden (49 %), Schlickböden (36 %), Mischsedimente einschließlich Riffe (14 %) sowie grobe Sedimente (0,4 %) und beherbergt seit dem Jahr 2000 mindestens 637 Zoobenthosarten (Benthos-Datenbank des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde). Der

deutsche Teil der Ostsee gehört zum sogenannten Transitgebiet, was sich auch in den benthischen Makrofaunagemeinschaften widerspiegelt. Die räumliche Verbreitung von Arten und Gemeinschaften wird primär durch den Salzgehaltgradienten, die Sauerstoffbedingungen am Boden, die Wassertiefe, die Temperatur und die Nahrungsverfügbarkeit beeinflusst, die wiederum vom Habitattyp abhängen. Vorwiegend marine Arten bewohnen diesen Teil der Ostsee, jedoch machen Brack- und Süßwasserarten rund 14 % der gesamten Artenzahl aus, wobei ihr Anteil mit abnehmendem Salzgehalt in Flussmündungen und in östlicher Richtung zunimmt.

Generell sind die am häufigsten vertretenen Stämme Annelida (Ringelwürmer), Arthropoda (Gliederfüßer) und Mollusca (Weichtiere) mit jeweils über 150 Taxa, Cnidaria (Nesseltiere) mit etwa 45 Taxa und Bryozoa (Moostierchen) mit 27 Taxa. Davon sind 195 Arten ausschließlich in der (photischen) Infralitoralzone zu finden und 249 Arten ausschließlich in der (aphotischen) Circalitoralzone.

Die räumliche Tendenz geht von artenreicheren zu weniger vielfältigen Gemeinschaften (mit einer Verringerung der Artenvielfalt von über 100 auf unter 20) und von Gemeinschaften, die von langlebigen und hoch spezialisierten Arten dominiert werden, hin zu solchen mit vorherrschenden kurzlebigen und anpassungsfähigen Arten. Die beobachtete Dominanz ubiquitärer Arten und die Zunahme funktioneller Redundanz in Richtung der brackischen Gewässer der Oderbank scheint den funktionellen Verlust zu puffern und die Robustheit des benthischen Ökosystems gegenüber Umweltveränderungen zu erhöhen (Darr, Gogina & Zettler 2014).

Die Ergebnisse langfristiger Studien legen nahe, dass die zoobenthischen Makrofaunagemeinschaften im deutschen Teil der Ostsee zeitlich instabil sind und seit 1980 signifikante Veränderungen durchgemacht haben (Franz et al. 2019). Eine quantitative Unterscheidung zwischen den Auswirkungen von Umwelteigenschaften wie der Dynamik von Wassermassen, Salzgehaltsschwankungen und dem Auftreten von Sauerstoffminima sowie den Auswirkungen menschlicher Aktivitäten (z. B. Eutrophierung, Grundschleppnetzfisherei) oder des Klimas in diesen Übergangsgewässern ist schwierig (Zettler et al. 2017).

Der Weighted Vote Count findet 269–358 Beobachtungsjahre, aufgeteilt auf 29 Stationen, für die deutschen Küstenabschnitte der Ostsee (Abb. 6.10). Ähnlich starke Abnahmen der Gesamtabundanz oder -biomasse (31,0 % negativ, 6,7 % positiv zu negativ, 13,1 % positiv, 7,3 % negativ zu positiv, 41,9 % neutral) wie in der Nordsee sind zu verzeichnen. Im Gegensatz dazu gibt es in der Ostsee

mehr positiv (25,5 %) als negativ (18,0 %) gewichtete Artenzahlrends, während positive Trends (12,6 %) bei ENS etwas seltener sind als negative (14,5 %).

Trotz hoher zeitlicher Variabilität und Änderungen in der Dominanz verschiedener Taxa für Langzeitmessstationen auf Schlickböden in der Mecklenburger Bucht und dem Arkonabecken, die häufig von Sauerstoffmangel beeinflusst werden, konnten dort keine klaren Regime-Shifts oder Trends identifiziert werden. Die benthische Gemeinschaft an der Langzeitmessstation auf Sandboden bei der Darßer Schwelle hat sich mehrmals signifikant verändert. Es gab relativ stabile Perioden mit jährlichen Schwankungen, die sich mit abrupten Regime-Shifts in der Artenzusammensetzung und -abundanz Ende der 1980er- und Mitte der 1990er-Jahre abwechselten. Die Gesamtdiversität dieser Gemeinschaften scheint seit Mitte der 1990er-Jahre jedoch zugenommen zu haben (Gogina, Darr & Zettler 2014; Zettler et al. 2017).

In Gemeinschaften mit reduzierter Artenvielfalt bieten sich Möglichkeiten für die Einwanderung invasiver Arten. Auch in der deutschen Ostsee haben Neobiota-Arten seit den 1990er-Jahren zugenommen. Die hohe Schiffsverkehrsdichte gilt als Hauptursache (HELCOM 2018a). Das Verhältnis von Neobiota zu einheimischen Arten an deutschen Ostseeküsten kann über 1:3 betragen (an der Station Oderhaff-Kamminke wurden beispielsweise 17 Neozoenarten bei insgesamt 29 Arten identifiziert), mit einer Einschleppungsrate von ein bis drei Arten pro Jahr typisch für die gesamte Ostsee (Zenetos et al. 2022; Zettler & Zettler 2023). Von etwa 55 Neobiota-Arten in der deutschen Ostsee sind die häufigsten Amphipoda (wie *Grandidierella japonica* seit 2016), Polychaeta (wie *Marenzelleria viridis* seit den 1990er-Jahren und *Ficopomatus enigmaticus* seit 2015) und Bivalvia (wie *Dreissena bugensis* seit 2004) (Zettler et al. 2018). Die höchste Zahl von eingewanderten und Neobiota-Arten findet sich im Stettiner Haff (ca. 30), in der Mecklenburger Bucht (27) und im Warnow-Ästuar (26).

Seit Mitte der 2000er-Jahre wird zur Bewertung des ökologischen Zustands nach den Vorgaben der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) die Qualitätskomponente Makrozoobenthos in den sogenannten WRRL-Wasserkörpern der inneren und der flachen küstennahen äußeren deutschen Küstengewässer untersucht. Die ökologische Zustandsbewertung erfolgt anhand des Marine Biotic Index Tool – MarBIT (Berg, Kuhlmann & Meyer 2017; Berg & Meyer 2015; Meyer, Berg & Fürhaupter 2009). Der überwiegende Teil der untersuchten Wasserkörper wird aktuell als mäßiger bis schlechter Zustand eingestuft.

Fische

Die Zustände und Bestandsentwicklungen von Fischen lassen sich grundsätzlich nicht in den deutschen Gewässern isoliert bewerten, da viele Arten sich im Laufe ihres Lebens in unterschiedlichen Bereichen von Nord- oder Ostsee aufhalten, teils aufgrund von Verdriftung während der Ei- oder Larvalphase, teils auch durch aktive Wanderungen zu Aufwuchs-, Fress- oder Laichgründen (z. B. Corten 2013; Hunter, Metcalfe & Reynolds 2003; Jansen & Gislason 2011). Dabei nutzen viele Fischarten der Nordsee das Wattenmeer in mindestens einem ihrer Lebensstadien. Etlichen Arten dient es als Aufwuchsgebiet mit hohem Nahrungsangebot (Reise et al. 2010; van der Veer et al. 2022), andere halten sich (fast) dauerhaft, saisonal oder nur sporadisch dort auf (Couperus et al. 2016).

Gemessen an der Artenzahl, ist die biologische Vielfalt demersaler Fische in der **Nordsee** insgesamt und so auch in ihrem deutschen Anteil geringer als in den Atlantikgebieten westlich Irlands, der Irischen See und der Biskaya (Maureaud et al. 2019). Betadiversität, also die kleinräumigen Unterschiede zwischen Lebensgemeinschaften bzw. das Verhältnis von regionaler zu lokaler Diversität, gemessen als Artvorkommen, zeigt einen Gradienten mit einer generellen Zunahme von Nordwest nach Südost (Maureaud et al. 2019). Damit ist die Betadiversität in der flacheren südlichen Nordsee und damit insbesondere auch in der deutschen AWZ und im Küstenmeer vergleichsweise hoch.

Mit 119 Stationen und insgesamt 1.754 Beobachtungsjahren sind die Fische der Nordsee sehr stark im Weighted Vote Count vertreten (Abb. 6.10). Die Artenzahl nimmt dabei bei 38,3 % der gewichteten Trends durchgehend oder abschließend ab. Dem stehen 12,1 % positive Trends und 49,6 % neutrale Trends gegenüber. Bei der Effektiven Artenzahl (ENS) ist der Anteil neutraler Trends deutlich höher (70,6 %), aber 11,1 % (negativ) plus 2,3 % (positiv zu negativ) zeigen reduzierte Diversitäten. Positive (9,5 %) und zunächst negative, aber dann positive Trends (6,5 %) kommen auf ähnliche Gewichte wie die negativen Trends. Ähnliches lässt sich für die Gesamtbiomasse feststellen. Bei 13,9 % und 14,6 % für die beiden negativen und 16,2 % plus 6,3 % für die beiden positiven Kategorien.

Informationen zur Gefährdung einzelner Fischarten bzw. Bestände werden in der Deutschen Roten Liste aufbereitet. Zuletzt 2013 wurde der Gefährdungsstatus von 94 etablierten Fisch- und Neunaugenarten in den deutschen Meeresgebieten der Nord- und Ostsee auf Basis vielfältiger Forschungssurveys und Monitoringprogramme analysiert (Thiel et al. 2014). Die Liste um-

fasst marine und diadrome Arten, die diese Gewässer in mindestens einem ihrer Entwicklungsstadien regelmäßig aufsuchen oder dort als regelmäßige Wandergäste auftreten. Arten, die nur sporadisch auftreten, wurden im Gegensatz zu früheren Fassungen der Roten Liste bei (Thiel et al. 2014) nicht geführt, ebenso sind Neobiota ausgenommen.

Der Europäische Aal wird gesondert geführt. Er kann als panmiktische Art, deren einzige Population sich über ihr gesamtes Verbreitungsgebiet bewegt, nicht allein anhand des Bestandszustands in den deutschen Gewässern erfasst werden (Thiel et al. 2014).

In der regionalen Gefährdungsanalyse für die Nordsee führt die Rote Liste (Thiel et al. 2014) drei Arten als ausgestorben oder verschollen: den Stör (*Acipenser sturio*), den Nordseeschmäpel (*Coregonus oxyrinchus*) und den Stachelrücken-Schleimfisch (*Chirolophis ascanii*). Acht weitere gelten als vom Aussterben bedroht, darunter einige Hai- und Rochenarten, aber auch diadrome Wanderfische wie Lachs (*Salmo salar*) und Meerforelle (*Salmo trutta*). Unter den sieben stark gefährdeten Arten finden sich auch kommerziell wichtige Arten, insbesondere der Aal (*Anguilla anguilla*). Auch der Schellfisch (*Melanogrammus aeglefinus*) wird gelistet, weil die Art in der deutschen AWZ seit Mitte des 19. Jahrhunderts stark zurückgegangen ist, wenngleich sie in der Nordsee insgesamt nicht gefährdet ist. Insgesamt wurden 22 Nordseefischarten (20,6 %) als bestandsgefährdet eingestuft. Für 24 Arten reichten die Daten für eine Auswertung nicht aus.

Die langfristigen Bestandstrends (seit Mitte des 19. Jahrhunderts) zeigten für 19 Arten einen starken bis sehr starken Rückgang auf. Für 16 Arten ließen sich langfristig konstante Bestände erkennen. Für 54 Arten (50,5 %) reichten die Datenreihen nicht aus, um einen langfristigen Trend festzustellen. Eine deutliche Zunahme wurde lediglich für zwei Arten konstatiert, für die Streifenbarbe (*Mullus surmuletus*) sowie die Sardine (*Sardina pilchardus*), beides südliche Arten, die im Zuge der Meerereserwärmung ihre Verbreitungsgebiete in die Nordsee ausgedehnt haben (Beare et al. 2004; Engelhard et al. 2011).

Im Zuge des Klimawandels haben sich die Verbreitungsgebiete von Nordseefischen in nördlichere Breiten und/oder in tiefere Zonen verschoben (Dulvy et al. 2008; McLean et al. 2021). Parallel dazu sind über die vergangenen Dekaden lusitanische Fischarten mit einem Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa vermehrt in die Nordsee eingewandert (Beare et al. 2004; Daan 2006; Ehrlich & Stransky 2001; Engelhard et al. 2011; Montero-Serra, Edwards & Genner 2015). In Fischerei-

surveys in der Deutschen Bucht konnte eine stetige Zunahme der Auftretenshäufigkeit lusitanischer Arten seit Ende der 1980er-Jahre gezeigt werden (Sell et al. 2010). Einige davon überwintern auch in der Nordsee und haben dort inzwischen eigene Populationen aufgebaut (Petitgas et al. 2012). Analoge Entwicklungen sind auch bei Tintenfischen zu beobachten (Oesterwind et al. 2020; Oesterwind et al. 2022), die als Wirbellose nun verstärkt in den Nahrungsnetzen der Nordsee relevant werden, wo sie als Konkurrenten oder Räuber von Fischen auftreten können (Oesterwind & Piatkowski 2023).

In den deutschen Nordseebereichen ist der Anteil »opportunistischer« Arten (nach Pecuchet et al. 2017) besonders hoch, während viele »periodische« Arten ihren Verbreitungsschwerpunkt nördlich der deutschen Nordseegewässer haben, so wie Heilbutt, Seeteufel, Seehecht und verschiedene Dorschartige, darunter allerdings auch der früher hier abundante Kabeljau (*Gadus morhua*). Sein Bestand, einst eine der wichtigsten Fischereiresourcen in der südlichen Nordsee, hat über die letzten Dekaden unter einer Kombination von Überfischung in der Nordsee (vor allem zwischen den 1970ern und 1990ern [ICES 2022]; vergl. 6.4.3.1) und den Einflüssen des Klimawandels gelitten (Akimova et al. 2016; Kühn, Taylor & Kempf 2021; O'Brien et al. 2000). Mittlerweile existieren viele Belege dafür, dass für den Rückgang des Kabeljaus kumulative Effekte zum Tragen kommen. Eine klimabedingt verschobene Phänologie führte zur Entkopplung im zeitlichen Auftreten von Räuber (Kabeljaularven) und Beute (Zooplankton) (Beaugrand et al. 2003; Edwards & Richardson 2004) sowie zu einer Dominanzverschiebung zwischen Copepodenarten, die mit einer Verschlechterung der Futterqualität für die Larven einherging (Beaugrand & Kirby 2010). Damit konnten Fischereimanagementmaßnahmen zum Wiederaufbau des Bestandes weniger greifen, was die Schlussfolgerung stützt, dass überfischte Bestände besonders sensibel auf einen zusätzlichen Stressor reagieren (Planque et al. 2010).

Beukhof et al. (2019) stellten in den Eigenschaftsmustern demersaler Nordseefische im Zeitraum von 1983 bis 2014 starke räumliche Unterschiede fest, wie auch in den zeitlichen Trends. Für die Nordsee insgesamt beschrieben die Autor:innen eine Abnahme großer, langsam wachsender, langlebiger Arten höherer Trophiegrade zugunsten von kleineren, schnell wachsenden und kurzlebigen Arten auf niedrigerer trophischer Ebene. Letztere sind generell in der südöstlichen Nordsee und speziell in den deutschen Gewässern deutlich stärker vertreten als im tiefen, nordwestlichen Teil der Nordsee (Beukhof et al. 2019).

Für das **Wattenmeer** listet der Wadden Sea Quality Status Report (QSR) 124 untersuchte Fischarten und liefert eine aktuelle Analyse der Entwicklungstrends auf Basis von mehreren Dekaden währenden Monitoringprogrammen (Tulp et al. 2022). Trends wurden basierend auf Abundanzen, für seltene Arten anhand ihrer Auftretenshäufigkeit berechnet und variierten zwischen ökologischen Gilden. Gemäß Tulp et al. (2022) veränderte sich die Ökosystemfunktion des Wattenmeers als traditionelle Aufwuchszone für die Plattfische Scholle, Kliesche und Seezunge.

Zur Gilde der »marinen Juvenilen« zählen die Plattfische: Scholle (*Pleuronectes platessa*), Seezunge (*Solea solea*) und Kliesche (*Limanda limanda*) sowie einige demersale Rundfische wie Wittling (*Merlangius merlangus*) und Kabeljau (*Gadus morhua*). Im deutschen Bereich des Wattenmeers zeigten die Arten dieser Gilde überwiegend abnehmende Trends, außer im Bereich des Elbeästuars, in dem die Abundanzen juveniler Schollen seit Mitte der 1970er-Jahre deutlich zunahmten und sich seit den 1990ern stabilisierten. Die Zahlen junger Wittlinge zeigen in einigen deutschen Wattgebieten starke Schwankungen, haben aber grundsätzlich seit 2010 zugenommen. Die Entwicklungstrends des Kabeljaus sind im gesamten deutschen Wattenmeer trotz einiger Schwankungen seit ca. 1980 negativ.

Die Abundanzen der typischen Ästuararten (*estuarine residents*, wie z.B. Seenadeln [*Syngnathus* spp.], Steinpicker [*Agonus cataphractus*] und Aalmuttern [*Zoarces viviparus*]) entwickelten sich seit den 1970er-Jahren zeitlich und räumlich innerhalb des Wattenmeers sehr variabel.

Diadrome Arten, die während ihres Lebens zwischen marinen Lebensräumen und Süßwasserflüssen wandern, stehen im Fokus der FFH-Richtlinie. Für den Aal (*Anguilla anguilla*) sind aufgrund der geringen Vorkommen Trends kaum zu berechnen. Die Abundanzen juveniler Stinte (*Osmerus eperlanus*) in den Mündungsgebieten von Elbe und Jade-Weser sind innerhalb der letzten Dekade stark zurückgegangen. Die vermutlich multifaktoriellen Gründe dafür zu identifizieren, ist Ziel laufender Forschungsvorhaben. Die Abundanz der Finte (*Alosa fallax*) hingegen hat im Elbeästuar im selben Zeitraum klar zugenommen, entgegen dem Trend im niederländischen Wattenmeer.

Im Wattenmeer seltene Vorkommen umfassen einerseits Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt küstenfern oder im Süßwasser liegen, aber auch wandernde oder unter speziellen hydrografischen Bedingungen eingebrachte Arten wie das Blaumäulchen (*Helicolenus dactylopterus*) oder der Lachshering (*Maurollicus muelleri*).

In den jüngsten Jahren wurden häufiger als zuvor Seepferdchen (*Hippocampus* spp.) dokumentiert (z. B. Neumann, Schneider & Haslob 2022), die zwischenzeitlich verschwunden waren, was vermutlich mit dem Rückgang von Seegraswiesen (van Beusekom et al. 2019 und Referenzen darin) in Zusammenhang steht. Allerdings fehlt in den meisten Studien zu den weiterhin gefährdeten europäischen Seepferdchen eine detaillierte Beschreibung des Habitats (Pierri et al. 2022). Trends in der Fischbiodiversität der Nordsee verliefen parallel mit Veränderungen in den Treibern (vergl. Kap. 6.4.3.1): Grundsätzlich, jedoch regional unterschiedlich stark ausgeprägt hat während der vergangenen 30 Jahre der Fischereidruck abgenommen, während die Wassertemperaturen zugenommen haben (ICES 2022a). Mit einer Reduktion des Nährstoffeintrags durch die großen Flüsse seit Mitte der 1980er-Jahre hat gleichzeitig eine Deeutrophierung eingesetzt und die Phytoplanktonproduktion im Wattenmeer insgesamt abgenommen, allerdings mit regionalen Unterschieden (Burson et al. 2016) und höheren Chlorophyllkonzentrationen im südlichen als im nördlichen Wattenmeer (van Beusekom et al. 2019). Grundsätzlich ist es äußerst schwierig, die Einflüsse dieser Treiber separat zu bewerten, denn die Änderungen in den Artengemeinschaften gehen auf die kumulativen Effekte aller Treiber zurück (Kenny et al. 2018).

Die **Ostsee** weist, verglichen mit anderen Meeren gleicher Größe, eine geringere Artenvielfalt auf. Einer der Hauptgründe ist ihr geringer Salzgehalt (Brackwassermeer). Der Einstrom aus der salzhaltigen Nordsee im Westen und der Süßwasserzufluss der einmündenden Flüsse erzeugen einen horizontalen Salzgehaltgradienten (Kap. 6.1.1.1) sowie vertikale Unterschiede in der Salinität. Kleinräumige Strömungsmuster (Fennel & Sturm 1992) führen zu zeitlich und räumlich sehr variablen Umweltbedingungen. Generell verlangt der Brackwasserlebensraum von marinen und Süßwasserarten einen erhöhten Energieverbrauch (für Osmoregulation) und Anpassungsfähigkeit ab, was zu geringeren Artenzahlen im Brackwasser führt (Remane 1934). Entsprechend dem in östlicher Richtung abnehmenden Salzgehalt verläuft auch ein Biodiversitätsgradient, wobei die deutschen Ostseegewässer mit ihrem Salzgehalt von 10 bis 20 g pro l im mittleren Bereich von Salinität und Artenzahlen liegen (Frelat et al. 2018; Pecuchet, Törnroos & Lindegren 2016). Die funktionelle Diversität ist in den artenärmeren zentralen und nordöstlichen Gebieten ähnlich wie in der westlichen Ostsee, verbunden mit einer geringeren funktionellen Redundanz in den weniger salzigen Bereichen (Frelat et al. 2018).

Informationen zu Ostseefischarten werden meist über ICES-Fischereiforschungssurveys sowie aus Daten der kommerziellen Fischerei gewonnen (z. B. Dorsch, Hering, Sprotte, Scholle, Flunder, Lachs und Meerforelle). Allerdings sind die Fangmethoden dabei teils auf kommerziell genutzte größere Arten, ausgelegt, weshalb viele kleinere Ostseearten nicht verlässlich damit erfasst werden. Es existieren in einigen Ländern nationale Küstenfischmonitoringprogramme (Ojaveer et al. 2010). Diese befinden sich für die deutschen Ostseegebiete erst in der Entwicklung. So konzipiert derzeit das Thünen-Institut für Ostseefischerei für die schleswig-holsteinische Ostseeküste ein langfristiges Küstenfischmonitoring für nicht kommerziell genutzte Arten, welches den verpflichtenden Bestimmungen der MSRL und HELCOM entspricht.

Da bisher ein langfristiges, systematisches Küstenfischmonitoring im deutschen Ostseeraum weitgehend fehlt, wurden für die Vote-Count-Analysen weit weniger Daten zusammengetragen als für die Nordsee, nämlich 15 Stationen mit zusammen 144 bis 354 Beobachtungsjahren (Abb. 6.10). Die meisten (> 75 %) dieser Zeitreihen beginnen 1989 oder später. Trotz des begrenzten Datensatzes ist das Ergebnis jedoch deutlich. Es ergeben sich mehr negative (31,4 %, plus 7,1 % positiv zu negativ) als positive Trends der Gesamtbiomasse (26,2 %, die restlichen 35,3 % der Zeitreihen zeigen keinen Trend), während die Diversität konsistent abnahm: Für die Effektive Artenzahl (ENS) sind alle nicht neutralen Trends durchgehend (43,4 %) oder abschließend (30,6 %) negativ, für die Artenzahl sind 94,4 % der Trends negativ, die restlichen 5,6 % positiv.

Die (internationale) HELCOM-Rote-Liste führt insgesamt 239 Fischarten für die Ostsee auf (HELCOM 2013), wovon ca. 100 in den deutschen Gewässern vorkommen, darunter auch Brack- und Süßwasserarten. Allerdings ist die Artenzusammensetzung in der westlichen Ostsee durch wiederkehrende Einstromereignisse von salz- und sauerstoffreicherem Nordseewasser sehr variabel (Hinrichsen, Piatkowski & Jaspers 2022). Die Einströme von kaltem und salzhaltigem Nordseewasser, die bis zu den 1980er-Jahren im Mittel alle ein bis zwei Jahre beobachtet wurden (Franck, Matthäus & Sammler 1987), treten seit Mitte der 1980er-Jahre nur noch selten auf (Feistel, Nausch & Hagen 2008; Mohrholz et al. 2015). Die letzten Ereignisse wurden für die Jahre 1993, 2003 und zwischen 2014 und 2016 verzeichnet. Mit steigendem Sauerstoffgehalt und steigender Salinität werden die Umweltbedingungen in der westlichen Ostsee (abhängig von Stärke und Ausdehnung des Einstromereignisses) für mehr marine Arten zugäng-

lich. Infolgedessen steigt damit temporär und regional die Artenzahl, verringert sich allerdings wieder, nachdem der Einstrom abgeklungen ist. Die daraus resultierende Fluktuation des Arteninventars erschwert Berechnungen von Biodiversitätstrends. In den letzten zwei Jahrzehnten wurde zudem vermehrt die Einwanderung von nicht einheimischen Arten aus wärmeren Meeresregionen beobachtet (Hinrichsen, Piatkowski & Jaspers 2022). Langfristig wird aufgrund der vorhergesagten Zunahme von Niederschlägen in der gesamten Ostseeregion eher von einer Abnahme der Salinität und infolgedessen von sinkenden Artenzahlen ausgegangen (Hiddink & Coleby 2012).

Informationen zur Gefährdung einzelner Arten bzw. Bestände werden in der Deutschen Roten Liste aufbereitet. Die letzte Fassung der Roten Liste (Thiel et al. 2014) präsentiert Bewertungen für 89 Fischarten in der deutschen Ostsee. Eine davon gilt inzwischen als ausgestorben oder verschollen – der Atlantische Stör (*Acipenser oxyrinchus*) –, zwei in der regionalen Gefährdungsanalyse als vom Aussterben bedroht, das Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) und der Spitzschwänzige Bandfisch (*Lumpenus lampretaeformis*). Als stark gefährdet ist der Aal (*Anguilla anguilla*) eingestuft; gefährdet sind der Liste zufolge als Wanderarten die Finte (*Alosa fallax*) sowie der Lachs (*Salmo salar*) und die Zährte (*Vimba vimba*). Im Bestand gefährdet sind nach Thiel et al. (2014) insgesamt sieben Fischarten der deutschen Ostseegewässer (7,9 %). Für 18 Arten erlaubten die verfügbaren Daten keine verlässliche Bewertung der Rote-Liste-Kategorien.

Für die letzte MSRL-Bewertung wurden nur Fische berücksichtigt, die nach Thiel et al. (2014) in deutschen Gewässern etabliert sind, d. h. Arten, die regelmäßig in deutschen Gewässern reproduzieren, diese in mindestens einem ihrer Entwicklungsstadien regelmäßig aufsuchen oder auch als regelmäßige Wandergäste auftreten. Für jede Art wurde ein Sensibilitätswert basierend auf biologisch-ökologischen Merkmalen berechnet (Greentree et al. 2012) und anschließend die Entwicklungen des Drittels der Arten mit den höchsten Sensibilitätswerten betrachtet. Insgesamt wurden 22 Arten bewertet.

Bei den so ausgewählten Küstenfischen konnten fünf von neun Arten bewertet werden. Keine der Arten befand sich laut MSRL-Kriterien in einem guten Zustand. Von acht ausgewählten demersalen Arten konnten sieben bewertet werden, vier davon mit einem guten Zustand. Bei den ausgewählten pelagischen Fischen befanden sich zwei Arten in einem guten Zustand, während zwei weitere Arten keinen guten Zustand aufwiesen. Die fünfte Art konnte nicht bewertet werden (BMU 2018b).

Die über viele Jahre praktizierte Überfischung wird als Ursache für den schlechten Zustand vieler wichtiger Fischbestände in der Ostsee angesehen, da die vom EU-Rat festgelegten Gesamtfangmengen häufig über den vom ICES ausgesprochenen Empfehlungen lagen (z. B. für die Dorsch- und Heringbestände der westlichen Ostsee, wobei die Fangquoten in den letzten Jahren deutlich gesenkt wurden und somit der Fischereidruck stark nachgelassen hat). Einen zunehmenden Einfluss, vor allem auf die Entwicklungstrends von kaltwasserangepassten Arten, entwickelt der Klimawandel aufgrund steigender Temperaturen in Verbindung mit der immer noch hohen Eutrophierung und dem dadurch bedingten Sauerstoffmangel in tieferen Zonen (HELCOM 2018a) (Kap. 6.4.4, 6.4.5).

Säugetiere

Von den drei marinen Säugetierarten, die in den deutschen Meeresgebieten als heimisch angesehen werden (Schweinswal, Kegelrobbe, Seehund), gelten alle als gefährdet. Während sich die Bestände von Kegelrobbe und Seehund in der deutschen Nordsee in den vergangenen Jahrzehnten erholt haben, ist der Bestand der Schweinswale in den letzten 20 Jahren rückläufig. Ähnliche Entwicklungen zeigen sich in der deutschen Ostsee, wenn auch die Datenlage im Vergleich zur Nordsee unvollständig ist. Die Anzahl der Kegelrobben hat in den letzten Jahren zugenommen, und auch Seehunde werden regelmäßig gesichtet. Die Schweinswalpopulationen zeigen über die letzten Jahrzehnte jedoch eher eine abnehmende Tendenz.

Die Bewertung von marinen Säugern findet auf der Basis einer Kombination unterschiedlicher Datenerhebungen statt. Zum einen finden jährliche Zählungen der drei Meeressäugerarten statt, um sowohl die Bestandsentwicklung als auch saisonale Schwankungen bei der Habitatnutzung zu erfassen. Bei Schweinswalen finden diese Zählungen zumeist vom Flugzeug aus statt (Gilles, Scheidat & Siebert 2009; Nachtsheim et al. 2020). Dies gilt auch für die großskaligen europäischen Wal-Surveys (SCANS), in denen Forschende aus verschiedenen europäischen Ländern gemeinsam über mehrere Wochen die aktuellen Walbestände in der Nordsee und den angrenzenden europäischen atlantischen Gewässern erfassen (Hammond et al. 2002; Hammond et al. 2013; Hammond et al. 2021). Für Kegelrobben und Seehunde in der Nordsee und für Kegelrobben in der Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern werden dagegen die Tiere auf den Liegeplätzen bei Niedrigwasser gezählt und, darauf basierend, Bestandsabschätzung ermittelt (Galatius et al. 2020). Weitere wichtige Methoden für die Bewer-

tung der Habitatnutzung sind die Telemetrie (Heylen & Nachtsheim 2018) und stationäre akustische Erfassungsmethoden wie etwa »Porpoise Detection Devices«, PODs, für Schweinswale (Gallus et al. 2012).

Das Totfundmonitoring mariner Säuger, das durch ein effizientes Strandungsnetz unter anderem in Schleswig-Holstein ermöglicht wird, führt tot aufgefundene Meeressäuger einer weiterführenden Untersuchung zu (Siebert et al. 2006). Hierdurch konnten bereits über viele Jahre Daten zur Anzahl verstorbener Meeressäuger, Alters- und Geschlechtsverteilung (Ijsseldijk et al. 2021; Siebert et al. 2001; Siebert et al. 2007) sowie zur genetischen Zusammensetzung (Tiedemann et al. 1996; Wiemann et al. 2010) erhoben werden. Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Beurteilung des Gesundheitszustands, die auf der Basis einer Obduktion auf weiterführenden histologischen, mikrobiologischen, parasitologischen sowie toxikologischen Untersuchungen beruht (Siebert et al. 2007; Siebert et al. 2020). Diese Untersuchungen erlauben es, sowohl das Auftreten von seuchenhaften Geschehen wie beim Seehundsterben durch das Staupevirus schnell zu erkennen (Stokholm et al. 2019) als auch anthropogen verursachte Auswirkungen z. B. durch Umwelt- oder Lärmverschmutzung (Morelli et al. 2021; Schaffeld et al. 2020), Müll (Philipp et al. 2020; Philipp, Unger & Siebert 2022; Unger et al. 2017), Habitatfragmentierung und -verlust (Nachtsheim et al. 2021; Teilmann & Carstensen 2012) und Stress (Gundlach et al. 2018) zu beurteilen. Das Totfundmonitoring sollte, wenn möglich, durch ein Lebendmonitoring z. B. bei den Seehunden im Wattenmeer oder Kegelrobben auf Helgoland ergänzt werden, um Untersuchungen besonders am Immunsystem zu erlauben (Gismondi et al. 2021; Lehnert et al. 2017).

Schweinswale (*Phocoena phocoena*) werden in der Nordsee in der Roten Liste Deutschlands als »gefährdet« eingestuft (Meinig et al. 2020). Die Schweinswale der zentralen Ostseepopulation sowie der Beltseepopulation in der westlichen Ostsee werden hingegen als »vom Aussterben bedroht« klassifiziert (Benke et al. 2014; Meinig et al. 2020). Im nationalen FFH-Bericht von 2019 für die atlantische biogeografische Region (Nordsee) wird der Erhaltungszustand als »ungünstig-unzureichend« angegeben, für die marin-baltische Region (Ostsee) sogar als »ungünstig-schlecht« (BfN 2019). Der Schweinswal ist unter der FFH-Richtlinie sowie einer Reihe weiterer internationaler Abkommen unter Schutz gestellt. Die Anrainerstaaten der Nord- und Ostsee haben sich in den Abkommen zu Forschungsarbeiten und Schutzmaßnahmen zum Erhalt und zur Erholung der Schweinswalbestände verpflichtet. Systematische Flugzählungen

zwischen 2002–2019 in der deutschen AWZ konnten Populationstrends für Schweinswale in der deutschen Nordsee ermitteln (Nachtsheim et al. 2021). Während die Anzahl an Schweinswalen im Nordosten abnahm, nahm sie im Süden zu. Insbesondere das Gebiet »Sylter Außenriff«, welches von zentraler Bedeutung für die Fortpflanzung von Schweinswalen in der deutschen Nordsee ist, verzeichnete stark abnehmende Zahlen. Insgesamt wurde ein negativer Populationstrend für Schweinswale in der deutschen Nordsee verzeichnet. Die Ursachen für diesen Rückgang sind vermutlich multifaktorielle anthropogene Stressoren. Allerdings reicht die Datengrundlage nicht aus, um dies umfassend zu bewerten (Nachtsheim et al. 2021 und darin zitierte Quellen). Die letzte Schätzung des Schweinswalbestands in der deutschen Nordsee aus dem Jahr 2019 ergab eine Abundanz von 27.752 Schweinswalen (95 % Konfidenzintervall: 20.151–39.690) (Nachtsheim et al. 2020). Für die beiden Ostseepopulationen liegen weniger Daten vor, weshalb Trends zur Populationsdynamik viel schwieriger abgeleitet werden können. Die letzte Erfassung der Beltseepopulation aus dem Jahr 2020 lieferte eine Schätzung von 17.301 Individuen (95 %-Konfidenzintervall: 11.695–25.688) (Unger et al. 2020). Eine Trendanalyse aller Erfassungen zwischen 2005 und 2020 ergab eine leichte Abnahme der Population, allerdings mit weiten Fehlerintervallen (Gilles et al. 2022). Neue Erfassungen werden zeigen, ob sich dieser Trend bestätigt.

Seehunde (*Phoca vitulina*) haben sich in der deutschen Nordsee nach Einstellung der Jagd Mitte der 1970er-Jahre und der Einrichtung der Nationalparks gut erholt und haben trotz Seuchenzügen immer wieder Höchststände erreicht (Brasseur et al. 2018). Trilaterale Zählflüge der Wattenmeeranrainerstaaten dokumentieren die Seehundbestände in der Nordsee im gesamten Wattenmeer (Galatius et al. 2022). Im Jahr 2022 wurden in der deutschen Nordsee insgesamt 13.304 adulte Seehunde und 6.016 Jungtiere gezählt. Im gesamten Wattenmeer wurde die Seehundpopulation im Jahr 2022 auf 34.782 Tiere geschätzt (Galatius et al. 2022). Nach Jahren mit steigenden Beständen stagniert der Bestand inzwischen seit 2013 im Wattenmeer, wobei die Ursachen bisher noch ungeklärt sind (Galatius et al. 2022). Bei Seehunden ist ein früheres saisonales Auftreten der Geburten zu beobachten (Osinga et al. 2012; Reijnders, Brasseur & Meesters 2010). In der deutschen Ostsee werden Seehunde ebenfalls in zunehmender Zahl gesichtet, jedoch gibt es nur wenige geeignete Liegeplätze, und bisher konnten keine Fortpflanzungsereignisse registriert werden, weshalb Seehunde in der deutschen Ostsee noch nicht systematisch erfasst werden (Hermann 2012).

Die Tiere werden zur Population in der westlichen Ostsee gezählt (Olsen et al. 2014), welche in den letzten Jahren eine deutliche Zunahme zu verzeichnen hatte (ICES 2022b). Seehunde werden mit dem EU-Code 1365 in der Roten Liste geführt und insgesamt in Deutschland als »Gefährdung unbekanntes Ausmaßes« eingestuft (Meinig et al. 2020). Sie sind unter anderem durch das Trilaterale Wattenmeerabkommen sowie OSPAR, HELCOM, die Bonner Konvention und die Berner Konvention unter Schutz gestellt.

Kegelrobben (*Halichoerus grypus*) waren in der deutschen Nord- und Ostsee lange Zeit aufgrund von Jagd, Schadstoffen und Habitatverlust fast verschwunden. In der deutschen Nordsee hat sich die Kegelrobbe insbesondere auf Helgoland seit den 1990er-Jahren wieder etabliert, und die Bestände haben im gesamten Wattenmeer zugenommen (Brasseur et al. 2015; Czeck & Paul 2008). Seit 2008 dokumentieren koordinierte Flugzählungen die Bestände im Wattenmeer (Schop et al. 2022). Im Jahr 2022 wurden in der deutschen Nordsee 2.296 adulte Kegelrobben gezählt. In der Geburtsaison 2021/22 wurden 1.046 Jungtiere erfasst. Insgesamt wurden im gesamten Wattenmeer im Jahr 2022 8.948 Tiere gezählt (Schop et al. 2022). Auch in der Ostsee erholen sich die Kegelrobben nach den Rückgängen in den 1970er- und 1990er-Jahren langsam wieder und frequentieren die deutsche Ostseeküste wieder stärker (Galatius et al. 2020; Westphal & Liebschner 2021). An der Küste von Mecklenburg-Vorpommern wurden in den letzten Jahren Jungtiere beobachtet, die vermuten lassen, dass Kegelrobben sich in der deutschen Ostsee wieder vermehren (Galatius et al. 2020). Kegelrobben werden in der Ostsee seit 2020 systematisch erfasst, und im Jahr 2022 wurden während des Fellwechsels 161 adulte Kegelrobben gezählt (Westphal et al. 2023).

Alle drei Meeressäugerarten sind potenziell langlebige Topprädatoren aufgrund ihrer Stellung im Nahrungsnetz (Aarts et al. 2019; Blanchet et al. 2019; Hammerschlag et al. 2019; Kiszka, Heithaus & Wirsing 2015; Moore 2008). Prinzipiell gelten sie als opportunistische Prädatoren, die sich hauptsächlich von demersalen und pelagischen Fischen ernähren, seltener jedoch auch Cephalopoden und Crustaceen fressen (Andreasen et al. 2017; Boyi et al. 2022; Damseaux et al. 2021; Leopold et al. 2015). Kegelrobben nehmen eine Sonderstellung ein, da sie sowohl Artgenossen (van Neer et al. 2019) als auch Seehunde (van Neer, Jensen & Siebert 2015) und Schweinswale (van Neer et al. 2020) prädiieren. Während Seehunde eher küstennahe Bereiche nutzen und sich regelmäßig auch in Ästuaren aufhalten, nutzen Kegelrobben große Teile der Nord- und Ostsee und legen

dabei weite Strecken zurück (van Beest et al. 2019; van Neer et al. 2023; Peschko et al. 2020b; Vance et al. 2021). Schweinswale kommen sowohl küstennah als auch offshore vor und zeigen jahreszeitliche Verschiebungen in den Verbreitungsschwerpunkten (Edrén et al. 2010; Gilles et al. 2016).

Der Gesundheitszustand der Meeressäuger ist ein wichtiger Gradmesser für den Zustand der Populationen, der insbesondere bei den Schweinswalen in der Ost- und Nordsee schlecht ist. Hierbei spielen Infektionskrankheiten wie Parasitierung, bakterielle und virale Erkrankungen eine große Rolle. Es hat sich gezeigt, dass sich die Seehundstaupepidemien (PDV) vor allen Dingen in Populationen in belasteten Gewässern ausbreiten und so die Populationen stark dezimieren können. Schweinswale in der Nord- und Ostsee zeigen deutlich höhere Raten an schweren Infektionserkrankungen, verglichen mit Tieren aus der Arktis. Besonders Veränderungen der Lunge und Blutvergiftungen führen zu einer starken Verschlechterung der Verfassung und Mortalität bei den Tieren. Untersuchungen am Immun- und Hormonsystem haben gezeigt, dass die Tiere Veränderungen aufweisen, die sie empfänglicher für Krankheitserreger machen (Beineke et al. 2005; Das et al. 2006). Dies führt dazu, dass sich die Belastbarkeit der Schweinswale reduziert und sie die Stressbelastungen durch die anthropogenen Aktivitäten nicht mehr kompensieren können. Untersuchungen zur Altersverteilung und Fortpflanzung bei Schweinswalen aus der deutschen Nord- und Ostsee haben gezeigt, dass, obwohl Schweinswale 20–25 Jahre alt werden können, die meisten weiblichen Schweinswale vor Eintritt der Geschlechtsreife mit zwei bis fünf Jahren versterben und nur wenige Individuen acht bis zehn Jahre alt werden, was sich von Ergebnissen anderer Regionen unterscheidet. Ab einem Alter von etwa acht Jahren wurde eine reduzierte Reproduktionsaktivität beobachtet, weshalb gerade die hohe Sterberate junger Tiere, die essenziell für den Erhalt der Population sind, Grund zur Besorgnis ist (Kesselring et al. 2017).

Vögel

Die Küsten und Küstengewässer von Nord- und Ostsee spielen für Millionen von Wat- und Wasservögeln, die küstennah oder auf See leben, eine entscheidende Rolle. Die meisten von ihnen sind Zugvögel, die überwiegend aus nördlichen, meist arktischen Regionen in die deutschen Gewässer kommen. Andere Arten verbringen das ganze Jahr in der Region, überwintern dort oder nutzen die Küstenbereiche als wichtige Rast- und Sammelpunkte. So erfüllen sie für verschiedene Vogelarten

unterschiedliche Zwecke. Die Anzahl und Zusammensetzung der anwesenden Vögel und Vogelarten ändert sich infolgedessen stark über den Jahresverlauf.

Das Seevogelmonitoring in der AWZ wird seit 2008 im Auftrag des BfN durchgeführt. Wichtige Rast- und Zugvogelvorkommen von Seevögeln in den küstenfernen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee werden von Flugzeugen und Schiffen entlang von Transekten erfasst. Das aktuelle Programm erfasst insbesondere Seetaucher, Möwen, Alken und Meerestenten. Die so gewonnenen Daten dienen wie auch bei den Meeressäugtieren der Berechnung der Verbreitung, Abundanzen und Trends für die Bewertung des Zustands der Seevögel in der deutschen Nord- und Ostsee. Schiffszählungen in repräsentativen Gebieten sind unter anderem notwendig zur genauen Unterscheidung ähnlicher Arten wie Pracht- und Sterntaucher (zusammen als Seetaucher bezeichnet) und einiger Arten der Meerestenten. Zusätzlich werden Teilgebiete der Nordsee mit Schwerpunkt auf die überwinternden Seevögel jeweils im Winter erfasst. Hinzu kommen schiffsgestützte Teilerfassungen der AWZ vor Helgoland sowie von küstenfernen Gebieten von Schleswig-Holstein und Niedersachsen im Wechsel von Herbst und Sommer (BfN).

Schleswig-Holstein führt darüber hinaus bereits seit 2004 ein eigenes Seevogelmonitoring innerhalb seiner 12-Seemeilen-Zone in der Nordsee durch (Markones & Garthe 2011). Auftraggeber ist die Nationalparkverwaltung im Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein (LKN.SH). Für das niedersächsische Küstenmeer erfolgte im Rahmen eines Forschungsvorhabens im Auftrag der Nationalparkverwaltung eine zusammenfassende Auswertung der vorhandenen Daten bis 2015 (Guse et al. 2018).

Im Bereich der Nationalparks der Nordsee wird das Monitoring von Rastvögeln als Teil des TMAP durchgeführt. Das »Joint Monitoring of Migratory Birds«-Programm läuft seit 1992 und besteht aus jährlich zwei bis drei international koordinierten Gesamtzählungen, monatlichen Zählungen oder Zählungen zu jeder Springtide in 688 festgelegten Monitoringgebieten. Zusätzlich werden für ausgewählte Vogelarten Gesamtzählungen durchgeführt. Die trilateral koordinierten jährlichen Zählungen im Januar werden schon seit 1980 durchgeführt und tragen zur Abschätzung der Populationsgrößen auf dem gesamten Zugweg bei.

Seit 1991 läuft auch das »Joint Monitoring for Breeding Birds« als Teil der Trilateralen Zusammenarbeit im Wattenmeer und konzentriert sich auf 35 Vogelarten, die als charakteristisch für das Wattenmeer angesehen werden. Häufigere Brutvögel (acht Arten) werden

in jährlichen Surveys auf ausgewählten Probenahmeflächen gezählt. Für seltenere und koloniebildende Brutvögel (27 Arten) werden jährlich Gesamtzählungen durchgeführt. Alle fünf Jahre finden zusätzlich Gesamtzählungen aller Arten statt.

Für die **Nordsee** standen mit minimal 1.198 Beobachtungsjahren von 54 Stationen genügend Daten für den Weighted Vote Count zur Verfügung. Im Gegensatz zu allen anderen bisher besprochenen Organismengruppen zeigen viele Standorte eine positive Tendenz in den Gesamtabundanzen (62,3 % plus 2,5 % negativ zu positiv), ENS (39,5 % plus 12,3 %) und Artenzahl (64,8 % plus 3,3 %). Da weniger als 17 % der Trends neutral waren, ergeben sich dennoch 22,2 % negative Trends für Abundanz (9,9 % plus 12,3 %), 32,3 % für ENS (24,0 plus 7,8 %) und 21,7 % für Artenzahl (alle zunächst positiv, dann abnehmend). Die Änderungen der Gemeinschaftsparameter unterliegen bei dieser Organismengruppe sehr unterschiedlichen Populationstrends einzelner Arten (siehe unten), die sich in den verschiedenen Beobachtungsgebieten je nach Vorkommen dieser einzelnen Arten in unterschiedlichen Trends der Artenzahl und ENS niederschlagen. Die hohe Dominanz signifikanter Trends ist ein Zeichen dieser dynamischen Veränderungen.

Das Wattenmeer gilt als wichtigstes Sammlungs-, Mauser- und Rastgebiet entlang der Ostatlantischen Vogelzugroute (East Atlantic Flyway). Zusätzlich überwintern einige Vogelarten im Wattenmeer, und einige Arten sind das ganze Jahr über in der Region anzutreffen. Bei einigen Vogelarten nutzen mehr als 50 % der Gesamtpopulationen entlang des East Atlantic Flyways das Wattenmeer als Zwischenstopp. Weitere 14 Arten sind mit Anteilen von 10 % bis 50 % ihrer Gesamtpopulationen dort vertreten (Kleefstra et al. 2022c).

Von den 34 regelmäßig im Monitoring des Wattenmeers erfassten Zugvogelarten verzeichneten im Zeitraum 1987–2020 sieben Vogelarten einen leichten bis starken Anstieg der Wattenmeerbestände, 14 Arten blieben konstant, und 13 Arten zeigten meist mäßige Rückgänge in ihren Populationsgrößen. Insbesondere Vogelarten, die auf Muschelnahrung angewiesen sind, zeigten die stärksten Abnahmen, die sich kontinuierlich über den gesamten Betrachtungszeitraum erstreckten (van Roomen et al. 2012). Hierzu zählen Austernfischer (*Haematopus ostralegus*), Knutt (*Calidris canutus*), Eiderente (*Somateria mollissima*) und Heringsmöwe (*Larus fuscus*). Arten, die große Populationszunahmen im Wattenmeer aufwiesen, konnten ihre Zahlen entlang des gesamten Flyways vergrößern. Insgesamt sind die Bestandsentwicklungen im Wattenmeer ähnlich denen auf dem gesamten Zugweg. Bei einigen Arten konnten im

Wattenmeer positivere Bestandsentwicklungen festgestellt werden als auf dem restlichen Zugweg. Dies gilt vor allem für Arten, die in der sibirischen Arktis brüten und deren Bestände entlang des Zugwegs eine starke Abnahme verzeichneten (Schekkerman et al. 2022). Lediglich beim Säbelschnäbler und beim Großen Brachvogel wurde eine starke Abnahme bei den im Wattenmeer gezählten Beständen im Gegensatz zu den Beständen entlang ihrer Zugwege verzeichnet. Die Gründe hierfür sind jedoch nicht bekannt (Kleefstra et al. 2022a).

Bei den kurzfristigen Trends von 2010/11 bis 2019/20 lag die Zahl der Arten mit zunehmenden Beständen bei zehn und damit etwas höher als bei den langfristigen Trends, während bei 14 weiteren Arten die Abundanzen stabil blieben. Für sieben Arten wurden über diesen Zeitraum zurückgehende Zahlen verzeichnet, und drei Arten wiesen stark schwankende Bestandsgrößen auf. Zugenommen haben im Einzelnen Löffler (*Platalea leucorodia*), siehe auch (Bauchau, Horn & Overdijk 1998), Weißwangengans (*Branta leucopsis*), Spießente (*Anas acuta*), Löffelente (*Spatula clypeata*), Sandregenpfeifer (*Charadrius hiaticula*) und Sanderling (*Calidris alba*). Bei den Arten Brandgans (*Tadorna tadorna*), Stockente (*Anas platyrhynchos*), Austernfischer (*Haematopus ostralegus*), Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*), Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*) und Rotschenkel (*Tringa totanus*) waren sowohl die lang- als auch die kurzfristigen Trends rückläufig. In einigen Fällen gingen diese Rückgänge mit einer erheblichen Verringerung der Höchstzahlen einher, z. B. 43 % Bestandsverluste im Vergleich zu den Zahlen der 1990er-Jahre beim Austernfischer (siehe auch Hulscher & Verhulst 2003). Insgesamt hat sich die Anzahl der Arten mit negativen Bestandsentwicklungen bei den kurzfristigen Trends im Vergleich zu den langfristigen Trends verringert (Kleefstra et al. 2022b).

Im mittleren Bereich des Wattenmeers (Niedersachsen und Schleswig-Holstein) waren bei mehr Arten Bestandsabnahmen zu beobachten als in den äußeren Bereichen (Niederlande und Dänemark) (van Roomen et al. 2012). Es konnten Korrelationen zwischen Tidenhub, der sich zwischen den mittleren und äußeren Gebieten des Wattenmeers unterscheidet, und Zu- oder Abnahme der anwesenden Vogelarten nachgewiesen werden (Laursen et al. 2010). Klimawandelbedingte Änderungen könnten deshalb in Zukunft für weitere Veränderungen in Populationsgrößen sorgen (Laursen et al. 2023).

Helgoland hat ebenfalls eine besondere Bedeutung für Zug- und Brutvögel (OAG Helgoland – Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Helgoland e. V. 2011). Dort konnte durch Fänge und Beringung bei 49 von 66 Ar-

ten ein Rückgang der Bestandszahlen von durchziehenden Singvogelarten (bei sieben Arten mit Anstiegen) von 1960 und 2004 nachgewiesen werden, wobei über alle Arten ein Verlust von 42 % sichtbar wurde (Hüppop & Hüppop 2007). Für Seevogelarten hat Helgoland u. a. eine große Bedeutung, da einige Arten wie z. B. Basstölpel (*Morus bassanus*), Trottellummen (*Uria aalge*) und Tordalks (*Alca torda*) ihre einzigen Brutkolonien innerhalb Deutschlands dort angesiedelt haben. Die zeitlichen Populationstrends unterscheiden sich zwischen den einzelnen Arten, sodass kein einheitlicher Trend bestimmt werden kann.

Für einige Vogelarten zählt das Wattenmeer zu den wichtigsten Brutgebieten Europas. Viele dieser Arten stehen auf der Roten Liste. Über alle Habitattypen hinweg weisen die Populationsgrößen von 60 % aller Brutvogelarten einen moderaten bis starken Rückgang auf. Am stärksten betroffen sind Vogelarten im Grünland und in Salzwiesen. Die Hauptnahrungsquelle scheint hierbei ebenso eine Rolle zu spielen, da die meisten Rückgänge bei Vögeln, die sich von Invertebraten ernähren, zu verzeichnen sind.

In einer älteren Studie untersuchten (Becker & Erdelen 1987) die Trends von 27 Brutvogelarten an und in der Deutschen Bucht; sie fanden bei 16 Arten steigende Trends von den 1950er-Jahren bis Ende der 1970er-Jahre, bei sechs Arten aber negative Trends (Flusseeeschwalbe [*Sterna hirundo*], siehe auch Stienen et al. 2009, Küstenseeschwalbe [*Sterna paradisaea*], Zwergesschwalbe [*Sternula albifrons*], Seeregenpfeifer [*Charadrius alexandrinus*], Kiebitz [*Vanellus vanellus*], Alpenstrandläufer [*Calidris alpina*]). Andere Arten wie die Brandseeschwalbe (*Thalasseus sandvicensis*) zeigten zu Beginn der 2000er-Jahre deutliche Abnahmen, nachdem sich die Population seit den 1970er-Jahren zunächst von Tiefständen in den 1950er-Jahren erhöht hatte (Garthe & Flore 2007). Seit Beginn neuerer Zählungen im Jahr 1991 weisen 18 von 32 Arten (56 %) stark rückläufige Bestandstrends auf. Im Vergleich unter den Wattenmeerlandern weisen Arten in Niedersachsen/Hamburg langfristig (seit 1991) eher abnehmende Trends auf (14 von 24 Arten). Gleiches gilt für die Niederlande (16 von 28). In Dänemark und Schleswig-Holstein befinden sich dagegen mehr Arten, die im Zeitraum 1991–2017 einen stabilen Trend aufwiesen. Dieses Muster wurde bereits in früheren Berichten beschrieben und unterstützt die Vermutung, dass Brutvögel im westlichen Wattenmeer schwierigeren Bedingungen ausgesetzt sind als in den nördlichen Bereichen (Koffijberg et al. 2020). Zusätzlich muss man zwischen den Entwicklungen am Festland und auf den Inseln und Halligen unterscheiden. Seit der

Jahrtausendwende wurden viele Brutstandorte von Koloniebrütern an der Festlandküste aufgegeben, was auf einen starken Prädationsdruck durch Säuger (Füchse, Marder usw.) zurückgeführt wird (Cervencl et al. 2011). Dadurch nimmt die Bedeutung der Inseln und Halligen (ohne Verbindung zum Festland) als Brutstandort zu.

Die Ostsee stellt für ca. 80 Wasservogel einen wichtigen Lebensraum für Überwinterung, Brut, Rast, Mauser oder Nahrungsaufnahme dar (HELCOM 2018b). 38 See- und Wasservogelarten halten sich regelmäßig in den Küsten- und Offshore-Gebieten der deutschen Ostsee auf. Um das Jahr 2000 herum wurden im Rahmen verschiedener Forschungsvorhaben umfangreiche Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Verbreitung von Seevögeln in der deutschen Ostsee durchgeführt. Die meisten dieser Vorhaben standen im Zusammenhang mit dem geplanten Bau von Windkraftanlagen im Offshore-Bereich sowie der gemäß EU-Vogelschutzrichtlinie vorgeschriebenen Ausweisung von Vogelschutzgebieten (Sonntag, Mendel & Garthe 2006). Im Gegensatz zur Datenlage in der Nordsee standen aber keine Rohdaten zur Verfügung, sodass ein entsprechender Weighted Vote Count der Gemeinschaftsparameter nicht durchführbar war. Nur für die Gesamtabundanz ergab sich eine stark zu negativen Tendenzen verschobene Analyse, basierend allerdings nur auf 72 Beobachtungsjahren.

Die Meereseenten sind die häufigste und wohl auch charakteristischste Artengruppe in der Ostsee. Die vier in den deutschen Gewässern regelmäßig in hoher Anzahl vorkommenden Arten Eider- (*Somateria mollissima*), Eis- (*Clangula hyemalis*), Trauer- (*Melanitta nigra*) und Samtente (*Melanitta fusca*) zeigen dabei in ihrer räumlichen und zeitlichen Verbreitung deutliche Unterschiede, bevorzugen aber alle die küstennahen Flachwassergebiete sowie die Flachgründe im Offshore-Bereich. In Gebieten mit größeren Wassertiefen kommen Meereseenten gar nicht oder nur in geringen Anzahlen vor (Sonntag, Mendel & Garthe 2006). Die Eiderente zeigten bis Mitte der 1990er-Jahre einen stark ansteigenden Populationstrend, der sich aber seitdem in einen Abschwung umgedreht hat (Laursen & Møller 2014), in Dänemark mit Reduktionen um 36 % (Desholm et al. 2002). Bei der Eisente sehen die Reduktionen sogar noch drastischer aus. Zwischen 1992 und 2010 nahmen diese um > 80 % ab (Bellebaum et al. 2014).

Bisher gibt es allerdings keine verlässliche Datengrundlage für eine Bewertung von Seevögeln auf See. Das heißt auch, dass wichtige Vogelarten, die den Winter meist auf See verbringen, im HELCOM Assessment nicht erfasst sind, da hier die Datengrundlage fehlt. Die HELCOM Bewertung beruht auf landbasierten Surveys

(HELCOM 2018a). HELCOM verwendet zwei Indikatoren: Abundanz von Seevögeln in der Brutsaison und in der Wintersaison. Als Referenz dienen die mittleren Bestände über den Zeitraum 1991–2000. Ein guter Status wird erreicht, wenn bei mindestens 75 % der Vögel nur maximal 30 % negativ von den damaligen Werten abweichen. Die Indikatoren werden jeweils für den gesamten Ostseeraum und für sieben einzelne Untersuchungsgebiete berechnet.

Die Abundanz brütender Küstenvögel konnte bei zwölf von 22 Arten mit gut bewertet werden. Bei den Rastvögeln an der Küste konnte für 16 von 18 eine gute Bewertung vergeben werden. Von den 16 im Offshore-Bereich rastenden Vogelarten, die untersucht wurden, ergab sich für zwölf Arten gemäß dem oben beschriebenen Indikatorwert ein guter Zustand. Die Integration der drei Teilkriterien (Abundanz Brutvögel, Abundanz Rastvögel Küste, Abundanz Rastvögel Offshore-Bereiche) wurden insgesamt 28 der 43 untersuchten Vogelarten mit einem guten Zustand bezüglich ihrer Abundanzen bewertet. Die Bewertung fiel zwischen den funktionellen Gruppen allerdings unterschiedlich aus. Die Artengruppen, die sich nach Fischen tauchend ernähren oder im Küstenbereich Pflanzen fressen, wiesen anteilig mehr Arten mit als gut bewerteten Abundanzen auf, wohingegen bei den Watvögeln, Benthos- und Oberflächenfressern deutlich geringere Anteile den Abundanzschwellenwert erreichten.

Artengemeinschaften auf Salzwiesen und Dünen

In Hinblick auf ihre Artenvielfalt sind die Salzmarschen mit 3.080 nachgewiesenen Pflanzenarten (Heydemann 1984) zwar nicht als die artenreichste Lebensgemeinschaft bekannt, jedoch beherbergen sie zahlreiche spezialisierte Arten, die hauptsächlich in diesem Lebensraum auftreten. So sind von den 1.060 nachgewiesenen Pflanzenarten der Salzmarschen Europas ~200 Endemiten zu verzeichnen (van der Maarel & van der Maarel-Versluys 1996).

Von der See zum Land besteht die **Strand- und Dünenserie der Nordseeküste** aus dem der Brandung ausgesetzten vegetationslosen Strand, auf dem hinter der mittleren Tidenhochwasserlinie gelegentlich ephemere Spülsäume zu finden sind, aus denen kurzlebige Arten aufwachsen können (z. B. *Cakile maritima*, *Atriplex prostrata* und *littoralis*, *Tripleurospermum maritimum*). In Lagen, in denen häufig organisches Material zusammengetrieben wird, können sich auch mehrjährige Arten entwickeln. Darunter sind einige Arten der Roten Listen Deutschland (RL-Arten) (Nordsee: *Crambe maritima*, *Eryngium maritimum*, *Glaucium flavum*; Ostsee:

Atriplex calotheca, *Atriplex glabriuscula*, *Polygonum oxyspermum*), die sehr selten sind und/oder durch Tourismus stark zurückgehen.

Oberhalb MTHW im Supralitoral siedelt sich der mehrjährige klonale Rohbodenpionier *Elymus farctus* an. Im Lee seiner Sprosse lagert der Wind kleine Parabeldünen ab, die von den Rhizomen durchwachsen werden, was zu neuen Ablagerungen und damit zu Primärdünen führt. Sobald eine Höhe von etwa einem Meter überschritten wird, tritt der hochwüchsige Strandhafer (*Ammophila arenaria*, *Calammophila baltica*) hinzu, der den Wind stärker bremst und damit zu höherer aeolischer Sedimentation führt. Durch dauernden Nachschub entstehen hohe Weißdünen, die von den Rhizomen des Strandhafers stockwerkartig durchwachsen werden. Auf Weißdünen können einige seltene RL-Arten vorkommen (Nordsee: *Calystegia soldanella*; Ostsee: *Anthyllis vulneraria subsp. maritima*, *Crambe maritima*, *Lathyrus japonicus*, *Petasites spurius*).

Stürme können den Sand wieder ausblasen und umlagern, sodass hier vor allem Rhizompflanzen überdauern. Akkumulations- und Ausblasungsbereiche verändern sich räumlich von Jahr zu Jahr, was im Bereich von Siedlungen unerwünscht ist, da die Dünen hier eine Sturmflutschutzfunktion haben. Deshalb werden die Dünen hier häufig mit Strandhaferpflanzungen festgelegt. Diese Bereiche sind artenärmer als die natürlichen Dünen. Durch Festlegung fehlt zudem der mobile aeolische Sandnachschub für die weitere dynamische Entwicklung der natürlichen Dünen außerhalb der Siedlungszonen (de Groot et al. 2017).

Die **Weißdünen** werden von hochwüchsigen Arten locker besiedelt, die von kalkreichen Einträgen aus der See profitieren. In Lee der Weißdünen befinden sich die **Graudünen**, die nur noch sehr wenig Kalkeintrag erhalten, sodass Regen Nährstoffe und Kalk schnell aus dem Sand auswäscht. Dadurch findet eine Umkehrung der Produktivität statt, sodass insbesondere auf südexponierten Graudünen vor allem niedrigwüchsige Pionierarten vorkommen. Dreißig bis 50 % der auf Graudünen vorkommenden Küstenarten sind gefährdet, darunter *Festuca polesica* (Ostsee), *Phleum arenarium* und *Koeleria arenaria*. Biologische Bodenkrusten inkl. Flechten und Moose beeinflussen maßgeblich die Bodenstabilisierung und -bildung. Sofern die Produktivität nicht durch Trockenheit aufgrund einer Südexposition gehemmt wird, können ältere, festgelegte Dünen Rohhumus akkumulieren sowie Entkalkung, Verbraunung und Auswaschung von Huminsäuren stattfinden. In der Folge wandeln sich die Graudünen zu **Braundünen** um, wobei der Übergang fließend ist. Graudünen und

Braundünen können von Zwergsträuchern (*Empetrum nigrum*, *Calluna vulgaris*; »Dünenheiden«) dominiert werden. Mit Aufgabe der Beweidung der Dünengrasländer vor Jahrzehnten wandelten sich die Grau- und Braundünen langsam zu Dünenwäldern, wobei Rosen, Kiefern, Zitterpappeln, Stieleichen, Spätblühende Traubenkirschen und Birken in zunächst kleinen, dann sich immer mehr vergrößernden Clustern die Hauptrolle spielten. Dieser Prozess ist insbesondere auf den Barriereinseln zu beobachten und kann die offenen Dünenheiden und -grasländer mit ihren seltenen Arten gefährden. An der Ostsee ist die Sukzession zu Dünenwäldern auf alten, inaktiven Strandhaken und Nehrungen fortgeschritten, sodass alte Baumbestände vorhanden sind. Allein für die Ostfriesischen Inseln sind innerhalb der Dünenlebensräume 3.248 Tierarten nachgewiesen, von denen jede zehnte als deutschlandweit gefährdet angesehen wird (Niedringhaus, Haeseler & Janiesch 2008).

In großen Dünenlandschaften können kleinflächig feuchte **Dünentälchen** auftreten, die der Wind bis auf den Grundwasserhorizont ausgeblasen hat. Dies sind artenreiche Standorte mit sehr hohem Bestand an seltenen und gefährdeten Arten, da vergleichbar oligotrophe Feuchtlebensräume auf dem Festland kaum noch zur Verfügung stehen (z. B. *Anagallis minima*, *Apium inundatum*, *Baldellia ranunculoides*, *Carex viridula*, *Cicendia filiformis*, *Juncus pygmaeus*, *Littorella uniflora*, *Lythrum portula*, *Radiola linoides*). Die Dünentälchen bilden Biotopkomplexe, die von Pionierfluren über Niedermoore bis zu Gehölzen reichen. Der Bestand an Dünentälchen ist sehr klein und fragmentiert. Langfristig ist eine Gefährdung durch höhere Verdunstung infolge des Klimawandels zu erwarten.

In Abhängigkeit von Sedimenttyp, Überflutungshäufigkeit, Grundwasserstand, Salzgehalt und Nährstoffverfügbarkeit gliedern sich natürliche, unbewirtschaftete **Salzwiesen der Inseln** in mehrere Gemeinschaften, von denen sechs größere Bedeutung haben. Nahe der mittleren Nipptiden-Hochwasserlinie liegt die Grenze zwischen Wattflächen, die mit mikrophytobenthischen Biofilmen besiedelt sind, und der Pionierzone (Balke et al. 2016), welche zugleich die Grenze zwischen marinen und terrestrischen Lebensräumen und die administrative Grenze für kommunalisiertes Land darstellt. Pionierzonen bestehen aus den Arten *Spartina anglica*, *Salicornia* spp., *Suaeda maritima*, zu denen sich auch *Limonium vulgare* gesellen kann. Sie werden bei normaler Tide zweimal am Tag ca. 30 bis 40 cm hoch überflutet und bedecken 7.800 ha des gesamten Wattenmeers, davon ca. 4.800 ha auf deutschem Gebiet (Baptist et al. 2019). In den halophilen Pionierfluren der Ostsee finden

sich besonders seltene Arten (*Bupleurum tenuissimum*, *Eleocharis parvula*, *Parapholis strigosa*, *Sagina nodosa*).

Bei abnehmender Überflutungshäufigkeit und -höhe, niedrigerem Salzgehalt und tieferem Grundwasserstand folgen die untere Salzwiese und die Gemeinschaften der oberen Salzwiese. Dazu gehören ein schmaler *Festuca-rubra-Artimisia-maritima*-Gürtel, die Dünenqueckenzone und schließlich eine nur sehr selten überflutete versandete Salzwiese, die den Übergang zum angrenzenden Dünengürtel darstellt. In Exfiltrationszonen von Grundwasser aus dem Süßwasserreservoir des Dünengürtels finden sich brackische Schilfrieder. Auf sehr sandigen Standorten mit hohem, salzigem Grundwasserstand können »Grüne Strände« auftreten, bei denen Arten der unteren Salzwiese in geringer Produktivität vorherrschen. Grüne Strände und untere Salzwiesen sind die Gemeinschaften mit der höchsten Artenvielfalt in natürlichen Salzwiesen mit einigen seltenen RL-Arten (z. B. *Spirobassia hirsuta*, *Parapholis strigosa*). Die Entwässerung der natürlichen, ungenutzten Salzwiesen geschieht über Priele, die umso stärker mäandrieren, je jünger und sandiger die Salzwiesenplattform ist.

In Siedlungsnähe können die Gemeinschaften der oberen Salzwiesen beweidet werden. Durch Tritt und Begrasung wird die Dominanz der Dünenquecke (*Elytrigia atherica*) gebrochen. An der südlichen Ostsee sind meso- und oligohaline Salzweiden an ubiquitären Halophyten der Nordsee verarmt, dafür können seltene RL-Arten wie *Atriplex pedunculata*, *Bupleurum tenuissimum*, *Cochlearia anglica* und *Tetragonolobus maritimus* auftreten. Lässt die Beweidung nach, wird auf den Salzwiesen der Nordsee die Dünenquecke wieder dominant, da unter anderem das hohe C:N-Verhältnis in Blättern und Stängeln zu schwer zersetzbaren Streuauflagen führt, welche Keimlinge anderer Arten verschatten können (Minden & Kleyer 2015). An der südlichen Ostsee führt die Sukzession nach Aufgabe der Beweidung zu dichten brackischen Röhrichten, die von *Phragmites communis* und/oder *Bolboschoenus maritimus* dominiert werden.

An der Festlandküste der Nordsee findet sich im Prinzip die gleiche Zonierung der Salzwiesen wie an den Barriereinseln. In den Übergangsbereichen zwischen Ästuaren und Nordsee nehmen artenarme, brackische Schilf- und Strandsimsenrieder sehr hoher Produktivität ausgedehnte Flächen ein. Festlandsalzwiesen finden sich häufiger auf tonigen Böden und sind wegen der dort höheren Nährstoffverfügbarkeit wesentlich produktiver und hochwüchsiger als Salzwiesen auf den Sandböden der Inseln. Salzwiesen des Festlandes sind durch Landgewinnungsmaßnahmen und Küsten-

schutzmaßnahmen vielfach umgestaltet worden. Auf einem großen Teil der Küste sind Salzwiesen und Wattböden mit heute bis zu 100 m breiten Seedeichen überbaut worden, sodass die Deiche direkt an den offenen Wattboden angrenzen (»Schardeich«). Bei Sturmfluten können Salzwiesen die Wellenenergie und -höhe dämpfen. Fehlen die Salzwiesen als natürliche Pufferflächen, müssen Schardeiche ca. einen Meter höher sein als Deiche mit bestehendem Salzwiesenvorland. Um die Schutzwirkung der Salzwiesen vor Schardeichen wiederherzustellen, wurden Lahnungen angelegt, mit denen die Sedimentakkumulation angeregt wurde. Zwischen den Lahnungsfeldern wurden tiefe, lineare, senkrecht zur Küstenlinie verlaufende Gräben, d. h. Entwässerungsgräben angelegt, mit denen ablaufendes Hochwasser abgeführt wurde. In den vom Seegang beruhigten Lahnungsfeldern setzten sich tonig-schluffige Sedimente ab, auf denen Salzwiesen entstehen, die bis zur Gründung der Wattenmeer-Nationalparks intensiv beweidet wurden. In Schleswig-Holstein wird ein Streifen vor dem Deich auch heute noch intensiv beweidet, um den Deichschutz sicherzustellen, während dies in Niedersachsen nicht geschieht. Intensive Schafbeweidung führt auf Standorten der unteren Salzwiese zur Förderung niedriger, dichter, artenarmer Bestände des Andelgrases. Setzt die Beweidung aus, wandeln sich die Andelgrasbestände je nach Nährstoffgehalt und Bodenart zu Keilmeldenbeständen, in denen Andelgras aber mit geringer Deckung weiterhin vorkommt (Kiehl et al. 1996). Auf den älteren, höher gelegenen oberen Salzwiesen haben sich nach Beendigung der Beweidung die relativ artenreichen *Juncus-geradi-Festuca-rubra*-Salzweiden nach zehn bis zwanzig Jahren Sukzession in sehr artenarme Dünenqueckenbestände verwandelt. In den anthropogenen Vorlandsalzwiesen, die an der Festlandküste von Schleswig-Holstein etwa 90 % und in Niedersachsen und Hamburg etwa 75 % der gesamten Salzwiesenfläche ausgemacht haben, bleiben die Gräben auch bei Aufgabe der Beweidung noch lange erhalten, können jedoch über die Zeit durch Aufschlickung ihre Entwässerungsfunktion langsam verändern oder verlieren (Esselink et al. 2017). Dann entwickelt sich ein natürliches Prielsystem, obwohl die Gräben sichtbar bleiben. Die Ersetzung der linearen Gräben durch mäandrierende Priele könnte die Lebensraumvielfalt ehemals bewirtschafteter Salzwiesen langfristig erhöhen.

Die aus Landgewinnungsmaßnahmen entstandenen »Vorlandsalzwiesen« machen ca. die Hälfte aller Salzwiesen des Wattenmeers aus (Esselink et al. 2017). Insgesamt nehmen im Wattenmeer die unteren und oberen Salzwiesen zusammen mit den brakischen Marschen ca.

31.350 ha ein, davon in deutschen tidalen Einzugsgebieten 18.425 ha (Baptist et al. 2019), was verglichen mit Wäldern oder Grasländern eine kleine Fläche ist. Die Fläche der Vorland- und Inselfalzwiesen hat seit 1995 im Wattenmeer zugenommen, lediglich auf niedersächsischem Gebiet gab es eine Abnahme der Vorlandsalzwiesen (Esselink et al. 2017). Eine Auswertung der letzten Biotopkartierung steht allerdings noch aus.

Die Salzwiesen und Dünenlandschaften der Küste stellen des Weiteren einen wichtigen Lebensraum für teils hoch spezialisierte **Wirbellose** dar. Für den terrestrischen Bereich vor der niedersächsischen Küste (insbesondere Salzwiesen und Dünen auf den vorgelagerten Inseln) sind rund 7.500 Arthropoden bekannt, davon etwa 90 % Insekten. Neben den gut untersuchten Gruppen gibt es zahlreiche mit hohen Erfassungsdefiziten. Die tatsächliche Population liegt wahrscheinlich bei weit über 10.000 Arten. Der (erfasste!) Anteil an der deutschen Arthropodenfauna entspricht etwa 20 %. Die jeweiligen Nachweisraten variieren stark: von 70 % (Wasserwanzen) bis 15 % (Fliegen). Von den sieben großen Ostfriesischen Inseln ist Borkum mit fast 5.000 Arten die am besten untersuchte, während die anderen mit rund 2.700 (Norderney) bis rund 1.200 Arten (Baltrum) deutlich geringere Erfassungsquoten aufweisen. Die jungen Inseln Memmert und Mellum sind mit 2.460 bzw. 2.267 Arten besonders gut untersucht. Deutliche Verbreitungsschwerpunkte gibt es in den älteren Dünengebieten, wo mehr als zwei Drittel aller Arten vorkommen. Etwa 10 % aller Arten sind auf stark vom Menschen beeinflusste Gebiete beschränkt und gehören daher in der Regel nicht zum ursprünglichen Bestand der Insel. Fast 15 % der Arten auf der Insel sind bundes- oder landesweit vom Aussterben bedroht. Außerdem gibt es rund 270 küstenspezifische Arten. Spezielle Studien zur Populationsentwicklung fehlen fast vollständig. Lediglich die kleine Insel Mellum wurde zweimal im Abstand von 35 Jahren beprobt (Breitfeld 2023; Helms 2023; Untiedt 2022; Stock 2020 und weitere unveröffentlichte Analysen). In den Jahren 1984/85 und 2019/20 wurden insgesamt elf Gruppen erfasst (Spinnen, Schmetterlinge, Wanzen, Zikaden, verschiedene Käfergruppen, verschiedene Hautflüglergruppen und Fliegen). Es wurde eine starke Artendynamik festgestellt: Die Fluktuationsraten lagen in der Regel bei über 40 %. Insgesamt haben die Zahlen jedoch fast immer zugenommen: bei den bodenbewohnenden Arten um 25 %, bei den in der krautigen Grasschicht lebenden Arten um 32 %, und nur bei den Fluginsekten gab es einen leichten Rückgang um 7 %. Die Individuenzahlen schwankten erwartungsgemäß: Bei den bodenbewohnenden und krautig-grasigen Gruppen

gab es einen Rückgang um etwa 50 %, bei den Fluginsekten dagegen eine Zunahme um über 400 %. Die vorliegenden Einzelergebnisse (mit nur zwei Datensätzen!) dürfen nicht überinterpretiert werden: Größere Schwankungen in der Arten- und Individuenzahl sind üblich und vor allem auf witterungsbedingte Ursachen zurückzuführen. Der niedersächsische Landküstenbereich mit den Ostfriesischen Inseln ist als Nationalpark nach wie vor ein Gebiet mit einer sehr hohen biologischen Vielfalt und auch einer gewissen Resilienz im Hinblick auf die Ansiedlungs- und Anpassungsfähigkeit der Arten. Dennoch gibt es auch deutliche negative Tendenzen (Verschlickung von Gewässern, Landschaftsveränderungen durch Neophyten), die es zu beobachten bzw. denen es durch Maßnahmen entgegenzuwirken gilt. Vor allem die Auswirkungen auf schützenswerte Küstenarten müssen beobachtet und berücksichtigt werden. Durch die Arbeiten zur Fauna der Ostfriesischen Inseln (Niedringhaus, Haeseler & Janiesch 2008) stehen für einige Gruppen faunistische Informationen zur Verfügung, die innerhalb des *Faktencheck Artenvielfalt* analysiert wurden. Allerdings umfassten die meisten Zeitreihen auf den Inseln nur drei bis fünf Jahre, sodass viele Trends neutral blieben (82–94 %). Die verbliebenen Trends waren jeweils etwa gleich auf positive und negative Trends aufgeteilt.

Beprobungen der Salzwiesen auf Spiekeroog zeigen auch eine reichhaltige Bodenfauna, deren Individuendichten aber um etwa eine Größenordnung kleiner liegen als in den Böden gemäßigter Breiten oder borealer Wälder (Winter et al. 2018). Dennoch wurden 86 Arten gefunden mit einer Dominanz von Collembola, Oribatida und Mestigmata (Haynert et al. 2017). Mit einer Abnahme der Dichte und Diversität der Bodenfauna von der oberen Salzwiese zur Pionierzone ist dabei auch eine Verringerung der Komplexität des Nahrungsnetzes verbunden.

Auch in den Süßgewässern der Inseln finden sich wirbellose Gemeinschaften, für die ebenfalls nur wenige Daten vorliegen. Allerdings hat Hollwedel (2002) für zehn der Nordseeinseln die Cladoceren der limnischen bis brackigen Gewässer untersucht und findet für den Zeitraum 1969–2002 eine Abnahme der Diversität und hohes Gefährdungspotenzial für spezialisierte Arten.

6.2.3 Anzahl/ Änderung nicht einheimischer Arten im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Mit der Globalisierung der Märkte erfolgt ein intensiver Warenaustausch über die interkontinentalen Schifffahrtswege. Dabei werden Meeresorganismen im Ballastwasser der Schiffe oder angeheftet an den Rumpfen

in Regionen verschleppt, in denen sie vorher kein natürliches Vorkommen hatten. Hinzu kommt die Intensivierung der Aquakultur, bei der Zielorganismen bewusst in Meeressysteme eingebracht und kultiviert werden. Diese menschlich verursachte Überwindung von Ausbreitungsbarrieren für Arten hat dazu geführt, dass viele marine Ökosysteme heute einen hohen Anteil an eingeschleppten Arten aufweisen und sich weiterhin viele neue Arten in heimischen Gebieten etablieren (Galil et al. 2014). Hier verändern sie die Diversität der bestehenden Lebensgemeinschaften, strukturieren Interaktionen und Wirkgefüge zwischen den Organismen um und formen neue trophische Beziehungsnetze.

In einer ersten umfassenden Analyse listen Lackschewitz et al. (2015) eine Gesamtzahl von 108 nicht einheimischen und kryptogenen (= unsichere Herkunft) Arten in deutschen Küstengewässern auf (Stand 2014). Diese auf einer Literaturrecherche und der Einbeziehung wissenschaftlicher Untersuchungen basierende Zahl ist seitdem weiterhin angestiegen, da jährlich etwa ein bis zwei neue Arten an den deutschen Küsten entdeckt werden, die sich erfolgreich etabliert haben (Buschbaum & Lackschewitz 2018). So ergab eine erneute Recherche bis zum Jahr 2022 eine Gesamtzahl von 159 nicht einheimischen Arten in deutschen Küstengewässern, von denen 122 sicher als eingeschleppt und etabliert gelten (Lackschewitz et al. 2022). Seit dem Jahr 2009 wird an der deutschen Nord- und Ostseeküste ein jährliches Erfassungsprogramm für Neobiota an ausgewählten Standorten durchgeführt, an denen die Neuetablierung von Arten sehr wahrscheinlich ist. Dazu zählen Häfen mit internationalem Schiffsverkehr, Sportboothäfen und Orte mit Aquakulturbetrieben.

Die starken abiotischen Unterschiede in den Meeressystemen von Nord- und Ostsee spiegeln sich auch in der Situation bezüglich eingeschleppter Arten wider. Grundsätzlich ist die Anzahl an Neueinschleppungen im deutschen Gebiet der Ostsee geringer als in der Nordsee, was durch den geringeren Salzgehalt erklärt werden kann, denn meist werden rein marine Arten verschleppt. Für die gesamte Ostsee listen Zaiko et al. (2011) insgesamt 119 invasive Arten auf, für nur ein Drittel können Abschätzungen zu ihrem Einfluss auf das Ökosystem gemacht werden. Auffällig ist in der Ostsee der Anteil an Arten, die aus dem Ponto-Kaspischen Raum stammen und über Flüsse und Kanäle verschleppt werden (Lackschewitz et al. 2022).

An der Nordseeküste stammt fast die Hälfte aller neuen Arten aus dem Pazifikraum, was den Austausch des vorherrschenden Warentransports abbildet. Etwa 30 % der neuen Arten kommen aus dem atlantischen

Raum, vorwiegend von der Ostküste Nordamerikas. Bei der Einschleppung werden 60 % der Organismen durch die Schifffahrt transportiert, 10 % sind Aquakulturorganismen und mit ihnen assoziierte Arten. Bei etwa einem Drittel der Exoten ist der Eintragungspfad nicht nachvollziehbar (Klopper et al. 2022). Auffällig ist, dass ein Großteil der neuen Arten nicht direkt in die südöstliche Nordsee eingeschleppt wird, sondern dies in weiter südlichen Gebieten erfolgt, von denen sie dann sekundär in das Gebiet einwandern (Reise et al. 2023). Vor allem in der Nordsee scheint die Etablierung neuer Arten in den letzten zwei Jahrzehnten anzusteigen. Dies kann eine Folge des intensiveren Schiffsverkehrs, aber auch durch das verstärkte Bewusstsein gegenüber der Thematik mit einer Intensivierung von Untersuchungsprogrammen bedingt sein, was eine erhöhte Detektion eingeschleppter Organismen nach sich zieht. In der Nordsee gehören die meisten eingeschleppten Arten zu den Makroalgen und Krebstieren (Crustacea). Einen weiteren hohen Anteil haben Weichtiere (Mollusca), Ringelwürmer (Annelida) und Manteltiere (Tunicata).

6.2.4 Wissenslücken und Defizite

Trotz der insgesamt beachtlichen Anzahl an Datenreihen und Publikationen für die Küsten und Küstengewässer (Kap 6.2.2) ergeben sich eine Reihe von systematischen Wissenslücken, deren Einfluss auf unsere Wahrnehmung des Zustands und der Trends in diesem Lebensraum Rechnung getragen werden muss. Dies betrifft zum einen, welche Parameter innerhalb des Monitorings erfasst werden, und zum anderen, zu welchen Schlussfolgerungen diese Information genutzt wird.

Hinsichtlich des ersten Punktes fällt im marinen Anteil des Lebensraums auf, dass Kleinstlebewesen außerhalb des Phytoplanktons unbeachtet bleiben. Marine Archaeen und Pilze fehlen in unserer Darstellung, weil keine systematische Information vorliegt, Gleiches gilt für die Protozoen des Planktons und des Benthos. Im Benthos haben wir keine verlässlichen zeitlichen Informationen zum Mikrophytobenthos, weder auf Hartsubstraten noch im Sediment. Auch die Meiofauna des Benthos ist kaum repräsentiert, mit der Ausnahme weniger Einzelstudien (Armonies 2017; Schratzberger, Dinmore & Jennings 2002). Diese Organismen (Prokaryoten, benthische Mikroalgen, Protisten) stehen für erhebliche Anteile der Stoffumsätze in den flachen Küstenmeeren und damit die funktionelle Diversität des Systems. Bezüglich dieser Gruppen können wir derzeit keine Angaben zu Status, Gefährdung, Trends oder deren Treibern machen. Auch im terrestrischen Teil unseres Lebensraums sind es vor allem die Pflanzen und

die Vögel, zu denen Informationen vorliegen. Zu Wirbellosen, niederen Pflanzen und Pilzen ist die Datenlage sehr dünn, obwohl diese zu verschiedenen Ökosystemleistungen beitragen und einen erheblichen Teil der Küstenbiodiversität darstellen. Selbst bei größeren Organismen wie Fischen ist das Monitoring für nicht kommerziell befischte Arten deutlich schlechter als für die befischten Arten. Es wäre ein klares Desiderat, hier eine Anpassung der Studienlage anzustreben, um die Fischfauna als Ganzes erfassen und bewerten zu können. Für viele der genannten Organismengruppen ist selbst eine basale Bewertung des Gefährdungsstatus nach Rote-Liste-Kategorien nicht möglich.

Beim zweiten Punkt, der Gestaltung des Monitorings, entstehen Wissenslücken zum einen dadurch, dass die Kausalzusammenhänge zwischen Treibern und Biodiversitätsveränderung oft nicht explizit inkludiert sind. Zwar umfassen mehrere der Programme auch die Messung von Umweltvariablen, diese sind aber nur zum Teil unmittelbar als direkte Treiber zu verstehen. Dies ist zum Beispiel bei der Bewertung der Eutrophierung durch die Verbindung von Phytoplanktonmonitoring mit gemessenen Nährstoffen der Fall, wobei andere Umweltveränderungen wie z. B. verändertes Lichtklima vernachlässigt werden. In anderen Programmen fehlen entsprechende Treiberdaten, so reicht das Monitoring anthropogener Mortalität von Vögeln und Säugern inkl. Beifang nicht für eine Bewertung aus. Hinzu kommt, dass die Monitoringprogramme für verschiedene Organismengruppen wenig aufeinander abgestimmt ist. So werden im Wattenmeer Niedersachsens Phytoplankton und Zooplankton zu verschiedenen Zeiten an verschiedenen Orten beprobt (eine Harmonisierung befindet sich allerdings bereits in der Umsetzung). Dadurch wird die Chance vergeben, die biologischen Feedbacks durch Räuber-Beute-Beziehungen oder Konkurrenz in die Betrachtung von Status und Trend einzubeziehen. Moderne Methoden der Datenanalyse und Modellierung bieten die Option, bei besser kommunizierenden Daten zwischen Organismengruppen auch Änderungen der Nahrungsnetzstruktur und trophischer Kontrolle von Biomasse und Diversität zu analysieren. Hinzu kommt, dass fast alle Monitoringprogramme rein naturwissenschaftlich aufgezogen werden, dadurch fehlt das Wissen über soziale oder gesellschaftliche Dynamiken (Kap. 9), obwohl diese oft an der Basis kausaler Ketten stehen. Ein interdisziplinäres Monitoring, das auch allgemeine anthropogene Einflüsse auf sozialwissenschaftlicher Basis eruiert, erlaubt einen deutlich fundierteren Blick auf den Wandel der biologischen Vielfalt und kann auch proaktive Konzepte zur Mitigation befördern.

Ein weiteres Defizit ergibt sich aus der Auswahl von gemessenen Größen. Oft werden Biodiversitätsdaten erhoben, ohne sie per se als Indikator für eine Bewertung des guten Zustands des Ökosystems zu nutzen. Dies wird zum Beispiel deutlich, wenn Phytoplanktonbiomasse zur Bewertung der Eutrophierung genutzt wird, aber kein Maß wie S, ENS oder ein anderer Index berechnet wird, obwohl hierzu Empfehlungen vorliegen (Rombouts et al. 2019). Eine Problematik dabei ist der Bezug auf absolute Grenzwerte, der diesen Bewertungen zugrunde liegt, wofür sich die meist aufwandsabhängi-

gen Biodiversitätsmaße nicht eignen. Stattdessen muss hier über relative Veränderungen gesprochen werden, d. h., jede Zeitserie kreiert eine eigene Basislinie, über die eine Veränderung dokumentiert werden kann, solange die Methoden konstant bleiben oder harmonisiert werden können. Auch werden konzeptionell einfache Maße wie die Artenzahl bevorzugt, obwohl die statistische Verlässlichkeit und vor allem der Informationswert eher gering sind, da die meiste Veränderung der Diversität von der Anzahl der Arten nicht reflektiert wird (Hillebrand et al. 2018a).

Box 6.3: Bodenbiodiversität an Küsten und in Küstengewässern

Relevante Experimente und Monitoringprogramme:

BEFmate (<https://uol.de/icbm/verbundprojekte/abgeschlossene-projekte/befmate>), DynaCom (<https://uol.de/en/icbm/collaborative-projects/dynacom>)

Wichtige Artengruppen: Springschwänze (Collembola), Hornmilben (Oribatida), Raubmilben (Gamasida), Laufkäfer (Carabidae), Kurzflügelkäfer (Staphylinidae)

Status und Trends der biologischen Vielfalt im Boden:

Böden an Küsten und in Küstenregionen sind stark durch den marinen Einfluss und periodische Überflutungen geprägt. Marine Sedimente bilden einen essenziellen Beitrag zur Bodenbildung. Böden küstennaher Gebiete hängen damit eng von der Frequenz der Überflutungen ab. Dies zeichnet sich auch an der Struktur der Pflanzengemeinschaften ab, die eine relativ diskrete Zonierung aufweist. Basierend auf den diskreten Pflanzengemeinschaften, werden Pionierzone, untere und obere Salzwiese unterschieden. Diese Zonierung spiegelt sich auch in den Gemeinschaften von Bodentieren wider. Die Pionierzone ist geprägt von wenigen Arten insbesondere der Bodenmesofauna, wobei vor allem Hornmilben (Oribatida) und Raubmilben (Gamasida) dominieren, die spezielle Anpassungen an häufige Überflutungen aufweisen, wie z. B. die Fähigkeit, über am Körper anhaftende Luftpolster permanent unter Wasser atmen zu können (Plastronatmung). Mit zunehmender Höhe und abnehmender Überflutungsintensität nehmen typische Vertreter terrestrischer Lebensräume zu, was sich in der Zunahme von Vertretern der Bodenmakrofauna und deutlich höherer Diversität der Bodenmesofauna widerspiegelt. Arten der Makrofauna beinhalten dabei vor allem Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) und Laufkäfer (Carabidae), die teilweise auch als Zersetzer fungieren und sich von Pilzen und abgestorbenem Pflanzenmaterial ernähren. Bei Vertretern der Bodenmesofauna dominieren ebenfalls Zersetzer, vor allem Hornmilben und Springschwänze (Collembola). Im Vergleich zur Pionierzone wird das Bodennahrungsnetz in der unteren und vor allem der oberen Salzwiese wesentlich komplexer und beinhaltet mehr räuberische Arten, insbesondere Raubmilben, Spinnen, Kurzflügelkäfer und Laufkäfer (Haynert et al. 2017; Rinke et al. 2022).

Per Definition spricht man von Böden im Küstenbereich nur dann, wenn diese von höheren Pflanzen besiedelt sind, wenn der Boden also durch Wurzeln höherer Pflanzen geprägt ist, auch wenn das Bodensubstrat selbst hauptsächlich aus marinen Sedimenten besteht. Neuere Untersuchungen zeigen, dass die Präsenz von höheren Pflanzen auch die Grundlage für das Bodennahrungsnetz von küstennahen Lebensgemeinschaften bildet. Isotopenbasierte Untersuchungen zeigen, dass selbst Arten der Pionierzone ihren Kohlenstoff zum größten Teil von höheren Pflanzen beziehen, in der unteren und oberen Salzwiese liegt der Anteil von Kohlenstoff in Bodentieren bei nahezu 100 % (Haynert et al. 2017; Rinke et al. 2022). Der Eintrag von marinem Kohlenstoff mit Sedimenten ist also von ausgesprochen untergeordneter Bedeutung. Die Gemeinschaft der Bodentiere von Salzwiesen sind damit in Bezug auf die Basis des Nahrungsnetzes typisch terrestrische Systeme. Die Dynamik und Funktion von Küstenlebensgemeinschaften wird in den letzten Jahren intensiv in integrierten Forschungsprojekten, wie z. B. BEFmate (<https://uol.de/icbm/verbundprojekte/abgeschlossene-projekte/befmate>) und DynaCom (<https://uol.de/en/icbm/collaborative-projects/dynacom>), untersucht.

Im Vergleich zu konsolidierten terrestrischen Ökosystemen wie Wäldern und Grasländern ist die Diversität der Bodentiere von Salzwiesen eher gering. Die Gemeinschaften sind jedoch geprägt von spezialisierten Arten, die gut an die vorherrschenden Störungen und die häufigen Überflutungen angepasst sind. Viele dieser Arten kommen nur in küstennahen Lebensräumen vor. Ihr Überleben hängt deshalb essenziell von diesem Lebensraum und den für diesen Lebensraum typischen stark fluktuierenden Umweltbedingungen ab.

Auswirkungen von Biodiversitätsveränderungen für Ökosystemfunktionen und -leistungen im Boden:

Die hoch spezialisierte Bodenbiodiversität der Salzwiesen stellt wichtige Ökosystemfunktionen wie Filter- und Sedimentationsfunktion (Neuhaus, Stelter & Kiehl 1999), aber auch die Drainage (Abfluss von Salzwasser) und Durchlüftung des Bodens bereit. Weiterhin sind Bodenorganismen an der Speicherung von Kohlenstoff in Salzwiesenböden beteiligt und damit essenziell für die Funktion als Blue-Carbon-System in Salzwie-

sen. Insbesondere die Wechselbeziehungen zwischen Boden-tieren und Pflanzen beeinflussen den Beitrag von Bodentieren zur Stabilisierung von Küsten durch Pflanzen, die Bildung von Biokrusten, die Produktivität von Salzwiesen sowie ihren Beitrag zur Bodenbildung. Zeitgleich können durch Bodenorganismen wie den Bisam aber auch unerwünschte Effekte, sogenannte Disservices, auftreten, wenn durch deren Lebensweise und Wühltätigkeit Schäden an Ufern, Deichen, Dämmen und wasserwirtschaftlichen Einrichtungen verursacht werden (https://www.lwk-niedersachsen.de/lwk/news/5612_Der_Bisam_-_eine_W%C3%BChlmaus_die_viel_Schaden_anrichtet).

Direkte Treiber von Biodiversitätsänderungen im Boden:

Die weitverbreitete Eindeichung von küstennahen Lebensräumen wirkt sich negativ auf die Lebensgemeinschaften von Bodenorganismen in Salzwiesen auf, da die Eindeichung eher weitverbreitete Arten von Graslandgemeinschaften fördert. Zudem können sich die Entwässerung und Nutzung von Salzwiesentorfen negativ auf die Tiergemeinschaft von Böden auswirken. Weiterhin stellen der Klimawandel und der damit einhergehende Anstieg des Meeresspiegels eine weitere Gefahr für Salzwiesen und die darin vorkommenden Bodenorganismen dar, da die Salzwiesen aufgrund der Eindeichung nicht landeinwärts migrieren können. Zusätzlich dazu treten durch Nährstoffeinträge in Küstenregionen und Ölverschmutzungen – in Form ungewollter Katastrophen größeren Maßstabes und in kleinerem Maßstab durch kontinuierliche kleinere

Mengen durch Schifffahrt und Altöl-Entsorgung« – Störungen und Belastungen auf, welche die Zusammensetzung der Bodenbiota beeinflussen können.

Indirekte Treiber von Biodiversitätsänderungen im Boden:

Die Nationale Strategie für ein Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM) aus dem Jahr 2006 setzte den Rahmen für eine Raumnutzung bei zeitgleicher Vermeidung von Schadstoffeinträgen sowie weiterem Natur- und Hochwasserschutz mit möglichen Auswirkungen für Salzwiesen und damit auf die darin lebenden Bodenorganismen.

Auf gesellschaftlicher Ebene entwickelte sich ein zunehmendes Interesse an naturbasierten Lösungen zur Wiederherstellung, Schaffung und zum Erhalt natürlicher Ökosysteme wie Salz- und Seegraswiesen mit potenziell positiven Auswirkungen auf assoziierte Bodenorganismen.

Maßnahmen: Erfolg und Hindernisse

Für den Schutz der Bodenbiodiversität und Küsten und Küstengewässer sind der Schutz und die Renaturierung der Salzwiesen essenziell. Kurz gesagt, kann festgehalten werden, dass Maßnahmen wie die Einrichtung des Nationalparks Wattenmeer, die Aufhebung von Drainierung, der Deichrückbau, die Salzwiesenbeweidung und die Salzwiesenrenaturierung neben den positiven Einflüssen auf die Pflanzengesellschaft auch positive Effekte auf die assoziierte Bodenbiota haben (Seiberling & Stock 2009).

6.3 Auswirkungen von Veränderung der biologischen Vielfalt auf Ökosystemleistungen an Küsten und in Küstengewässern

6.3.1 Einleitung

Als Ökosystemleistung (ÖSL) (auch Ökosystemdienstleistung oder engl. ES, Ecosystem Service, oder NCP, Nature's contribution to people) bezeichnet man den Beitrag der Ökosysteme zum menschlichen Wohlbefinden. Aus einem ökologischen Blickwinkel betrachtet, sind ÖSL emergente Eigenschaften der Funktionsfähigkeit von Ökosystemen und bezeichnen diejenigen Prozesse, Eigenschaften und Produkte, die das menschliche Leben ermöglichen und angenehm machen. Die Konzeption von ÖSL wird durchaus kritisch betrachtet (Schröter et al. 2014), besonders auch hinsichtlich ihrer Eignung in der Kommunikation mit Entscheidungsträger:innen (Bekessy et al. 2018).

Jeder ÖSL liegt eine oder mehrere Ökosystemfunktionen (ÖSF) zugrunde. Diese sind quantifizierbare biologische, chemische oder physikalische Prozesse. Nicht jede ÖSF ist Grundlage einer ÖSL, da Letztere erst durch die physische, ökonomische oder ideelle Inwertsetzung

durch den Menschen entstehen. Während einzelne ÖSF wie Ressourcennutzung oft eine saturierende positive Assoziation mit der biologischen Vielfalt zeigen, wird der Zusammenhang linearer, wenn mehrere ÖSF gleichzeitig betrachtet werden (Multifunktionalität, siehe Gamfeldt, Hillebrand & Jonsson 2008; Isbell et al. 2011).

Die aus den ÖSF für Menschen abgeleiteten ÖSL werden im *Faktencheck Artenvielfalt* nach CICES, der »Common International Classification of Ecosystem Services« der Europäischen Umweltagentur, klassifiziert (<https://cices.eu/>, Haines-Young, Potschin 2018). Hierbei sind die Ökosystemleistungen in »biotisch« und »abiotisch« sowie in die Kategorien »Regulierung und Erhaltung«, »Versorgende Leistungen« und »Kulturelle Leistungen« aufgeteilt.

Die nach CICES als »biotisch« definierten ÖSL zeigen an der Küste einen direkten Bezug zur biologischen Vielfalt (Böhnke-Henrichs et al. 2013; Hattam et al. 2015). Dies betrifft regulierende, versorgende und kulturelle Leistungen (Abb. 6.12). In einer qualitativen Zusammenfassung von sieben Fallstudien, darunter drei in direkt an nationale Gewässer angrenzenden Gebieten, ist Küstenbiodiversität allgemein (d. h. über Organismengruppen hinweg) besonders positiv mit Nahrungsbereitstellung,

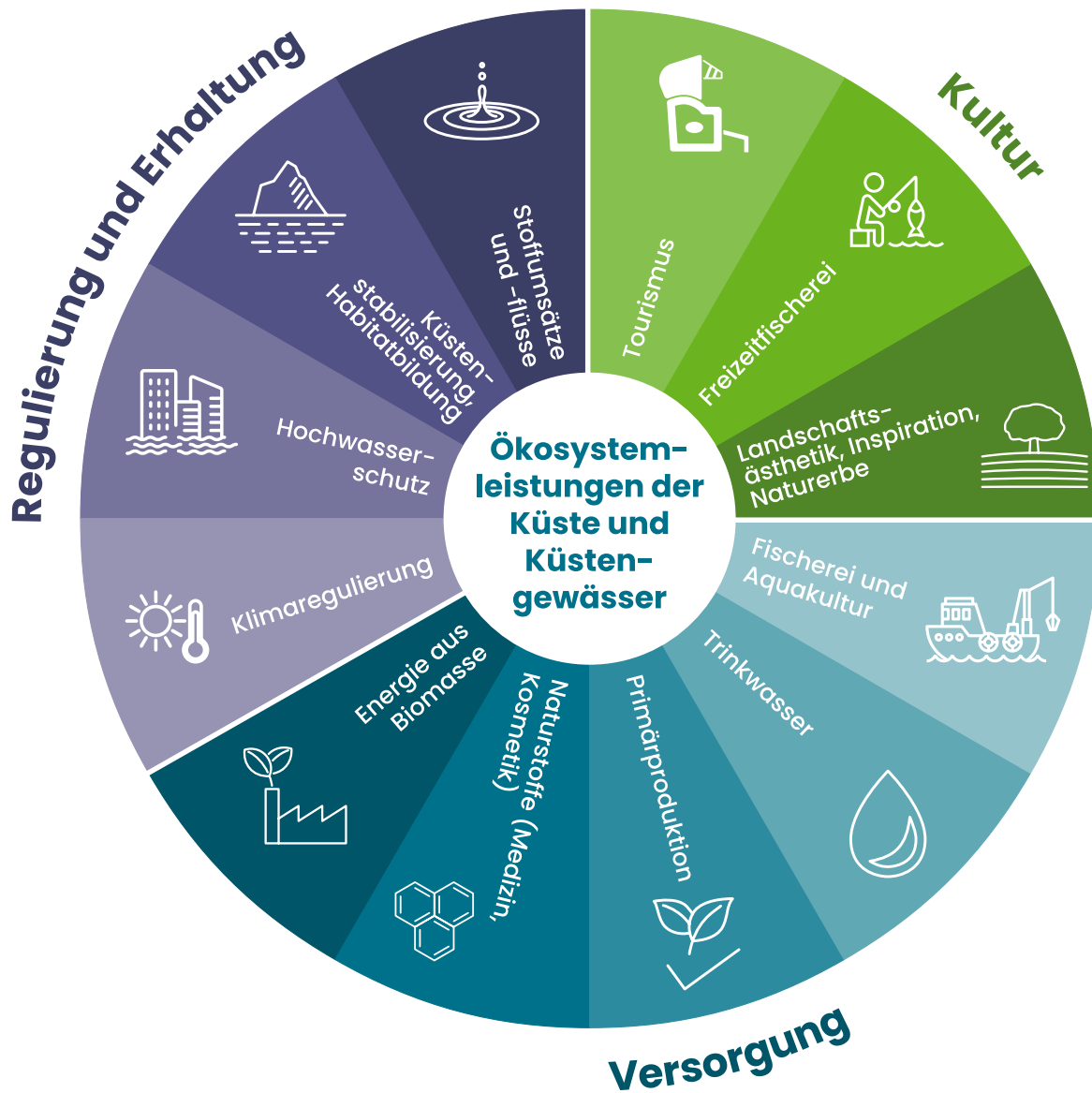


Abbildung 6.12: Überblick über die im *Faktencheck Artenvielfalt* dargestellten Ökosystemleistungen der Küste und Küstengewässer.

Klimaregulierung, Elementzyklen, biologischem Abbau von Substanzen, biologischer Habitatbildung und kultureller Identität sowie Erholung korreliert (Beaumont et al. 2007). Für die Ostsee fand ein systematisches Literaturreview insgesamt 657 Studien zu ÖSL, die allein mit den drei habitatbildenden Artengruppen Seegras, Makroalgen und Muscheln verbunden sind. Dabei handelte es sich vor allem um ÖSL im Bereich der Bereitstellung von Nahrung und Rohmaterialien (533 Belege) und der Habitatbildung (262 Belege) sowie des biologischen Abbaus von Substanzen (215 Belege) (Heckwolf et al. 2021). Diese ÖSL sind direkt von der Anwesenheit der habitatbildenden Arten und der damit assoziierten Vielfalt abhängig. Allerdings fanden die Autor:innen nur bei 1,2 % dieser Studien quantitative Inwertsetzung in einem sozioökonomischen Kontext und benennen damit eine große Forschungslücke.

Auch für die terrestrischen küstennahen Habitate (Salzwiesen, Feuchtgebiete, Dünen, Küstenwälder) ergibt sich der Zusammenhang zwischen biologischer Vielfalt und ÖSL vor allem aus der Tatsache, dass die entsprechenden Habitate alle biogen sind, d.h. sich durch das Vorkommen der habitatbildenden Arten und damit assoziierter Arten ableiten. Der Wert dieser ÖSL wird europaweit auf ca. 500 Mrd. € pro Jahr geschätzt, für deutsche Küsten auf ca. 25 Mrd. € (Paprotny et al. 2021). Da das Vorkommen der Gründungsarten durch den Meeresspiegelanstieg und Küstenerosion massiv gefährdet ist, könnten je nach Klimaszenario bis zu 5,1 % der jährlichen ÖSL verloren gehen, wobei Deutschland neben den Niederlanden und Frankreich den größten Anteil der möglichen Verluste ausmacht (Paprotny et al. 2021).

Im Folgenden findet sich ein genereller Überblick über die Größenordnung verschiedener biodiversitäts-

bezogener ÖSL im Küstenraum. Hierbei fällt auf, dass land- und meerseitige biologische Vielfalt eine gemeinsame Rolle für diese ÖSL aufweisen und verschiedene Leistungen der Küsten sich aus der Meer-Land-Interaktion ergeben. Da wir im Rahmen des *Faktencheck Artenvielfalt* nicht alle ÖSL ausführlich beschreiben können, werten wir für eine eingehendere Betrachtung des Zusammenhangs zwischen biologischer Vielfalt und ÖSL einige einzelne ÖSL im Kapitel 6.3.2 aus. Diese Auswahl betrifft vor allem ÖSL, die sich geografisch für den deutschen Küstenraum beschreiben lassen, und lässt Aspekte aus, die zwar für Deutschland relevant sind, aber globale ÖSL darstellen (z. B. Klimamitigation durch den globalen Ozean).

6.3.1.1 Versorgende Ökosystemleistungen

Der Pro-Kopf-Konsum an **Fischerei- und Aquakulturerzeugnissen** liegt nach Angaben der Branche relativ stabil bei 14 kg pro Jahr, wobei der Bedarf in Deutschland zu 89 % aus Importen gedeckt wird (www.fisch-info.de). Die Anlandungen (Angaben in Tonnen Lebendgewicht, TLW) der deutschen Flotte lagen laut den offiziellen Fangstatistiken von ICES in der Nordsee im Jahr 2021 (57.202 TLW) deutlich unter dem Mittelwert für den Zeitraum 2006–2021 (72.843 TLW). Auch die Anlandungen aus der Ostsee inklusive Skagerrak und Kattegat sind seit dem Jahr 2020 eingebrochen. Hier lagen die Anlandungen im Jahr 2021 mit 17.751 TLW ebenfalls weit unter dem Mittelwert für den Zeitraum 2006–2021 (42.377 TLW). Auch die Erlöse der deutschen Hochsee- und Küstenfischerei lagen laut den Berichten zur Anlandestatistik der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) für 2022 deutlich unter dem Wert des langjährigen Mittels vor 2019 (187 Mio. € gegenüber > 200 Mio. €). Die wirtschaftliche Bedeutung geht jedoch weit über den Erlös der Anlandungen hinaus. Nach Branchenangaben erwirtschafteten die über 36.000 Beschäftigten in Fang, Verarbeitung und Verkauf einen Umsatz von 11,5 Mrd. € (plus ca. fünf Mrd. € im Import). In Abgrenzung zu den terrestrischen Lebensraumkapiteln sei betont, dass es sich hierbei fast ausschließlich um Entnahmen aus natürlichen Lebensräumen (Wildfang) handelt. Zwar erzeugten die Aquakulturbetriebe laut Statistischem Bundesamt im Jahr 2020 18 kt Fische und 14 kt Muscheln, Erstere sind aber zu mehr als 90 % Süßwasserfische. Damit liegt der Anteil mariner Aquakultur bei wenigen Prozent des Gesamtertrages, und die ÖSL beruht damit vor allem auf der natürlichen Reproduktion der Zielarten. Beim Fischfang lässt sich der Bezug zur biologischen Vielfalt direkt über die Bestände der Fischarten,

aber auch indirekt durch den Zusammenhang zwischen biologischer Vielfalt und Stabilität der Erträge nachvollziehen (Kap. 6.3.2.1).

Auf den Inseln haben die Dünen überragende Bedeutung für die **Trinkwasserproduktion**, da sich unter ihnen in Abhängigkeit von Flächengröße und Geländehöhe eine tiefgehende Süßwasserlinse bildet. Ohne diese Süßwasserlinse muss das Trinkwasser für Einwohner:innen und Urlaubsgäste vom Festland antransportiert werden. Die Pflanzendecke der Dünen und damit ihre biologische Vielfalt spielen hier eine essenzielle Rolle für diese ÖSL.

Die **Primärproduktion** ist die Basis der Nahrungsnetze der Küsten und Küstengewässer und damit für die o. g. Fischproduktion. Der bei der **Photosynthese** produzierte Sauerstoff wird von allen aeroben Organismen für die Zellatmung benötigt. Die Bedeutung des Küstenraums lässt sich hierbei nur abschätzen. Projiziert man die mittlere pelagische **Kohlenstofffixierung** der Deutschen Bucht (430 g pro m² pro Jahr, Rick et al. [2006]) auf die Fläche der AWZ (28.000 km²), ergeben sich 12,04 Mio. t fixierter Kohlenstoff pro Jahr, ohne Berücksichtigung der benthischen Primärproduzenten (Mikrophytobenthos, Makroalgen, Seegras) und der küstennahen Vegetation auf Dünen und Salzwiesen. Die Primärproduktion ist wiederum direkt von der Diversität der Primärproduzenten abhängig (Kap. 6.3.2.2).

Zurzeit sind 30.000 marine **Naturstoffe** mit unterschiedlichen Anwendungspotenzialen in Medizin, Kosmetik und Landwirtschaft bekannt. Die meisten dieser Stoffe sind mikrobieller Herkunft. Das wirtschaftliche Potenzial wird als sehr hoch eingeschätzt, entsprechend gibt es Förderinitiativen für die Erforschung neuer Stoffe (BioProspecting) und die technologische Entwicklung marktreifer Produkte (Tasdemir 2020). Hierbei ist ein klarer Zusammenhang zwischen biologischer und chemischer Diversität und damit dem Potenzial für BioProspecting zu sehen.

In diversen Projekten wird das wirtschaftliche Potenzial mariner Biomasseproduktion zur **Energiegewinnung** untersucht, wobei hier zum einen die Kultivierung von Algen und zum anderen die Nutzung angespülter toter Biomasse diskutiert wird (Shurin et al. 2013). Das Potenzial für algenbasierte Biomasse zur Erzeugung von Biokraftstoffen wurde vor Kurzem in einem Review auch für die deutsche AWZ beleuchtet, mit eher nüchternem Ausblick: Die benötigten Flächen für einen Anteil von ca. 10 % am nationalen Treibstoffbedarf würde hierbei selbst bei günstigen Annahmen ca. ein Drittel der gesamten AWZ beanspruchen (Fernand et al. 2017).

6.3.1.2 Regulierende Ökosystemleistungen

Die Aufnahme und Speicherung von Kohlenstoff ist ein direkter Beitrag zur **Klimaregulierung**, der auf der Leistung von Lebewesen beruht. Im Küstenraum ist diese Aufnahme durch mehrere Aspekte an die biologische Vielfalt gekoppelt. Zum einen sind für die Fixierung und Speicherung Habitate biogenen Ursprungs wichtig, da nur die Anwesenheit der entsprechenden Gründungsarten wie Seegras, Schilf, Makroalgen oder Pflanzen der Salzwiesen die Speicherung des Kohlenstoffs erlauben. Diese Blue-Carbon-Ökosysteme leisten damit einen erheblichen Beitrag zur Kohlenstoffbilanz (Kap. 6.3.2.2). Zum anderen zeigen eine Vielzahl von experimentellen Studien zu biologischer Vielfalt und ÖSF, dass die Rate der Primärproduktion in vielen Fällen von der biologischen Vielfalt abhängt, wie Studien zu Phytoplankton (Ptacnik et al. 2008), benthischen Mikro- (Mattiessen & Hillebrand 2006) und Makroalgen (Bracken et al. 2008) und intraspezifischer Diversität von Seegräsern (Abbott et al. 2017; Ehlers, Worm & Reusch 2008) zeigen.

Der Großteil des küstennahen **Hochwasserschutzes** besteht aus anthropogenen Bauwerken (Deichen, Wellenbrechern), aber im Rahmen der Diskussionen zu »Nature Based Solution« wird hier auch der Nutzen einer diversen Deichbepflanzung für eine erhöhte Stabilität der Deiche und die Nutzung biogener Habitate zur Reduktion der kinetischen Wellenenergie ins Spiel gebracht. Salzwiesen haben eine überragende Bedeutung für den Schutz vor Sturmfluten, da sie Wellen brechen und die Wellenenergie verringern, bevor die Wellen auf den Deich treffen (Möller et al. 2014). Ebenso tragen sie zu einer Reduktion von Turbulenzen bei und erhöhen die Stabilität gegenüber Erosion (Neumeier & Amos 2006).

Außer auf Salzwiesen sind Pflanzen zentral für die Entstehung und Stabilisierung von Dünen. Im marinen Bereich sind ebenso Muschelbänke und Seegraswiesen Beispiele für biogen erzeugte Habitate, die durch ihre Gründungsarten (»*foundation species*«) Erosion reduzieren und Sedimente im Küstenraum stabilisieren (**Küstenstabilisierung, Habitatbildung**). Eine ähnliche Funktion kommt dem Mikrophytobenthos und mikrobiellen Matten zu, deren Produktion von Exopolymeren Sedimente stabilisiert (Yallop et al. 1994) und deren Primärproduktion ebenfalls von der Diversität der Gemeinschaft beeinflusst wird (Virta et al. 2019) (Kap. 6.3.2.4, 6.3.2.5).

Die Küsten leisten einen großen Teil der biogeochemischen Zyklen von **Stoffumsätzen und -flüssen** im Erdsystem, da dort terrestrische und marine Prozesse aufeinanderstoßen (Kap. 6.3.2.3). Global stellt die

Küste ca. 7 % der Ozeanfläche, steht aber für 20 % der ozeanischen Primärproduktion und CO₂-Aufnahme (da Cunha 2020). Eine ebenso überproportionale Bedeutung hat der Küstenraum für den Stickstoffkreislauf, da hier biogen getriebene Prozesse wie Nitrifizierung, Ammonifikation und Denitrifizierung auf engstem Raum gekoppelt stattfinden (Herbert 1999).

6.3.1.3 Kulturelle Ökosystemleistungen

Der **Tourismus** an Nord- und Ostseeküste ist ein erheblicher Wirtschaftsfaktor mit insgesamt > 50 Mio. Übernachtungen pro Jahr und 500.000 Beschäftigten. Job et al. (2023) haben durch ökonomische Analysen und Interviews mit Besuchenden herausgefunden, dass allein der Nationalpark Wattenmeer im Jahr 2019/20 eine touristische Wertschöpfung von 846,7 Mio. € erbrachte, wobei 15,3 % der Besucher:innen ihren Aufenthalt explizit aufgrund des Naturerlebens wählen und damit direkt an die biologische Vielfalt koppeln (Kap. 6.3.2.6). Diese Nationalparktourist:innen im engeren Sinne sichern allein fast 5.000 Arbeitsplätze. Aber auch die kulturelle Bedeutung traditioneller Naturnutzung (Fischerei) und der nur hier mögliche Strand- und Wassersport ist für den Tourismus essenziell. Über alle küstennahen Biosphärenreservate (NP Wattenmeer in Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen sowie Rügen) werden daher über 1,1 Mrd. € pro Jahr erwirtschaftet und insgesamt > 46.000 Einkommensäquivalente gesichert (BfN 2023).

Die Information zur Bedeutung von **Freizeitfischerei** ist im Deutschen Meeresangelprogramm (DMAP) systematisch erfasst worden. Für den Zeitraum 2013/14 ermittelten die Autor:innen ca. 197.000 Angler:innen, von denen die überwiegende Mehrheit an der Ostsee fischte. Zusammen ergeben sich dabei in zwölf Monaten fast 2 Mio. Fischtage und ein ökonomisches Potenzial von 184 Mio. € (Ausgaben für die Freizeitfischerei inklusive Reise und Übernachtung) (Weltersbach et al. 2021).

Weltweit sind küstennahe Gesellschaften stark durch ihre Verbindung mit dem Lebensraum gekennzeichnet (**Landschaftsästhetik, Inspiration, Naturerbe**). Eine systematische Analyse der Literatur zu marinen ÖSL (Liquete et al. 2013) zeigte, dass konsequenterweise die meisten hierzu veröffentlichten Studien lokale Aspekte betonten.

6.3.2 Ausgewählte Ökosystemleistungen der Küsten und Küstengewässer

Zu jeder der drei großen Kategorien von ÖSL (versorgend, regulierend, kulturell) geben wir im Folgenden einige Beispiele, bei denen es einen klaren Bezug zur

biologischen Vielfalt gibt, entweder weil die ÖSL an eine bestimmte Artengemeinschaft gekoppelt ist oder sich entlang von Gradienten der biologischen Vielfalt verändert.

6.3.2.1 Versorgende ÖSL: Fischerei und Aquakultur

In marinen Küstengewässern steht die **Produktion von Fischen und Wirbellosen** (Muscheln, Krabben) bei der ÖSL Nahrungsbereitstellung im Vordergrund, während im terrestrischen Bereich der Küste oft intensive Beweidung stattfindet.

Studien zeigen, dass verschiedene Aspekte von biologischer Vielfalt für die Produktivität der Fische direkt relevant sind (Duffy et al. 2016; Maureaud et al. 2019; Worm et al. 2006), aber der genaue Zusammenhang kontextabhängig zu sein scheint. Demgegenüber ist der Zusammenhang zwischen biologischer Vielfalt und der zeitlichen Stabilität der Biomasse der Fische grundsätzlich positiv (Duffy et al. 2016; Rice et al. 2013). Auf der Basis einer globalen Metaanalyse, die bisher nicht für die deutschen Meere untersucht wurde, postulierten Bernhardt und O'Connor (2021), dass die unterschiedlichen Nährstoffgehalte verschiedener befischter Arten einen positiven Zusammenhang zwischen biologischer Vielfalt und Nährwert ergeben, d.h., dass die Qualität der ÖSL mit zunehmender biologischer Vielfalt steigt.

Der Einfluss der biologischen Vielfalt auf die Fischproduktion ist aber nicht nur durch die Diversität innerhalb einer trophischen Ebene, sondern auch durch Diversitätseffekte über verschiedene trophische Ebenen hinweg gegeben (Duffill Telsnig et al. 2019; Maureaud et al. 2019). Hier legt die wissenschaftliche Literatur zu biologischer Vielfalt und ÖSF einen positiven Zusammenhang nahe (Hodapp et al. 2015; Hodapp, Kraft & Hillebrand 2014; Karlson et al. 2010; Virta et al. 2019) (siehe auch Kap. 6.3.1).

6.3.2.2 Regulierende ÖSL: Klimaschutz, Elementzyklen, Habitatbildung

Der Beitrag küstennaher biologischer Vielfalt zum **Klimaschutz** besteht vor allem aus **Hochwasserschutz** und **Kohlenstoffspeicherung** (C-Speicherung). C-Speicherung bezeichnet den Anteil der Primärproduktion, der nicht direkt durch Veratmung wieder freigesetzt wird und sich daher in Böden oder Pflanzenmaterial akkumuliert. Im Küstenbereich findet dies vor allem in den Habitattypen statt, die durch die Anwesenheit und Diversität langlebiger Primärproduzenten gekennzeichnet sind, wie Salzwiesen, Seegraswiesen und Schilfgürtel. Diese Speicherung von »Blue Carbon« beläuft sich jährlich auf etwa 93 kt C durch Seegras- und Salzwie-

sen an deutschen Küsten (Bertram et al. 2021). Für den deutschen Teil der Ostsee akkumuliert sich dies auf einen Bestand von 8,4 Mio. t C, die der Atmosphäre durch Seegraswiesen jährlich entzogen werden (Stevenson et al. 2022). Eine Analyse von Wattenmeersalzwiesen kommt zu einer mittleren langfristigen C-Sequestrierung von 112 g C pro Quadratmeter und Jahr, was ca. der Hälfte des globalen Mittelwerts für Salzwiesen entspricht (Mueller et al. 2019). Für die Niederlande wurden entsprechend mehr, nämlich 240 g C pro Quadratmeter und Jahr, angegeben (Hoefsloot, van der Jagt & van Duin 2020). Für den C-Pool in Salzwiesen ergeben sich aus einer englischen Studie mittlere Bestandsschätzungen von 36,8 kg C pro m² (Parker et al. 2020), bei einer Gesamtausdehnung von 40.000 ha über die gesamte Ausbreitung von den Niederlanden bis Dänemark (Esselink et al. 2017) geschätzt sogar 368 kt CO₂-Äquivalente. Hinzu kommen Schilfgürtel, die allein im Bereich der Darß-Zingst-Bodden ca. 264 kt C speichern (Buczko et al. 2022). Dabei ist nicht nur die C-Speicherung wichtig, auch die Retention von Stickstoff (N) wird maßgeblich durch Feuchtgebiete inklusive der küstennahen Salzwiesen und Schilfgürtel beeinflusst. Schätzungen für das gesamte Einzugsgebiet der Ostsee belaufen sich auf bis zu 100 kt N, die pro Jahr in Feuchtgebieten zurückgehalten werden, ein Wert, der sich durch Renaturierung von Feuchtgebieten auf das 2,5-Fache erhöhen könnte (Jansson, Folke & Langaas 1998).

Der Bezug der C-Speicherung zur biologischen Vielfalt ergibt sich hierbei direkt aus der Tatsache, dass alle drei Habitattypen (Salzwiesen, Seegras, Schilf) von einer bzw. wenigen Arten biogen gebildet werden, d.h., eine Veränderung in der Ausdehnung oder Lebensfähigkeit dieser Arten wirkt sich unmittelbar auf die C-Sequestrierung aus. Hierbei treten aber auch Zielkonflikte mit anderen ÖSL in diesen Habitaten auf. Die Rolle als Kohlenstoffspeicher erfordert, dass Biomasseentnahmen gering gehalten werden, allerdings dienen Salzwiesen und Schilfgürtel oft der Futterproduktion und Rohstoffentnahme (Cebrián-Piqueras et al. 2021).

Beide bisher besprochenen ÖSL, Versorgung mit Nahrungsmitteln und C-Speicherung, sind über die Nährstoffaufnahme der basalen trophischen Ebene, der Autotrophen, an **Elementzyklen** gebunden. In küstennahen marinen Systemen sind viele dieser Elementzyklen durch die Sediment-Wasser-Kopplung definiert, für die der Redoxzustand des Sedimentes eine zentrale Rolle spielt. Die biologische Vielfalt vor allem der bodenlebenden Lebensgemeinschaften beeinflusst diese Kopplung unmittelbar, weil sowohl die Sedimentation und Partikelaufnahme als auch die Mineralisierung und der Ab-

bau organischer Substanzen von biotischen Prozessen (Filtration, Bioturbation, mikrobieller Abbau) abhängen (Karlson, Bonsdorff & Rosenberg 2007). Für Bioturbation und damit verbundene **biogeochemische Prozesse** (Denitrifizierung, Atmung, Nährstoffflüsse) wurde die positive Assoziation mit der biologischen Vielfalt der grabenden Wirbellosen bereits in einer Simulation postuliert (Solan et al. 2004). Dies wurde nachfolgend sowohl experimentell (Braeckman et al. 2010; Norling et al. 2007) als auch in Beobachtungsstudien in Nord- (Meyer et al. 2019; Neumann et al. 2021) und Ostsee (Morys, Powilleit & Forster 2017) verifiziert. Wie stark die Bioturbation von der biologischen Vielfalt abhängt, kann man auch an der Einwanderung neuer Arten ablesen. So führten einwandernde Polychaeten der Gattung *Marenzelleria* zu einer erhöhten Bioturbation und beeinflussten dadurch den Elementtransport zwischen Wassersäule und Sediment lokal (Karlson et al. 2011; Kauppi et al. 2017; Kauppi et al. 2018; Norkko et al. 2012).

Zentral für die **Umsätze an der Wasser-Sediment-Grenze** sind mikrobielle Lebensgemeinschaften, deren funktionelle Zusammensetzung eine wichtige Stellgröße für den Umsatz von Stickstoff (Hutchins & Capone 2022; Pajares & Ramos 2019), Schwefel (Jørgensen, Findlay & Pellerin 2019), Eisen (Reyes et al. 2016) oder Phosphor (Karl 2014) ist (Beck et al. 2017; Brandsma et al. 2013). Neben den Bakterien beeinflusst auch die Zusammensetzung des Mikrophytobenthos den Sauerstoff- und Stickstoffaustausch (Merz et al. 2021; Sundbäck, Miles & Göransson 2000).

Außer Bioturbation ist auch die Tätigkeit filtrierender Organismen für den **Stoffaustausch** relevant. Miesmuschelbänke erhöhen die Mineralisierung der im Phytoplankton gebundenen Nährstoffe und verändern das gelöste N:P-Verhältnis, wie z. B. niederländische Studien gezeigt haben (Prins & Smaal 1994). Manipulative Studien deuten darauf hin, dass eher die Artenzusammensetzung einer Gemeinschaft entscheidend für ihre Filtrationsleistung ist als der Artenreichtum per se (Valdivia et al. 2009).

Eine weitere wichtige regulierende ÖSL, die mit der biologischen Vielfalt der Küsten und Küstengewässer zusammenhängt, ist die **Bildung und Stabilisierung von Habitaten**. Neben autotrophen sind auch tierische Bestandsbildner wie Muscheln oder Polychaeten bedeutend für die faunistische Diversität von z. B. Makroalgen, Makroinvertebraten und Fischen (Gunther 1996; Kristensen et al. 2015; Norling & Kautsky 2007). Das Auftreten einer neuen riffbildenden Art wie der Pazifischen Auster (*Crassostrea gigas*) hatte Einfluss auf fast alle Nahrungsnetzkomponenten der Sylt-Römö-Bucht, im posi-

tiven Sinne vor allem für Organismen des Detritusnahrungsnetzes (Bakterien, Meiofauna), im negativen Sinne für Konkurrenten (andere Filtrierer) und Phytoplankton als ihre Hauptnahrungsquelle (Baird 2012).

Auch die Anwesenheit und Ausdehnung von Seegräswiesen wirkt sich direkt auf Abundanzen und die biologische Vielfalt verschiedener Organismengruppen aus (Pihl et al. 2006; Polte & Asmus 2006a; Polte & Asmus 2006b; Polte, Schanz & Asmus 2005; Rodil et al. 2021). Im niederländischen Wattenmeer konnte darüber hinaus beobachtet werden, dass sich die Landschaftsheterogenität durch eine Interaktion zwischen der Anwesenheit von Seegras und dem Abgrasen durch Wasservögel erhöhte (van der Heide et al. 2012).

Neben diesen klassischen Beispielen Muschelbank und Seegras lässt sich auch bei anderen Arten, die Habitatstrukturen bilden, ein Zusammenhang mit Nahrungserwerb und Rückzugsgebieten von Fischen nachweisen, so z. B. bei *Lanice conchilega* und assoziierten Plattfischen (Rabaut et al. 2013) und anderen Invertebraten (Rabaut et al. 2007; Zühlke et al. 1998).

Eine speziell im Küstenraum wichtige biologische Leistung, die das Habitat verändert, ist die **Sedimentstabilisierung**. Diese findet sowohl durch Seegras im subtidalen Raum als auch durch Salzwiesen im Eu- und Supralitoral sowie durch Makroinvertebraten und benthische Mikroben statt. Seegräser reduzieren Fließgeschwindigkeiten und fangen dadurch feinkörniges Sediment (Bos et al. 2007), was wiederum die Wasserklarheit erhöht. Auch Wirbellose tragen zur Stabilisierung bei. Miesmuschelbänke begünstigen die Primärproduktion benthischer Diatomeen, da sie durch ihre Biofilmbildung hydrodynamischen Stress reduzieren (Beck et al. 2017). Diese Mikroalgen, wie Kieselalgen und Cyanobakterien produzieren C-reiche Exopolymere, die Sedimentpartikel aneinanderbinden und die Resistenz gegen Strömung erhöhen, d. h. eine Resuspension und damit eine Trübung des Wassers verhindern (Hope, Paterson & Thrush 2020; Underwood & Paterson 2003). Während ein Zusammenhang mit der Zusammensetzung von benthischen Lebensgemeinschaften nachgewiesen ist (Hope, Paterson & Thrush 2020), ist eine Verbindung zu emergenten Maßen der biologischen Vielfalt nicht bekannt.

Salzwiesen haben eine bedeutende **Küstenschutzfunktion**, da sie zur Wellenbrechung vor dem Deich beitragen. Deiche an Küstenabschnitten, denen Salzwiesen vorgelagert sind, können im Schnitt etwa einen Meter niedriger gebaut werden als solche an Abschnitten ohne Salzwiesen. Sie stellen damit eine wichtige naturbasierte Lösung für die Anpassung an die Meeresspie-

gelerhöhung dar. Die Salzwiesenvegetation kann auf drei Wegen zur Erhöhung des Bodens beitragen. Erstens können Salzwiesen durch Humusakkumulation zum Aufwuchs beitragen (Langley et al. 2009; Nyman et al. 2006; Schile et al. 2014). Zweitens kann die Vegetation die Wellenenergie dämpfen und die Wasserströmung verlangsamen, was die Schleppkraft verringert und damit die Sedimentation begünstigt (Marjoribanks et al. 2019; Mudd, D'Alpaos & Morris 2010; Schoutens et al. 2020). Drittens können Rhizome und Wurzeln die oberste Bodenschicht mit unteren Bodenschichten verbinden und damit Erosion durch Wellen und Strömung verhindern (Langley et al. 2009; Nyman et al. 2006; Schile et al. 2014). Diese Prozesse werden weniger von der taxonomischen Identität der Arten beeinflusst als von ihren funktionellen Merkmalen und Eigenschaften (Bass et al. 2022). Auch bei der Anpassung an den Meeresspiegelanstieg könnte nicht einheimischen Arten eine besondere Bedeutung zukommen. So zeigen Salzmarschen mit einem höheren Anteil an nicht einheimischen *Spartina anglica* einen größeren Höhenzuwachs (und auch eine höhere biologische Vielfalt) als andere Standorte (Granse, Suchrow & Jensen 2021).

6.3.2.3 Kulturelle ÖSL: Tourismus und Wohlbefinden

Tourismus ist ein wichtiger Aspekt der Beziehung zwischen Natur und Gesellschaft. Der Zusammenhang zwischen Tourismus und Ökosystemleistungen spiegelt sich einerseits in der direkten Abhängigkeit bestimmter Versorgungsleistungen wie Nahrung, Wasser oder Energie für die anwesenden Besuchenden.

Schwerer zu quantifizieren, jedoch nicht zu vernachlässigen sind Ökosystemleistungen in Form von Effekten, die Natur und die biologische Vielfalt auf das **menschliche Wohlbefinden** haben, wie z. B. **ästhetische Wertschätzung, Erholung, Naturerleben oder spirituelle und religiöse Wertschätzung**. Eine rezente Studie (BfN 2023) zeigt, dass im Mittel über alle Biosphärenreservate 11 % der Besuchenden wegen der Biosphärenreservate dieses Reiseziel aussuchten, ein Wert der zum Beispiel im Niedersächsischen Wattenmeer-Nationalpark noch übertroffen wird (15,3 %). Die Autor:innen betonen zudem, dass diese biodiversitätsaffinen Tourist:innen eine hohe Treue zu ihren Urlaubszielen besitzen. An der Nordseeküste trägt der Status des UNESCO-Weltnaturerbes ebenfalls maßgeblich zur Bedeutung der Nordseeküste als Urlaubsziel bei (BMU 2018a). Biodiversitätsbezogene Naturtourismusangebote wie die jährlich im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer stattfindenden Zugvogeltage (Job, Bittlingmaier & Woltering

2023) oder die Vielzahl von geführten Touren und Veranstaltungen (<https://www.nationalpark-wattenmeer.de/sh/vogelbeobachtung/>) belegen die herausragende regionalökonomische Bedeutung der küstennahen biologischen Vielfalt und Natur.

6.3.3 Synergien und Zielkonflikte zwischen biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen an der Küste und in den Küstengewässern

Generell lässt sich für den Lebensraum Küste und Küstengewässer feststellen, dass es eine Vielzahl an ÖSL gibt, die direkt oder indirekt von der biologischen Vielfalt bestimmter Gruppen oder der Ausdehnung einzelner habitatbildender Arten abhängen. In diesen Fällen ist eine direkte **Synergie** zwischen dem Erhalt dieser biologischen Vielfalt und der entsprechenden ÖSL festzustellen. Im Umkehrschluss lassen sich auch negativ verstärkende Effekte beobachten. Ein Beispiel hier ist die **Ausweitung hypoxischer Zonen** durch den anthropogenen Eintrag von N und P in Küstengewässer (siehe auch Kap. 6.4.4.5). Die Hypoxie entsteht durch den sauerstoffzehrenden Abbau des zusätzlich gebildeten organischen Materials, dies reduziert die Abundanz und Diversität der benthischen Fauna (Carstensen et al. 2014b; Conley et al. 2007; Norkko et al. 2019), was wiederum zu einer geringeren Bioturbation und damit geringerer O₂-Sättigung führt.

Zielkonflikte ergeben sich daher weniger aus dem Trade-off verschiedener ÖSL, die jeweils mit biologischer Vielfalt verbunden sind, sondern durch zeitgleich stattfindende andere Nutzungen. Daher ist es ein zentrales Ziel, möglichst viele ÖSL flächig zu vereinen. Synergien zeigen sich vor allem am Beispiel der küstennahen Vegetation, deren Vorhandensein und biologische Vielfalt die ÖSL C-Sequestrierung, Sedimentstabilisierung, Küstenschutz, Elementzyklen und Habitatbildung generiert und für die Identifikation mit dem Lebensraum und damit auch den Tourismus essenziell ist. Konflikte ergeben sich zwischen den ÖSL und anderen Nutzungsformen, wie zum Beispiel der Landwirtschaft. Die küstennahen Niederungen sind zukünftig gleichermaßen gefährdet durch Meeresspiegelanstieg, häufigere Sommertrockenheit, höhere Winterniederschläge und möglicherweise häufigere und höhere Sturmfluten (Shackleton et al. 2016). Schwach geschützte Niederungen an der Ostseeküste mit niedrigen Deichen können bei hohem Meeresspiegelanstieg überflutet werden, stark geschützte Nordseeküsten können stattdessen hinter dem Deich vom Regenwasser überflutet werden, wenn kein natürlicher Abfluss mehr möglich ist. In beiden Fällen sind

landwirtschaftliche Produktionsleistungen gefährdet. Entwässerungsmaßnahmen in den küstennahen Marschen können zu Bodenversalzungen führen, wenn bei höherem Meeresspiegel die Grundwasserströme vom Meer zum Land fließen, insbesondere in den Sandböden der Ostseeküste. Viele Niederungen bestehen zudem aus Moorböden, die in zukünftig trockeneren Sommern durch Torfmineralisierung große Mengen von Kohlendioxid freisetzen werden (Fenner & Freeman 2011).

6.4 Direkte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt an Küsten und in Küstengewässern

6.4.1 Einleitung

Als direkte Treiber der Biodiversitätsveränderung werden proximate Faktoren zusammengefasst, bei denen ein direkter Zusammenhang mit dem Vorkommen und der Abundanz von Organismen nachgewiesen oder naheliegend ist. Im Küstenraum fallen diese Treiber in drei große Kategorien. Direkte Nutzung der Meeresgebiete

(6.4.3) umfasst vor allem die Extraktion natürlicher Ressourcen durch Fischerei sowie die Nutzung zur Aquakultur (6.4.3.1, 6.4.3.2), aber auch die Extraktion von Sediment (6.4.3.3). Weitere direkte Nutzungen umfassen die Schifffahrt (6.4.3.4) und die Bautätigkeit im Meer, die sich angesichts der aktuellen Pläne zur Offshore-Windenergie massiv verstärken werden (6.4.3.5). Der Klimawandel als globales Phänomen betrifft die biologische Vielfalt der Küsten und Küstengewässer vor allem durch den Temperatur- und Meeresspiegelanstieg (6.4.4). Die dritte Kategorie umfasst Auswirkungen von lokalen bis regionalen Treibern, die eine direkte Auswirkung auf die marine biologische Vielfalt haben (können), aber oft terrestrischen indirekten Treibern unterliegen. Dies ist im Bereich Verschmutzung der Fall (6.4.5), da der Eintrag von Nähr- und Schadstoffen vor allem durch die landwirtschaftliche und industrielle Nutzung an Land gesteuert wird. Der durch den globalen Warenverkehr bedingte Schiffsverkehr birgt das Risiko der Einschleppung exotischer Arten (6.4.6) und trägt zu einer Veränderung der Küstenlandschaft bei, da die benötigte Infra-

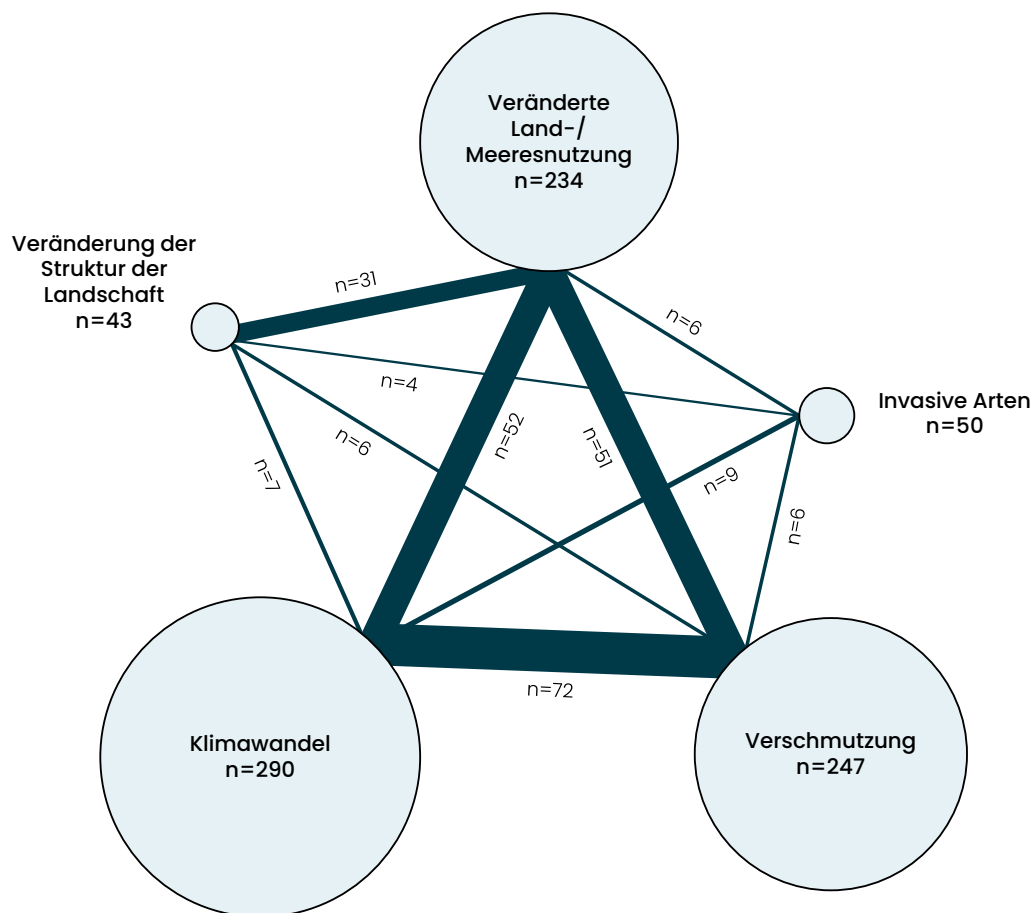


Abbildung 6.13: »Forschungsinteresse«: Die Kreise stellen die Anzahl an Veröffentlichungen dar, die sich mit der jeweiligen Direkte-Treiber-Kategorie befassen, und die Linien stellen die Anzahl an Veröffentlichungen dar, die sich mit den beiden Direkte-Treiber-Kategorien befassen, deren Kreise sie verbinden. Die Größe der Kreise und die Strichdicke sind proportional zur jeweiligen Anzahl an Publikationen. Die Informationen dazu entstammen der systematischen Literatursuche für das Kapitel Küste und Küstengewässer sowie spezifisch ausgewählter grauer Literatur.

struktur ebenso Bautätigkeiten bedingt wie Tourismus, Küstenschutz und Energieerzeugung (6.4.2).

In der südlichen Nordsee hat die Umformung von Habitaten durch den Menschen bereits vor 1.000 Jahren begonnen und die landseitige Hälfte dieses Übergangsbereichs von einem marin bis brackigen, amphibischen Lebensraum in einen terrestrischen Raum mit nutzbar Land und Süßwasserhabitaten umgewandelt (Reise 2005). Durch die wirtschaftliche Entwicklung des Küstenraums wurden küstennahe Habitats wie Salzwiesen und sublitorale Habitats wie Seegraswiesen und Makroalgenbestände in Europa um mehr als 50 % in ihrer Ausdehnung reduziert (Airoidi & Beck 2007; Krause-Jensen et al. 2021). Fischerei wird in Europa seit der menschlichen Besiedlung betrieben, aber erst die Ausübung einer flächigen grundberührenden Fischerei ab dem 19. Jahrhundert hat zu einer massiven Umformung der Küstenbiodiversität geführt, zum Beispiel durch die massive Reduktion von biogenen Riffen (Bennema, Engelhard & Lindeboom 2020). Menschliche Einflüsse auf die Biogeochemie der Küsten lassen sich schon im 19. Jahrhundert nachweisen, aber erst in der Zeit nach dem Zweiten Weltkrieg und im Rahmen der Intensivierung der Landwirtschaft wurde der Küstenraum eutrophiert (Savage, Leavitt & Elmgren 2010; van Beusekom 2005). Die maximale Eutrophierung wurde an den deutschen Küsten in den 1980er-Jahren erreicht, danach wurden durch Klärung und das Verbot phosphathaltiger Waschmittel Reduktionen in den Einträgen bewirkt. Verglichen mit der Fischerei, sind die Auswirkungen des anthropogenen Klimawandels eher rezent, besitzen aber das Potenzial einer massiven Veränderung der biologischen Vielfalt, da sie sowohl die marinen Arten und Lebensräume betreffen als auch ganze Habitattypen der Küsten vom Meeresspiegelanstieg bedroht sind. Viele der verschiedenen direkten Treiber wirken kumulativ (Halpern et al. 2008) (Kap. 6.4.7).

Abbildung 6.13 gibt einen Überblick über die im *Faktencheck Artenvielfalt* identifizierten Studien, die sich mit den direkten Treibern von Biodiversitätsveränderungen befassen. Für den Lebensraum Küste und Küstengewässer ist das Forschungsinteresse an den Treibern »Klimawandel«, »Veränderte Land-/Meeresnutzung« und »Verschmutzung« am größten, wobei die meisten Veröffentlichungen zu Auswirkungen des Klimawandels im systematischen Literaturreview gefunden wurden. Deutlich geringer fiel die Anzahl der Studien aus, die sich mit den beiden anderen Kategorien von direkten Treibern, »Veränderung der Struktur der Landschaft« und »Invasive Arten«, befassen, wobei »Veränderungen der Struktur der Landschaft« häufig zusammen mit Ver-

änderungen in der Meeresnutzung behandelt werden. Darüber hinaus werden besonders häufig Wechselwirkungen zwischen den Treiberkategorien »Klimawandel« und »Verschmutzung« untersucht.

6.4.2 Veränderung der Struktur der Landschaft im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Einer der größten Eingriffe des Menschen in den Lebensraum Küste und dessen biologische Vielfalt begann mit der zunehmenden Besiedlung im zweiten Jahrtausend unserer Zeitrechnung (Dittmer 1954). Während sich an der Nordsee vorherige Besiedlungen an geografische Gegebenheiten gehalten hatten, wurden seit dem Mittelalter durch Deichbau und Landgewinnungsmaßnahmen die Küstenlinien verlagert und stark begründet, wodurch große Anteile der Salzwiesen und Brackwasserröhrichte und somit ein großer Teil des früheren Retentionsraumes des Wattenmeers verloren gingen (Abb. 6.14). Durch die Entwässerung, Verfehnung (Errichtung von landwirtschaftlichen Fehnsiedlungen) und den Salztorfabbau wurde der gesamte Küstenraum verändert. Diese Eingriffe hatten ebenfalls Einfluss auf die Gezeiten und verursachten einen höheren Tidenhub, da das Wasser nicht mehr in verästelten Prielsystemen und Schilfgürteln auflaufen konnte. Ebenso veränderten sie den Sedimenthaushalt vor dem Deich. Da nun weniger Wasser zwischen Wattenmeer und Nordsee zirkulierte, konnten sich die Seegatten zwischen den Inseln verklei-

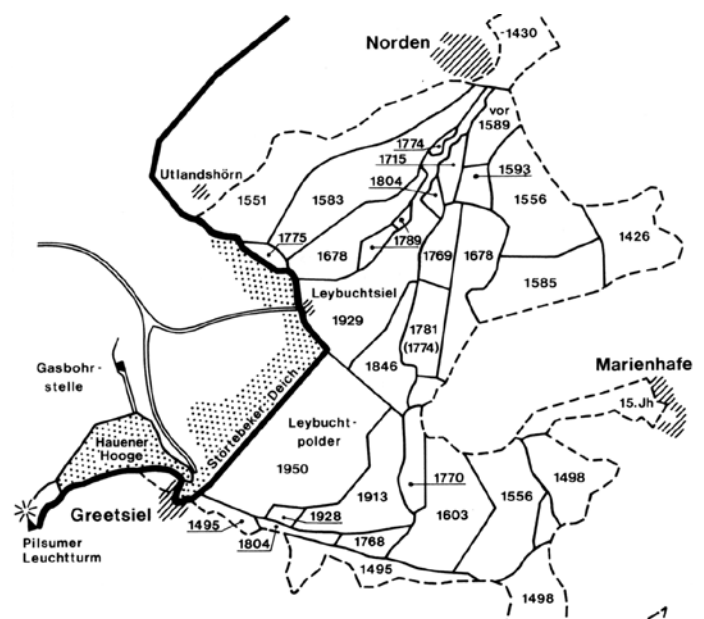


Abbildung 6.14: Veränderung der Nordseeküstenlinie zwischen Greetsiel im Westen und Norden im Osten. Die unterschiedlichen Linien und Jahreszahlen stellen die Verlagerung der Küstenlinie durch Landgewinnungsmaßnahmen seit der ersten Hälfte des 15. Jahrhunderts dar. Quelle: Homeier in: Janssen, Theodor, Die Leybucht, o.J., S. 11.

nern und migrierende Sedimentkörper die Inseln vergrößern (Esselink et al. 2017). Andererseits sind seit diesen Veränderungen Dünen und Strände bei Sturmfluten der Erosion ausgesetzt, da die natürliche Sedimentdynamik eine allmähliche Verlagerung der Inselfedimente nach Osten bzw. Süden verursacht und diese nur mithilfe menschlicher Eingriffe in ihrer aktuellen Position gehalten werden. Als Folge kommt es u. a. auf Sylt und Wangerooge zum Verlust von Strandbereichen. Der Küstenbereich der Nordsee ist damit eine durchgehend anthropogen überformte Landschaft.

Die wichtigsten Änderungen der viel jüngeren Ostsee sind dagegen klimatischer Natur mit Wechseln zwischen oxischen und hypoxischen Zuständen in den letzten 1.000 Jahren. Gleichzeitig lassen sich auch hier menschliche Einflüsse, vor allem auf das landwirtschaftlich genutzte Hinterland, seit Jahrhunderten nachweisen. Gezielter Küstenschutz wurde in der Ostsee vor allem durch Dünenbau und -befestigung sowie Buhnen erzielt, da hier wegen des geringen Tidenhubs geringere Flächenanteile überflutungsgefährdet sind. Ab Mitte des 19. Jahrhunderts wurde auch an der Ostsee mit effektivem Deichbau begonnen.

Aufgrund der massiven anthropogenen Eingriffe in die Landschaft lässt sich heutzutage ein engräumiger Wechsel von naturnahen zu anthropogenen Lebensräumen sowohl an der Nord- als auch an der Ostsee beobachten. In der Nordsee gehören zu den Ersteren das Wattenmeer und die Dünen und Salzwiesen der Barriereinseln, zu den Zweiteren viele Salzwiesen des Festlandes, die Deiche und Entwässerungsgräben sowie die Acker- und Grünlandschaften auf den Festlandmarschen (Esselink et al. 2017). Vor dem Hauptdeich wurden durch Lahnungsbau Salzwiesen entwickelt, die aber am Festland durch vielfach rechtwinklig angelegte Lahnungsfelder und die Entwässerung durch parallele Gruppen anstatt durch mäandernde Priele eine einförmigere Landschaftsstruktur aufweisen als die räumlich heterogeneren und diverseren Salzwiesen der Barriereinseln. Die Festlandsalzwiesen wurden früher vielfach landwirtschaftlich beweidet, insbesondere die nicht täglich überfluteten oberen Salzwiesen (Esselink et al. 2017). Ab den 1990er-Jahren wurde die Beweidung allerdings auf vielen Salzwiesenstandorten aufgegeben.

Die Vegetation der Strände ist in beiden Meeren durch Badetourismus stark beeinträchtigt. Dünen im Umkreis der Siedlungen sind als Schutzdünen umgestaltet und mit Faschinen und Anpflanzungen mit Strandhafer festgelegt worden. Jahrhundertelange Beweidung der Dünen führte zur Aushagerung und zur Dominanz von krautigen Pflanzen. Seit etwa 100 Jahren geht die Be-

weidung zurück und ist in den Dünenlandschaften der Nationalparks größtenteils eingestellt. Chronosequenzen von Luftbildern zeigen, dass damit auf den älteren Grau- und Braundünen eine Verwaldung einhergeht, anfangs vor allem mit Sanddorn und Weidengebüschen, aber auch mit Eichen, Birken und Spätblühenden Traubenkirschen. Um dem Meeresspiegelanstieg zu begegnen, wird auch im Niedersächsischen Wattenmeer (Norderney, Spiekeroog) das »Overwashing« gefördert, d. h. die Zerstörung der Dünen bei starken Sturmfluten, deren Sandmassen in den dahinterliegenden Salzwiesen verteilt werden und somit die Landoberfläche erhöhen.

6.4.3 Veränderte Land- und Meeresnutzung und direkte Ressourcenentnahme im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Die Fischerei im Meer wird oft in ihren Auswirkungen mit der Landwirtschaft gleichgesetzt. Sie ist auf nationaler Ebene im gleichen Ministerium angesiedelt (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, BMEL) und unterliegt analog zur Gemeinsamen Agrarpolitik auch einer EU-weiten Regulierung (Gemeinsame Fischereipolitik, GFP, Kap. 6.5.2.4). Daher ist zu betonen, dass es sich hierbei um die Entnahme von Organismen aus dem natürlichen Ökosystem handelt, ähnlich wie bei der Jagd, nur dass sie in weit größerem Maße stattfindet (Kap. 6.4.3.1). In jüngerer Zeit ist durch Aquakultur ein »agrikultureller« Aspekt der Nutzung hinzugekommen (Kap. 6.4.3.2). Die Entnahme von Sand und Kies verändert die biologische Vielfalt ebenfalls direkt (Kap. 6.4.3.3). Zu den weiteren Nutzungen gehören die Schifffahrt (Kap. 6.4.3.4) und die Installation von Offshore-Windkraftanlagen (Kap. 6.4.3.5).

6.4.3.1 Fischerei

Fischerei ist eine von diversen menschlichen Aktivitäten, die kumulativ auf die Ökosysteme von Nord- und Ostsee wirken (Andersen et al. 2015; Guşatu et al. 2021; Kenny et al. 2018, S. 20). Fischereintensität als Treiber mit einem Effekt auf die lokale biologische Vielfalt ist nach mehreren Kriterien zu bewerten: (a) ihrem Einfluss auf die befischten Arten selbst, (b) den Auswirkungen auf die Populationen anderer Arten über ungewollte Beifänge und Veränderungen der Nahrungsnetze und (c) der Wirkung auf lokale Habitate, insbesondere durch den mechanischen Einfluss der Fischerei.

Fischereien in Nord- und Ostsee

In der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee tragen verschiedene Nationen auf Basis der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) der EU zur Fischereintensität bei. Der

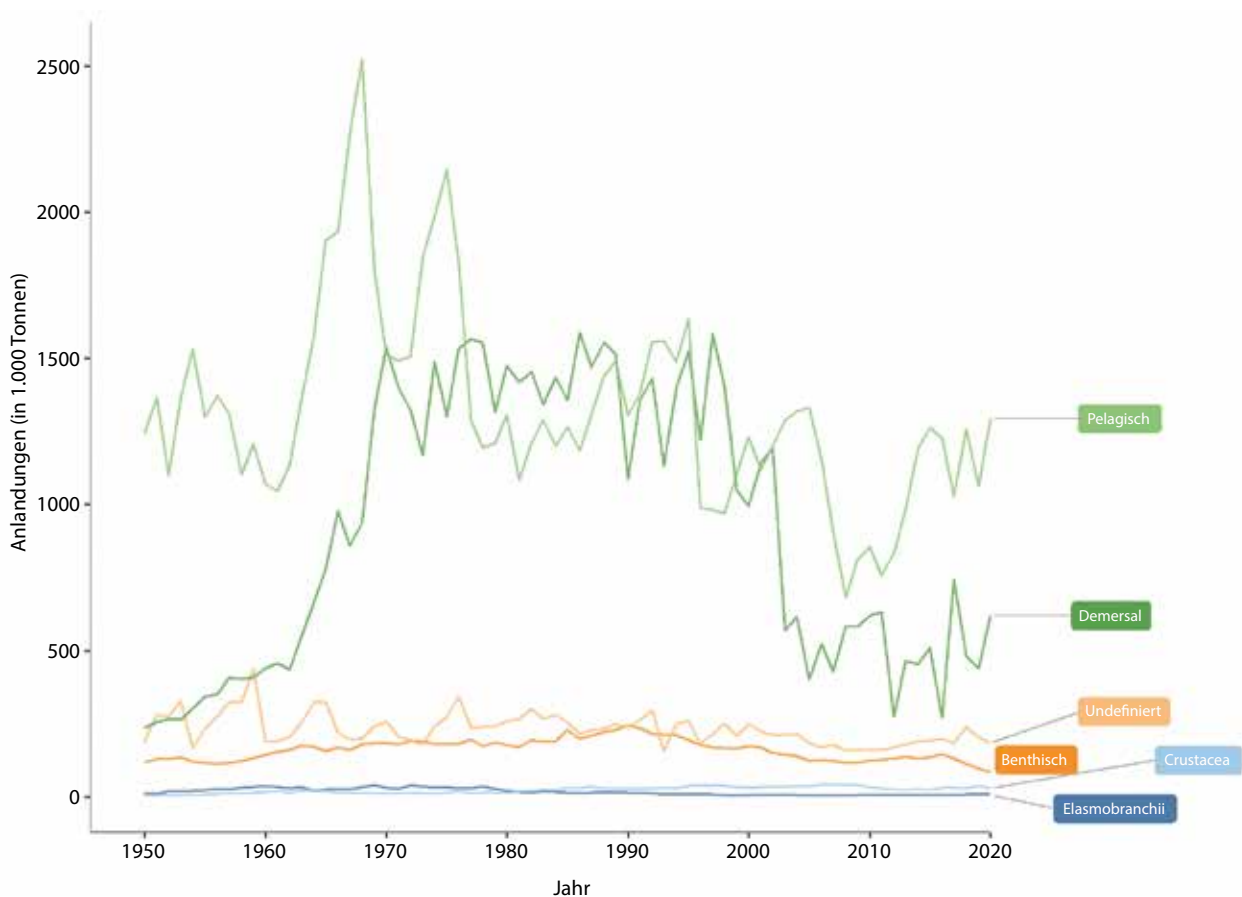


Abbildung 6.15: Fischanlandungen (in 1000 Tonnen) aus der erweiterten Nordsee zwischen 1950 und 2020 nach ICES Daten, Grafik modifiziert, Quelle: ICES.

Anteil des Fischereiaufwands deutscher Schiffe ist dabei deutlich geringer als der internationaler. Das Küstenmeer innerhalb der 12-Seemeilen-Zone wird vorwiegend von kleineren und überwiegend deutschen Schiffen genutzt.

Die Fischereiintensität in der **Nordsee** ist erheblich, begründet dadurch, dass diese flache, produktive Schelfmeerregion von dicht besiedelten Nationen umschlossen ist und schon lange stark genutzt wird, besonders intensiv nach den 1950er-Jahren (Capuzzo et al. 2018; Emeis et al. 2015; Frid et al. 2000). Seit Jahrhunderten hat der Mensch durch Fischerei Einfluss auf die biologische Vielfalt der Nordseefische ausgeübt, sowohl in den Küstenzonen inklusive dem Wattenmeer (Lotze 2007) als auch in der offenen Nordsee (Fock 2014; Fock, Kloppmann & Probst 2014; Gessner, Spratte & Kirschbaum 2011). Fischereiaktivitäten haben die Bestandsentwicklungen vieler Nordseearten geprägt, auch verschiedener Taxa im Beifang (vergl. Kap. 6.4.3.1). Allerdings hat hier der Fischereiaufwand über die letzten Jahrzehnte deutlich abgenommen. Für die Nordsee insgesamt erreichten die Anlandungen pelagischer Arten Ende der 1960er-Jahre bis Mitte der 1970er Maximalwerte, während die demersale Fischerei die größten Anlandungen zwischen 1970 und Mitte der 1990er-Jahren verzeichnete

(ICES; Abb. 6.15). Für beide Fischereizweige haben sich die jährlichen Fangmengen seither erheblich reduziert (Abb. 6.15). Für einige Fischarten spielt ebenso die Freizeitfischerei eine große Rolle, z. B. beim Seebarsch (*Dicentrarchus labrax*) erzielt sie teils ähnlich hohe Anlandungen wie die kommerzielle Fischerei.

Im deutschen Küstenmeer der Nordsee dominiert Fischerei auf Nordseegarnelen (*Crangon crangon*, »Krabben«). Die Krabbenfischerei findet auch innerhalb der Wattenmeer-Nationalparks statt, wo ihr Betrieb dem entsprechenden Nationalparkgesetz (NPG) unterliegt. Innerhalb der Schutzzone 1 des Schleswig-Holsteinischen Nationalparks (NP) gibt es ein nutzungsfreies Gebiet. Ansonsten ist Krabbenfischerei im NP zulässig, wobei sie sich am Schutzzweck des NPs zu orientieren, d. h. die natürliche Entwicklung des Wattenmeers zu gewährleisten und seine besondere Eigenart zu bewahren hat. Die Fischerei auf Miesmuscheln findet lokal begrenzt statt und ist nach dem Landesfischereigesetz reguliert. Die Gewinnung von Herz- und Schwertmuscheln ist in den Wattenmeer-Nationalparks seit Anfang der 1990er-Jahre gänzlich untersagt.

In der **Ostsee** wird die Küstenfischerei von sehr vielen kleinen Schiffen, häufig im Nebenerwerb, betrieben.

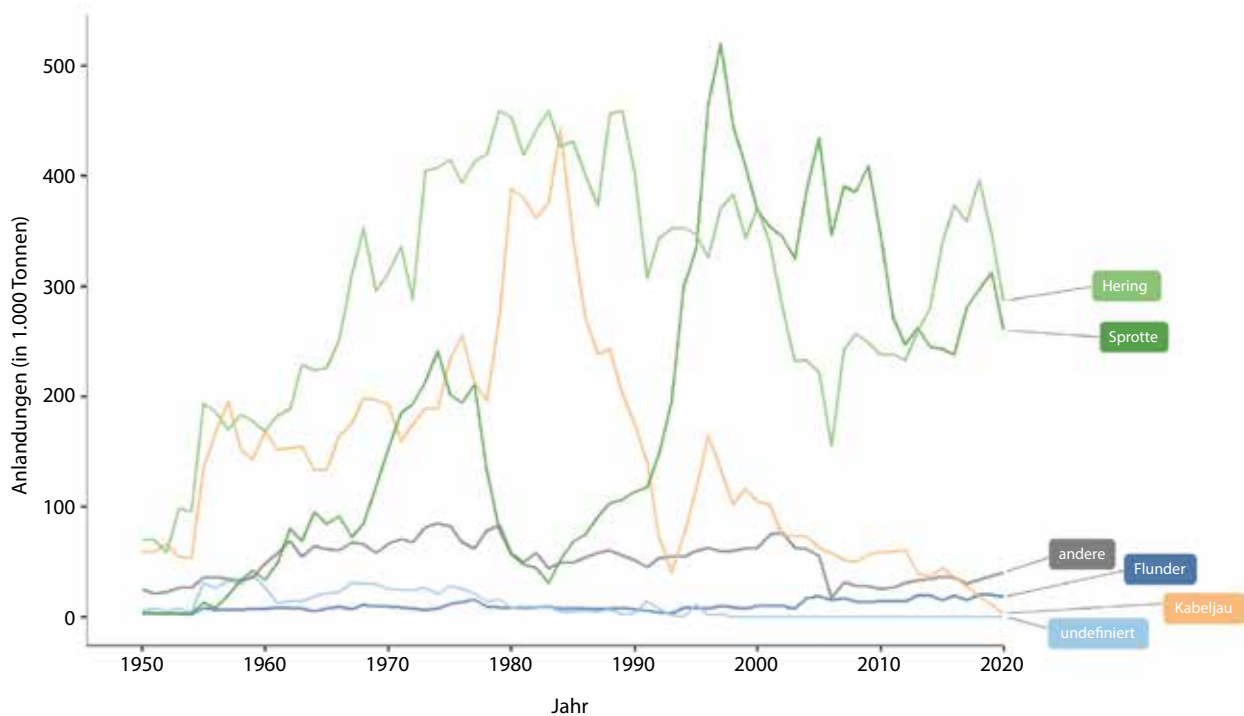


Abbildung 6.16: Fischanlandungen (in 1000 Tonnen) aus Ostsee zwischen 1950 und 2020 nach ICES Daten, Grafik modifiziert, Quelle: ICES.

An der Ostseeküste geht ein signifikanter Anteil der Fänge von Dorsch, Lachs und Meerforelle auf die Freizeitangelfischerei zurück, sodass für diese inzwischen auch Tagesfangmengenbegrenzungen festgelegt werden (Haase et al. 2022).

In den deutschen Ostseegewässern konzentriert sich die kommerzielle Fischerei im Wesentlichen auf drei Arten, nämlich Sprotte, Hering und Dorsch (<https://www.ices.dk/advice/ESD/Pages/Baltic-Sea-Selective-species-extraction.aspx>). Die Gesamtanlandungen nahmen seit den 1950er-Jahren aufgrund der technologischen Entwicklung der Flotte, aber auch der Minenräumung und damit verbundenen Flächenerweiterung nach dem 2. Weltkrieg zunächst kontinuierlich zu. Der Zusammenbruch der Dorschfischerei seit Beginn der 1980er-Jahre mit einem Rückgang der Anlandungen von 400.000 t pro Jahr auf null in den letzten Jahren führte zunächst zu erheblich steigenden pelagischen Fangmengen an Sprotten mit einem Höchststand Ende der 1990er-Jahre. Heringsanlandungen erreichten Mitte der 1970er-Jahre bis 1990 jährlich um 400.000 t (Abb. 6.16).

Fangempfehlungen und Fangquoten

Die erlaubten Fangmengen (Fangquoten) für die einzelnen Fischbestände in Nord- und Ostsee werden jährlich neu festgelegt. Dies geschieht für die europäischen Meeresgebiete auf EU-Ebene und ist Ergebnis eines politischen Prozesses, an dessen Anfang die wissenschaftlichen Fangempfehlungen des ICES stehen. Die operativ

umgesetzten Fangregulierungen sind also nicht unbedingt (und häufig nicht) identisch mit dem, was in Modellen auf Basis von Fischerei- und Monitoringdaten als der maximale Dauerertrag (MSY) einer nachhaltigen Fischerei ermittelt wurde.

Überfischung wird als eine Ursache für den schlechten Zustand wichtiger Fischbestände in der Ostsee angesehen, da die politisch vereinbarten Fangquoten bis vor einigen Jahren häufig jenseits der Empfehlungen lagen (z. B. für die Dorsch- und Heringsbestände der westlichen Ostsee). In den letzten Jahren erfolgte eine stärkere Orientierung an den empfohlenen Fangquoten, um auf negative Bestandsentwicklungen entsprechend zu reagieren. Für den Dorsch hat dies bisher allerdings nicht zu einer Erholung geführt. Möllmann et al. (2021) argumentieren aufgrund einer Analyse von ICES-Daten, dass die Dorschbestände Anfang der 2000er-Jahre einen Kipppunkt überschritten haben und sich inzwischen in einem wenig produktiven Systemzustand befinden, der durch Überfischung verursacht und durch klimatische Veränderungen nun verfestigt wird. Gleichmaßen überstieg der Fischereidruck auf die Heringsbestände der westlichen Ostsee (Frühjahrslaicher) über lange Zeit den MSY-Richtwert deutlich. Aufgrund der immer geringer werdenden Abundanzen mussten die Fangquoten in der westlichen Ostsee schrittweise und in den Jahren 2017–2021 noch einmal drastisch um weitere 94 % gesenkt werden. Auch hier scheint der Klimawandel eine Erholung der Bestände trotz geringer Fangquoten zu er-

schweren (Moll et al. 2018; Polte et al. 2021). Aktuell liegt der Bestand des Herings der westlichen Ostsee unter dem Limitreferenzpunkt für die Laicherbiomasse, und seine Nachwuchsproduktion ist weiterhin sehr schwach. Die Empfehlung lautet unverändert auf Schließung der Fischerei 2024, weil es keine Fangmenge gibt, die eine Erholung des Bestandes bis 2025 bewirken könnte (www.fischbestaende-online.de).

Auswirkungen von Fischerei auf die biologische Vielfalt

Mobile bodenberührende Fischereimethoden bewirken eine Abrasion der oberen Sedimentschichten mit entsprechendem Einfluss auf die dort angesiedelte Epi- und Infauna (ICES 2016; Kenny et al. 2018); sie haben daher einen direkten **Einfluss auf benthische Lebensgemeinschaften** und deren biologische Vielfalt (Callaway 2007; Frid et al. 2000). Negative Einflüsse der Miesmuschelfischerei im Wattenmeer zeigten McLaverty et al. (2020) auf, Hiddink et al. (2003) für die Herzmuschelfischerei, die allerdings mittlerweile im deutschen Wattenmeer verboten ist (s. o.).

Die Krabbenfischerei führt nicht nur zu hohen Beifangraten bei Jungfischen, sondern wirkt sich durch Beifänge juveniler Garnelen zusätzlich negativ auf den Nachwuchs der befischten Krabbenvorkommen aus (Ulleweit, Stransky & Panten 2010). Fischbeifänge betreffen vorwiegend junge Schollen, Klieschen, Heringe und Wittling sowie Grundeln (Ulleweit, Stransky & Panten 2010; für einen Vergleich mit Beifängen der Plattfischfischerei nach Biomasse siehe Beare et al. 2013b, Tab. 5). Weil die Geschirre der Krabbenkutter wesentlich leichter sind als die in der Plattfischfischerei eingesetzten großen Baumkurren, haben sie weniger Einfluss auf benthische Habitatstrukturen und Lebensgemeinschaften. In einer Studie zu Effekten der Krabbenfischerei auf die Benthosgemeinschaften im Wattenmeer (CRANIMPACT) bewerteten Fock et al. (2023) die Wirkung der üblichen Fischereimethode auf einen für die Garnelenfischerei typischen Habitattyp (»Fein- und Mittelsand mit Rippelstruktur«; für andere Habitate lässt sich daraus keine Aussage ableiten). Signifikante Unterschiede zwischen experimentell befischten Flächen und unbefischten Kontrollflächen traten für einzelne Arten der Endo- und Epifauna auf, für die die modellierte Effektdauer einer vierfachen Überfischung bei 13–20 Tagen lag. Insgesamt kamen die Autoren zu der Schlussfolgerung, dass die Endofauna der untersuchten Lebensraumtypen resilient gegen eine geringe Fischereiintensität von bis zu ca. 1,5 Überfischungen pro Jahr ist. Allerdings wurde der Nachweis von Fischereiaus-

wirkungen durch die erhebliche kleinskalige Variabilität der Lebensgemeinschaften erschwert. CRANIMPACT konnte die Frage nicht beantworten, inwieweit die heute beobachteten Gemeinschaften durch die mehr als hundertjährige fischereiliche Nutzung der Nordsee bereits geprägt sind: Referenzdaten lagen teilweise erst seit den 1920er-Jahren vor (Lister Ley), als es schon eine Garnelenfischerei gab. Die Referenzflächen im dänischen Wattenmeer sind erst seit den 1970er-Jahren mit einem Fischereiverbot belegt.

Unbeabsichtigter Beifang von Nichtzielarten kann deren Populationen in Mitleidenschaft ziehen. Hierbei reagieren die Populationen großer, langlebiger Fischarten mit geringen Reproduktionsraten besonders empfindlich (Reynolds et al. 2005), sodass Haie und Rochen besonders betroffen sind (Dulvy et al. 2000; Jennings, Greenstreet & Reynolds 1999). Für die Nordsee zählen hierzu der Dornhai (*Squallus acanthias*), Glattrochen (*Dipturus* spp.) und Heringshai (*Lamna nasus*) (ICES).

Fischereidruck wirkt sich auf unterschiedliche Weise auch auf Seevögel aus: Zum einen hat die Menge an gefangenem Fisch Einfluss auf das Nahrungsnetz und die Verfügbarkeit von Beuteorganismen für Vögel, zum anderen stellen Stellnetze eine Gefahr für tauchende Seevögel dar (Bellebaum et al. 2013). Einige Seevogelarten profitieren jedoch auch von der Fischerei, indem sie als Schiffsfolger Fischereiabfälle nutzen (Garthe & Hüppop 1994; Garthe & Scherp 2003). Allerdings wirkt dies ebenfalls einer natürlichen Populationsentwicklung entgegen, da die entsprechenden Vogelarten im Vergleich zu anderen Arten so überproportional in ihrer Populationsentwicklung begünstigt werden.

Fischereiaktivitäten haben auch Auswirkungen auf verschiedene Meeressäuger, indem sie die Nahrungverfügbarkeit für diese Topprädatoren beeinflussen (Herr, Fock & Siebert 2009) oder die marinen Säuger in suboptimale Habitate verdrängen (Koschinski 2001). Eine große Gefahr besteht für Meeressäuger, insbesondere für Schweinswale, in geringerem Maße aber auch für Robben (Cosgrove et al. 2016), durch den potenziellen Beifang (Brownell et al. 2019), insbesondere in der Stellnetzfischerei in der Ostsee (Koschinski 2001; Siebert et al. 2020). Lärmbelastung und potenziell auch Gehörschäden behindern Schweinswale in der Echoortung von Stellnetzen (Au & Jones 1991; Nielsen et al. 2012; Wohlsein et al. 2019). Dies muss bei der Etablierung von Beifangvermeidungsmethoden berücksichtigt werden. Aktuell werden vor allem akustische Pinger eingesetzt, aber auch andere Methoden werden derzeit entwickelt und getestet (Bariumsulfat). Ein weiterer Nebeneffekt der Fischerei sind verloren gegangene Netzteile, soge-

nannte Geisternetze, in denen sich Meeressäuger verfangen und daran verenden können (Unger et al. 2017).

6.4.3.2 Aquakultur

An der deutschen Nordseeküste ist aufgrund der starken Strömungen und des trüben Wassers mit hohem Schwebstoffgehalt Aquakultur in Käfigen nicht rentabel. Im Nationalpark Wattenmeer ist sie außerdem verboten. An der Ostsee ist die Aquakultur nach der Wiedervereinigung auf einen Bruchteil der früheren Produktion zurückgegangen (Rosenthal & Hilge 2000). Ein Ausbau der momentanen Produktion hat in den letzten Jahren immer wieder stagniert und wird speziell für die Ostsee aufgrund der ohnehin zu hohen Nährstofflast kritisch gesehen.

Seit einigen Jahren gibt es Bestrebungen, Offshore-Windkraftanlagen und das durch sie bereitgestellte Hartsubstrat für nachhaltige Formen der marinen Aquakultur zu nutzen, z. B. IMTA (integrierte multitrophische Aquakultur), d. h. die gleichzeitige Kultivierung von Nährstoff freisetzenden (Fische, Garnelen) und Nährstoff zehrenden Organismen (Muscheln, Algen) (Buck et al. 2018; Buck & Langan 2017).

6.4.3.3 Sand- und Kiesabbau

Sand, Kies und Steine werden als Rohstoffe im maritimen Bausektor, in der Baustoffindustrie und bei der Umsetzung von Küstenschutzmaßnahmen benötigt.

Dem MSRL-Zustandsbericht zufolge wurden im Zeitraum 2011–2016 im Küstenmeer der **Ostsee** Sand und Kiessand für den Küstenschutz auf etwa 5,2 km² und für gewerbliche Zwecke auf rund 21 km² abgebaut. Im Bereich der Küstengewässer nach WRRL (1-sm-Zone) erfolgten keine Entnahmen. Gleiches gilt für die AWZ der Ostsee im Bewertungszeitraum. Die in der AWZ der **Nordsee** abgebauten Rohstoffe werden im Gegensatz zur Ostsee zu einem bedeutenden Teil für Baumaßnahmen an Land verwendet. Hier standen 267,3 km² innerhalb der AWZ zum Abbau zur Verfügung. In den Küstengewässern nach WRRL (1-sm-Zone) erfolgte kein Abbau, aber eines der größten Extraktionsgebiete (Westerland III) liegt im Nationalpark Wattenmeer. Hier werden jährlich 1,1 Mio. t Sand zum Strandaushub und zur Befestigung von Sylt entnommen (Schultze & Nehls 2017). Der Abbau mariner Rohstoffe wird aufgrund der steigenden Nachfrage weiter anwachsen.

Primär verändert die Sedimententnahme (wie auch die Sedimentverklappung) den benthischen Lebensraum durch eine Veränderung der Sedimenttopologie und -charakteristika. Anhand einer Sandentnahme von 320.000 m³ in der westlichen Ostsee ließ sich erkennen,

dass ein Jahr nach der Entnahme zwar die Biomasse und Abundanz der vor allem betroffenen Makroinvertebraten sich erholt hatte, jedoch nicht die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft, da vor allem sensitive Arten sich nicht zeitnah erholen (Boyd et al. 2005; Krause, Diesing & Arlt 2010; van der Veer, Bergman & Beukema 1985). Zum gleichen Ergebnis kam eine experimentelle Verklappungsstudie in der Mecklenburger Bucht (Powilleit, Kleine & Leuchs 2006). Diese **Diskrepanz zwischen funktioneller Erholung und Erholung der Artenzahl** ist ein häufig beobachtetes Phänomen (Hillebrand & Kunze 2020). In der Tat scheinen die Auswirkungen noch mehrere Jahrzehnte nach der Entnahme sichtbar, und eine Erholung könnte durch positive Feedbacks nach Etablierung einer neuen Lebensgemeinschaft komplett ausbleiben (Mielck et al. 2021).

6.4.3.4 Schifffahrt

Potenziell negative ökologische Auswirkungen der Seeschifffahrt sind vielfältig. Einerseits hat die **Freisetzung von Schadstoffen, Öl, Chemikalien und Schwermetallen und Schiffsemissionen** einen erheblichen Anteil an der Verschmutzung der Meeresumwelt und ihrer Bewohner (Kap. 6.4.5). Zusätzlich wirken sich die durch die Schifffahrt bedingte **Lärmverschmutzung** ebenso wie **visuelle Störungen** negativ auf den Zustand von Meeresorganismen aus. Ein prominentes Beispiel ist der Schweinswal, aber auch andere Organismengruppen wie bestimmte Fisch- und Vogelarten werden aufgrund hoher Fluchtdistanzen negativ beeinträchtigt. Zusätzlich können havariebedingte Ölaustritte und illegale Müllentsorgung erhebliche schädigende Auswirkungen für die Küstenökosysteme nach sich ziehen. Außerdem gilt die Schifffahrt als wichtigster Vektor für die **Einschleppung nicht einheimischer Arten** und Häfen daher als Hotspots der Einwanderung (Leppäkoski et al. 2002).

Die Schaffung bzw. Anpassung von Fahrrinnen und deren Freihaltung durch kontinuierlich erforderliches Dredging führen zu erheblichen Veränderungen der Geomorphologie der Küstensedimente, vor allem wird die Sedimentheterogenität reduziert (van Dijk et al. 2021). Damit einher gehen Veränderungen der biologischen Vielfalt, vor allem direkt nach dem Dredgen, die durch die Zunahme opportunistischer Arten charakterisiert sind (Gutperlet et al. 2015).

6.4.3.5 Offshore-Windenergie und andere Konstruktionen in den Küstengewässern

Seit dem Frühjahr 2022 stellen die angespannte Lage auf dem Energiemarkt und die daraus resultierenden Pläne der Bundesregierung, die Stromversorgung bis zum Jahr

2035 nahezu vollständig auf erneuerbare Energien umzustellen, die Raumplanung vor große Herausforderungen. Die veranschlagten **Ausbauziele für Windenergie auf See** auf mindestens 30 Gigawatt bis zum Jahr 2030, mindestens 40 Gigawatt bis zum Jahr 2035 und mindestens 70 Gigawatt bis zum Jahr 2045 **erfordern eine Flächenbereitstellung für Windkraftanlagen und dazugehörige Kabelleitungen, die aufgrund der hohen Nutzungsdichte in der deutschen Nord- und Ostsee nur zulasten anderer Nutzungsformen, so auch des Naturschutzes, erfolgen kann.** Existierende und geplante Offshore-Windkraftanlagen überlappen sich auch mit Rekrutierungsgebieten für benthische Fische wie z. B. Plattfische (Barbut et al. 2020).

Die potenziellen Auswirkungen dieser Anlagen auf die biologische Vielfalt sind vielseitig und betreffen sowohl den Auf- und Abbau als auch den Betrieb (Bennun et al. 2021; Galparsoro et al. 2022). Der massive Ausbau der erneuerbaren Energien auf See führt zu erheblichen bau- und betriebsbedingten Belastungen durch Lärm, aber auch durch den Schiffsverkehr zu den Anlagen. **Lärmauswirkungen** sind vor allem für marine Säuger bekannt und beinhalten Verhaltensänderungen ebenso wie **physische Schäden an Hörorganen** (Kellermann, Eskildsen & Frank 2006). Daher werden eko-lokalisierende Arten wie Schweinswale von Konstruktionsorten verdrängt (Carstensen, Henriksen & Teilmann 2006). Außer der Lärmbelastung (Schwemmer et al. 2011) gilt für **Seevögel und ziehende Landvögel** zusätzlich das **Risiko von Kollisionen mit Rotorblättern**, zusätzlich erleiden die Zugvögel **Energieverluste durch Ausweichmanöver** (Hüppop et al. 2006a; Hüppop et al. 2006b). Seevögel wie Taucher, Töpel oder Alke werden aus den Anlagegebieten vertrieben (Garthe et al. 2023; Heinänen et al. 2020; Peschko et al. 2021; Peschko, Mercker & Garthe 2020). Auch hier findet eine Gewöhnung nur langsam statt (Peschko et al. 2020a). Die räumlichen Auswirkungen strahlen dabei weit über die lokale Anlage hinaus, bei Tauchern (*Gavia* sp.) waren diese über eine Entfernung von bis zu 16 km zu verzeichnen (Mendel et al. 2019). Kürzliche Untersuchungen zeigten, dass Offshore-Windkraftanlagen bei vielen Vögeln auch in Bezug auf die Flughöhe innerhalb ihrer direkten Flugrouten liegen und viele Tiere deshalb Ausweichbewegungen ausführen (Schwemmer et al. 2023).

Eine Abschätzung auf der Basis von Totfunden auf einer einzelnen Offshore-Plattform ergab eine Mortalität von jährlich mindestens 150 Vögeln je Anlage, bei über 1.000 solcher Strukturen allein in der Nordsee ergibt das eine Mortalität im Bereich von 100.000 Vögeln (Hüppop et al. 2016).

Die Auswirkungen von OWFs auf die benthische Fauna erscheint demgegenüber unklarer und kontextspezifischer (Klunder et al. 2020). An den Anlagen selbst bilden sich **neue Hartsubstratgemeinschaften, die die Artenzusammensetzung der betroffenen Gebiete stark verändern und zu einer Erhöhung der biologischen Vielfalt führen können.** Hiervon dürften vor allem sessile Filtrierer profitieren, die durch ihre hohe Filtrationsleistung einen signifikanten Einfluss auf Ökosystemprozesse haben (Krone et al. 2013). Diese zusätzliche Besiedlung auf künstlich geschaffenen Habitatstrukturen, die ursprünglich in diesem Raum nicht existierten, entspricht allerdings nicht einer natürlichen Besiedlung des Lebensraumes. An den Stützen verändert sich auch die Zusammensetzung der Fischfauna. In einer Studie gingen höhere Gesamtabundanz mit reduzierter Vielfalt im Vergleich zu Referenzgebieten einher (Wilhelmsson, Malm & Öhman 2006). Die Vertreibung von natürlich an den Standorten der Anlagen vorkommenden Arten scheint nicht durch die Arten, die von den Strukturen profitieren, ausgeglichen zu werden (Stenberg et al. 2015).

Neben den Offshore-Windkraftanlagen können ähnliche Aspekte auch für andere direkte Eingriffe postuliert werden. **Öl- und Gasförderung** bergen trotz Auflagen zu Risikomanagement und Schutzvorrichtungen die Gefahr von **Havarien und Schadstoffaustritten**, die je nach Menge und Art die Meeresökosysteme empfindlich belasten können. Die mit der Verlegung und dem Betrieb von Pipelines und Seekabeln verbundenen Belastungen für Meeresorganismen sind u. a. der zeitweise **Verlust von Nahrungsflächen, Störungen durch Schallemission, Scheueffekte und Trübungsfluten, die sich insbesondere auf Benthosarten, Fische und Nahrungsnetze auswirken.** Durch die Bautätigkeiten kommt es ebenso zu Störungen und starken Beeinträchtigungen im Eulitoral. Diese negativen Effekte treten beim Abbau der Anlagen erneut auf (Coolen et al. 2020). Gleichzeitig gibt es wiederum hartsubstrataffine Arten des Benthos, die sich auf Pipelines ansiedeln (Lacey & Hayes 2020).

6.4.4 Verschmutzung im Lebensraum Küste und Küstengewässer

6.4.4.1 Nährstoffeinträge

Anthropogen bedingte Nährstoffeinträge durch Flüsse und Atmosphäre haben sich für die Nord- und Ostsee seit Beginn des 20. Jahrhunderts bis in die 1980er-Jahre vervielfacht. Die Haupteintragswege für die südliche **Nordsee** sind vor allem die großen Flusssysteme Elbe-Weser und Rhein-Maas (van Beusekom et al. 2019). **Seit**

dem Höhepunkt der eingeleiteten Stoffmengen in den 1980er-Jahren sind die Einträge mittlerweile um 69 % bei Stickstoff (N) und 92 % bei Phosphor (P) zurückgegangen (Abb. 6.17). Damit zeigt sich auch die deutlich erfolgreichere P-Reduktion: Bezieht man Variationen in der Menge des Abflusses mit ein, so hat sich die eingetragene N-Konzentration in den letzten 40 Jahren halbiert, die eingetragene P-Konzentration reduzierte sich um 2/3. Durch diese Veränderung erhöhte sich das N:P-Verhältnis des Eintrags deutlich (van Beusekom et al. 2019).

Obwohl die deutschen Nährstoffeinträge aus Flüssen in die Ostsee zwischen den 1980er- und 2010er-Jahren ebenfalls um 65 % (40.835 t) für Stickstoff und 78 % (2.844 t) für Phosphor zurückgegangen sind (Stoffeintragsmodell MoRe, MSRL), **hielt außer in einigen der Küstengewässer keiner der HELCOM-Eutrophierungsindikatoren die Schwellenwerte ein** (HELCOM 2018a).

Für die deutschen Übergangs- und Küstengewässer (d. h. den Zuständigkeitsbereich der EU-WRRL) im Bereich der Nord- und Ostsee stellt das Umweltbundesamt fest, dass 2021 weder der nach EU-WRRL angestrebte »gute Zustand« noch das »gute ökologische Potenzial« erreicht wurden, und macht **Nährstoffeinträge weiterhin als Hauptproblem für das Verfehlen der Gewässergüteziele verantwortlich** (BMUV & UBA 2022). Eine wesentliche Ursache der nach wie vor hohen Nährstoffbelastungen sind diffuse Einträge aus der Landwirtschaft, welche das Grundwasser belasten und zur Eutrophierung von Oberflächengewässern einschließlich der Küsten- und Übergangsgewässer führen.

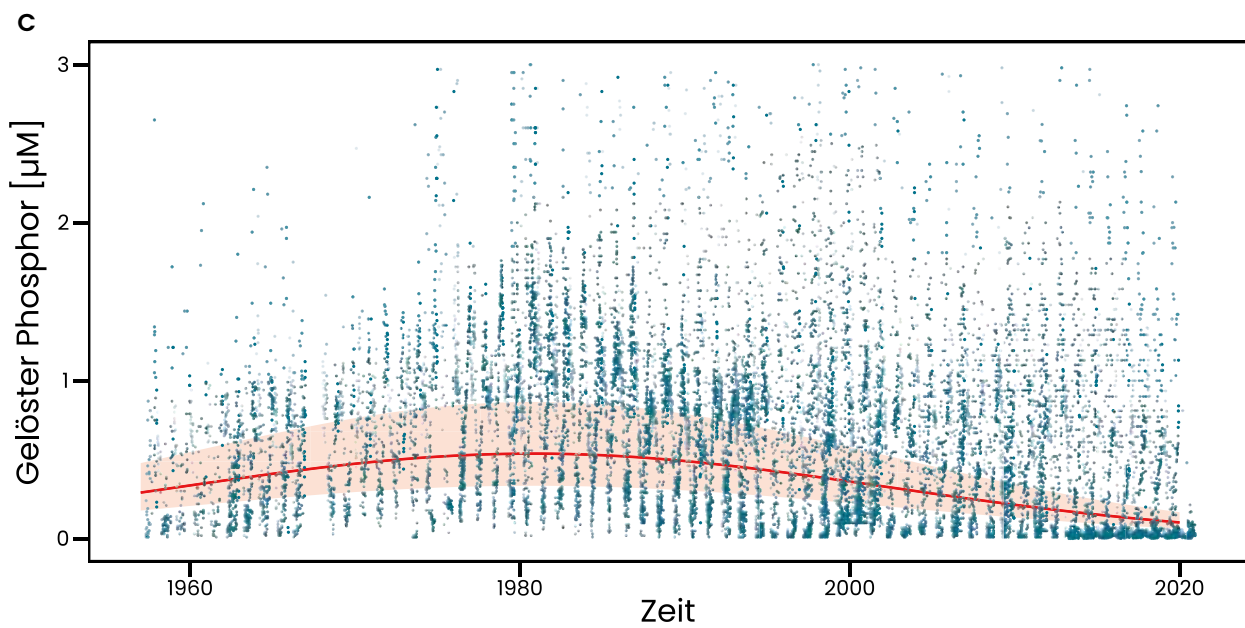
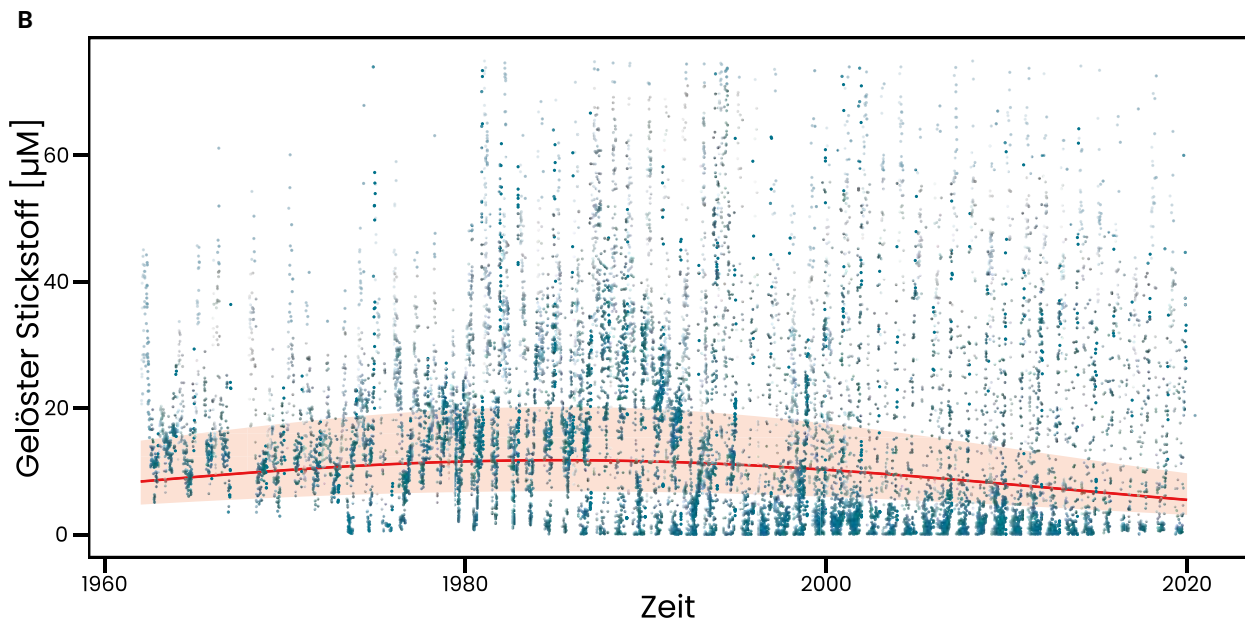
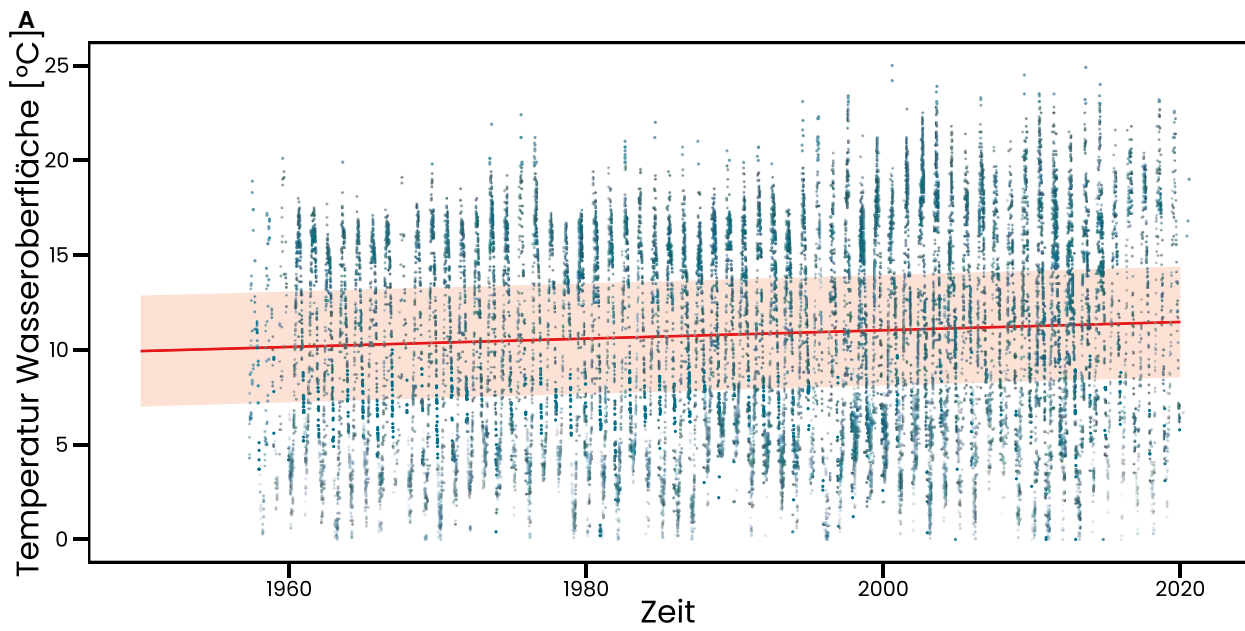
Eine Trübung des Wassers bei hohen Nährstoffgehalten durch vermehrtes Algenwachstum und Überwuchs durch Epiphyten (Werner, Graiff & Matthiessen 2016) wirkt sich vor allem auf benthische Primärproduzenten wie Mikroalgen oder Makrophyten negativ aus und führte zu einem **starken Rückgang von Seegraswiesen** (Krause-Jensen et al. 2021). Dieser Verlust an Habitatbildnern hat eine **Veränderung von komplexen, dreidimensionalen Lebensgemeinschaften hin zu flachen, vereinfachten Gemeinschaften** zur Folge (Airoldi, Balata & Beck 2008) und damit deutliche Auswirkungen auf die biologische Vielfalt. Trotz der beeindruckenden Reduktion der Nährstoffeinträge ab den 1980er-Jahren ist die Erholungsrate des Seegrases dabei gering. Davon betroffen sind auch die Laichgebiete von Fischbeständen wie dem Hering (Frühjahrslaicher) der westlichen Ostsee (Kanstinger et al. 2018; von Nordheim et al. 2020). Letztlich kann sich eine durch die Eutrophierung hervorgerufene Veränderung des Nahrungs-

angebots ebenfalls auf die Dominanzstruktur höherer trophischer Ebenen wie zum Beispiel Seevogelpopulationen auswirken (Hötter et al. 2010; Morelli et al. 2021; Skov et al. 2011).

In der Nordsee hatten die zusätzlich eingeleiteten Nährstoffe zu einer **Zunahme der Biomasse und Veränderung der Artenzusammensetzung** benthischer Gemeinschaften geführt (Schückel & Kröncke 2013). Im Makrozoobenthos der Nordsee lassen sich in den letzten Jahren wieder eine langsame Veränderung in der Zusammensetzung und eine Reduktion der Biomasse feststellen, was als Reaktion auf die zurückgehenden Nährstoffgehalte interpretiert wird (Meyer et al. 2018).

Anders als im Benthos ist trotz sinkender Nährstoffkonzentrationen (Wiltshire et al. 2008) eine **gleichbleibend hohe Phytoplanktonbiomasse** sowohl in der Helgoland Reede (Boersma et al. 2015; Wiltshire et al. 2008), dem Wattenmeer (Antonucci di Carvalho et al. 2023; Prins, Desmit & Baretta-Bekker 2012), der Sylt-Roads-Zeitreihe (Rick et al. 2023) als auch in Modellen (Sarker & Wiltshire 2017; Scharfe & Wiltshire 2019; Xu, Lemmen & Wirtz 2020) festzustellen. Mögliche Ursachen können Veränderungen von Salinität, Trübung, Stickstoff/Silikon(N/Si)-Verhältnisse sowie Temperatur und Fraßdruck sein (Rick et al. 2023; Scharfe & Wiltshire 2019; Wiltshire et al. 2015). Allerdings ist aufgrund der gestiegenen N:P-Verhältnisse (Wiltshire et al. 2008) vor allem küstennah über die letzten Jahrzehnte eine **zunehmende P-Limitation des Phytoplanktons** zu erkennen (Dajka et al. 2022), während die offene Nordsee bei insgesamt deutlich geringeren Konzentrationen eher N-limitiert scheint (Burson et al. 2016). In angrenzenden Küstengebieten der Nordsee ist mit dieser P-Limitation eine Reduktion der *Phaeocystis*-Blüten und der Dinoflagellaten verbunden (Burson et al. 2016; Prins, Desmit & Baretta-Bekker 2012).

Abbildung 6.17: Zeitserien für Temperatur (A) und Nährstoffgehalte (B, C) aus Nord- und Ostsee-Monitoringprogrammen. Daten wurden aus Langzeitmessungen im Wattenmeer (https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/200138/Analysis_of_the_Dutch_and_German_phytoplankton_datasets_of_the_Wadden_Sea.pdf), auf Helgoland (Wiltshire, Ecker & Kirstein o.J.), bei Sylt (Rick et al. 2015), von Boknis Eck (Bange & Malien 2015) und von MUDAB (BfG, <https://geoportal.bafg.de/MUDABAnwendung/>) extrahiert. Nur Oberflächenwasserdaten wurden verwendet (für Stickstoff und Phosphor, Tiefe < 10 m). Es handelt sich um Daten aus Monitoringprobenahmen. In allen drei Plots wurden die Achsen aus Lesbarkeitsgründen leicht begrenzt, weshalb eine geringe Zahl an Datenpunkten (< 1 % aller Datenpunkte) nicht in den Plots gezeigt ist. Alle Daten wurden für die Trendberechnungen (gemischtes lineares Model) verwendet. Die Transparenz der Datenpunkte nimmt von Januar bis Dezember zu.



Eine weitere Folge der immer noch hohen Nährstoffbelastung sind **Algenmassenentwicklungen**, die einerseits im Fall von Blaualgenblüten toxisch sein können und andererseits beim Abbau der großen Mengen von Biomasse am Meeresboden zu Sauerstoffmangel führen. Vor allem die **Ostsee ist aufgrund ihrer langen Verweilzeiten (Ostsee: 25–35 Jahre, Nordsee: drei bis vier Jahre) und der starken Schichtung des Wasserkörpers besonders anfällig für die Bildung von bodennahen Sauerstoffmangelzonen** (Kap. 6.4.4.5). Zusätzlich hat die zunehmende Hypoxie in den Bodenschichten der zentralen Ostsee dazu geführt, dass Phosphat und Ammonium aus den anoxischen Sedimenten wieder in die Wassersäule gelöst werden. Dies stellt neben den externen Quellen für diese Nährstoffe nun eine immer größer werdende interne Quelle dar. Dieser Prozess kann auch während der saisonal auftretenden Sauerstoffarmut in den Küstenregionen beobachtet werden (Bonaglia et al. 2016; Savchuk 2018; Stigebrandt & Andersson 2020).

6.4.4.2 Schadstoffeinträge

Schädliche Auswirkungen auf die Meeresumwelt und ihre Organismen haben vor allem sogenannte PBT-Stoffe, die sich durch lange Abbauezeiten (Persistenz), Anreicherung in Lebewesen (Bioakkumulation) und Giftigkeit (Toxizität) auszeichnen. PBT-Stoffe sind noch Jahrzehnte nach ihrer Anwendung in der Meeresumwelt zu finden. Zu ihnen gehören sowohl persistente organische Schadstoffe wie Polychlorierte Biphenyle (PCB, z. B. DDT), Dioxine, Hexachlorbenzene oder diverse Pestizide als auch anorganische Stoffe wie Quecksilber.

Die Haupteintragsquellen sind für die Nord- und Ostsee indirekte Schadstoffeinträge über Flüsse und die Atmosphäre. Atmosphärische Einträge stammen vor allem aus dem Verkehr, Verbrennungsanlagen und der Seeschifffahrt (Barregard et al. 2019). In der Ostsee machen atmosphärische Einträge, die nicht aus dem Wassereinzugsgebiet stammen, beispielsweise 60 % der Cadmium-, 84 % der Blei- und 79 % der Quecksilberdeposition aus (UBA). Allerdings verursacht die Schifffahrt auch direkt eine chronische Verschmutzung durch Öl (Chrastansky & Callies 2009).

Obwohl die meisten MSRL-Indikatoren zu Schadstoffen für die Nordsee abnehmende Trends aufweisen, konnte der gute Umweltzustand nicht erreicht werden, was größtenteils auf eine weiterhin zu hohe Belastung durch Quecksilber zurückzuführen ist. Der nationale Indikator für Cäsium-137 zeigt zwar ebenfalls eine stetige Abnahme, dennoch wurde für die deutsche AWZ ein zu hoher Wert ermittelt. In den deutschen Territorialgewässern lagen die Werte allerdings unterhalb des Schwellen-

werts. Schadstoffgehalte in Miesmuscheln (Deskriptor D9) liegen in den deutschen Nordseegewässern ebenfalls unterhalb der festgelegten Schwellenwerte.

Für die südliche und westliche Ostsee blieben die Schadstoffkonzentrationen in den letzten sechs Jahren weitgehend unverändert und sind nach wie vor zu hoch. In der Kieler und Mecklenburger Bucht überschreiten fünf von sieben bewerteten Substanzen die Schwellenwerte. Im Arkonabecken und im Bornholmer Becken überschreiten fünf von zwölf bzw. sechs von zehn die Schwellenwerte des guten chemischen Zustands (nach WRRL). Vor allem ubiquitär vorkommende Schadstoffe wie Quecksilber und polybromierte Diphenylether (PBDE) weisen zu hohe Konzentrationen auf. Der HELCOM-Indikator Aktivitätskonzentrationen von Cs-137 zeigte ebenfalls zu hohe Konzentrationen an.

Der neue nach HELCOM prioritäre Stoff Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) lag in Biota unterhalb des Schwellenwerts, in Küstengewässern allerdings deutlich darüber. Für die AWZ liegen bisher keine Daten vor, aber eine schwedische Studie zu Vogeleiern fand eine 30-fache Erhöhung der PFOS-Konzentration von 1968 bis 2003 (Holmström, Järnberg & Bignert 2005). Allerdings wurden die Schadstoffe, die maßgeblich zu den Einbrüchen im Bruterfolg der Vögel geführt hatten (vor allem DDT und PCB), schon in den 1980er-Jahren verboten, was auch zu einem Rückgang der Belastung in Vogeleiern führte (Jörundsdóttir et al. 2006). Zudem zeigt sich der Rückgang der PCB-artigen Stoffe nicht in allen Organismen, wie Untersuchungen am Hering (*Clupea harengus*) in der Ostsee zeigen (Miller et al. 2013).

Zahlreiche Studien belegen die negativen Effekte, die Schadstoffe auf Meeresorganismen haben können. Dazu gehören **verringertes Bruterfolg** bei Vögeln durch DDTs und PCBs (Helander et al. 2002; Herrmann et al. 2011; Herrmann & Heuck 2019), **verringerte Wachstumsraten und Fortpflanzungserfolge** in mehreren Molluskenarten durch Tributylzinn in Antifouling-Anstrichen (Bauer et al. 1997; Nehring 2000; Oehlmann et al. 1998; Parmentier et al. 2019) und **Beeinträchtigungen des Reproduktionserfolgs durch Wachstumshemmung** (Pinkney, Matteson & Wright 1990) sowie **Störung in der Gonadenentwicklung** (Scholz & Klüver 2009) **und im Lipidstoffwechsel** (Belpaire & Goemans 2007) bei Fischen. Auch die Verschmutzung durch Öl- und Gasbohrung führt zu Verlusten vor allem der benthischen Fauna, die zeitlich und räumlich größer sind als der lokale direkte Eingriff (Ellis, Fraser & Russell 2012). Durch die Bioakkumulation vieler Schadstoffe sind vor allem Topprädatoren einer hohen Anreicherung von Schadstoffen ausgesetzt. Viele der schon länger

bekannten Schadstoffe sind mittlerweile verboten, allerdings werden permanent neue Schadstoffe entwickelt.

Chemische Schadstoffbelastungen, etwa durch persistente Schadstoffe wie DDT, PCBs, PBDEs, Toxaphene und Quecksilber, standen ab den 1970er-Jahren im Verdacht, negative Auswirkungen auf die Reproduktion sowie das Immun- und Hormonsystem von marinen Säugern zu haben (Beineke et al. 2005; Drescher, Harms & Huschenbeth 1977; Jepson et al. 2016; Kannan et al. 2000; Siebert et al. 1999; Van Loveren et al. 2000), und wurden als Ursache für verschiedene Erkrankungen nachgewiesen (Bäcklin et al. 2021; Helle, Olsson & Jensen 1976; Schmidt et al. 2020). Ein Zusammenhang zwischen erhöhten Schadstoffbelastungen in Schweinswalen und chronischen Erkrankungen wird vermutet (Siebert et al. 1999; Wunschimann et al. 2001). In der Ostsee wird eine Reihe von charakteristischen Erkrankungen des Immunsystems, des Darmtrakts und der Reproduktionsorgane in Kegelrobben, der sogenannte »Baltic Seal Disease Complex«, mit persistenten Schadstoffen in Zusammenhang gebracht (Lakemeyer et al. 2020). PCB-Belastungen in Meeressäugern haben nach wie vor eine Höhe, die Auswirkungen bei den Tieren erwarten lassen (Bredhult et al. 2008; Nyman et al. 2002; Siebert 2012; Yap et al. 2012).

6.4.4.3 Müll, Makro- und Mikroplastik

Meeremüll und besonders die langsam abbaubaren Kunststoffe stellen global eine immer größer werdende Gefahr für Meeresorganismen dar, da Tiere sich in Müllteilen verfangen, diese mit der Nahrung aufnehmen oder sich daran verletzen (Poloczanska et al. 2013; Roman et al. 2020). Abfallmengen aus Verpackungsmüll, vor allem Kunststoffe, wachsen seit Jahrzehnten stetig an. In Deutschland ist der Verpackungsverbrauch zur Entsorgung zwischen 2010 und 2020 um 17,3 % auf 18.777 kt gestiegen. Davon waren 3.219 kt allein Kunststoffverpackungen (Burger, Cayé & Schüler 2022). Weltweit ist die Plastikproduktion von 1,7 Mio. t in den 1950er-Jahren auf 391 Mio. t im Jahr 2021 angewachsen, wovon 4,8–12,7 Mio. t jährlich über die Küsten in den Ozean gelangen (Meyerjürgens et al. 2023 und Referenzen darin). Der über die Flüsse eingeleitete Anteil ist hierbei wohl kleiner als angenommen, ein Großteil scheint lokal direkt eingebracht zu werden (Schöneich-Argent, Dau & Freund 2020).

An der südlichen Nordseeküste wurden bei Strand-surveys im Mittel pro 100 m Strandabschnitt 389 Müllteile gefunden, fast 90 % davon bestanden aus Kunststoffen, und die meisten Teile entstammten der Fischereiindustrie und Verpackungen (Schulz et al. 2015).

Ungefähr 60 % der Mägen von Eissturmvögeln überschritten den festgelegten Schwellenwert von 0,1 g Plastikmüll im Mageninhalt pro Tier. Über die letzten zehn Jahre konnte für diesen MSRL-Indikator keine Veränderung verzeichnet werden.

Generell liegen die Mengen an Abfällen am Meeresboden in der Nordsee deutlich über denen der Ostsee (Int-Veen et al. 2021; Kammann et al. 2018). An der Ostsee wird ebenfalls seit 2012/13 ein Strandmüll-Spülsaummonitoring durchgeführt und Müllteile im Rahmen des Baltic International Trawl Surveys (BITS) erfasst. Auch hier fehlen allerdings Langzeitdatenreihen, die die Auswirkungen von Müll auf Meeresorganismen belegen könnten. Die MSRL-Bewertung stützt sich für die Ostsee auf den letzten HELCOM-Statusbericht. Dieser stellt fest, dass 70 % des Meeremülls aus Kunststoffen bestehen, wobei bei der Strandmüllsammmlung große Unterschiede in der räumlichen Verteilung entlang der Ostseeküste verzeichnet wurden. Haupteintragsquelle ist hier der Tourismus (Haseler et al. 2018; Schernewski et al. 2018).

Zusätzlich zu großen Müllteilen ist die Menge an Mikroplastikteilen (< 5 mm) im Meer und Organismen in den Fokus gerückt. Hier lassen sich auch in Biota wie Muscheln hohe bzw. steigende Konzentrationen finden (Halbach et al. 2022), allerdings sieht der MSRL-Zustandsbericht von einer Aussage hinsichtlich der Kriterien der Menge und Verteilung von Mikroplastikpartikeln und deren Auswirkungen auf Meeresorganismen ab, da die Methodik der bisher dazu veröffentlichten Studien sich unterscheidet. Tatsächlich variieren die wissenschaftlichen Ergebnisse in Bezug auf die Anzahl der Meerestiere mit Mikroplastikpartikeln im Magen-Darm-Trakt zwischen < 1 und 40 % (Beer et al. 2018; Fischer 2019; Foekema et al. 2013; Kühn et al. 2020; Rummel et al. 2016; Wesch et al. 2016a; Wesch et al. 2016b). Hermsen et al. (2017) vermuten methodische Unterschiede als Ursache für die hohe Variabilität.

In den letzten Jahren wurden eine Reihe von Studien zu trophischem Transfer von Mikroplastikpartikeln und damit verbundenen potenziell schädlichen Auswirkungen für Topprädatoren und den menschlichen Verzehr von Meerestieren durchgeführt. Schädliche Auswirkungen oder eine Korrelation zwischen Schadstoffen im Muskelgewebe mit der Anzahl an ingestierten Partikeln wurden bisher nicht bestätigt (Ogonowski et al. 2019). Eine gesundheitsschädliche Wirkung von Mikroplastik für Topprädatoren und den Menschen wurde ebenfalls als eher gering eingeschätzt (Garrido Gamarro et al. 2020; Lusher, Hollman & Mendoza 2017), allerdings wurde darauf hingewiesen, dass die Datenlage zu die-

sen Fragestellungen noch sehr begrenzt ist (Barboza et al. 2018; Carbery, O'Connor & Palanisami 2018; EFSA CONTAM Panel 2016).

6.4.4.4 Beseitigung Munition, Kampfmittel

In der deutschen Nord- und Ostsee lagern Altlasten von ca. 1,6 Mio. t konventioneller Munition und 5.000 t chemischer Kampfstoffe, die im Zweiten Weltkrieg durch Militäroperationen oder danach durch Verklappung versenkt wurden (UBA 2023). Im Rahmen mehrerer nationaler und internationaler Forschungsprojekte haben zahlreiche Studien sprengstofftypische chemische Munitionsbestandteile in Meerwasser, Sedimenten und Organismen nachweisen können. Von 17 verschiedenen Verbindungen, die in deutschen Küstengewässern gemessen wurden, kamen TNT, RDX und DNB am häufigsten vor. Munitionsversenkungsgebiete wie z. B. die Kolberger Heide oder Bereiche in der Lübecker Bucht wiesen die höchsten Konzentrationen auf, aber mit deutlichen Unterschieden zwischen den Gebieten (Beck et al. 2018; Greinert 2019). Diese Daten belegen die weitverbreitete Freisetzung von Schadstoffen aus mariner Munition, die damit eine Quelle chemischer Verunreinigungen in küstennahen Meeressystemen ist, deren Stärke in Zukunft wahrscheinlich zunehmen wird.

Bislang stehen nur wenige Daten zur Verfügung, um die Auswirkungen munitionsbedingter Verschmutzung auf bestimmte Organismengruppen des Küstenraums abzuschätzen. In Labor- und Feldstudien wurden die **Aufnahme und Akkumulation der toxischen Chemikalien in tierischem Gewebe** nachgewiesen (Greinert 2019; Maser & Strehse 2020; Schuster et al. 2021; Strehse et al. 2017). Diese Aufnahme korreliert positiv mit den Expositionskonzentrationen und führt zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen der exponierten Organismen. Außerdem bestehen neben den großen **Auswirkungen, die Sprengungen über große Distanzen auf Meeressäuger haben können** (Kap. 6.4.4.5), große Sorgen bezüglich der Konsequenzen, wenn die Munitionshüllen durchrosten und die Bestandteile der Sprengsätze sowie chemische Substanzen wie Senfgas oder TNT im marinen Ökosystem freigesetzt werden (Slobodnik et al. 2022).

Aktuell beruhen diese Ergebnisse nur auf einigen wenigen Pilotstudien, beziehen sich nur auf kleine geografische Gebiete und nur wenige Modellorganismen. Außerdem wurden wichtige Arten, die verschiedene Ebenen der marinen Nahrungskette repräsentieren, noch nicht im Detail untersucht. Dies zu ändern ist der Anspruch des DAM-Projektes CONMAR (www.conmar-munition.eu). Die Zuständigkeiten für die Sanierung und Gefah-

renabwehr von Altlastenmunition sind auf die unterschiedlichen Kampfmittelbeseitigungsdienste der fünf Küstenbundesländer verteilt. Ein strukturierter Entscheidungsprozess wird dadurch verkompliziert, dass Munitionsbestandteile bis jetzt noch nicht Teil des institutionalisierten Bund-Länder-Messprogramms (BLMP) sind und die Zuständigkeiten für die Probenahme und Analyse erst noch geregelt werden müssen.

6.4.4.5 Lärmverschmutzung

Durch die steigenden anthropogenen Aktivitäten nimmt auch der Unterwasserlärm in Nord- und Ostsee zu, was sich zunehmend negativ auf marine Organismen auswirkt (Duarte et al. 2021). Hier spielt die kommerzielle Schifffahrt eine große Rolle, die durch den Weltmarkt weiter zunimmt, aber auch touristische Aktivitäten wie Fähren, Ausflugschiffe, Speedboote, Jetskis und Kreuzfahrtschiffe (Emeis et al. 2015; Frisk 2012). Untersuchungen haben gezeigt, dass hörempfindliche Tiere wie Schweinswale und Robben regelmäßig Schifflärm ausgesetzt sind und dies zu Verhaltensstörungen führen kann (Mikkelsen et al. 2019; Nachtsheim et al. 2023; Wisniewska et al. 2018). Der zunehmende Bau von Offshore-Konstruktionen wie beispielsweise Offshore-Windparks (Schaffeld et al. 2020; Teilmann & Carstensen 2012; Tougaard et al. 2009), Brücken, Tunnel und Plattformen führt zu einem erheblichen lang anhaltenden Lärmeintrag. Hinzu kommt die enorme Anzahl an Munitionsaltlasten in den deutschen Gewässern (Böttcher et al. 2011; Greinert 2019). Diese müssen häufig bei Aktivitäten wie der Konstruktion von Offshore-Windkraftanlagen, Verlegung von Kabeln oder Pipelines oder der Verlegung von Schifffahrtsstraßen gesprengt werden, da sie nicht geborgen werden können (Kap. 6.4.5.4). Ein Beispiel ist die Sprengung von 42 britischen Seeminen in der Nähe des FFH-Schutzgebiets Fehmarnbelt, die zum Tod von zehn von 24 untersuchten Schweinswalen führte (Siebert et al. 2022).

6.4.5 Klimawandel im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Die direkten Konsequenzen des Klimawandels auf Küstenmeere beschränken sich nicht auf die Veränderung der Temperatur und deren Extrema, sondern umfassen auch Veränderungen im Säuregehalt (Versauerung) und Sauerstoffgehalt (Hypoxie, Anoxie) des Wassers. Alle Habitate des Land-Meer-Übergangs sind darüber hinaus direkt vom Meeresspiegelanstieg betroffen. In ihrer Bedeutung für den jetzigen und zukünftigen Wandel der biologischen Vielfalt werden wir diese Aspekte nacheinander betrachten.

6.4.5.1 Anstieg des Temperaturmittelwerts

Der **Temperaturanstieg in den Randmeeren Nordsee und Ostsee übertrifft den globalen Mittelwert der Ozeanerwärmung**. Von 1955 bis 2020 stieg die Wassertemperatur, gemittelt über Nord- und Ostsee, um 1,5°C (Wert ergibt sich aus Datenauswertungen der in Abb. 6.17 gezeigten Temperaturdaten). Der Anstieg der Wassertemperaturen variiert allerdings deutlich zwischen einzelnen Teilbereichen von Nord- und Ostsee. Von 1969 bis 2017 stieg die mittlere jährliche Oberflächentemperatur der Nordsee um 1,3°C (UBA 2019), doppelt so schnell wie die globale Erwärmung des Meeres von 0,75°C. Verschiedene Modelle konvergieren auf eine erwartete Erwärmung in diesem Jahrhundert von ca. 2°C (Schrum et al. 2016). Für die Ostsee ist die historische Erwärmung mit 1,65°C von 1990 bis 2018 sogar noch höher und eine weitere Erhöhung bis 2100 zu erwarten (Ahola et al. 2021). In flachen Küstenbereichen verläuft die Erwärmung abermals schneller, so wurden im niedersächsischen Wattenmeer mittlere Temperaturzuwächse von 2,1°C über die letzten beiden Dekaden gemessen (Hillebrand et al. 2022).

Räumlich sind **veränderte Verbreitungsgebiete** eine klare Folge des Klimawandels (Poloczanska et al. 2013) und zeigen sogar höhere Raten der Verschiebung von Verbreitungsgebieten als bei terrestrischen und Süßwasserorganismen (Chen et al. 2011; Parmesan & Yohe 2003). Dies führt auch zu einem **höheren Austausch von Arten (Turnover)** über die Zeit im Vergleich zu Artengemeinschaften an Land (Blowes et al. 2019) und verschiebt lokale Artentrends zumindest zeitweise zu Artzunahmen (Hillebrand et al. 2018b). Auch für die deutsche Nord- und Ostsee wurde ein (oft zeitverzögertes) Verschieben des Vorkommens von Arten mit veränderter Temperatur berichtet (Hiddink, Burrows & García Molinos 2015; Hiddink & ter Hofstede 2008).

Außer Veränderungen der Verbreitungsgebiete sind auch **Änderungen in der Phänologie und Wechselwirkungen zwischen Arten** (zeitliches Mismatch) Folge des Klimawandels. Diese ökologischen Einflüsse können damit gravierender sein als die isolierten direkten Änderungen von Umweltvariablen (Kahru, Elmgren & Savchuk 2016). Während z. B. das Phytoplankton zu Jahresbeginn vor allem lichtlimitiert ist und wenig auf Temperatur reagiert, ist der Lebenszyklus der Konsumenten oft direkt temperaturkontrolliert. So findet die Rekrutierung der Muschel *Macoma baltica* im Wattenmeer in warmen Jahren früher statt, während die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons sich kaum verschiebt. Folglich kommt es in warmen Jahren zu einem frühen Larvenauftritt bei geringem Nahrungsangebot, wo-

durch der Rekrutierungserfolg dieser wichtigen Schlüsselart sinkt (Philippart et al. 2003). Ähnliches gilt für den frühjahrslaichenden Hering der westlichen Ostsee (Polte et al. 2021).

Neben Veränderungen in der Zusammensetzung von Artengemeinschaften und Verbreitungsgebieten lassen sich auch **Veränderungen innerhalb von Arten zeigen**. Die deutlichste Reaktion ist eine **Verkleinerung der Organismen**, wie sie z. B. für Fische (Baudron et al. 2014; Ikpewe et al. 2021) und Phytoplankton (Hillebrand et al. 2022) in Verbindung mit Erwärmung gebracht wurde. Passend zu dieser Verkleinerungstendenz ist auch, dass die Bedeutung heterotroph-mikrobieller Prozesse mit zunehmender Erwärmung steigen wird (Sarmiento et al. 2010).

6.4.5.2 Hitzewellen

Marine Hitzewellen sind als zeitlich begrenzte Vorkommen ungewöhnlich hoher Meeresoberflächentemperaturen definiert (Hobday et al. 2016). Hauptsächlich angetrieben durch die globale Erwärmung, haben die Anzahl und Ausdehnung dieser Extremereignisse global in den letzten Jahrzehnten zugenommen (Holbrook et al. 2019; Oliver et al. 2018). Die marinen Hitzewellen in der Nord- und Ostsee wurden zeitlich meist mit Hochdruckwetterlagen und gleichzeitigen terrestrischen Hitzewellen in Verbindung gebracht (Borgman et al. 2022). So wurden in der Nordsee in den Jahren 2003, 2006, 2014 und 2016 die bisher höchsten Jahresmitteltemperaturen gemessen, die meist auf eine extreme Erwärmung in den Sommermonaten zurückzuführen war (Oberflächentemperaturanalysen, BSH). In der Ostsee wurden zuletzt in den Jahren 2014 und 2018 Rekordwerte verzeichnet (Oberflächentemperaturanalysen, BSH).

Während für das Berichtsgebiet keine expliziten Synthesen vorliegen, kann aus Erfahrungen anderer Gebiete wie dem Mittelmeer (Garrabou et al. 2022) und der Tatsache, dass marine Organismen näher an ihrem Temperaturmaximum leben als terrestrische (Pinsky et al. 2019), ein **erhebliches Risiko für Mortalitätsereignisse** abgeleitet werden. Für einige habitatbildende Arten wie Seegras wurde dies bereits in den Küstengewässern Deutschlands gezeigt (Reusch et al. 2005). Ohne eine rasche evolutionäre Anpassung an die zunehmenden Temperaturen und Hitzeperioden kann es sein, dass die Seegrasbestände mit dem fortschreitenden Klimawandel nicht Schritt halten können (Ehlers, Worm & Reusch 2008). Aufgrund der unterschiedlichen Toleranzen gegenüber Temperaturveränderungen und -extremen einzelner Arten wird sich auch ohne Letalereignisse die **strukturelle und funktionelle Zusammensetzung von**

Artengemeinschaften mit hoher Wahrscheinlichkeit ändern (Pansch et al. 2018; Viitasalo & Bonsdorff 2022).

6.4.5.3 Meeresspiegelanstieg

Der Anstieg des mittleren Meeresspiegels kann in den Pegel­daten der deutschen Nord- (Wahl et al. 2013) und Ostsee (Gräwe et al. 2019) nachgewiesen werden. Pegel­beobachtungen in der Nordsee deuten darauf hin, dass der absolute Meeresspiegel im Zeitraum von 1900 bis 2009 um etwa 1,5 mm pro Jahr gestiegen ist (Wahl et al. 2013). Der Meeresspiegel wird auch in Zukunft weiter ansteigen (IPCC 2022), eine Beschleunigung des Anstiegs wurde an der Nordsee bereits festgestellt (Stefelbauer et al. 2022) und ist für die Ostsee vorhergesagt (Hofstede, Matelski & Stock 2019).

Dabei ist es wesentlich, auch längere Zeiträume in den Blick zu nehmen, also bis 2300. Für diese Zeiträume gibt es Vorhersagen mit einem wesentlich höheren Grad an Unsicherheit, die je nach Emissionsszenario eine Spannweite von zwei bis 16 m aufweisen (Fox-Kemper 2021). Während bei einem Anstieg um zwei Meter noch eine »*Hold the line*«-Anpassungsstrategie an der Festlandsküste der Nordsee möglich wäre, indem bestehende Deiche erhöht und verstärkt werden, ist es fraglich, ob diese Strategie auch bei wesentlich höheren Meeresspiegelanstiegswerten in den kommenden Jahrhunderten geeignet ist. Die Alternative wäre ein »*managed realignment*«, also ein Zurücknehmen der Küstenlinie auf höher gelegene Gebiete, was aber an der Nordseeküste und in den Ästuaren von Elbe, Weser, Ems und Eider die Aufgabe von großen Teilen der Marschlandschaft bis zur Geestkante zur Folge hätte. Vorher müsste nicht nur der Bau neuer Seedeiche, sondern vor allem die Umsiedlung und der Rückbau von Siedlungen, Verkehrswegen, technischer Infrastruktur, den großen Mülldeponien u. a. bei Varel und Esens sowie nährstoffbelasteten Ackerböden und schadstoffbelasteten urbanen Böden geschehen, um nicht eine dystopische Wattlandschaft mit zerfallenden Zivilisationsresten vor der zurückgesetzten neuen Küstenlinie zu erzeugen.

Die zukünftige Bedrohung der biologischen Vielfalt der Nordseeküste bei einer »*Hold the line*«-Perspektive liegt vor allem in der Begrenzung durch 8–9 m hohe und bis zu 100 m breite Seedeiche, aufgrund derer die Festlandsalzwiesen und Wattflächen nicht mehr landeinwärts migrieren können (»*coastal squeeze*«). **Das zukünftige Überleben des gesamten Wattenmeerökosystems in seiner derzeitigen Form hängt davon ab, ob der Meeresspiegelanstieg durch Sedimenteintrag und -aufwuchs kompensiert werden kann**, was bisher unklar ist (Lodder et al. 2019; Oost et al. 2017). Eine Überflu-

tung des Wattenmeers würde auch andere Organismengruppen und Habitattypen massiv beeinträchtigen. Die Reduktion des für das Benthos zur Verfügung stehenden Areals würde mit entsprechenden Biomasseverlusten und reduzierten ÖSL einhergehen, nahrungssuchende Zugvögel würden Bestandsabnahmen erleiden, da die Nahrung vor Ort oder für die Migrationsrouten nicht ausreicht. Bei anderen hohen trophischen Ebenen wie Fischen und Meeressäugern käme es ebenfalls zu geringerem Reproduktionserfolg und Populationsabnahmen.

Selbst eine »temporäre« Überflutung von einigen Jahren würde den Artenbestand des Wattenmeers und der Salzwiesen erheblich gefährden, da diese spezialisierten Organismen keine Ausweichmöglichkeit haben. Eine Studie im Wattenmeer Schleswig-Holsteins legt nahe, dass einigen Pionierarten wie dem Schlickgras (*Spartina anglica*) eine entscheidende Rolle zukommen kann, da *Spartina*-besetzte Habitate einen höheren Sedimentaufwuchs und gar einen zeitlichen Diversitätsgewinn aufwiesen (Granse, Suchrow & Jensen 2021).

Des Weiteren wird durch den Meeresspiegelanstieg der Bedarf an Sand für den Schutz von sandigen Küstenabschnitten durch Sandaufspülung ansteigen. Sandaufspülung stellt einen wichtigen Baustein des Küstenschutzes und -anpassung in Deutschland dar, vor allem zum Schutz der durch Erosion und Überflutung bedrohten Barriereinseln der Nord- (Friesische Inseln) und Ostsee (insbesondere Fischland-Darß-Zingst und Hiddensee), welche auch das Festland dahinter vor Hochwasserereignissen schützen (MELUND 2022). Die Sandaufspülung kann eine Reihe von negativen ökologischen Auswirkungen haben, wie z. B. die Zerstörung von Habitaten an der Entnahmestelle (siehe auch Kap. 6.4.3.3), die Beeinträchtigung von filtrierenden Organismen und der Photosynthese durch Trübung des Wassers und das Bedecken und Ersticken von benthischen Organismen an der Auftragsstelle (Staudt et al. 2021).

Die Niederungsgebiete der Ostsee werden nur von niedrigen Deichen geschützt. In Mecklenburg-Vorpommern werden diese Deiche nur noch um Siedlungsgebiete von staatlichen Stellen unterhalten, an anderen Stellen sind die Landnutzenden selbst aufgefordert, dies zu tun. Hier sind die Bedingungen für eine landeinwärts gerichtete Migration der Küstenvegetation wesentlich besser, sie kann sich allerdings entlang der Flusstäler von Warnow, Recknitz und Peene weit ins Hinterland erstrecken. Zugleich wird bei Meeresspiegelanstieg die aus Moränenmaterial bestehende und damit relativ weiche Steilküste stärker erodieren und zurückweichen, sodass Sediment für den Aufwuchs von Stränden, Haken und Nehrungen zur Verfügung steht.

6.4.5.4 Versauerung

Die klimawandelbedingte Versauerung (sinkende pH-Werte) der Ozeane hat weltweit erhebliche Konsequenzen für marine Ökosysteme. Diese globalen Aspekte stellen sich aber für die regionalen Gegebenheiten der südlichen Nordsee und der Ostsee durchaus differenziert dar, da zum einen eine enge Kopplung zur Primärproduktion und damit zur Eutrophierung auftritt und zum anderen eine hohe natürliche Variabilität des pH-Werts zu beobachten ist (Huthnance et al. 2016). Trotz dieser natürlichen Variabilität in küstennahen Meeren überlagert die Versauerung durch die Aufnahme von anthropogenem CO₂ Prozesse der natürlichen und eutrophierungsinduzierten pH-Schwankungen erheblich und verstärkt diese (Blackford & Gilbert 2007; Cai et al. 2011). Die Modellierung von Szenarien legt nahe, dass die Versauerung in der Ostsee einen bis zu dreifachen Anstieg des Säuregehalts (Verringerung des pH-Werts um 0,2–0,4 Einheiten) bis zum Jahr 2100 erreichen könnte (Havenhand 2012). Für die Nordsee ergibt sich als Mittelwert verschiedener Ensemblemodelle eine Reduktion des pH-Werts um 0,27 Einheiten (Schrum et al. 2016).

Vor allem kalkbildende Organismen wie einige Phytoplanktongruppen (Coccolithophoridae) und Wirbellose (Muscheln, Schnecken, Echinodermaten) sind hiervon betroffen, da die Kalkbildung ein pH-abhängiger Prozess ist (Wittmann & Pörtner 2013). Da viele dieser Organismen biogene Habitatbildner sind, z. B. in Riffen, ist eine negative Auswirkung auf die biologische Vielfalt anderer Gruppen wahrscheinlich, was große Veränderungen in der Artenzusammensetzung zur Folge hätte (Nagelkerken & Connell 2022; Sunday et al. 2017). Der Prozess der Aufnahme von anthropogenem CO₂ und die damit verbundene pH-Wert-Abnahme (Ozeanversauerung) ist im Vergleich zu Veränderungen des pCO₂ auf geologischen Zeitskalen schnell, kann aber langsam im Vergleich zu den Zeitskalen der physiologischen Akklimatisierung und der evolutionären Anpassung vieler mariner Mikroorganismen sein (Joint, Doney & Karl 2011). Daher ist es bedeutend, dass es unter Coccolithophoriden eine hohe Tendenz zu phänotypischer Toleranz und Unterschiede zwischen Genotypen gibt (Hattich et al. 2017). So wurden auch noch keine statistischen Zusammenhänge zwischen der Abundanz kalzifizierender Phytoplankter und dem reduzierten pH-Wert der Nordsee gefunden (Beare et al. 2013a). Allerdings zeigen experimentelle Studien durchaus das Potenzial für Verschiebungen in der Artenzusammensetzung und trophischen Struktur des Phytoplanktons (Horn et al. 2020).

6.4.5.5 Sauerstoffmangel

Sauerstoff ist von essenzieller Bedeutung für marine Lebewesen und biogeochemische Umsetzungs- und Abbauprozesse im Meer. Seit Mitte des 20. Jahrhunderts nehmen jedoch weltweit küstennahe Bereiche mit sehr wenig oder gar keinem Sauerstoff zu (Breitburg et al. 2018; Diaz & Rosenberg 2008; Rabalais et al. 2010). Als Hauptursachen für Sauerstoffmangel (< 2 mg pro l) generell und in deutschen Gewässern werden die Eutrophierung (Kap. 6.4.4) und in zunehmendem Maße der Klimawandel (Kap. 6.4.5) aufgeführt (Altieri & Gedan 2015; Carstensen et al. 2014b; Rabalais et al. 2010; Vahtera et al. 2007).

Die Ostsee ist anfällig für die Bildung von Sauerstoffmangel- und sauerstofffreien Zonen. Begünstigt wird dies außerdem durch die **ständig stabile Schichtung**, die nur durch gelegentliche Zuströme von salzhaltigerem Wasser aus der Nordsee aufgebrochen wird. Ohne den Austausch innerhalb der Wasserschichten kann kein sauerstoffhaltiges Oberflächenwasser in tiefere Sauerstoffmangelzonen gelangen. **Die zusätzliche durch den Klimawandel bedingte Erwärmung der Wassertemperaturen trägt weiter zu einer Stabilisierung der Wasserschichten und somit zur Ausdehnung von Sauerstoffmangelgebieten bei.** Im Jahr 2018 wurde die bisher größte Ausdehnung sauerstofffreier Zonen seit 1960 innerhalb der Ostsee gemessen (Almroth-Rosell et al. 2021). Diese Flächen haben sich zwischen 1950 und 2000 von 10.000 km² auf über 60.000 km² ausgeweitet (Carstensen et al. 2014b; Carstensen et al. 2014a). Die relativ flache und geschichtete Übergangszone zwischen Nord- und Ostsee weist ebenso vermehrt Vorkommen sauerstoffarmer Bereiche auf (Bendtsen & Hansen 2013; HELCOM 2003). Auch hier trägt die globale Erwärmung zu erhöhten Respirationsraten (Sauerstoffverbrauch) und geringeren Mengen an gelöstem Sauerstoff in den wärmeren Wassermassen bei (Bendtsen & Hansen 2013). In der Nordsee inklusive Küstenregionen der Deutschen Bucht bilden sich im Sommer immer wieder räumlich und zeitlich begrenzt Sauerstoffmangelzonen, deren Häufigkeit und Ausdehnung als Folge der Klimaerwärmung zunehmen werden (Topcu & Brockmann 2015).

Die Auswirkungen auf marine Organismen sind vielfältig. Dorscheier benötigen für ihre Entwicklung tief liegende Habitate mit einem hohen Sauerstoffanteil. Diese werden aufgrund der sich ausdehnenden sauerstoffarmen Bereiche weniger und so das Überleben der nächsten Jahrgänge erschwert, was zusammen mit den steigenden Oberflächenwassertemperaturen (Mackenzie et al. 2007) als Ursache für die ausbleibende Erho-

lung der Dorschbestände der westlichen Ostsee gesehen wird. In Sauerstoffmangelperioden in der Nord-Ostsee-Übergangszone im Jahr 2002 und 2003 wurden vier Wochen hypoxischer Bedingungen als Schwellenwert für ein massenhaftes Absterben der benthischen Artengemeinschaften ermittelt (Hansen, Josefson & Petersen 2004). **Schon einige Tage geringer Sauerstoffgehalte können sich auf das Verhalten und die Physiologie von benthischen Lebewesen auswirken** (Carstensen et al. 2014b; Diaz & Rosenberg 2008; Josefson, Norkko & Norkko 2012; Rabalais et al. 2010; Villnäs et al. 2012). Sauerstoffmangel ist deshalb in Teilen der Ostsee der maßgebliche Umweltfaktor, der die Verteilung von benthischen Organismen bestimmt und zu teilweise großen Bereichen ohne jegliche Bodenfauna geführt hat (Conley et al. 2009; Karlson, Rosenberg & Bonsdorff 2002; Villnäs & Norkko 2011). Auch in den deutschen Teilen der Ostsee gibt es immer wieder lokal und zeitlich begrenzte Perioden von Sauerstoffmangel in Küstenbereichen (Conley et al. 2011), die teilweise auch zu Fischsterben geführt haben (Carstensen & Conley 2019).

6.4.6 Invasive Arten im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Eingeschleppte Arten teilen sich auf in sehr auffällige und schnell zu entdeckende Organismen und solche, die sich zuerst der direkten Beobachtung entziehen. Früh erkannt werden meist Arten, die neben ihrem auffälligen Erscheinungsbild auch wirtschaftlichen Schaden anrichten. Ein Beispiel ist die Holzbohrmuschel (*Teredo navalis*), die in Nord- und Ostsee an künstlichen Küstenstrukturen erheblichen Schaden anrichtet, weshalb auf Tropenhölzer und Beton als Baustoff umgestellt wurde. Weit weniger früh erkannt werden Weichbodenorganismen, die endobenthisch und versteckt im Sediment der Nord- und Ostsee leben. Einige werden erst dann auffällig, wenn ihre Schalen nach dem Tod der Organismen in großen Mengen an den Strand gespült werden. Dazu gehört die Amerikanische Schwertmuschel (*Ensis leei*), die sich Ende der 1970er-Jahre an der Nordseeküste etabliert hat (Armonies & Reise 1998). Sie ist heute eine der häufigsten Muschelarten im Gebiet und stellt eine wichtige Nahrungsquelle für tauchende und muschelfressende Vögel dar (z. B. Trauerenten [*Melanitta nigra*]). In der Ostsee hat sich der aus Nordamerika stammende Polychaet *Marenzelleria viridis* seit Mitte der 1980er-Jahre stark ausgebreitet und kurze Zeit danach in einigen Gebieten Dichten von bis zu 30.000 Individuen pro m² erreicht (Zettler et al. 2002). Der Wurm zeigt ein häufiges Entwicklungsmuster von Populationen eingeschleppter Arten. Dieses beginnt mit einer

langsamem Etablierungsphase, nach der ein exponentieller Dichteanstieg erfolgt. Anschließend greifen bestandsregulierende Faktoren im Ökosystem. Dazu gehört, dass Krankheiten auftreten oder auch heimische Räuber die neue Art als Beute annehmen, sodass sich die Bestandsdichten auf einem niedrigeren Niveau einpendeln. Trotz der zeitweise hohen Dichten hat dieser Wurm keine Effekte verursacht, welche die Bestände des heimischen Makrozoobenthos beeinflusst hätten. **Insgesamt sind bisher durch die Einschleppung von im Sediment lebenden Organismen in Nord- und Ostsee keine gravierenden Auswirkungen für heimische Organismen beobachtet worden.**

Viele der eingeschleppten Arten sind festsitzende Organismen, da besonders sie Schiffsrümpfe und Aquakulturorganismen als Siedlungssubstrat nutzen, wie die in der Ostsee häufig vorkommende Seepockenart *Amphibalanus improvisus*. Für sessile Arten sind die sedimentgeprägten deutschen Meeresgebiete der Nord- und Ostsee nicht der bevorzugte Lebensraum, da ihnen Hartböden zur Ansiedlung fehlen. Manche schaffen es dennoch, sich zu etablieren. Ein prägnantes Beispiel ist die Pazifische Auster (*Magallana gigas*), die für Aquakulturzwecke Mitte der 1980er-Jahre in das nördliche Wattenmeer eingeführt wurde und das südliche Wattenmeer, aus den Niederlanden kommend, erfolgreich besiedelt hat (Wehrmann et al. 2000). Mit Beginn des neuen Jahrtausends hat sie sich hier massenhaft ausgebreitet, und ihre Bestände steigen auch in der westlichen Ostsee. An der Nordseeküste haben sich die Larven der Austern auf Schalen der heimischen Miesmuschel (*Mytilus edulis*) angesiedelt und so gemischte Riffe aus Miesmuscheln und eingeschleppten Austern gebildet. Die anfängliche Befürchtung, dass die Miesmuschel von den Austern verdrängt wird, hat sich nicht bewahrheitet. Die Miesmuscheln wandern aktiv an den Boden der gemischten Riffe und bleiben aufgrund der Nahrungskonkurrenz im Mittel etwas kleiner, sind aber dort besser vor räuberischen Krebsen und Vögeln sowie schädlichem Seepockenbewuchs geschützt (Buschbaum, Cornelius & Goedknecht 2016; Eschweiler & Christensen 2011). Somit hat die Ausbreitung einer eingeschleppten Art zu einer neuen Struktur im heimischen Lebensraum geführt, wodurch sich neue Arteninteraktionen ausgebildet haben.

Eine der neueren auffälligen Ausbreitungen ist das massive Vorkommen zweier neuer Krebsarten. Die Pazifischen Felsenkrabben *Hemigrapsus sanguineus* und *Hemigrapsus takanoi* werden seit 2004 in der südöstlichen Nordsee beobachtet und erreichen Dichten von bis zu 250 Individuen pro m² in Austernriffen, die für sie ein

bevorzugtes Habitat darstellen. Hier treten sie in Wechselwirkungen mit heimischen Strandkrabben (*Carcinus maenas*), deren Nahrungsspektrum sich überschneidet (Cornelius, Wagner & Buschbaum 2021). Die langfristigen Effekte sind noch völlig unklar, wobei aber eine Verdrängung von *C. maenas* nicht erwartet wird.

Bisher wenig beachtet wurden die Effekte von eingeschleppten Parasiten bzw. die Wechselwirkung von heimischen Parasiten mit eingeschleppten Arten. So können Parasiten frei lebend in ein Ökosystem eingebracht werden, wo sie dann heimische Arten befallen. Darüber hinaus dienen eingeschleppte Arten auch als Wirte für Krankheiten und Parasiten in ihrem Ursprungsgebiet, und diese bringen sie in das neue Ökosystem mit (Goedknecht et al. 2016; Goedknecht et al. 2017). So wurde mit Pazifischen Austern der parasitische Copepode *Mytilicola orientalis* in die Nordsee eingeschleppt. Hier befällt er auch heimische Miesmuscheln, Herzmuscheln *Cerastoderma edule* und Baltische Plattmuscheln (*Macoma balthica*). Eingeschleppte Arten können auch heimischen Parasiten als Wirt dienen, wodurch die Gesamtmenge an Parasiten im Ökosystem erhöht wird. Neben einer Erhöhung der Parasitenlast in einem Ökosystem durch eingeschleppte Arten sind aber auch parasitenreduzierende Auswirkungen bekannt. Dies ist dann der Fall, wenn ein heimischer Parasit einen eingeschleppten Wirt befällt, sich aber in ihm nicht weiter vermehren kann, sodass ein Ausdünnungseffekt erfolgt.

Die Effekte von eingeschleppten Arten sind vielschichtig und komplex sowie in Raum und Zeit nicht vorhersehbar. Wissenschaftliche Untersuchungen zu eingeschleppten Arten in Küstenökosystemen zielten bisher vorwiegend auf ökosystemschieädigende Auswirkungen ab, wobei eine solche Effekteinschätzung einer starken subjektiven Komponente unterliegt. Ziel muss es sein, Einschleppungen generell weitestgehend zu verhindern, da sie eine anthropogene Veränderung des Lebensraumes darstellen.

6.4.7 Andere direkte Treiber und Treiberinteraktionen im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Im Gegensatz zu kontrollierbaren Laborbedingungen sind die Gegebenheiten in der Meeresumwelt häufig vom Vorkommen multipler Stressoren anthropogener und natürlicher Ursprungs geprägt (Halpern et al. 2008). Interaktionen zwischen den Stressoren (Hall & Anderson 1995; Schipper et al. 2009) sowie Interaktionen zwischen den Stressoren und Organismen (Hall & Anderson 1995) können zu kumulativen Effekten führen (Siedentop 2005), die allein durch Erkenntnisse zu

den Wirkungen der einzelnen Stressoren nicht erklärbar sind und im holistischen Zusammenspiel mit der Umwelt und den anderen Stressoren betrachtet werden müssen (siehe Definitionen in European Commission 1999; Judd, Backhaus & Goodsir 2015; Eilers 2021).

Verschiedene europäische Richtlinien schreiben einen ökosystembasierten Ansatz vor, welcher eine kumulative Bewertung umfasst (z. B. MSRL). In der Regel wird zur Einschätzung eines kumulativen Effektes der Erwartungswert der Wirkung der Einzelstressoren dem tatsächlichen Beobachtungswert der kombinierten Stressoren gegenübergestellt und als synergistisch (höher) oder antagonistisch (niedriger) klassifiziert (Folt et al. 1999).

Kumulative Effekte sind jedoch schwer quantifizierbar und vorhersagbar, da es vielfach an belastbaren Daten für viele Arten(-gruppen) mangelt und viele Mechanismen noch unbekannt sind. Es gibt zwar einige quantitative Ansätze zur Ermittlung kumulativer Effekte, die mit Umweltdaten oder mit Modellorganismen getestet wurden (z. B. Eilers 2021; Parravicini et al. 2012; Piet et al. 2017), jedoch gibt es kein etabliertes Standardverfahren, das allgemeine Vergleiche verschiedener Untersuchungsergebnisse erlauben würde.

Innerhalb der HELCOM-Bewertung wird gebietsweise ermittelt, wo multiple Stressoren räumlich verdichtet auftreten und sich mit dem Vorkommen verschiedener Ökosystemkomponenten mit unterschiedlicher Sensitivität gegenüber den Stressoren überlagern (Methodik basierend auf Halpern et al. 2008, HELCOM 2018a). So werden Gebiete lokalisiert, die besonderer Beobachtung bedürfen. Zur weiteren Beurteilung und zum Vergleich dient außerdem der Baltic Sea Pressure Index (BSPI, HELCOM 2018a), der sich auf die Stärke der anthropogenen Belastungssituation unabhängig von der räumlichen Verbreitung der Ökosystemkomponenten konzentriert. Generell zeigt der BSPI eine räumliche Häufung von menschlichen Aktivitäten an vielen Küstengebieten, so auch an der deutschen Ostseeküste.

Für einige Gebiete der Nordsee (Andersen et al. 2013; Andersen et al. 2020) und für weitere europäische Meeresgebiete (Korpinen et al. 2021) wurde ebenfalls eine auf Halpern et al. (2008) basierende Methode angewendet. Hier muss allerdings berücksichtigt werden, dass die Umweltbedingungen in der Nordsee durch Ebbe und Flut sowie durch die Meeresströmungen dynamischer sind, was Auswirkungen auf die räumliche Verteilung der kumulativen Effekte hat. Innerhalb der OSPAR-Bewertung wird versucht, Ursache-Wirkungs-Wege zu identifizieren und so menschliche Aktivitäten, Belastungen und Ökosystemkomponenten miteinander zu verschneiden (OSPAR 2017).

6.5 Indirekte Treiber von Veränderungen der biologischen Vielfalt an Küsten und in Küstengewässern

6.5.1 Einleitung

Die Küsten und küstennahen marinen Lebensräume stellen in vielerlei Hinsicht eine Besonderheit in Bezug auf indirekte Treiber dar. Zum einen findet man hier noch mehr als in terrestrischen Lebensräumen eine **ausgeprägte Mehrebenenstruktur rechtlicher Vorgaben, politischer Zielsetzungen, zuständiger Institutionen und politisch-organisatorischer Steuerungsprozesse**. Diese weist zudem durch die Lage im Land-See-Übergangsbereich eine komplexe Struktur mit oftmals räumlich und fachlich getrennten Richtlinien und Zuständigkeiten auf. Als Konsequenz müssen Vorgaben zum

Biodiversitätsschutz auf unterschiedlichen politischen Ebenen getroffen und umgesetzt werden (Kap. 6.5.2.1). Zum anderen befinden sich sowohl die **Küstenbereiche als auch die Gewässer fast ausschließlich in öffentlicher Hand**, weshalb sich wirtschaftliche, politische und gesellschaftliche Entwicklungen dort über die maritime Raumordnungsplanung (Kap. 6.5.2.2) deutlicher auswirken können, als das bei Privatbesitz der Fall ist. Der dritte große Unterschied zu terrestrischen Lebensräumen liegt in der viel **geringeren Zugänglichkeit der marinen Lebensräume**. Häufig fehlt es an Wissen, inwieweit Veränderungen in Küstenbereichen und marinen Lebensräumen problematische Konsequenzen für die Umwelt und für die Allgemeinheit mit sich bringen (Kap. 6.5.4.4 Ocean Literacy). **Da es sich bei diesen Lebensräumen, egal ob Pelagial, Strand oder Küsten-**

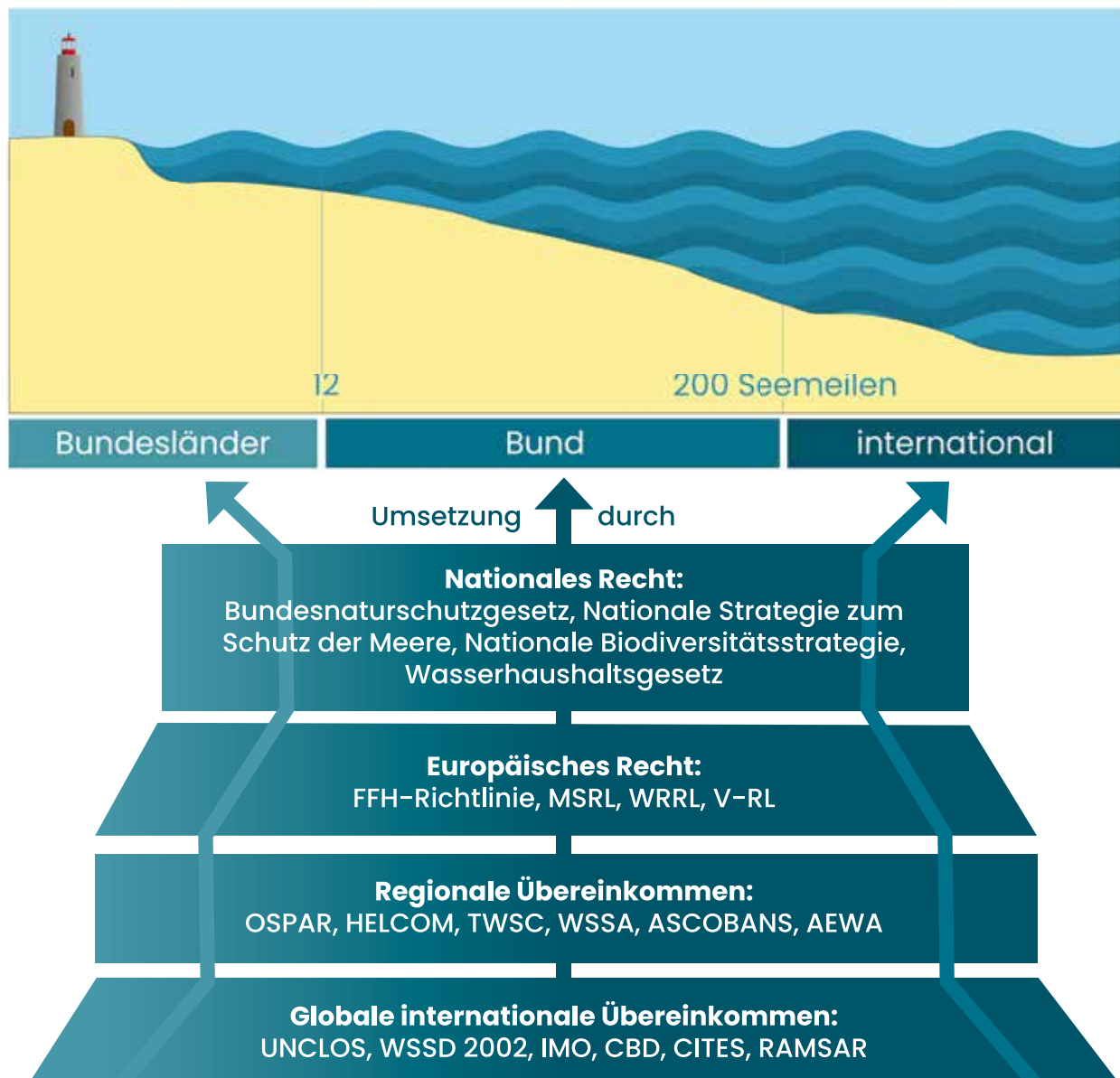


Abbildung 6.18: Mehrebenenstruktur und Zuständigkeiten der rechtlichen und politischen Rahmenbedingungen des Meeresnaturschutzes.

dünen, aber überwiegend um Allgemeingut handelt, wäre ein informierter gesellschaftlicher Diskurs zu den Folgen menschlicher Eingriffe und anstehenden Entwicklungen (Kap. 6.5.4.3 Küstenschutz, Biodiversität vs. Klimaschutz) **umso wichtiger**.

Bei der Planung von operationalen Zielen und Managementstrategien geht es oft darum, ein Gleichgewicht zwischen dem Schutz und der Nutzung natürlicher Ressourcen herzustellen. Wer entscheidet, welche natürlichen Ressourcen erhalten oder genutzt werden sollen? Hierbei bilden Landeigentümer:innen, Bundes- oder Kommunalbehörden, Wissenschaftler:innen, Wirtschaftsvertreter:innen und die Öffentlichkeit eine vielfältige Gruppe von Interessenvertreter:innen mit einer Vielzahl von Perspektiven, Motivationen, früheren Erfahrungen und Interessen in Bezug auf ein bestimmtes Projekt (Madden & McQuinn 2014). Daraus ergibt sich eine Vielzahl von Akteur:innen, die von den Vereinten Nationen (UN) mit ihren Organisationen und Behörden über zwischenstaatliche Organisationen bis auf die nationale Ebene reichen.

Zu den wesentlichen Beratungsbehörden auf nationaler Ebene gehören u. a. das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), BfN, UBA, die Thünen-Institute und die Umweltprobenbank. In der AWZ sind Bundesbehörden für die Umsetzung der Gesetze und Richtlinien verantwortlich (BMUV, BfN, BSH, BLE, Wasser und Schifffahrtsverwaltung des Bundes WSV). In den Küstengewässern innerhalb der 12-Seemeilen-Zone sind vor allem die Küstenländer mit den entsprechenden Einrichtungen für den Natur- und Gewässerschutz verantwortlich. Neben den verschiedenen Landesbehörden wird ein Großteil der Naturschutzregelungen vor allem durch die Nationalparkverwaltungen umgesetzt. Hinzu kommen wirtschaftliche Akteur:innen wie z. B. Unternehmen, Verbände, Vereine, die Interessen im Bereich der Öl- und Gasförderung, der Offshore-Windenergie-Produktion, der Rohstoffentnahme (Sand und Kies), des Tourismus und der Fischerei vertreten, sowie nicht wirtschaftliche Akteur:innen bzw. Träger:innen öffentlicher Belange, die für den Schutz der Meeresumwelt eintreten, wie beispielsweise BUND, WWF, NABU, DUH.

6.5.2 Politische und rechtliche Treiber im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Politische Entwicklungen, aber auch die formalen Governancestrukturen und Prozesse nehmen indirekt Einfluss auf die Entwicklung und Veränderung der biologischen Vielfalt. Im folgenden Kapitel wird insbesondere der für das Thema »Biologische Vielfalt« im Küsten-

raum relevante rechtlich-politische Rahmen berücksichtigt. Aber auch die unterschiedlichen Institutionen und Akteur:innen, die über Steuerungs- und Managementprozesse eingebunden sind, spielen hier eine wichtige Rolle. Sie liefern Expert:innenwissen und unterstützen Entscheidungsfindungen, treiben die Umsetzung politischer Ziele voran oder führen Maßnahmen durch und kontrollieren deren Umsetzung (Kap. 6.5.1).

6.5.2.1 Meeresgovernance

Hinter der räumlich und fachlich fragmentierten Mehrebenenstruktur der Küsten- und Meeresgovernance (Abb. 6.18) stehen Strategien, Abkommen, Initiativen und Rechtsvorgaben, die als politische und rechtliche Treiber indirekt auf die biologische Vielfalt wirken, da sie z. B. in der maritimen Raumplanung berücksichtigt werden müssen. **Das internationale Recht liefert hier oftmals einen Rahmen, der jedoch erst Wirkung erlangen kann, indem er in nationales Recht überführt und durch konkrete Maßnahmen zum Schutz der biologischen Vielfalt, wie beispielsweise die Einrichtung von Schutzgebieten, umgesetzt wird.**

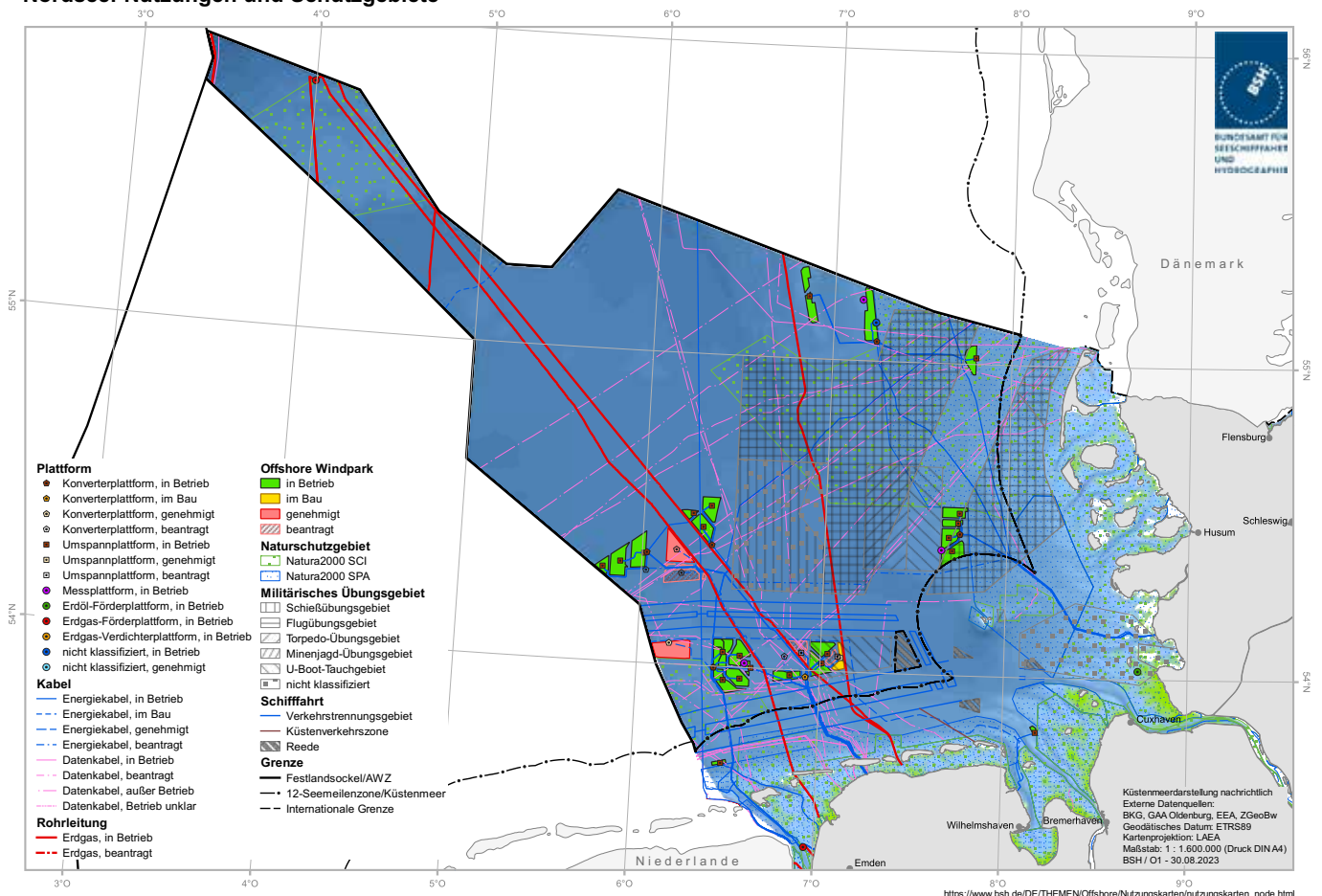
Als übergeordneter Rechtsrahmen ist hier auf das Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (United Nations Convention on the Law of the Sea, UNCLOS) zu verweisen, das als »Verfassung der Meere« (Mondre & Kuhn 2017) neben der Festlegung von räumlich-juristischen Zuständigkeiten allen Unterzeichnerstaaten den Schutz der Meeresumwelt explizit zur Aufgabe macht und eine »ganzheitliche Sicht auf Meeresschutz und -nutzung« einfordert. Auch die Biodiversitätskonvention (Convention on Biological Diversity, CBD) und das im Jahr 2022 verabschiedete Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework, die Bonner Konvention zum Schutz wandernder Arten (CMS) und die RAMSAR-Konvention wirken (indirekt) auf den Erhalt der biologischen Vielfalt im Küstenraum. So sind z. B. im Rahmen der RAMSAR-Konvention Wattflächen von Nord- und Ostsee sowie Boddengewässer der Ostsee als Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung unter Schutz gestellt. Aber auch nicht explizit auf Biodiversitätsschutz ausgerichtete multilaterale Abkommen wie die von der internationalen Schifffahrtsbehörde (IMO) verwalteten Konventionen (London-Konvention/-Protokoll), das MARPOL-Übereinkommen und das Ballastwasser-übereinkommen spielen für den Schutz der biologischen Vielfalt im Küstenraum eine wichtige Rolle, da sie wesentliche Aspekte für den Erhalt von biologischer Vielfalt aufgreifen und ebenfalls über regionale und nationale Richtlinien und Vorgaben, Strategien und Maßnahmen ergänzt und umgesetzt werden. Die Agenda 2030 für

nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen setzt darüber hinaus einen wichtigen Rahmen, indem sie mit dem Nachhaltigkeitsziel 14 nicht nur ein dezidiertes Ziel für Schutz und nachhaltige Nutzung von Meeren und Küsten beinhaltet, sondern von den UN-Mitgliedstaaten eine ganzheitliche Herangehensweise fordert.

Für den Schutz der biologischen Vielfalt im Meeres- und Küstenraum sind weiterhin die Vorgaben der EU relevant, beispielsweise die MSRL sowie die FFH-RL, die V-RL (siehe auch Kap. 6.2.1.1) und die Verordnung über invasive Arten – und natürlich die EU-Biodiversitätsstrategie für 2030. Weitere EU-Richtlinien wie die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und die Nitratrichtlinie richten sich zwar nicht explizit an die Meeresumwelt, sie sind aber dennoch bedeutsam für den Schutz der marinen biologischen Vielfalt, da sie das Erreichen einer guten Wasserqualität im Zulauf der Meere, d. h. an Fließgewässern und für das Grundwasser, vorsehen. Hier wird auch ersichtlich, wie eng Meere und Küsten mit dem dahinterliegenden Land »verbunden« sind – **Meeresnaturschutz kann nur gelingen, wenn diffuse Einträge z. B. aus der Landwirtschaft reguliert werden** (Kap. 6.4.5.2).

Auf nationaler Ebene werden diese EU-Richtlinien, aber auch übergeordnete internationale Abkommen über verschiedene Gesetze in nationales Recht umgesetzt, wie das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) und die Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV), das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) oder die Oberflächengewässerverordnung (OGewV). Für diese Rahmengesetze liegen in den Bundesländern jeweils Landesgesetze und Verordnungen vor, welche von den jeweiligen Landesbehörden durchgesetzt werden. Darüber hinaus enthalten die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS), die Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie und das Aktionsprogramm natürlicher Klimaschutz (ANK) dezidierte Ziele und Maßnahmenvorschläge, die für den Bereich der Küsten und Küstengewässer von Bedeutung sind und den nationalen politischen Handlungsrahmen ausformulieren. **Eine Nationale Strategie zum Schutz der Meere bzw. »Meeresoffensive« wurde von der Bundesregierung im Februar 2022 beim Ocean Summit in Frankreich angekündigt und soll durch den ebenfalls im Jahr 2022 neu eingesetzten Meeresbeauftragten der Bundesregierung koordiniert werden.**

Nordsee: Nutzungen und Schutzgebiete



Diese könnte zukünftig in Bezug auf politisch-rechtliche Treiber für die deutschen Küsten einen neuen Impetus bringen.

6.5.2.2 Raumnutzung und Eingriffsregelung

Der Empfehlung des EU-Parlaments (2002/413/EG) von 2002 folgend, verabschiedete die Bundesregierung im Jahr 2006 eine **nationale Strategie für ein Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM)**. Allgemein sieht die deutsche IKZM-Strategie die Zusammenführung der verschiedenen Nutzungsansprüche (Abb. 6.19, Abb. 6.20) unter der Gewährleistung der Schutzinteressen des Küstenraums in Form von Vermeidung von Schadstoffeinträgen, sparsamem Umgang mit der Ressource »Fläche«, Naturschutz und Hochwasserschutz vor. Die Leistungsfähigkeit und Belastbarkeit der Küstenumwelt sollen hierbei die Leitplanken für eine umweltschonende und gleichzeitig ökonomisch nachhaltige Entwicklung des Küstenraums bilden.

Im Jahr 2014 wurde schließlich vom EU-Parlament und Rat eine Richtlinie zur Schaffung eines Rahmens für die **maritime Raumplanung** (2014/89/EU, MRO-RL)

veröffentlicht, welche 2017 durch die Novelle zum Raumordnungsgesetz in deutsches Recht umgesetzt wurde. Sie fordert die **planerische Koordinierung von Nutzungen in den Meeresgebieten unter Anwendung eines ökosystemaren Ansatzes und unter Berücksichtigung der Land-Meer-Beziehungen in Anlehnung an das IKZM**. Die Regelung der Raumnutzung obliegt in der AWZ dem Bund, während die einzelnen Küstenbundesländer für die Raumordnungsplanung der Küstenbereiche innerhalb der 12-Seemeilen-Zone zuständig sind.

In Bezug auf Naturschutz und die biologische Vielfalt bedeutet dies vor allem, dass Schutzgebiete in der Raumordnungsplanung berücksichtigt werden müssen. Bei Änderungen und Ergänzungen in den Raumordnungsplänen, die die Schutzzwecke dieser Gebiete beeinträchtigen, müssen die Eingriffe mit dem BNatSchG und der EU-Kommission abgestimmt werden. Darüber hinaus gilt die **naturschutzrechtliche Eingriffsregelung** (Kapitel 3 des BNatSchG) auch außerhalb von Schutzgebieten. Sie zielt zuallererst auf die Unterlassung vermeidbarer Eingriffe in die Natur ab. Kommt es durch einen Eingriff zu einer erheblichen Beeinträchtigung in

Ostsee: Nutzungen und Schutzgebiete

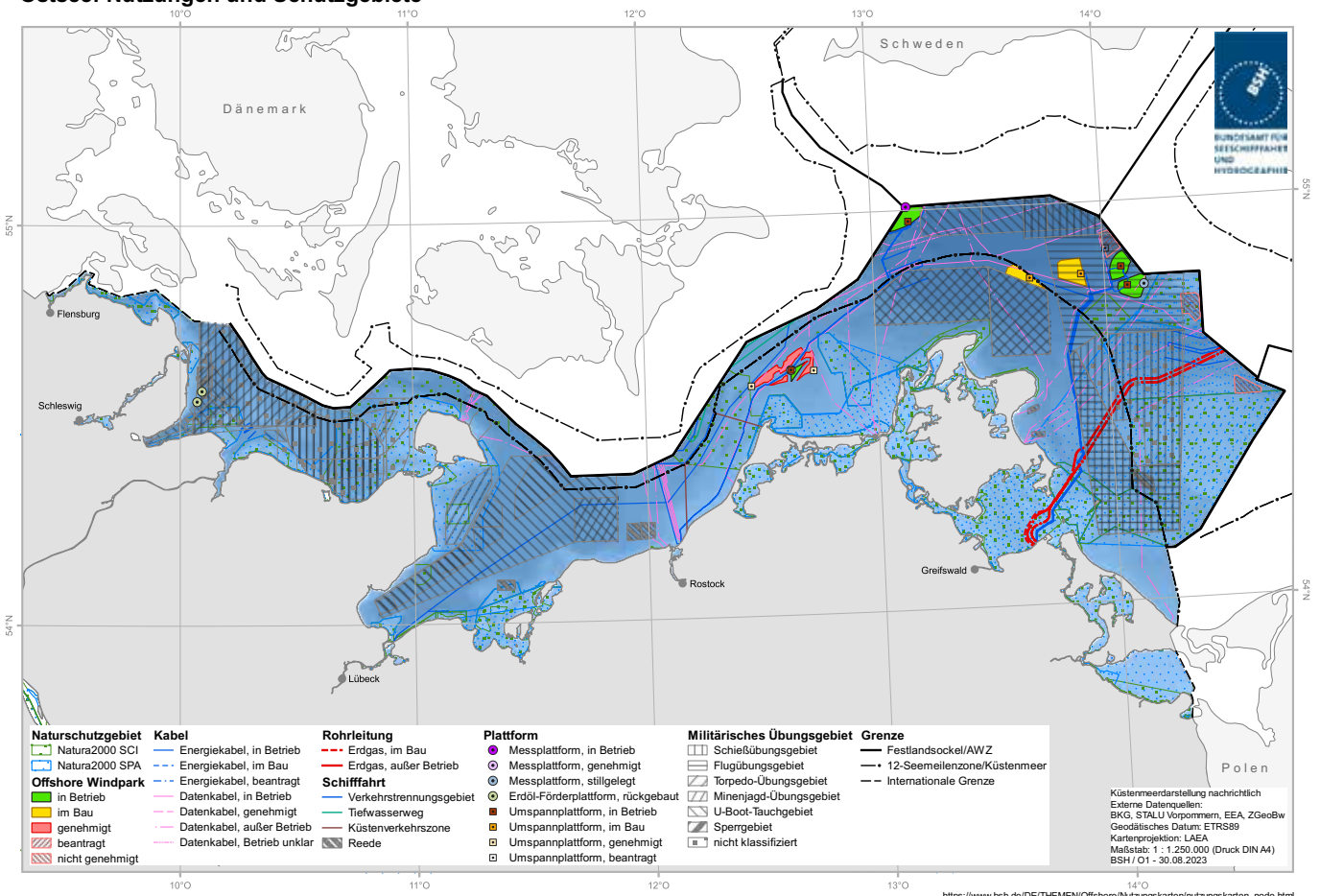


Abbildung 6.20: Nutzungen und Schutzgebiete der deutschen Ostsee. Quelle: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg/Rostock.

die Funktions- und Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts oder des Landschaftsbildes, so müssen entsprechend der Schwere des Eingriffs Kompensationsmaßnahmen (Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen) oder Ersatzzahlungen durch den Verursacher erbracht werden. In marinen Bereichen stellt sich hier vielfach das Problem, dass Eingriffe, die innerhalb der offenen Gewässer durchgeführt werden, aufgrund fehlender Flächen für Ersatzmaßnahmen im gleichen Lebensraumtyp nur an anderer Stelle kompensiert werden können oder Ersatzzahlungen geleistet werden.

6.5.2.3 Wirksamkeit von Meeresschutzrichtlinien und Biodiversitätsstrategien

Auf europäischer Ebene stellen die MSRL und die EU-Biodiversitätsstrategie wichtige Handlungsrahmen für den Schutz und Erhalt der biologischen Vielfalt dar – und dies durch die erläuterte Durchregulierung bis auf Landesebene auch für den Bereich der Küsten und Küstengewässer von Nord- und Ostsee. Als Richtlinie zur »Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt« adressiert die MSRL Themen, die über verschiedene andere Richtlinien und Instrumente reguliert werden (Trouwborst & Dotinga 2011). Indem die MSRL Arten, Habitate und ökologische Aspekte zusammenführt, bietet sie den Rahmen für einen umfassenden Schutz- und Managementansatz (Trouwborst & Dotinga 2011) – sofern dieser entsprechend umgesetzt wird. Auf Naturschutz bezogene Instrumente wie die FFH- und Vogelschutzrichtlinie der EU sind daher wichtige Komponenten für die Umsetzung der MSRL (Trouwborst & Dotinga 2011). Wie Knefelkamp et al. (2022) jedoch erörtern, wurden die **für 2020 festgesetzten Ziele zum Schutz der Meeresumwelt für die deutsche Nordsee nicht erreicht** und auch in den **Gebieten, die für den Schutz mariner Arten oder Lebensräume vorgesehen und entsprechend ausgewiesen wurden, vielfach verfehlt**. Die Autoren führen als **Hauptgründe »die größtenteils nicht eingeschränkten ökonomisch begründeten Nutzungen mit ihren direkten und indirekten Auswirkungen«** an und verweisen auf die Notwendigkeit, Belastungen durch Fischerei, Nähr- und Schadstoffeinträge und den Klimawandel zu verringern und strenge Schutzzonen einzurichten, um eine Zustandsverbesserung und ausreichenden Schutz der biologischen Vielfalt zu erreichen (Knefelkamp et al. 2022). Um die in der MSRL formulierten Ziele z. B. für den Bereich der Nordsee zu erreichen, genügt also nicht die (erfolgreiche) Umsetzung von Abkommen zum Arten- und Naturschutz. Es sind hier weitergehende Anstrengungen erforderlich, die sich

an Prinzipien wie dem Ökosystemansatz oder dem Vorsorgeprinzip orientieren. Aber auch Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen wie die Renaturierung von Salzwiesen können einen wichtigen Beitrag leisten und in einem gewissen Rahmen Eingriffe kompensieren, die beispielsweise im Zuge des Ausbaus von Offshore-Windkraftanlagen und dazugehöriger Infrastruktur wertvolle Habitate beeinträchtigen.

In Bezug auf Umweltmonitoring liegen mit den vielfältigen Richtlinien auf EU- und regionaler Ebene und deren Umsetzungen über nationale Strategien und Maßnahmenprogramme auf den ersten Blick umfassende Vorgaben vor. Wie Kahlert et al. (2020) jedoch aufzeigen, bestehen beispielsweise für den Ostseeraum trotz alledem deutliche Schwachstellen, sodass **Vorgaben, die durch die WRRL und MSRL der EU und den Baltic Sea Action Plan der HELCOM in Bezug auf Monitoring gemacht werden, nicht ausreichend umgesetzt werden**.

Die EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 wurde im Mai 2020 auf den Weg gebracht und hat zum Ziel, bis 2030 die biologische Vielfalt in Europa »auf den Weg der Erholung« zu führen (Europäische Union 2021). Als eine der zentralen Strategien des Green Deals der EU sieht die EU-Biodiversitätsstrategie unter anderem vor, dass bis 2030 mindestens 30 % der Land- und Meeresgebiete in Europa unter Schutz gestellt werden (Kap. 6.6.2.1).

In einem Sonderbericht mahnt der Europäische Rechnungshof an, dass die EU zwar einen umfassenden Rahmen für den Meeresschutz geschaffen, die avisierten Ziele jedoch nicht erreicht habe. Der Sonderbericht hebt hervor, dass die Meeresschutzgebiete der EU nicht den Schutz gewährten, den sie leisten sollten, und die gesetzlich geforderte Abstimmung von Fischerei- und Meeresschutzpolitik nur eingeschränkt stattfinde (Europäischer Rechnungshof 2020). Zum gleichen Ergebnis in Bezug auf die unzureichende Schutzfunktion der Meeresschutzgebiete in der EU inklusive Deutschland kommen auch wissenschaftliche Studien (BfN & BMU 2020; Dureuil et al. 2018; Krause et al. 2022a; von Nordheim et al. 2017; Roessger, Claudet & Horta e Costa 2022). Für die deutsche Nordsee wurden mittlerweile über die EU-Verordnung über die Gemeinsame Fischereipolitik (GFP) neue Maßnahmen festgelegt, um in den Natura-2000-Gebieten der deutschen AWZ (Sylter Außenriff, Borkum-Riffgrund, Doggerbank und Östliche Deutsche Bucht) durch Beschränkung oder Untersagung bestimmter Fischereitechniken der Berufsfischerei einen besseren Schutz der Meeresumwelt zu erreichen.

Um einen guten Umweltstatus zu erreichen, ist weiterhin in der EU-Biodiversitätsstrategie verankert, dass

im marinen Bereich zusätzlich zur Unterschutzstellung von Meeresgebieten auch die Wiederherstellung von kohlenstoffreichen Ökosystemen wie Seegraswiesen und von bedeutenden Fischlaich- und -aufzuchtgebieten vorgebracht werden muss. Rechtlich verbindliche Vorgaben zur Wiederherstellung von Ökosystemen wurden 2022 durch die EU-Kommission vorgelegt und 2023 im Europäischen Konzil und Parlament beraten – die Umsetzung des gefundenen Kompromisses steht noch aus (European Council, 20.6.2023; Euractiv, 6.7.2023; European Council, 22.11.2023). Cortina-Segarra et al. (2021) zeigen, dass **Umsetzungshindernisse in Bezug auf die Wiederherstellung von Ökosystemen vor allem im sozio-ökonomischen Bereich liegen und nicht im Umweltbereich**. So behinderten gemäß den befragten Expert:innen vor allem **mangelnde finanzielle Mittel, Interessenkonflikte und mangelnde politische Priorisierung** die angestrebte Wiederherstellung von Natur und Ökosystemen. Die seit 2007 bestehende deutsche Nationale Biodiversitätsstrategie (BMUB 2007) hat für den Geltungsbereich Deutschlands zwar konkrete Ziele für einen verbesserten Biodiversitätsschutz formuliert, ihre mangelnde Umsetzung und Zielerreichung werden jedoch allumfassend bemängelt (Zinngrebe et al. 2021).

6.5.2.4 EU-Fischereipolitik und ihre Wirksamkeit

Die Fischbestände in den deutschen Küstenmeeren und der ausschließlichen Wirtschaftszone werden im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) der Europäischen Union bewirtschaftet. Insbesondere werden die Fangobergrenzen (Total Allowable Catches, TACs) gemäß dem Seerechtsübereinkommen (Artikel 61 UNCLOS) durch die GFP festgelegt. Dabei werden jährlich die erlaubten Gesamtfangmengen für die wirtschaftlich wichtigen Fischarten bestimmt. Für die meisten Fischbestände legt der Ministerrat (die Fischerei- oder Landwirtschaftsminister:innen der EU-Mitgliedstaaten) auf Basis der gesetzlichen Grundlagen des Europäischen Parlaments diese Fangmengen jährlich fest. Diese Entscheidungen sollen sich auf wissenschaftliche Empfehlungen des Internationalen Rats für Meeresforschung (ICES) und des wissenschaftlich-technisch-ökonomischen Komitees für Fischerei (STECF) durch die Europäische Kommission stützen. Die insgesamt erlaubten Mengen lagen in der Vergangenheit jedoch oft über der Menge, die die wissenschaftlichen Gremien empfohlen haben (Voss et al. 2015), manchmal in einem Ausmaß, dass die Fangquoten keine wirksame Beschränkung der fischereilichen Aktivität bedeuteten (Opitz et al. 2016; Quaas et al. 2012). Ein Grund dafür ist das Prinzip der »relativen Stabilität«, dem gemäß die Mitgliedstaaten

einen festgelegten Prozentsatz der erlaubten Gesamtfangmenge als Quote bekommen. So kommt es vor, dass diese Quote für manche Mitgliedstaaten die Fangmenge tatsächlich begrenzt, während sie für andere keine echte Beschränkung darstellt. Die in der Vergangenheit zu großzügig festgelegten Fangquoten sind ein Grund für den schlechten Zustand von Fischbeständen in Nord- und Ostsee (Froese et al. 2018). Insbesondere schreiben Möllmann et al. (2021) den Kollaps des Dorschbestands in der westlichen Ostsee – neben dem Klimawandel – den über lange Zeit zu hoch bemessenen Fangquoten zu.

Neben europäischen Regulierungen gibt es auch Regulierungen der Bundesländer. Diese gelten insbesondere für Arten, die nicht durch europäisch festgelegte Gesamtfangmengen reguliert sind. Hier gibt es für viele Arten Aufwandsbeschränkungen und Mindestanlandegrößen, welche die Fischerei darauf beschränken, nur eine begrenzte Anzahl von Langleinen, Kiemennetzen oder Reusen einzusetzen. Bundesländer können ebenfalls Arten, die nicht gefangen werden dürfen, Schonzeiten, erlaubte Fangmethoden innerhalb der 3-Seemeilen-Zone (deutsche Küstengewässer) und Fischschutzgebiete und Schutz der Laichgründe festlegen (Döring et al. 2020). Generell führen allerdings viele Maßnahmen zu höheren Kosten und bieten daher keine Anreize zur Einhaltung (Döring et al. 2020).

Auf nationaler Ebene ist Ende 2022 die Leitbildkommission Zukunft Ostseefischerei ins Leben gerufen worden, die Ende 2023 ihren Abschlussbericht mit konkreten Maßnahmenvorschlägen vorgelegt hat (BMEL, 2023). Im Frühjahr 2024 hat auch die im Koalitionsvertrag vorgesehene Zukunftskommission Fischerei ihre Arbeit aufgenommen.

6.5.2.5 Vorgaben und Maßnahmen in Bezug auf Verschmutzung, Abfälle und anderweitige Einträge und deren Wirksamkeit

Zahlreiche Strategien, Richtlinien und Maßnahmen sind in den vergangenen Jahrzehnten auf den Weg gebracht worden, um Verschmutzungen und Einträge in Küstengebieten und auf See zu reduzieren und die Folgen abzumildern. Zu den übergeordneten Leitzielen, die in diesem Zusammenhang für den Meeres- und Küstenraum zu nennen sind, zählen u. a. die Nachhaltigkeitsziele 14 (»Leben unter Wasser«) der Agenda 2030 für eine nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen. Aber auch Ziele wie »Nachhaltiger Konsum und nachhaltige Produktion« (Nachhaltigkeitsziel 12) sind hier beispielsweise in Bezug auf Vermeidung von Abfalleinträgen relevant. Diese werden in der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie aufgegriffen und über Maßnahmen- und

Monitoringprogramme weiter in die politische Umsetzung geführt. Aber auch das erst jüngst unter der Biodiversitätskonvention verabschiedete »**Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework**« (GBF) stellt die **Notwendigkeit der Reduktion von Verschmutzung und den damit einhergehenden Folgen als globales Ziel für den Schutz der biologischen Vielfalt** heraus (CBD 2022). Dies und das aktuell unter den Vereinten Nationen verhandelte globale Abkommen zur Beendigung der Plastikvermüllung von Umwelt und Meeren verweisen auf die nach wie vor bestehenden Lücken und geringe Wirksamkeit bestehender Maßnahmen auf den Biodiversitätsschutz. Dies gilt auch für die deutschen Küsten und Küstengewässer. Die Nationale Biodiversitätsstrategie (NBS), die erstmals 2007 beschlossen wurde, ist die zentrale Naturschutzstrategie der Bundesregierung und das wesentliche Instrument zur Umsetzung internationaler Übereinkommen zum Schutz, Erhalt und der nachhaltigen Nutzung von Biodiversität. Seit 2021 befindet sie sich in der Fortentwicklung.

In den frühen 1980er-Jahren war Eutrophierung, hervorgerufen durch Nährstoffeinträge (Stickstoff, Phosphor), einer der wesentlichen auf die Ostsee wirkenden Treiber mit negativen Folgen für Wasserqualität und Biodiversität (HELCOM 1987; HELCOM 2009; HELCOM 2018a). Vor diesem Hintergrund wurden 1988 mit der Ministererklärung der **Helsinki-Konvention** (HELCOM Ministerial Declaration) Maßnahmen beschlossen mit dem Ziel, die Nährstoffeinträge in die Ostsee um 50 % zu reduzieren. Das 1992 erneuerte Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets (»Neue« Helsinki-Konvention 1992; BGBl. 1994 II S. 1397) ist im Vergleich zu seinem Vorläufer von 1974 umfassender und bezieht sich auf die gesamte Meeresumwelt (siehe auch Kap. 6.2.1.2). Das jüngste Gutachten für den Zeitraum 2011–2016 stufte trotz der beschlossenen Eintrags- und Reduktionsziele noch immer mindestens 97 % der Ostsee als »eutrophiert« ein (HELCOM 2018a). Daraufhin wurden im aktualisierten BSAP (HELCOM 2021) regional differenzierte Eintragsziele definiert. Diese legen maximal zulässige Einträge (Maximum Allowable Inputs, MAI) und länderspezifische Reduktionsziele (Country-Allocated Reduction Targets, CART) fest.

Auch für die Nordsee und das Wattenmeer wurden im Rahmen der Trilateralen Wattenmeer-Zusammenarbeit (seit 1978) und des für den Nordostatlantik geltenden **OSPAR-Übereinkommens** (seit 1992) umfangreiche Monitoring- und Maßnahmenprogramme auf den Weg gebracht, um damit letztlich nicht nur die Wasserqualität zu verbessern, sondern auch entsprechend posi-

tive Wirkungen auf die biologische Vielfalt zu erzielen (siehe auch Kap. 6.2.1.2, 6.4.5.1).

Die **Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie** (Die Bundesregierung 2021) greift das Thema Nährstoffeinträge an verschiedenen Punkten auf. So soll gemäß Unterziel 14.1 bis 2025 die Verschmutzung der Meere durch Plastikmüll und Nährstoffeinträge verhütet und erheblich verringert werden. Die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie verweist diesbezüglich auf die 2017 novellierte und 2020 erneut geänderte Düngeverordnung, welche die EU-Richtlinie 91/676/EWG (»Nitratrichtlinie«) im Jahr 1996 in deutsches Recht umsetzte.

Die im Jahr 2020 zuletzt novellierte Düngeverordnung und damit einhergehende Vorgaben sollten einen wesentlichen Beitrag zur Reduktion der Stickstoffüberschüsse leisten. Von 1992 bis 2016 konnte zwar ein Rückgang der Stickstoffüberschüsse verzeichnet werden, dies wurde aber vor allem auf rückläufige Tierbestände zurückgeführt. Eine Zielerreichung bis 2030 scheint angesichts einer Verlangsamung dieses Trends fraglich (Die Bundesregierung 2021). Hier zeigt sich, wie eng Agrarpolitik und agrarpolitische Maßnahmen mit dem Thema Meeresschutz verknüpft sind. Sowohl die Umsetzung der Richtlinien zum Meeres- und Gewässerschutz als auch die Umsetzung der Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen und der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie erfordern in Bezug auf Nährstoffeinträge in Küsten- und Meeresgewässer, aber auch hinsichtlich anderer Verschmutzungsthematiken ein Zusammendenken und abgestimmte Maßnahmen (Neumann, Unger & Visbeck 2018; Nilsson et al. 2018; Schmidt et al. 2017).

Neben Nährstoffeinträgen werden auch Aspekte der **Abfallentsorgung** in einem engen rechtlich-politischen Rahmen behandelt. Um die hohen und weiterhin steigenden Mengen an Abfällen zu verringern, strebt die EU bis zum Jahr 2050 das Erreichen einer Kreislaufwirtschaft an. Dafür wurde im Rahmen des Green Deal der EU und in Einklang mit dem EU-2050-Klimaneutralitätsziel im Jahr 2015 ein Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft formuliert, in dem die EU-Kommission den Rahmen für eine nachhaltige Produktpolitik und branchenspezifische Instrumente für das schnellere Erreichen einer Kreislaufwirtschaft und Verbesserungen in der Abfallpolitik vorschlägt. Eine erste **EU-Strategie für Kunststoffe in der Kreislaufwirtschaft** wurde im Januar 2018 angenommen, nach der bis zum Jahr 2030 alle Kunststoffverpackungen auf dem EU-Markt recyclingfähig sein müssen. Die EU verpflichtet ihre Mitgliedstaaten zu weiteren Maßnahmen und dazu, jährlich über den Verbrauch und die Verwertung von Verpackungen zu be-

richten. Um speziell den Verbleib von Abfällen im Meer zu verringern, wurde 2019 die Richtlinie (EU) 2019/883 des Europäischen Parlaments und des Rates über Hafenauffangeinrichtungen für die Entladung von Abfällen von Schiffen beschlossen. Die Menge an Müll und Plastik im Meer und deren Auswirkung auf Meeresorganismen gehen als Deskriptoren in die Bewertung des guten Umweltzustands in den MSRL-Zustandsbericht mit ein.

Maßnahmen in der Schifffahrt werden über die MSRL angestoßen und zielen beispielsweise darauf ab, den Ausstoß von Stickoxiden zu reduzieren, um luftseitige Nährstoffeinträge in Nord- und Ostsee zu verringern (Die Bundesregierung 2021). In diesem Zusammenhang wird auch auf die bestehenden Verpflichtungen im Rahmen des Göteborg-Protokolls unter der UNECE-Luftreinhaltekonvention und der EU-Richtlinie zu nationalen Emissionsminderungsverpflichtungen (neue NEC-RL 2016/2284) verwiesen, für deren Umsetzung im **nationalen Luftreinhalteprogramm** der Bundesrepublik Deutschland die notwendigen Maßnahmen dargelegt werden (Die Bundesregierung 2021).

Die WRRL fordert die Bewertung des ökologischen Zustands aller Oberflächengewässer anhand von auf EU-Ebene festgelegten Umweltqualitätsnormen für insgesamt 50 schädliche Stoffe und Stoffgruppen (u. a. Metalle, Pflanzenschutzmittel, POPs). Die Stoffe und ihre Normen werden in der Oberflächengewässerverordnung aufgelistet. Auch in der MSRL sind Vorgaben zu Nährstoffen und einigen Chemikalien verankert, was eine weitere Reduzierung der erlaubten Einträge dieser Stoffe über Fließgewässer bedeutet.

6.5.2.6 Küstenschutz

Die Küstenschutzbehörden haben für eine Verbesserung der Küstenschutzinfrastruktur im Hinblick auf den zukünftigen Meeresspiegelanstieg ein Vorsorgemaß eingeführt, das die Erhöhung der bestehenden Deichanlagen angibt. Für neu zu errichtende oder zu verstärkende Küstenschutzanlagen mit einer Nutzungsdauer von 100 Jahren wurde zunächst ein Vorsorgemaß von 20 cm festgelegt, welches schrittweise auf 50 cm und zuletzt, als Reaktion auf den IPCC-Sonderbericht (Oppenheimer et al. 2019), auf 1,0 m aktualisiert wurde (LAWA 2020). Darüber hinaus haben die Bundesländer Schleswig-Holstein und Niedersachsen in ihren jüngst aktualisierten **Küstenschutzmasterplänen** beschlossen, an der Nordseeküste sogenannte Klimadeiche mit einer breiteren Scheitelhöhe und einem tieferen Fundament zu bauen, um im Falle eines schnellen Anstieges des Meeresspiegels eine zukünftige Erhöhung um einen weiteren Meter zu ermöglichen (MELUND 2022; NLWKN 2021).

6.5.2.7 Nicht einheimische Arten

Auf europäischer Ebene ist man sich der Bedeutung von eingeschleppten marinen Arten bewusst und hat diese deshalb in der europäischen Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (EU-MSRL) bedacht. Hier sind eingeschleppte Arten einer von elf Faktoren, um den ökologischen Zustand der Meere zu beschreiben. Bei der Entwicklung von Bewertungssystemen im Rahmen der EU-MSRL besteht internationale Einigkeit darüber, nicht die Auswirkungen neuer Arten zu bewerten. Bewertet wird die Rate der Einschleppungen, also die Anzahl neuer Arten pro Zeitintervall in einem Meeresgebiet, und diese sollte möglichst klein sein. Für die deutschen Küsten steht mit einem bestehenden Schnellerfassungsuntersuchungsprogramm ein gutes Werkzeug zur Verfügung, um diese Bewertung durchzuführen.

Am wirkungsvollsten ist die Prävention, indem möglichst wenige Arten überhaupt in das heimische Ökosystem eingeschleppt werden. Im Jahr 2017 trat das **Ballastwasserübereinkommen** international in Kraft, das eine Behandlung von Ballastwasser zur Vermeidung von Artenverschleppungen vorschreibt. Dies war ein wichtiger Schritt, wogegen weitere Vektoren für Einschleppungen bisher weniger berücksichtigt werden (z. B. Aquakulturorganismen).

6.5.3 Wirtschaftliche und technologische Treiber im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Wirtschaftliche Kräfte und Veränderungen wie Angebot und Nachfrage (z. B. in Bezug auf Fisch, Naturschutz oder auch Urlaub und Freizeitgestaltung), die sogenannte Blaue Ökonomie und Aspekte wie Küstentourismus und Kreuzfahrt, aber auch technologische Innovationen und Handel wirken auf direkte Treiber und haben damit eine indirekte Wirkung auf die biologische Vielfalt von Küsten und Küstengewässern. Hierbei entstehen Nutzungskonkurrenzen zwischen verschiedenen Interessengruppen und Nutzungsformen. Das eindringlichste Beispiel für die Bedeutung wirtschaftlicher indirekter Treiber und ihrer Auswirkungen auf die biologische Vielfalt kommt aus der Nutzung biologischer Ressourcen (Kap. 6.5.3.1).

6.5.3.1 Fischerei

Das **Seerechtsübereinkommen** (UNCLOS, Artikel 61) und die **Gemeinsame Fischereipolitik** der EU haben als Zielgröße für das Management der Fischbestände den maximalen nachhaltigen Dauerertrag (Maximum Sustainable Yield, MSY). Der MSY hängt zunächst von der biologischen Produktivität der Fischbestände ab. Für eine Fischerei, die streng nach dem MSY-Prinzip be-

wirtschaftet wird, sollte es also keinen Zusammenhang zwischen Fischpopulation und wirtschaftlich-technologischen indirekten Treibern geben. Insbesondere dürften ökonomische Größen wie Fischpreise oder Fangkosten keine direkte Rolle spielen.

Für die Fischereien ohne wirksame Beschränkung der Fangmengen wirkt sich die ökonomische Profitabilität – die abhängig ist von Fischpreisen und Fangkosten – aber sehr wohl auf den Fischereidruck und die Fangmengen der Fischerei aus (Quaas & Skonhoft 2022). Insbesondere legt die ökonomische Theorie nahe, dass es in diesen Fällen eine negative Korrelation zwischen dem Fischpreis und der Fischbestandsgröße gibt. Für wichtige deutsche Fischereien wie die Dorschfischerei in der Ostsee findet man eine solche negative Korrelation (Tahvonen, Quaas & Voss 2018). Eine Erhöhung der Fischpreise bewirkt folglich eine Erhöhung des Fangaufwands und hat damit einen negativen Effekt auf den Fischbestand.

Die GFP schreibt vor, dass **Fischereisubventionen** nicht die Fangkapazität erhöhen dürfen. Darum werden Subventionen für Maßnahmen eingesetzt, die die Umweltverträglichkeit des Fischfangs verbessern (z. B. sauberere Antriebstechnologien), oder für die temporäre oder dauerhafte Stilllegung von Fangschiffen. Allerdings können auch solche Subventionen indirekt die Fangkapazität erhöhen, da sie die Fischerei attraktiver machen (Clark, Munro & Sumaila 2005).

Dabei interagieren Politik und Wirtschaft in diesem Bereich durchaus mit unterschiedlichem Impetus. Einerseits erhalten viele Fischereibetriebe Förderungen und Subventionen, u. a. im Rahmen des Europäischen Meeres-, Fischerei- und Aquakulturfonds (EMFAF). Andererseits wird versucht, Härten durch politische Gegebenheiten wirtschaftlich abzufedern. So gibt es eine EU-Brexit-Anpassungsreserve für besonders benachteiligte Fischereibetriebe und Beihilfen zum Ausgleich gestiegener Kraftstoffpreise aufgrund der Aggression Russlands gegen die Ukraine. Unterstützt werden auch Besatz- und Fischartenhilfsmaßnahmen in Schleswig-Holstein sowie die Förderung der Lokalen Fischereiaktionsgruppen (FLAG) zur Umsetzung des Europäischen Meeres- und Fischereifonds (EMFF, siehe auch Kap. 6.5.2.4)

Der Schiffsdiesel in der Fischerei ist weitgehend steuer- und zollfrei, während die Energiesteuer auf 1000 l Diesel normalerweise 470,40 Euro beträgt (Stand 2022). Der Energieverbrauch in Fischerei und Aquakultur ist zwar in den letzten Jahren kontinuierlich gesunken, betrug aber auch 2020 noch 1.112 TJ (Quelle: Datenbank Statistisches Bundesamt). Aus Diesel erzeugt, läge die Steuerlast auf diesen Energieverbrauch normalerweise bei ca. 14 Mio. €. Die **Schiffsdieselsteuerbefreiung** für die Küs-

tenfischerei sollte zwischen 2022 und 2024 wegfallen, was aber aufgrund des Ukrainekriegs und der daraus resultierenden Preissteigerung vorerst verschoben wurde.

6.5.3.2 Energiewende und Energiekrise

Offshore-Windenergie (OWE) gilt als zentrales Element einer dekarbonisierten Energieversorgung. Im Jahr 2019 waren bereits global 10 % aller neu installierten Windkraftinstallationen offshore, ein Potenzial, das bis 2025 auf 20 % steigen soll (Galparsoro et al. 2022). In Deutschland wurden große Gebiete in der südlichen Nordsee und der Deutschen Bucht für die OWE ausgewiesen, davon 35 % in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) in der Nordsee. Diese stehen folglich z. B. nicht mehr für die Fischerei und Schifffahrt zur Verfügung. Somit wächst andererseits der Druck für eine Co-Nutzung von Windenergie und Aquakultur und weiteren wirtschaftlichen und technologischen Raumnutzungen (Stelzenmüller et al. 2021) (Kap. 6.5.2.2).

Dem gegenüber stehen ehrgeizige Ziele der internationalen Umweltpolitik für den gebietsbezogenen Meeresschutz. Zu den weiteren politischen Treibern gehören die UN-Ziele für nachhaltige Entwicklung, insbesondere Ziel 14 »Leben unter Wasser«, sowie die EU-weite und nationale Biodiversitäts- und Klimapolitik. Der Deskriptor D11 der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie legt fest, dass »die Einleitung von Energie, einschließlich Unterwasserlärm, auf einem Niveau erfolgen muss, das die Meeresumwelt nicht nachteilig beeinflusst«.

Flüssiggas (LNG) soll als maritimer Treibstoff die Emissionen von Schiffen deutlich senken. Jedoch werden wichtige Fragen zur Umweltbilanz, Lifecycle-Betrachtung und Infrastruktur oft nicht ausreichend diskutiert oder sind noch ungeklärt. Die ersten schwimmenden LNG-Terminals in Deutschland in Wilhelmshaven wurden im Winter 2022/23 eröffnet. Das Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz und die Unternehmen Uniper, RWE und EnBW/VNG hatten vorab ein »Memorandum of Understanding« (MoU) über die Lieferung der schwimmenden LNG-Terminals in Brunsbüttel und Wilhelmshaven unterzeichnet. Damit soll Planungssicherheit für die Lieferung und den Betrieb der Spezialschiffe geschaffen werden, die als Terminals und zur Regasifizierung von verflüssigtem Erdgas dienen, die Floating Storage and Regasification Units (FSRUs). Die Unternehmen, die die Absichtserklärung unterzeichnet haben, haben sich verpflichtet, die erforderlichen Gasmengen zu liefern. Kritik kommt hier vonseiten des Naturschutzes. Weder die Auswirkungen auf die Klimakrise noch die Folgen für die hochsensible Meeresumwelt am Rande des Nationalparks und des

Weltnaturerbes Wattenmeer wurden ausreichend untersucht und gewürdigt. Eine dringend erforderliche Umweltverträglichkeitsprüfung in Bezug auf die geplanten Biozideinleitungen und deren Auswirkungen auf den Lebensraum Wattenmeer wurde mit Verweis auf das LNG-Beschleunigungsgesetz ausgesetzt.

6.5.3.3 Technologische Weiterentwicklungen

Für den Schutz der Meere sind technologische Ansätze und Innovationen von entscheidender Bedeutung. Die Überwachung und Berichterstattung über den Zustand der Weltmeere, unterstützt durch modernste Informations- und Kommunikationstechnologien (IKT), können die Rechenschaftspflicht stärken, das Bewusstsein schärfen und Maßnahmen zum Schutz und zur Erhaltung der Meeresumwelt anregen. So liefert beispielsweise die satellitengestützte Überwachung zeitnahe und genaue Ozeanmessungen und -daten auf globaler Ebene, während lokale Sensoren, sogenannte Profiler, präzise In-situ-Messungen in Echtzeit liefern können. Künstliche Intelligenz (KI) kann dann diese »Big Data« durchforschen, um kurz- und langfristige Trends bei der biologischen Vielfalt, der Verschmutzung und der Entwicklung der Ökosysteme zu erkennen und so bei der Maßnahmenplanung zu unterstützen.

Im Bereich der Fischerei gibt es eine Vielzahl von Projekten zur Implementierung ökosystemverträglicher Fangmethoden in der Fischerei. Diese zielen zum Beispiel darauf ab, ungewollten Beifang in Stellnetzen zu verhindern, welcher eine der größten Gefährdungen für Schweinswale und Meeresvögel darstellt (z. B. Kratzer et al. 2022). Verschiedene fangtechnische Maßnahmen können unbeabsichtigte Beifänge in der Grundschleppnetzerei reduzieren (z. B. Santos et al. 2018; Santos et al. 2022). In der Krabbenfischerei wurden Netze erprobt, die den Beifang juveniler Krabben schlicht durch größere Maschen reduzieren können, aber gleichzeitig ökonomisch vielversprechend sind (Günther et al. 2021). Weiterhin wurden Möglichkeiten getestet, auf Scheuer-schutz der Krabbennetze durch sogenannte Dolly Ropes zu verzichten, deren Kunststofffasern sich im Meeresmüll wiederfinden (Stepputtis et al. 2022). Das BMU hat das Forschungsvorhaben »Entwicklung von alternativen Managementansätzen zur Minimierung der Konflikte zwischen der Stellnetzerei und Naturschutzzielen und Schutzgütern in der AWZ der Ostsee« (STELLA) initiiert, um vorausgegangene Arbeiten fortzusetzen. Darin werden ökosystemgerechte Fanggeräte und Methoden entwickelt und erprobt, welche den Beifang von Meeressäugern und Seevögeln vermeiden bzw. reduzieren sollen. Generell sind technische Lösungen zur Mi-

nimierung des Beifangs von Nichtzielarten noch nicht ausgereift und Gegenstand aktueller Forschung.

6.5.3.4 Tourismusindustrie

Touristische Aktivitäten können auf verschiedene Weise Umweltbeeinträchtigungen für Küstenlebensräume darstellen. Außer den direkten Effekten wie Störungen der Tierwelt, Vertritt von Pflanzen und Müll (Kap. 6.4.5.3) kann der Tourismus die Umwelt auch durch den Verbrauch von Energie und den Ausstoß von Luftschadstoffen beeinflussen. Tourismus ist somit ein komplexer indirekter Treiber, der durch Mobilität, Unterbringung und Verpflegung in Bezug auf Umweltbelastungen und -auswirkungen eine große Rolle spielt.

Im Jahr 2021 wurden in Deutschland insgesamt 310 Mio. Übernachtungen festgestellt, davon waren ca. 10 % Gäste aus dem Ausland. Damit hat sich die Tourismuswirtschaft gegenüber dem vom Lockdown geprägten Jahr 2020 um 2,7 % erholt, bleibt aber um 37,4 % unter dem Jahr 2019 (Quelle: Statistisches Bundesamt).

Im Lebensraum Küste ist der Übernachtungstourismus strukturell vorherrschend, mit häufig längeren Aufenthalten als in den übrigen touristischen Gebieten oder zumindest in ausgeglichenem Verhältnis zum Tagesgastaufkommen. Die regionalökonomischen Effekte des Tourismus im Lebensraum Küste lassen sich wie folgt beziffern: Im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer und den Halligen wurden 520.000 Besuchstage ausgewertet. Daraus ergab sich ein Bruttoumsatz von knapp 30,0 Mio. €. Für das Niedersächsische Wattenmeer ergab sich bei 21.745.000 Besuchstagen ein Bruttoumsatz von gut 1,6 Mrd. €. Für das Hamburgische Wattenmeer lagen die Besuchstage bei ca. 59.000 mit einem Bruttoumsatz von knapp 3 Mio. € (BfN 2023).

Der Koalitionsvertrag für die 20. Legislaturperiode sieht eine Vereinbarung einer nationalen Tourismusstrategie vor und betont die Bedeutung des inländischen Tourismus als wichtigen Wirtschaftsfaktors mit großem Zukunftspotenzial. Der Deutsche Klimafonds Tourismus soll der Tourismusbranche ermöglichen, wirksame Treibhausgasreduktionen im Einklang mit den nationalen Klimaschutzzielen in Deutschland zu entwickeln, einzuführen und zu dokumentieren. Darüber hinaus sollen die Tourismusindustrie sowie die Reisenden stärker für das Thema Klima- und Umweltschutz sensibilisiert werden.

6.5.4 Gesellschaftliche Treiber im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Gesellschaftliche Prozesse und Trends, die sich beispielsweise über Verbraucherpräferenzen und Handlungsstrukturen ausdrücken, aber auch Veränderungen

von Bewusstsein, Wahrnehmungen, demografischen Entwicklungen und sozioökonomischen Strukturen beeinflussen die Veränderung der biologischen Vielfalt im Bereich der deutschen Küsten und Küstengewässer. Zu diesen Bereichen besteht noch enormer Forschungsbedarf, da soziologische Erkenntnisse über Alltagspraktiken der Küstenbevölkerung und anderer Stakeholder bislang fehlen. Um diese Lücken zu schließen, bedarf es ethnografischer Langzeitstudien, kollaborativer Forschung zwischen Sozial- und Naturwissenschaftler:innen und Mixed-Methods-Ansätze ergänzend zu Fragebogensurveys und quantitativen Erhebungen, z. B. zur Strukturentwicklung in Küstenregionen. Dennoch lassen sich für diesen Lebensraum vor allem für den Küstenschutz (6.5.4.1), das Konsumverhalten (6.5.4.2), den Klimaschutz (6.5.4.3) und den gesellschaftlichen Bezug zu marinen Lebensräumen sowie Ocean Literacy (6.5.4.4) einige Aspekte und Entwicklungen beschreiben.

6.5.4.1 Küstenschutz

Ein gesellschaftlicher Trend, der mit der Notwendigkeit, den Küstenschutz aufgrund des Meeresspiegelanstiegs und der damit potenziell einhergehenden negativen Auswirkungen auf Ökosysteme (Kap. 6.5.2) auszuweiten, einhergeht, ist ein zunehmendes Interesse an sogenannten naturbasierten Lösungen (NBL). NBL beinhalten eine Reihe von Anpassungsmaßnahmen, welche auf der Wiederherstellung, Schaffung und Erhaltung von natürlich dissipativen Küsten- bzw. Meeresökosystemen wie Stranddüensystemen, Salzwiesen und Seegraswiesen zum Schutz vor Küstenerosion, Überflutung und dem Meeresspiegelanstieg basieren (Pontee 2013; Spalding et al. 2014; Temmerman et al. 2013). Inwieweit sich Küstenschutz- und Naturschutzziele gleichzeitig mittels NBL erreichen lassen, ist allerdings noch unklar, weil das zuverlässige quantitative Verständnis der Schutzleistung von NBL, welches notwendig wäre, um diese in die Standards des Küsteningenieurwesens zu integrieren, noch fehlt. Generell fehlt es an konzeptionellen Möglichkeiten, Küstenschutz-, Naturschutz- und Biodiversitätsziele zu integrieren.

Ein zweiter wichtiger gesellschaftlicher Trend im Küstenschutz vor dem Hintergrund des Meeresspiegelanstiegs ist die zunehmende Diskussion und Durchführung von Deichrückverlegungsprojekten und der damit verbundenen Wiederherstellung natürlicher Feuchtbiootope, vor allem in landwirtschaftlich genutzten Poldern. Die Bedeutung solcher Projekte haben die Küstenschutzbehörden in Deutschland auch offiziell eingeräumt (Kiesel et al. 2020). Dies ist ein bemerkenswerter institutioneller Wandel, denn in den letzten Jahrzehnten und

Jahrhunderten war die gesellschaftlich akzeptierte Norm, niemals eine Küstenschutzlinie aufzugeben. Nichtsdestotrotz bleibt die Deichrückverlegung gesellschaftlich umstritten (Vega-Leinert, Stoll-Kleemann & Wegener 2018) und führt häufig zu sozialen Konflikten zwischen Gemeinden, Landeigentümer:innen, Landwirt:innen, Naturschutzbefürwortenden und den verantwortlichen Landesbehörden (Vega-Leinert, Stoll-Kleemann & Wegener 2018; Wulf 2021). Deichrückverlegungen (siehe auch Kap. 6.6.3.3) wurden in der Vergangenheit in unterschiedlichem Ausmaß an der Nord- und Ostseeküste umgesetzt. An der Nordseeküste wurden bisher 17 solcher Maßnahmen umgesetzt, an der Ostseeküste gab es rund 20 Projekte, insbesondere in Mecklenburg-Vorpommern. Der Hauptgrund war jedoch nicht der Meeresspiegelanstieg. Zumeist dienten die Rückverlegungsflächen als Ausgleichsflächen für Bau- und Infrastrukturprojekte. Momentan findet allerdings ein Umdenken statt, das eine Durchführung dieser Art von Maßnahmen auch ohne Kompensationsverpflichtung im Sinne des Natur- und Klimaschutzes in den Vordergrund rückt.

6.5.4.2 Konsumverhalten

Zusammen mit dem Anstieg der Weltbevölkerung und des Konsums haben sich die Entnahmen von Fisch und Meeresfrüchten in den letzten 50 Jahren vervierfacht (Quaas & Skonhoft 2022). Bei der Wahl zwischen ökologisch gekennzeichneten Meeresfrüchten aus Wildfang gegenüber nicht gekennzeichneten Meeresfrüchten scheinen Konsument:innen Erstere zu bevorzugen (Bronnmann & Asche 2017). Außerdem bevorzugen sie wild gefangenen Fisch gegenüber Fisch aus Aquakultur (Bronnmann & Asche 2017). Deutsche Fischkonsument:innen haben eine deutliche Präferenz für nachhaltig gefangenen Fisch. Bronnmann et al. (2021) fanden, dass die Wahrscheinlichkeit, ein Kabeljaufilet zu kaufen, um 25 % zunimmt, wenn er aus einer zertifiziert nachhaltigen Fischerei stammt. Dieser Effekt ist hauptsächlich darauf zurückzuführen, dass es den Fischkonsument:innen wichtig ist, dass der Bestand nicht überfischt wird (Bronnmann et al. 2021).

Damit bedienen die Nachhaltigkeitslabels für die Fischerei und die Aquakultur eine wachsende Nachfrage. Konsument:innen können eine große oder kleine Diversität an Meeresfrüchten bevorzugen. Je größer die Präferenz für bestimmte Fischarten ohne die Bereitschaft, auf andere Arten auszuweichen, desto wichtiger ist eine Regulierung der Fischerei, und zwar in Bezug auf möglichst viele Fischbestände (Quaas & Requate 2013).

Nachhaltigkeitslabels sind damit ein dringend nötiges und wichtiges Instrument, allerdings müssen diese

immer wieder überprüft werden, um notwendige Anpassungen der Zertifizierungsstandards durchzuführen. Zuletzt ist die MSC-Zertifizierung immer wieder in die Kritik geraten, speziell in Bezug auf ein fehlendes Vorsorgeprinzip, die Zertifizierung von Fischereien mit zerstörerischen Fangmethoden sowie die Zertifizierung von Fischereien mit hohem Beifang oder überfischten Beständen, Interessenkonflikte mit der Industrie und das Fehlen sozialer Faktoren.

6.5.4.3 Gesellschaftlicher Bezug zu marinen Lebensräumen und Ocean Literacy

Das Konzept der Ocean Literacy (Ozean bzw. Meereskompetenz) wurde erstmals in den frühen 2000er-Jahren eingeführt und hat sich in den letzten Jahren weiterentwickelt, nicht zuletzt seit es als Mechanismus für Veränderungen in die Ziele der UN-Ozeandekade aufgenommen wurde.

Ocean Literacy bezeichnet das Verständnis für den Einfluss der Ozeane auf den Einzelnen und den Einfluss jedes Einzelnen auf die Ozeane. Die European Ocean Coalition (EU4Ocean) verbindet verschiedene Organisationen, Projekte und Menschen, die zur Aufklärung über die Ozeane und zur nachhaltigen Bewirtschaftung der Ozeane beitragen. Diese von der Europäischen Kommission unterstützte, von unten nach oben gerichtete Initiative zielt darauf ab, die Stimmen der Europäer:innen zu vereinen, um den Ozean zu einem Anliegen aller zu machen. Die Vision für die künftige Bewirtschaftung der europäischen Meere wird in der Integrierten Meerespolitik skizziert, die eine integrierte meerespolitische Steuerung fordert, um die Einbeziehung der Interessengruppen, kohärente Agenden, die Abschaffung des sektoralen Denkens und die Einrichtung sektorübergreifender Managementstrukturen zu fördern (European Commission 1999).

In Deutschland gibt es eine Reihe von Maßnahmen und Initiativen für Kompetenz im Bereich der Ozeane. Dazu zählen etliche Spiele, kurze Dokumentarfilme, Cartoons, eine IT-Plattform für den Austausch von Wissen über die Meere, ein Bildungsmodul für Kinder/Schulen und Weiterbildungsinitiativen für Fischer:innen.

6.5.4.4 Auswirkungen von Krisen, Pandemien

Die Coronapandemie war einer der ersten ernsthaften Tests, wie die Wissenschaft die Entscheidungsfindung angesichts einer unmittelbaren globalen Bedrohung informieren kann, und hat gezeigt, wie wichtige Erkenntnisse über das Zusammenspiel von Wissenschaft, Gesellschaft und Politik zusammenwirken. Die gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Auswirkungen

von COVID-19 haben gezeigt, dass wir uns auf mögliche künftige Pandemien vorbereiten und deren Folgen abschätzen müssen.

Über fast zwei Jahrzehnte haben nationale und internationale Risikobewertungsaktivitäten deutlich gemacht, wie hoch die Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer globalen Pandemie ist und welche massiven internationalen, sozialen und wirtschaftlichen Verwerfungen zu erwarten sind (z. B. Ross, Crowe & Tyndall 2015; World Health Organization 2017). Dennoch, als die Covid-19-Pandemie über die Welt hereinbrach, waren die Reaktionen nationaler und internationaler Entscheidungsträger:innen unterschiedlich (Dewi et al. 2020), viele Reaktionen waren zu langsam, schlecht koordiniert oder sogar widersprüchlich.

Im Hinblick auf die Covid-19-Pandemie beschloss das BMU 2020 ein eigenes Corona-Response-Maßnahmenpaket zur kurzfristigen Unterstützung von Entwicklungs- und Schwellenländern bei der Bewältigung der Krise. Das BMU stellte hierfür etwa 68 Mio. € aus Mitteln der Internationalen Klimaschutzinitiative (IKI) bereit. Ein Schwerpunkt der Maßnahmen liegt dabei auch auf der Pandemieprävention. Das Paket umfasst unter anderem Soforthilfen für Schutzgebiete und Biodiversitätshotspots, die Förderung klima- und biodiversitätsfreundlicher wirtschaftlicher Neustarts und Projekte zur Stärkung der Widerstandsfähigkeit gegenüber zukünftigen Pandemien. Im Rahmen der IKI unterstützt auch das BMU mit einem großen Beitrag den globalen Biodiversitätserhalt und die nachhaltige Nutzung der Meere und Küsten.

6.5.5 Synergien/Konflikte zwischen indirekten Treibern und biologischer Vielfalt

Indirekte Treiber spielen nicht nur eine wichtige Rolle bei der Beeinflussung direkter Treiber der Biodiversitätsveränderung und damit einhergehender Prozesse in Ökosystemen (Kap. 6.4, 6.6). Sie haben auch komplexe Beziehungen untereinander, die zu einer Verstärkung anthropogener Einflüsse führen können, da sie im Küstenbereich auf einen begrenzten, mehrfach genutzten geografischen Raum einwirken. Sozioökonomische und demografische Trends haben einen großen Einfluss auf die Verbrauchsmuster, was sich wiederum auf die Nachfrage nach Fisch auswirken kann oder den Bedarf an naturnaher Erholung. Für die Küste ergibt sich ein deutliches Beispiel aus dem Ziel der Einführung einer sauberen und nachhaltigeren Energieerzeugung, die auf der einen Seite verspricht, das Ausmaß der klimabedingten Biodiversitätsveränderung zu reduzieren, aber gleichzeitig mehrere direkte negative Treiber wie Bau-

maßnahmen, Habitatzerstörung und Lärmbelastigung zumindest temporär erhöht. Hiervon sind vor allem Populationen beeinträchtigt, die bereits einen erheblichen Gefährdungsstatus aufweisen (hohe trophische Ebenen, lange Lebensdauer). Ein zweites Beispiel ist die Sedimentdynamik, die von wirtschaftlichen (Freihalten von Fahrrinnen, Sand als Baumaterial) und politischen (Aufspülungen zum Küstenschutz) indirekten Treibern so weit beeinflusst wurde, dass eine mehrfache Belastung der Küstenbiodiversität durch Entnahme und Deposition auftritt.

Ein Beispiel für mögliche Synergien ergibt sich im Zusammenwirken von Klimawandel und Biodiversitätsverlust, zwei der momentan größten Herausforderungen und Risiken für unsere Gesellschaft. Bisherige politische Strategien nehmen die Probleme des Klimawandels und des Biodiversitätsverlustes unabhängig voneinander in Angriff, dabei sind Klimawandel und biologische Vielfalt eng miteinander verwoben (Pörtner et al. 2021; Shin et al. 2022). Daher hängen globale Maßnahmen zur Eindämmung beziehungsweise der Umkehrung des Verlustes der biologischen Vielfalt und die Begrenzung des Klimawandels auf 1,5 °C stark voneinander ab (UNFCCC 2016; CBD 2022). Die marine biologische Vielfalt sowie die Interaktionen der Arten sind dabei entscheidend für die Erhaltung der globalen Klimastabilität (Pörtner et al. 2021). Die Erhaltung der Integrität der marinen biologischen Vielfalt und der marinen Kohlenstoffspeicherung muss im Mittelpunkt der Erreichung der nationalen sowie der globalen Biodiversitäts- und Klimaziele stehen (Pörtner et al. 2021).

Seegraswiesen, Salzwiesen oder auch marine Sedimente können durch ihre Fähigkeit, CO₂ aus der Atmosphäre aufzunehmen und zu speichern, einen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Möglicherweise kann dieses Potenzial durch geeignete Rehabilitations- oder Wiederansiedlungsmaßnahmen erhöht werden – und neben dem Klimaschutz so auch dem Biodiversitätsschutz dienen (Röschel et al. 2022). Andere Ansätze, die darauf abzielen, die Aufnahme- und Speicherkapazität mariner und küstennaher Ökosysteme zu erhöhen, fallen in den Bereich technologischer Verfahren, wie beispielsweise die Meeresalkalisierung. Diese marinen Kohlenstoffsenkentechnologien befinden sich überwiegend noch in der Forschungs- und Entwicklungsphase. Für eine breite Anwendung fehlen sowohl umfassende Kenntnisse über mögliche ungewollte Nebeneffekte als auch ein abgestimmter Regulierungs- und Managementrahmen, der sicherstellt, dass Klimaschutz und Biodiversitätsschutz sich nicht gegenseitig ausschließen (Röschel & Neumann 2023).

Die politischen Verknüpfungen zwischen biologischer Vielfalt und Klimawandel haben sich in den letzten Jahren verstärkt. Beispiele hierfür sind der gemeinsame IPBES-IPCC-Bericht (Pörtner et al. 2021) und der von der UNFCR einberufene Dialog über Ozean und Klimawandel (Dobush et al. 2022). Auch die Verhandlungen auf der COP und der UN-Generalversammlung haben die bestehenden Abkommen angepasst, um die Handlungsoptionen und Maßnahmen, die sowohl für die biologische Vielfalt als auch für den Klimawandel wichtig sind, in den Vordergrund zu stellen, wie zum Beispiel das 30-mal-30-Ziel.

6.6 Instrumente und Maßnahmen: Erfolg und Hindernisse an Küsten und in Küstengewässern

6.6.1 Einleitung

6.6.1.1 Definition von Instrumenten und Maßnahmen im *Faktencheck Artenvielfalt*

Im *Faktencheck Artenvielfalt* wird im Bereich Naturschutz zwischen Instrumenten und Maßnahmen unterschieden (Kap. 2.5). Hierbei bezieht sich der Begriff »Instrument« auf politisch-rechtliche Richtlinien, Konventionen, Gesetze und Abkommen, welche die Rahmenbedingungen und Anreize für die Förderung der biologischen Vielfalt schaffen. Zu »Maßnahmen« werden ausschließlich direkte naturschutzfachliche Eingriffe in die Landschaft gezählt. Der *Faktencheck Artenvielfalt* unterscheidet innerhalb der Maßnahmen weiter zwischen drei Maßnahmentypen: 1) Flächenschutzmaßnahmen in Form von Schutzgebieten, 2) Managementmaßnahmen, die sich auf die dauerhafte Nutzung oder Bewirtschaftung einer Fläche beziehen, und 3) Impulsmaßnahmen, die nach einmaligen Eingriffen oder Installationen die Natur wieder sich selbst überlassen.

Die Unterscheidung zwischen Instrumenten und Maßnahmen deckt sich nicht mit der Definition von Maßnahmen innerhalb von Richtlinien wie z. B. der MSRL oder WRRL, in deren Maßnahmenkatalogen sowohl Maßnahmen als auch Instrumente und Initiativen unter dem Oberbegriff »Maßnahmen« aufgelistet werden. Hierbei werden mit Ausnahme der Errichtung von Schutzgebieten im marinen Bereich deutlich seltener Naturschutzmaßnahmen in der Fläche umgesetzt als in terrestrischen Lebensräumen. Stattdessen findet Naturschutz in marinen Lebensräumen vor allem durch die Regelung des Umgangs mit der Natur durch Abkommen, Gesetze und Richtlinien statt. Dennoch gibt es eine Reihe an Naturschutzmaßnahmen, die nach der Definition des *Faktencheck Artenvielfalt* in Management- oder

Impulsmaßnahmen in der Fläche kategorisiert werden können. Zu Letzteren gehören u. a. Wiederansiedlungsprogramme (6.6.3.3), während die Wiederherstellung (Renaturierung) oder Neuschaffung von Habitaten zur Kategorie der Managementmaßnahmen (6.6.3.2) gezählt werden.

6.6.1.2 Besonderheiten von Instrumenten und Maßnahmen im Lebensraum Küste und Küstengewässer

Mit wenigen Ausnahmen, wie z. B. den vor allem in Niedersachsen durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen in Salzwiesen, zielen Instrumente und Schutzmaßnahmen in marinen Bereichen in erster Linie auf eine Reduktion von bestehenden Belastungen oder die Prävention vor zusätzlichen belastenden Nutzungsformen ab. Dies ist anders als in vielen terrestrischen Lebensräumen, in denen häufig zusätzliche Maßnahmen z. B. Renaturierung oder Managementmaßnahmen ausgeübt werden (Kramer et al. 2017). Ein weiterer Unterschied ergibt sich aus den politischen und rechtlichen Gegebenheiten, da sowohl die Nutzung der Meere als auch Naturschutz nicht auf rein nationaler Ebene verhandel- und durchführbar sind. Aufgrund dessen ergibt sich für das Management der Küsten und Küstengewässer ein komplexes Konstrukt aus Abstimmungsprozessen auf unterschiedlichen politischen und raumzeitlichen Ebenen (siehe auch Kap. 6.5.2). Zum Beispiel kann in der AWZ die Seeschifffahrt nur international durch die Vorgaben des Seerechtsübereinkommens reguliert werden. Regelungen für das Fischereimanagement richten sich (bis auf Ausnahmen in sehr küstennahen Bereichen, etwa der 3-Meilen-Zone) nach der Gemeinsamen Fischereipolitik der Europäischen Union. Einige weitere Nutzungsformen sind aufgrund von grundsätzlichen Gefährdungseinschätzungen verboten, während zulassungspflichtige Nutzungen in der Regel Verträglichkeitsprüfungen gemäß europäischem Recht unterliegen (FFH-Richtlinie).

6.6.1.3 Überblick zu biodiversitätsfördernden Instrumenten und Maßnahmen

Als Folge der Mehrebenenstruktur der marinen Naturschutzpolitik (Kap. 6.5.1) und der sich daraus ergebenden Vielzahl von Zuständigkeiten gibt es Managementpläne und -regelungen, die sich auf eine oder mehrere Richtlinien und Gesetzgebungen mit eng oder breit gefassten Naturschutzziele beziehen können.

So unterliegen die Wattenmeer-Nationalparks in ähnlicher oder gleicher Gebietskulisse einer Vielfalt von Schutzkategorien. Dazu gehören u. a. das UNESCO-

Weltnaturerbe mit entsprechendem Managementplan (der gerade noch in Bearbeitung ist), UNESCO-Biosphärenreservate, OSPAR-Schutzgebiete, Schutzgebiete nach der RAMSAR-Konvention, Particularly Sensitive Sea Area nach der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation, Schutzgebiete der Trilateralen Wattenmeerzusammenarbeit (TWSC) und Artenschutzabkommen für Seehunde (WSSA, Agreement on the Conservation of seals in the Wadden Sea), Schweinswale (ASCOBANS, Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) und Rastvögel (AEWA, Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds). Außerdem sind die Nationalparks bei der EU-Kommission als FFH- und Vogelschutzgebiete gemeldet und unterliegen den Bestimmungen der EU-Wasser- und EU-Meeressstrategie-Rahmenrichtlinien.

Die Umsetzung dieser gesetzlichen Vorgaben und nationalen sowie internationalen Verpflichtungen erfolgt durch eine Vielzahl von unterschiedlichsten Maßnahmen, die in Managementplänen festgeschrieben sind. Dazu zählen u. a. Zonierungskonzepte, die in den einzelnen Nationalparks in unterschiedlicher Form festlegen, welche Nutzungsformen in welchen Teilen des Nationalparks gestattet sind. Hierbei gilt für alle Nationalparks die Vorgabe, dass mindestens 50 % der Nationalparkfläche einem strengen Schutz unterliegen sollen, auch wenn diese Vorgabe bisher noch in keinem der Nationalparks eingehalten wird. Ebenso dienen die bundesweit geltende Befahrensregelung von Bundeswasserstraßen und Konzepte zur Besucherlenkung dazu, die Belastung durch menschliche Aktivitäten und Nutzungen in besonders schützenswerten Bereichen so gering wie möglich zu halten. Ein weiterer wichtiger Bestandteil des Nationalparkmanagements ist die Öffentlichkeitsarbeit. Unterstützt durch Ranger:innen vor Ort und Naturschutzverbände, werden in diesem Rahmen zahlreiche Informations- und Bildungsangebote umgesetzt. Dabei spielen auch Verträge mit Partnerorganisationen und Initiativen unter Beteiligung von Naturerlebnisanbieter:innen, Tourismuspartner:innen u. v. m. eine wichtige Rolle.

Zusätzlich gibt es eine Reihe von Maßnahmen, die nur in einzelnen Bundesländern gelten oder unterschiedlich umgesetzt werden. Dazu gehören z. B. Bewirtschaftungspläne für Muschelzucht und -fischerei sowie Artenschutzkonzepte, die auf Grundlage der FFH- und Vogelschutzrichtlinie erarbeitet werden, aber sich am Arteninventar und -bestand des jeweiligen Bundeslandes orientieren. Ebenso werden Konzepte für ein Prädationsmanagement innerhalb der Flächen der Nationalparks auf die lokalen Bedingungen

angepasst. Der Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer verfolgt darüber hinaus ein klares Programm für Renaturierungsmaßnahmen.

6.6.2 Ausgewählte Instrumente an Küsten und in Küstengewässern

Wie bereits im Kapitel 6.5.2 beschrieben, spielen sich politisch-rechtlichen Prozesse und folglich die daraus generierten Instrumente und Richtlinien auf einer Vielzahl von politischen und organisatorischen Ebenen ab.

Auf EU-Ebene zählen zu den Naturschutzinstrumenten, die sich auf den Bereich der Küsten und Küstengewässer beziehen, einerseits EU-Richtlinien und -Konventionen, wie z. B. die MSRL, die WRRL, die FFH-RL und die V-RL, andererseits zusätzliche internationale Abkommen wie OSPAR und HELCOM, die Trilaterale Wattenmeerzusammenarbeit, und Schutzkonzepte für einzelne Arten und Artengruppen, wie z. B. die Wadden Sea Flyway Initiative oder auch Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in der Nord- und Ostsee, des Nordostatlantiks und der Irischen See.

Einen Fokus auf Biodiversitätsschutz haben dabei die MSRL, FFH-RL und V-RL. Z. B. zielen die Schutzkonzepte des aus FFH-RL- und V-RL-Schutzgebieten bestehenden Natura-2000-Netzwerks direkt auf den Erhalt der Artenvielfalt ab. Die MSRL verwendet ebenfalls Kriterien mit direktem Bezug zur biologischen Vielfalt (Deskriptor D1 – Biologische Vielfalt und Deskriptor D2 – nicht einheimische Arten). Weitere Deskriptoren beziehen ebenfalls Indikatoren der strukturellen und funktionellen Diversität von Artengemeinschaften mit ein.

In Bezug auf verschiedene Treiber von Biodiversitätsveränderung gibt es ebenfalls eine Reihe von politischen Instrumenten. Die **Gemeinsame Fischereipolitik** (GFP) der EU (Kap. 6.5.2.4.) hat seit den Änderungen von 2013 (Vertrag von Lissabon) ebenfalls langfristig die ökologische, wirtschaftliche und gesellschaftliche Nachhaltigkeit von Fischfang und Aquakultur zum Ziel, welches unter anderem den langfristigen Erhalt befischter Fischbestände und somit das Überleben dieser Populationen gewährleisten soll. Als Reaktion auf das globale Rahmenabkommen für den Schutz der biologischen Vielfalt (CBD 2022) veröffentlichte die EU-Kommission Anfang 2023 den »EU-Aktionsplan: Schutz und Wiederherstellung von Meeresökosystemen für eine nachhaltige und widerstandsfähige Fischerei«, der u. a. zur Erreichung des Ziels 30 % geschützter Fläche der EU-Meere beitragen soll.

Das im Jahr 2017 international in Kraft getretene **Ballastwasserübereinkommen** (Kap. 6.5.2.7.) zielt auf die Vermeidung der Einschleppung nicht einheimischer

Arten über den globalen Schiffsverkehr ab und ist somit auch ein Instrument, das die Förderung der biologischen Vielfalt als Kernziel hat.

Auf nationaler Ebene gehört vor allem das **Bundesnaturschutzgesetz** (BNatSchG) zu den wichtigen Naturschutzinstrumenten, da es viele der EU-weiten Richtlinien in deutsches Recht überführt, so z. B. die FFH- und V-RL. Zusätzlich regelt das BNatSchG den Schutz in Bezug auf weitere gesetzlich geschützte Biotop (§ 30, BNatSchG) innerhalb Deutschlands.

Auf Bund- und Länderebene gehört ebenso die **marine Raumplanung** zu den politischen Instrumenten, die großen Einfluss auf die biologische Vielfalt nehmen können, da sie die flächigen Anteile verschiedener Nutzungsformen inklusive Naturschutz maßgeblich regelt.

Im Zuge der Umweltfolgenabschätzung und -bewältigung gibt es auf nationaler Ebene (z. B. **Eingriffsregelung** nach dem BNatSchG) und auf EU-Ebene (z. B. **FFH-Verträglichkeitsprüfung**) eine Reihe an Instrumenten, die die Leistung und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts und den Erhalt geschützter Lebensräume und Arten im Rahmen von Bauprojekten gewährleisten sollen und im Falle fehlender Vermeidbarkeit zu Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen verpflichten.

6.6.3 Ausgewählte Maßnahmen an Küsten und in Küstengewässern

6.6.3.1 Flächenschutzmaßnahmen

In den deutschen Gebieten der Nord- und Ostsee wurden seit den 1980er-Jahren knapp 40 % der Gesamtfläche der deutschen Küsten und Küstengewässer zu Schutzgebieten erklärt (Abb. 6.21).

Innerhalb der 12-Meilen-Zone der Nordsee gehören dazu die drei großen Nordseernationalparks Niedersächsisches Wattenmeer, Hamburgisches Wattenmeer und Holsteinisches Wattenmeer, die zusammen eine Fläche von über 8.300 km² umfassen. In der Ostsee gibt es zwei Nationalparks mit einer Gesamtfläche von gut 800 km², den Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft und den Nationalpark Jasmund auf Rügen. Ein weiterer Nationalpark in der Ostsee war im Gespräch, wurde allerdings vorerst nicht weiterverfolgt.

Für die Unterschutzstellung von Gebieten außerhalb der 12-Meilen-Zone bedarf es Abstimmung mit und Beachtung von rechtlichen Regelungen, die über nationale Befugnisse hinausgehen, weshalb es dort erst in den 2000er-Jahren zur Errichtung von Naturschutzgebieten (NSG) kam. Die zehn Natura-2000-Gebiete in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) von Nord- und Ostsee sind in sechs NSG zusammengefasst worden und seit dem 22.09.2017 unter Schutz gestellt.

Hierzu zählen:

- Borkum Riffgrund, Nordsee
- Doggerbank, Nordsee
- Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht, Nordsee
- Fehmarnbelt, Ostsee
- Kadetrinne, Ostsee
- Pommersche Bucht – Rönnebank, Ostsee

Offiziell hat Deutschland mit seinen ausgewiesenen Schutzgebieten das Ziel der Europäischen Union von mindestens 30 % geschützter Meeresflächen erreicht, allerdings sollen laut EU 10 % der nationalen Meeresflächen einen strengen Schutzstatus erhalten. Die Definition des Begriffs »streng geschützt« ist dabei gleichgesetzt mit »non-intervention«, also frei von menschlichen Eingriffen.

Eigentlich gilt für die NSG momentan schon aufgrund des Status als Natura-2000-Gebiet, dass alle Veränderungen und Störungen unzulässig sind, die zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Gebiete in ihren für die Erhaltungsziele oder ihren Schutzzweck maßgeblichen Bestandteilen führen können. Allerdings werden in den Schutzgebietsverordnungen, die für jedes NSG

Sonderregelungen und Ausnahmen festlegen, der Flugverkehr, die Schifffahrt, nach internationalem Recht erlaubte militärische Nutzungen und die berufsmäßige Seefischerei und teilweise auch die Freizeitfischerei von Nutzungseinschränkungen ausgenommen. Bisher gibt es in den deutschen Küstengewässern nur eine Fläche von < 1 % bei Sylt, die jegliche Nutzungsformen ausschließt (Nullnutzungszone) und somit als streng geschützt gilt. Bis 2030 sind die EU-Vertragsstaaten dazu verpflichtet, die von der EU festgelegten Schutzmaßnahmen umzusetzen. Andernfalls drohen Vertragsverletzungsverfahren. Eines dieser Verfahren lief seit 2021 gegen Deutschland aufgrund unzureichender Umsetzung der FFH-Richtlinie. Der Europäische Gerichtshof hat nun im September 2023 entschieden, dass die Bundesregierung zumindest in einem Teil der Natura-2000-Gebiete bei den Maßnahmen nachbessern muss, andernfalls drohen Strafzahlungen.

Managementmaßnahmen für **Naturschutzgebiete in der AWZ** sind in den vom BfN veröffentlichten Managementplänen beschrieben. Diese wurden allerdings erst im Jahr 2020 für die Nordsee-NSGs und im Jahr 2022 für die Ostsee-NSGs veröffentlicht, sodass entsprechend

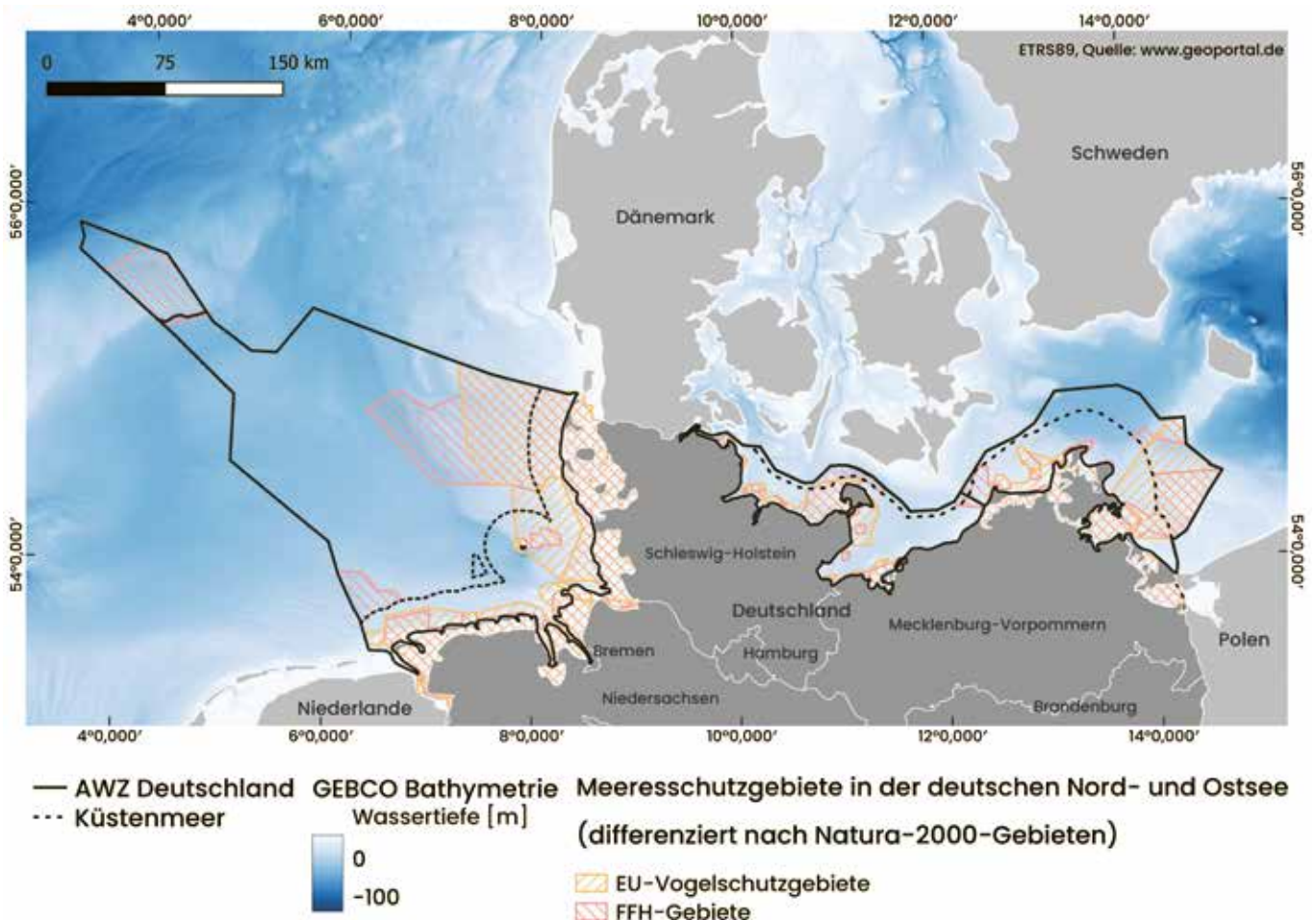


Abbildung 6.21: Karte der FFH- und Vogelschutzrichtlinie in den deutschen Gewässern von Nord- und Ostsee.

formulierte Maßnahmen erst langsam in die Umsetzung kommen. Maßnahmen richten sich nach den jeweiligen Schutzgütern (z. B. nach FFH-Richtlinie geschützte Lebensraumtypen oder Arten) sowie aktuellen und künftigen Nutzungsauswirkungen auf diese Schutzgüter und werden nach Eignung, Priorität und Notwendigkeit eingestuft. Das Mindestziel, ein günstiger Erhaltungszustand der Schutzgüter, kann sowohl über Reduzierung von Belastungen als auch durch aktive Wiederherstellungsmaßnahmen erreicht werden. Wichtig im Managementkontext ist aufgrund der hohen Nutzungsüberlagerung (auch innerhalb der Schutzgebiete) die Berücksichtigung der NSG in der Fortschreibung der Raumordnungsplanung. Diese wird ebenso wie Navigationshinweise für die Seeschifffahrt als flankierende Maßnahme zur schnelleren Erreichung der Schutzzwecke der anderen Maßnahmen eingesetzt und zählt zur Maßnahmengruppe MG1. Die eigentlichen Maßnahmen sind in sechs weitere Maßnahmengruppen (MG2-MG7) unterteilt:

- MG2 – Minimierung des Beifangs von Nichtzielarten und der negativen Auswirkungen des Fangs von Zielarten sowie Reduzierung der Veränderung und Zerstörung von Habitaten; z. B. ökosystemgerechtes Fischereimanagement im Rahmen der GFP (Gemeinsamen Fischereipolitik der EU), Untersuchung von Auswirkungen der Berufsfischerei auf Schutzgüter
- MG3 – Reduzierung von Barrierewirkungen, Schalleinträgen und Kollisionen; z. B. schutzbezogenes Management zur Lärmreduzierung im NSG
- MG4 – Reduzierung von Beeinträchtigungen und Gefährdungen durch Altlasten, Abfall und Schadstoffe; z. B. möglicher Rückbau von Rohrleitungen, schadarme Beseitigung von Munitionsaltlasten
- MG5 – Wiederansiedlung von Arten bzw. Wiederherstellung von LRT in ihren typischen Ausprägungen; z. B. Europäische Auster
- MG6 – Kooperation und Kommunikation; z. B. Kooperation zwischen BfN und Fischereiforschungsinstituten zur Verbesserung der Verträglichkeit der Fischerei mit dem Schutzzweck
- MG7 – Überwachung und Kontrolle; z. B. Entwicklung und Etablierung eines gebietsbezogenen Nutzungsmonitorings im NSG und in seinem nahen Umfeld

Das Naturschutzmanagement der **Nationalparks der deutschen Küsten (innerhalb der 12-Seemeilen-Zone)** basiert auf dem Ökosystemansatz und wird in seiner Umsetzung rechtlich durch die Nationalparkgesetze geregelt, welche die nationale Umsetzung der EU-Richtli-

nien (FFH-RL, WRRL, MSRL, V-RL) darstellen. Die vier Richtlinien weisen jedoch aufgrund ihrer unterschiedlichen Zielsetzung strukturelle Unterschiede und systematische Mängel in Bezug auf den Systemschutz des Wattenmeers auf, woraus sich konzeptionelle Unterschiede in der Anwendung ergeben. Zusätzlich gibt es starke Abweichungen in ihrer nationalen Umsetzung. Infolgedessen sind sie als Basis für die konkrete Managementplanung nur bedingt geeignet (CWSS [2010], siehe Tabelle 1, S.11 Vergleich zwischen FFH+VRL, WRRL, MSRL).

Für das Wattenmeer wurde deshalb ein trilaterales Konzept der »Gemeinsamen Ziele« entwickelt, wobei es sich im Wesentlichen um ein integriertes Ökosystemkonzept handelt, das die EU-Richtlinien und die Weltnaturerbkriterien in vollem Umfang abdeckt. Auf Basis dieses »Wattenmeerplans 2010« (CWSS 2010) wurde in den letzten Jahren auf trilateraler Ebene ein »Single integrated Management Plan« (SIMP) erarbeitet, welcher die vielen Vereinbarungen, Strategien und Aktivitäten der trilateralen Zusammenarbeit integriert und somit für das gesamte Wattenmeergebiet ein integriertes Management zulässt (CWSS 2023).

Naturschutzmaßnahmen in den Wattenmeer-Nationalparks basieren auf wissenschaftlichen Erkenntnissen. Anhand von Monitoringprogrammen und Forschungsprojekten wird ermittelt, welche Maßnahmen sinnvoll sind und ob sie erfolgreich sind. Dabei geht es auch um die Abwägung zwischen Artenschutz und Prozessschutz. Es ist das zentrale Ziel von Nationalparks, natürliche Prozesse ohne menschlichen Einfluss ablaufen zu lassen. Dies kann jedoch dazu führen, dass sich für einzelne, auch besonders schützenswerte Arten die Lebensbedingungen verschlechtern. Hier wird auf Grundlage wissenschaftlicher Daten und der Gesetzeslage entschieden, ob Arten- oder Prozessschutz Vorrang haben soll. Forschung und Monitoring zeigen ebenfalls, wo die Grenzen des Handelns innerhalb des Gebiets liegen und wo ein Handeln auf übergeordneter, internationaler Ebene geboten ist, um der globalen Verantwortung des Biodiversitätserhalts auch in Zukunft gerecht zu werden.

Für die beiden Nationalparks der Ostsee wurden jeweils eigene Managementpläne entwickelt. Wie in der Nordsee steht auch hier der Prozessschutz als Schutzzweck an erster Stelle. Auch hier müssen die Maßnahmenkonzepte mit anderen Artenschutzkonzepten innerhalb der Nationalparkgrenzen abgestimmt werden (Prozessschutz versus Artenschutz, EUROPARC Deutschland 2010a; EUROPARC Deutschland 2010b).

Da jeder Nationalpark seinen eigenen Managementplan verfolgt, der unter anderem den Regelungen des je-

weiligen Bundeslandes entsprechen muss, ergeben sich Unterschiede in der Art und Ausprägung zugelassener Nutzungsformen. Generell werden alle Nationalparks in zwei bis drei Nutzungszonen unterteilt, für die entsprechende Unterschiede in den dort zugelassenen Nutzungsformen bestehen. Die Kernzone (teilweise auch Schutzzone I oder Ruhezone genannt) hat dabei vorrangig die Gewährleistung des ungestörten Ablaufs natürlicher Prozesse als Ziel, wobei das nicht bedeutet, dass andere Nutzungsformen komplett ausgeschlossen sind. In den verbleibenden Bereichen der Nationalparks nehmen die Anzahl und das Ausmaß der erlaubten Nutzungsformen zu.

6.6.3.2 Managementmaßnahmen

Zu den Managementmaßnahmen im Bereich Küste und Küstengewässer zählt das **Fischereimanagement**, das gemäß der EU-Fischereipolitik das Ziel verfolgt, die befischten Arten selbst nachhaltig zu bewirtschaften, Überfischung zu vermeiden und einen maximalen Dauerertrag (Maximum Sustainable Yield, MSY) zu erreichen. Gleichzeitig orientiert sich ein ökosystembasiertes Fischereimanagement am Schutz des Ökosystems. Innerhalb von Schutzgebieten sind deren spezielle Schutzziele einzuhalten. Das bedeutet, dass das Fischereimanagement außer auf den Schutz befischter Arten ebenso auf die Schonung benthischer Habitate ausgerichtet sein muss. Dies gilt insbesondere, da es sich bei der überwiegenden Mehrheit der Fischereiaktivitäten

in den deutschen Gewässern um demersale (grundberührende) Fischerei handelt, welche vor allem benthische Habitate stark beeinträchtigt. Zusätzlich zur Regulierung durch Fangquoten als Teil der GFP der EU können die Behörden Vorgaben zum Fischereiaufwand (z. B. Fangtage auf See, Größe der Schiffe oder der gesamten Fischereiflotte) machen oder Sperrgebiete und Schließzeiten ausrufen. Weitere mögliche Maßnahmen beziehen sich auf die verwendeten Fanggeräte (z. B. Maschenweite, Selektivität von Fanggeräten), um den Beifang von Nichtzielarten zu vermeiden. Die Maßnahmen zur Beifangreduktion sind allerdings erst in den jüngsten Dekaden verstärkt eingesetzt worden, und Beifänge sind aufgrund von Ausnahmeregelungen in manchen Fischereien weiterhin hoch (Bellebaum et al. 2013; Marchowski et al. 2020). Zur Vermeidung des ungewollten Beifangs von Seevögeln und marinen Säugern, der vor allem in der Stellnetzfisherei relevant ist, gibt es verschiedene technische und konfliktlösende Ansätze, die bereits verwendet, teils noch optimiert werden (Sonntag et al. 2012). Zur Umsetzung der V-RL sind 2023 im Bereich des Sylter Außenriffs Maßnahmen in Kraft getreten. In diesem Gebiet überlappen sich Schutzzonen, die durch diese Richtlinie bzw. durch die FFH-RL adressiert werden. Für die Schonung und den Erhalt benthischer Habitate und deren Organismen kommen ebenfalls Verbotszonen und Regelungen zur Verwendung bestimmter Fanggeräte infrage. Bereits vor über zehn Jahren wurden Vorschläge für kleinräumige Fischereimanage-

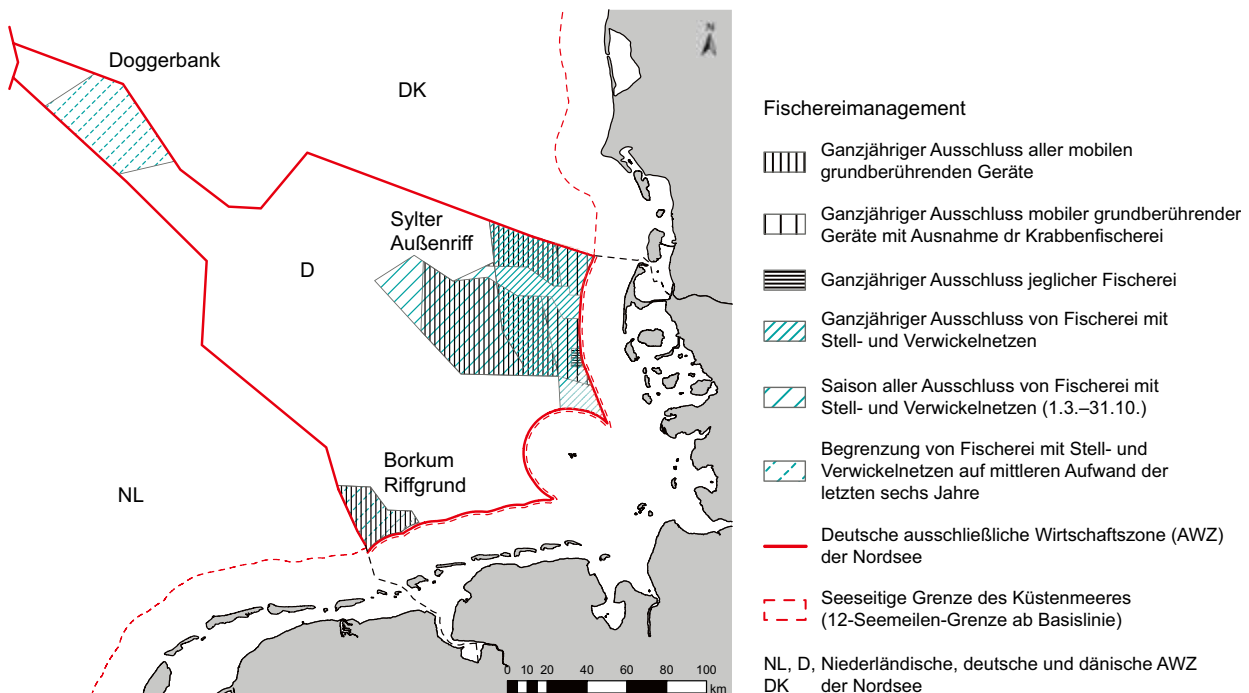


Abbildung 6.22: Karte der im Jahr 2023 implementierten Fischereimanagementmaßnahmen in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee. Quelle: Thünen-Institut.

mentmaßnahmen in den Natura-2000-Gebieten der Nord- und Ostsee entwickelt (Sell et al. 2011), die im politischen Prozess zwischen Bund, Anrainerstaaten und EU-Kommission jedoch mehrfach verhandelt und verändert wurden. Erst 2023 sind in den Natura-2000-Gebieten der Nordsee-AWZ Fischereimanagementmaßnahmen in Kraft getreten. Diese regeln in kleinräumiger Zonierung ganzjährig bzw. saisonal den Ausschluss spezifischer Fanggeräte (Abb. 6.22)

Eine weitere Gruppe von Managementmaßnahmen beruht auf Vereinbarungen zur Reduktion der Belastung der Nährstoffeinträge. In der Umsetzung der WRRL und MSRL wurde im Rahmen von OSPAR und HELCOM ein Wert von 2,8 mg N pro l für Flüsse in die Nordsee und 2,6 mg pro l für Flüsse in die Ostsee beschlossen. Die größten Veränderungen gehen jedoch auf die in den letzten 50 Jahren erheblich erweiterte Abwasserbehandlung von Abwässern aus Haushalten und Industrie zurück. Seit 1999 haben alle EU-Staaten den Urban Wastewater Treatment Act in nationales Recht umgesetzt, P-haltige Tenside wurden aus Waschmitteln entfernt und dadurch die Belastung der küstennahen Gewässer gesenkt. Im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer führte die Reduktion der Eutrophierung z. B. zu einer Erholung der Seegrasbestände, sodass die Seegraswiesen heute eine höhere Ausdehnung haben als in den 1930er-Jahren (Dolch, Buschbaum & Reise 2013). Modelle sagen eine entsprechende Erholung des seegrassoziierten Nahrungsnetzes voraus (Horn et al. 2021).

Weitere Maßnahmen beinhalten die Reduzierung von Lärmverschmutzung während der Installation und des Betriebs von Konstruktionen in den Küstengewässern und bei der Sprengung von Munitionsaltlasten sowie die Reduzierung von Schadstoffeinträgen in die Gewässer. Besucherlenkung und Befahrensregelungen sind ebenfalls eine etablierte Maßnahmenkategorie im Naturschutzmanagement, die sich auf viele Artengruppen und damit auf die biologische Vielfalt im Allgemeinen positiv auswirken. Die Konzepte dafür werden als Teil der Managementpläne der einzelnen Nationalparks erarbeitet und umgesetzt.

6.6.3.3 Impulsmaßnahmen

Unter Impulsmaßnahmen fallen im Küstenbereich eine Reihe von **Renaturierungsmaßnahmen**, die anthropogen überformte Landschaften wieder in ihren natürlichen Ursprung zurückversetzen sollen. Dazu zählen z. B. die Renaturierung von Salzwiesen durch Öffnung von Sommerdeichen und Deichrückverlegungen. Ebenso zählen laufende Projekte zur Wiederherstellung der Bestände der Europäischen Auster in der Nordsee, die Wie-

deransiedlung des Europäischen Störs (*Acipenser sturio*) und des Baltischen Störs (*Acipenser oxyrinchus*) oder auch die Wiederaufforstung von Seegrasbeständen in einigen Teilen der Ostsee zu typischen Impulsmaßnahmen im Bereich Küste und Küstengewässer. Auf einige dieser Projekte und ihre Auswirkungen auf die biologische Vielfalt werden wir im Folgenden exemplarisch eingehen.

Generell sind Impulsmaßnahmen im marinen Bereich meist mit einem erheblichen logistischen und finanziellen Aufwand verbunden. Viele der Maßnahmen werden deshalb bisher nur als Teil von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für Bauvorhaben oder breit angelegten Forschungsprojekten durchgeführt. Restaurationsmaßnahmen müssen wie alle anderen Maßnahmen immer vor dem Hintergrund der möglichen Beeinträchtigung des Ablaufens ungestörter natürlicher Prozesse bewertet werden.

Salzwiesen (Nordseeküste) und **Salzgrasländer** (Ostseeküste) stellen nicht nur wichtige Lebensräume für speziell angepasste Arten dar, sondern tragen ebenfalls zur Regulierung des marinen Stoffhaushalts (Boormann 2003; Dausse et al. 2005; Olff et al. 1997), zum Küstenschutz (Möller 2006) und als wichtige Rast-, Ruhe- und Rückzugsorte für verschiedene Organismengruppen (Boesch & Turner 1984; Hälterlein, Bunje & Potel 2003; Mathieson et al. 2000) bei. Die besonders im 20. Jahrhundert vorangetriebene Eindeichung von Salzwiesenstandorten sowie die intensive Bewirtschaftung (Beweidung, Mahd) haben zu großen Verlusten an naturnahen Salzwiesenflächen geführt (Dijkema 1987; Kempf 1987). Mittlerweile stellt die Renaturierung von Salzwiesen jedoch für verschiedene Nutzergruppen eine attraktive Lösung dar (Beispiel: Rundwanderweg Langwarder Groden Abb. 6.23). Einerseits lohnt sich die Bewirtschaftung der dem Deich vorgelagerten Salzwiesen heute oftmals nicht mehr. Zum anderen ist der Deichrückbau und damit die Wiedervernässung von Salzwiesen eine (zumindest mittelfristig, Kap. 6.4.4.3) günstigere Antwort auf den klimawandelbedingten Meeresspiegelanstieg als eine weitere Erhöhung der Deiche (Ledoux et al. 2005; Mossakowski 2023; Rupp-Armstrong & Nicholls 2007; Seiberling & Stock 2009). Abgesehen von diesen ökonomischen Faktoren, werden durch die Renaturierungsmaßnahmen nicht nur die biologische Vielfalt gefördert, sondern die natürlichen hydrologischen und hydromorphologischen Prozesse wie z. B. Sedimentation wieder zugelassen. Außerdem ergeben sich aus der Wiederherstellung von natürlichen Küstenlebensräumen eine Aufwertung der Region und eine größere Attraktivität für den Tourismus (Knoblauch et al. 2012; MacDonald et al. 2020; Wulf 2021). Folglich werden einige der Pro-



Abbildung 6.23: Renaturierungsmaßnahme Langwarder Groden. Das linke Foto zeigt den Langwarder Groden vor der Maßnahmenumsetzung im Jahr 2013 (Foto N. Hecker, NLPV). Rechts sieht man den gleichen Küstenabschnitt im Jahr 2018, vier Jahre nach der Maßnahmenumsetzung (Foto N. Hecker, NLVP).

jekte nicht mehr ausschließlich aus Naturschutzgründen verwirklicht.

An der Ostseeküste wird die Wiederherstellung von Salzgraswiesen oder die Wiedervernässung von Küstenmooren durch **Deichrückverlegungen** erzielt. Dabei werden an der Ostseeküste, die keinen durchgehenden Küstenschutz durch Deiche aufweist, meist lange und unzureichend ausgebaute Regionaldeiche durch kürzere sogenannte Landesschutzdeiche zum Schutz von Siedlungen ersetzt (Wulf 2021). Der positive Effekt von Deichrückverlegungen auf die biologische Vielfalt, insbesondere auf die Artenvielfalt von Salzgrünlandpflanzen und Küstenvögeln, ist unumstritten (Bernhardt & Koch 2003; Seiberling & Stock 2009; Wolters, Garbutt & Bakker 2005).

Seit Beginn der 1980er-Jahre wurden zahlreiche **Renaturierungs- und Deichrückverlegungsvorhaben** an der deutschen Nord- und Ostseeküste umgesetzt (Eselink et al. 2017; Mossakowski 2023; Wolters 2006). Im Nationalpark Wattenmeer wurden bis heute allein 17 Renaturierungsprojekte in Salzgraswiesen auf einer Fläche von rund 1.000 ha durchgeführt (Rupprecht et al. 2023). Dabei werden entweder Vor- oder Sommerdeiche geöffnet, Entwässerungsgräben verfüllt oder der Oberboden abgetragen, um das Abfließen natürlicher Prozesse wiederherzustellen. Die Entwicklung des Lebensraums im Anschluss an die Maßnahme wird durch ein umfassendes Monitoringprogramm (Überflutungshäufigkeit, Prielentwicklung, Vegetation, Sedimentation, Vorkommen von Brut- und Gastvögeln sowie weiteren Organismengruppen) dokumentiert.

Es gibt bisher nur wenige, noch in der Forschungs- und Entwicklungsphase steckende **Wiederansiedlungs-**

programme, d.h. Bestrebungen, ehemals einheimische habitatbildende Arten wieder in den deutschen Gewässern zu etablieren. Diese zielen vor allem auf die Austernriffe und Seegraswiesen ab. **Austernriffe** und Muschelbänke gelten aufgrund ihrer vielfältigen Funktionen wie z. B. Nahrung, Siedlungssubstrat, Versteck und Siedlungsraum und Laichgrund als Hotspot mariner Biodiversität. Sie tragen ebenfalls zu wichtigen Ökosystemfunktionen wie der Filtration des Meerwassers, der benthopelagischen Kopplung, Sedimentstabilisierung und allgemein einer Aufwertung der umliegenden Ökosysteme bei (Beck et al. 2011a; Pogoda 2019). Durch den über Jahrhunderte zu hohen Fischereidruck haben sich jedoch ihre Vorkommen stark verringert, weshalb sie mittlerweile als biogene Rifftypen der temperierten Breiten zu den am stärksten bedrohten Habitaten weltweit zählen (Airoidi & Beck 2007). Aufgrund ihrer ökologischen Bedeutung werden Austernriffe u. a. als besonders geschützter Lebensraumtyp »Riff« gelistet und haben einen prioritären Schutzstatus erhalten. Eine Machbarkeitsstudie aus dem Jahr 2014 stellte fest, dass eine Wiederansiedlung der **Europäischen Auster** (*Ostrea edulis*) in der Deutschen Nordsee grundsätzlich möglich erscheint, weshalb seitdem innerhalb des vom BMBF und BMU geförderten Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens (RESTORE) und in weiteren Projekten entsprechende Methoden zur Wiederherstellung der Bestände der Europäischen Auster untersucht werden (Pineda Metz et al. 2023; Pogoda et al. 2023). **Seegraswiesen** haben als sogenannte Ökosystemingenieure eine große Bedeutung für die biologische Vielfalt von Küstenlebensräumen (Kap. 6.3.2.2). In großen Arealen dienen sie vielen Fischarten zur Nahrungs-

aufnahme, als Laichstätte und Kinderstube für ihre Jungen. Auch die biologische Vielfalt vieler Invertebrate und Mikroorganismen wird positiv durch die Anwesenheit von Seegraswiesen beeinflusst, u. a. auch durch das Herausfiltern vieler Krankheitserreger und Schadstoffe. Als ein weiteres öffentlichkeitswirksames Argument hat in den letzten Jahren ebenfalls die Fähigkeit der CO₂-Speicherung für Unterstützung von Wiederansiedlungsprojekten von Seegraswiesen gesorgt (Mengis et al. 2022; Stevenson et al. 2022). Wiederansiedlungsversuche von Seegras werden weltweit in Küstenregionen durchgeführt (van Duren et al. 2013; Govers et al. 2022; Tan et al. 2020). In der deutschen Ostsee werden die Forschungsarbeiten zu Möglichkeiten und Erfolgsfaktoren bei Wiederansiedlungsversuchen bisher hauptsächlich am GEOMAR (Projekt SeaStore, <https://www.seegraswiesen.de/>) durchgeführt. Weitere wichtige Ökosystemingenieure sind *Sabellaria*-Arten (*Sabellaria spinulosa*, *Sabellaria alveolata*). Allerdings sind die letzten der von den Polychaeten gebildeten biogenen Riffe, welche zahlreichen weiteren marinen Arten als Lebensraum und Versteck dienen, im deutschen Nordseeraum mittlerweile verschwunden. Im aktuellen Maßnahmenprogramm der MSRL wurden deshalb Maßnahmen zur Wiederansiedlung von »Sabellaria-Riffen« beschlossen. Ziel ist es nicht, die Organismen aktiv wieder anzusiedeln, sondern die natürlichen Bedingungen so weit wiederherzustellen, dass sich die Art von selbst wieder ansiedeln kann. Dafür sollen in einem ersten Schritt geeignete Wiederansiedlungsflächen ausgewiesen werden.

6.6.4 Evaluation von Instrumenten und Maßnahmen für biologische Vielfalt

Generell findet keine flächendeckende und systematische Evaluierung von einzelnen Naturschutzmaßnahmen in der Nord- und Ostsee statt. Deshalb werden hier exemplarisch und soweit möglich die wichtigsten Instrumente und Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit in Bezug auf den Biodiversitätsschutz beschrieben.

Die **Wirksamkeit der MSRL** als Instrument kann zum aktuellen Zeitpunkt nicht bewertet werden, da die meisten Maßnahmen sich immer noch in der Entwicklungs- und Abstimmungsphase befinden und eine Umsetzung noch nicht stattgefunden hat (siehe auch Kap. 6.5.2.3). Eine Wirksamkeitsanalyse des MSRL-Maßnahmenprogramms (BMUV 2022) stellt fest, dass die im Maßnahmenprogramm genannten Instrumente und Maßnahmen grundsätzlich dafür geeignet sind, die Erreichung der Umweltziele zu unterstützen. Eine Einschätzung des Wirkpotenzials von Maßnahmen ist allerdings mit großen Unsicherheiten verbunden, da dieses

Potenzial maßgeblich von einer wirkungsvollen Ausgestaltung und Umsetzung der Maßnahmen abhängt. Eine konkrete Formulierung zur Durchführung von Maßnahmen steht vielfach noch aus. Dies gilt unter anderem für die zum Schutz der marinen Biodiversität geplanten Maßnahmen.

Die **naturschutzrechtliche Eingriffsregelung** nach dem BNatSchG und die **Umweltverträglichkeitsprüfungen nach FFH-RL** stellen aktuell für den Küstenraum die wirkungsvollsten Naturschutzinstrumente dar, da geplante Bauprojekte und Maßnahmen geprüft werden müssen und gegebenenfalls untersagt werden können oder entsprechende Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen durchzuführen sind. So wird im Küstenraum die überwiegende Mehrheit von Renaturierungsmaßnahmen als Teil von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen von Bauvorhaben finanziert und durchgeführt.

Bei der Bewertung der Zielerreichung von **Renaturierungsmaßnahmen** spielen bei Salzwiesenrenaturierungen sowohl abiotische Prozesse der Salzwiesenentwicklung als auch die Struktur und Zusammensetzung der Vegetation und die Nutzung der Fläche durch Brut- und Gastvögel eine Rolle. Die Ergebnisse können hierbei, je nach Maßnahmentyp, Geländehöhe, Ausgangsvegetation und anthropogenen Strukturen, in den einzelnen Kriterien sehr unterschiedlich ausfallen (Esselink et al. 2017; Rupprecht et al. 2023). In Bezug auf die biologische Vielfalt erzielen manche Maßnahmen schon nach kurzer Zeit eine deutliche Steigerung in der Anzahl der gewünschten Zielarten (Bernhardt & Koch 2003; Seiberling & Stock 2009; Wolters, Garbutt & Bakker 2005; z. B. Langwarder Groden). Andere Renaturierungsprojekte erhöhten die Artenvielfalt, allerdings nicht unbedingt die Abundanzen der Arten, auf die sie ausgerichtet waren (Hellwig & Körber 2017). Letztlich ist das grundlegende Ziel von Renaturierungsmaßnahmen allerdings eine Aufwertung von Lebensräumen hin zu mehr Naturnähe und natürlicher Dynamik und somit nicht allein an Artenzahlen oder -inventar geknüpft.

Die sechs **Naturschutzgebiete in der deutschen AWZ** erfüllen bisher ihren Schutzzweck nur in geringem Maße. Obwohl die Gebiete von der deutschen Regierung bereits im Jahr 2004 als Natura-2000-Gebiete gemeldet wurden, erhielten sie erst im Jahr 2017 den Status als Naturschutzgebiet unter deutschem Recht. Daraufhin wurden Managementpläne entwickelt, die in den Jahren 2020 und 2022 eingeführt wurden. Erst 2023 wurden erste Einschränkungen der Fischerei innerhalb der Naturschutzgebiete vorgeschrieben. Bis dahin wurden die direkten Treiberkategorien mit den größten negativen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt (Schifffahrt,

kommerzielle Fischerei, militärische Nutzung, Energiegewinnung) trotz des Naturschutzstatus nicht reguliert.

Im Gegensatz zu den AWZ-Naturschutzgebieten sind in den **Nationalparks** einige Nutzungsformen verboten. Andere Nutzungsformen wurden reguliert, aber nicht ausgeschlossen, z. B. Miesmuschelfischerei. Deutsche Nationalparks werden alle zehn Jahre evaluiert. Die letzten Evaluierungsberichte für die deutschen Küsternationalparks wurden allerdings zwischen den Jahren 2010 bis 2012 veröffentlicht und geben somit nicht die aktuelle Situation wieder. Die Fertigstellung der nächsten Evaluationsberichte ist für 2024 bzw. die kommenden Jahre vorgesehen. Einige übergreifende Punkte, die von der Bewertungskommission in der letzten Evaluation angemerkt wurden und trotz einiger Verbesserungen vielfach noch gelten, sind (1) ein zu geringer Anteil nutzungsfreier Flächen, (2) die sich teilweise entgegenstehenden Rechtsgrundlagen, die sich vor allem aus der Aufteilung von Zuständigkeiten und Gesetzgebung zwischen Bund und Ländern ergeben und Auswirkungen auf die Ziele der Nationalparks haben sowie zu Nutzungskonflikten führen, und (3) eingeschränkte behördliche Zuständigkeiten aufseiten der Nationalparkverwaltung für das NP-Gebiet. Zusätzlich wurde bemängelt, dass mit Ausnahme des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer bis zum Untersuchungszeitraum keine sozioökonomischen Daten in Bezug auf die Nationalparks erhoben wurden (EUROPARC Deutschland 2010a; EUROPARC Deutschland 2010b; EUROPARC Deutschland 2012; EUROPARC Deutschland 2018). Auch hier hat sich seit der Veröffentlichung der letzten Berichte einiges getan. Generell haben die Küsternationalparks Deutschlands seit ihrer Errichtung mithilfe der Zonierungskonzepte und der in 6.6.3 beschriebenen vielfältigen Maßnahmen vor allem im terrestrischen und eulitoralischen Bereich der Küsten und Küstengewässer gute Fortschritte in Bezug auf Natur- und Biodiversitätsschutz gemacht (Esselink et al. 2017; Rupprecht et al. 2023).

Der Zustand der Wattenmeer-Nationalparks wird zusätzlich trilateral (NL, DK, DE) im Quality Status Report beschrieben, wobei die Evaluation von Maßnahmen in den jeweiligen Unterkapiteln angesprochen wird. Regionenübergreifende Zusammenarbeit (HELCOM, OSPAR, Trilaterale Wattenmeerzusammenarbeit) kann sich bei entsprechendem Handlungswillen aller Beteiligten generell positiv auswirken. Dabei ist allein die Formulierung gemeinsamer Ziele wie z. B. in gemeinsamen Managementplänen ein wichtiger Schritt, welcher Naturschutzbelangen und deren Umsetzung bei Verhandlungen auf verschiedenen politischen Ebenen weiteres

Gewicht geben kann. Einige positive Beispiele für Maßnahmen, die innerhalb der trilateralen Wattenmeerzusammenarbeit auf den Weg gebracht wurden, sind z. B. die Umsetzung des Seal-Management-Plans und die Flyway Initiative. Ebenfalls erfolgreich waren Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstofffrachten in die Nordsee, wodurch sich einige Seegrasbestände deutlich erholen konnten.

Die mehrjährigen Zyklen aus Zustandsbewertung, Monitoring und Maßnahmen, die innerhalb der Berichtspflichten von HELCOM, OSPAR, WRRL und MSRL durchlaufen werden, dienen der Evaluierung und Nachbesserung von Maßnahmen. **Allerdings besteht das Grundproblem des Biodiversitätsschutzes in den deutschen Meeren trotz vielfältiger Renaturierungs- und Biodiversitätsschutzmaßnahmen entlang der Küste (Nationalparks) vor allem im marinen Bereich in der fehlenden Umsetzung von Maßnahmen.** Maßnahmen müssen wirksam implementiert und auch kontrolliert werden, um sich ihrem Schutzziel entsprechend auswirken zu können. Ebenso ist politischer Umsetzungswille erforderlich, da jede noch so durchdachte Richtlinie und Maßnahme wirkungslos bleibt, wenn sie in endlosen Verhandlungsschleifen über die konkrete Umsetzung stecken bleibt oder von der Politik nur unzureichend berücksichtigt wird. Beispiele hierfür sind die bisherigen Umsetzungen der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) der EU (Kap. 6.5.2.4) und die Regulierungen der Nitratreinleitungen aus der Landwirtschaft (Nitratrichtlinie, Düngeverordnung).

Eine Regulierung der etablierten Nutzungsformen (Fischerei, Schifffahrt) und die Reduzierung ihrer vielfach schädigenden Wirkungen auf das Ökosystem und der darin vorkommenden Arten können sich auf einzelne Wirtschaftszweige stark auswirken, was zu Konflikten zwischen Naturschutz- und ökonomischen Interessen führt. Zuzüglich zu diesem ohnehin hohen Konfliktpotenzial haben mangelnde interdisziplinäre Forschung und der nur schwach professionalisierte Erkenntnistransfer zwischen Natur- und Gesellschaftswissenschaften dazu geführt, dass bisher wenig sozialwissenschaftliche Erkenntnisse über gesellschaftliche Prozesse und Dynamiken in die Gestaltung der Umsetzung von Maßnahmen mit gesellschaftlichen Auswirkungen einfließen konnten. So ziehen sich Konflikte oft über lange Zeiträume, bevor mit der Umsetzung begonnen werden kann. Der Bedarf an inter- und transdisziplinärer Forschung wird in den kommenden Jahren weiter ansteigen, da sich ausweitende Nutzungsformen (Ausbau Offshore-Windenergieerzeugung, Gas- und Ölförderung, Konstruktionen von LNG-Terminals),

die sich aus der aktuell angespannten Lage am Energiemarkt ergeben, und der damit verbundene zusätzliche Flächenbedarf künftig zu weiteren Konflikten mit Naturschutzbelangen führen werden.

Eine zusätzliche Schwierigkeit in Bezug auf die Umsetzung von Instrumenten und Maßnahmen ist, dass viele Richtlinien aufgrund der Größe und schwierigen Überwachbarkeit der Meeresgebiete schwer kontrollierbar und ihre Effektivität deshalb nur bedingt evaluierbar sind.

Um Maßnahmen in Bezug auf einzelne Nutzungsformen und deren Auswirkungen auf die biologische Vielfalt und marine Ökosysteme im Allgemeinen ableiten und umsetzen zu können, fehlt es für einige Organismengruppen zudem an Wissen über kausale Zusammenhänge und geeignete Indikatoren. Teilweise sind bisher geltende Wirkungsgefüge auch als Folge des Klimawandels nicht mehr aktuell und müssen erneut bestimmt und bewertet werden. Um dieser Aufgabe gerecht zu werden, sind vielfach der Austausch von Wissen und Daten zwischen Wissenschaft und behördlichem Monitoring in Deutschland zu schwach ausgeprägt. Zusätzlich sind weite Teile der AWZ trotz erfolgreicher Weiterentwicklung in der Methodik noch nicht flächendeckend kartiert, womit die Grundlage für eine Erarbeitung notwendiger und passender Maßnahmen nicht gegeben ist.

6.7 Handlungsbedarfe und Handlungsoptionen zum Biodiversitätsschutz an der Küste und in Küstengewässern

6.7.1 Generelle Rahmenbedingungen für Handlungsbedarfe und -optionen

Die Küsten und Küstengewässer befinden sich fast ausschließlich in öffentlicher Hand, gleichzeitig sind die meisten direkten und indirekten Treiber des marinen Biodiversitätswandels nicht lokal, sondern regional oder global zu verorten. Daher liegt der Schwerpunkt der Handlungsbedarfe und -optionen im **politisch-regulatorischen Bereich** und bedarf einer **internationalen Koordination**. Beides führt oft zu langwierigen Prozessen in der Entstehung von Instrumenten und Maßnahmen und nach Beschlussfassung oft langfristigen Folgen mit geringem Rahmen für Anpassungen. Da diese Rahmenbedingungen viele der Handlungsbedarfe (Kap. 6.7.2) begründen und Handlungsoptionen einschränken oder befördern (Kap. 6.7.3), werden sie hier (auch in Zusammenfassung vorheriger Kapitel im Lebensraum Küste) aufgelistet.

- In seiner aktuellen Ausprägung ist das Wattenmeer einer der natürlichsten Lebensräume, die wir in

Deutschland haben, allerdings sind generell die Küstenlinie und Küstengewässer ähnlich vom Menschen überformt wie terrestrische Nutz- und Kulturräume des Offenlandes oder des Waldes. Landseitig ist die Küste in ihrer jetzigen Ausprägung durch Jahrhunderte des Deichbaus, der Landgewinnung und der Landwirtschaft entstanden.

- Die Steuerung dieser Nutzungen unterliegt einer stringenten **Raumplanung**, die sich als Marine Spatial Planning (MSP) als eigenes Forschungs- und Umsetzungsfeld entwickelt hat. Die Raumplanung basiert auf dem Raumordnungsgesetz, das im Jahr 2017 novelliert wurde und dessen Grundsätze auch für den Meeresraum gelten (Janssen et al. 2022). Hierbei wäre es aus Sicht des BfN empfehlenswert gewesen, **meeresraumspezifische Grundsätze zu etablieren**, die die spezifischen Eigenschaften wie nicht stationäre Wassermassen, die große Ausdehnung und Freiraumstruktur des Meeres und die komplexen Wechselwirkungen zwischen Land und Meer abbilden. Dies ist leider nicht erfolgt, sodass die Planung im Prinzip mit einem flächengestützten Ansatz wie an Land erfolgt.
- Die bisher größten **Veränderungen der biologischen Vielfalt** im Lebensraum Küste und Küstengewässer sind vor allem auf **direkte Eingriffe** (Fischfang, Küstenschutz, Baumaßnahmen) und Verschmutzung (Nährstoffe, Schadstoffe) zurückzuführen (Kap. 6.4). Aktuell und in Zukunft spielt jedoch der Klimawandel als Treiber von Veränderungen in der biologischen Vielfalt eine immer größere Rolle, wie die bereits stattfindende polwärtige Verschiebung von Verbreitungsgebieten deutlich macht. Diese findet im Meer über alle Organismengruppen hinweg deutlich schneller statt als an Land (Poloczanska et al. 2013). Die hohe passive Mobilität durch Strömungen und die Abwesenheit von geografischen Dispersionsbarrieren (z. B. Gebirge, Flüsse) begünstigen diese rapide Veränderung, die sich in Zukunft noch deutlich erweitern wird (Hodapp et al. 2023).
- Auch die im vorherigen Punkt genannten direkten Eingriffe sind oft nicht lokal in Entstehung oder Auswirkung. Die **Verschmutzungen sind terrestrischen Ursprungs** und beeinflussen die Küstengewässer vor allem durch den Transport aus Fließ- und Grundgewässern, deponieren also die Produkte (agrar-)wirtschaftlichen Handelns im Meer. Der Nährstoffeintrag wird dabei indirekt durch die Gemeinsame Agrarpolitik der EU beeinflusst und daher überregional angetrieben. Die EU setzt mit der Gemeinsamen Fischereipolitik auch den Rahmen für Fischerei als einen

Box 6.2: Transformationsbox – Wattenmeer: Nationalpark und Weltnaturerbe

Entlang der deutschen Nordseeküste erstrecken sich heute lückenlos die Nationalparks Schleswig-Holsteinisches, Niedersächsisches und Hamburgisches Wattenmeer. Das gesamte Wattenmeer der südöstlichen Nordsee wurde 2014 zum Weltnaturerbe erklärt. In den Jahrzehnten zuvor war das Wattenmeer jedoch durch diverse Nutzungen geprägt, die starke Biodiversitätsverluste verursachten.

Indirekte Treiber des Biodiversitätsverlustes: Zunächst war das Meer ein weitgehend unregulierter Raum, sodass industrielle und allgemein wirtschaftliche Entwicklungen sich negativ vor allem durch Verschmutzung, Vergiftung und Eutrophierung auswirkten. Zudem führten Eindeichungen aus Küstenschutz- und Landbewirtschaftungsgründen über Jahrhunderte hinweg zu einer massiven Verkleinerung von Wattflächen und Salzwiesen. Umweltschutzmaßnahmen gegen Nährstoffeinträge aus Landwirtschaft und Industrie fehlten noch weitgehend, ebenso wie Ansätze zu ökosystembasiertem Management in den (EU-) Agrar- und Fischereipolitiken. Als Folge von Einleitungen und Ölverunreinigungen verendeten viele Tiere. Auf den Inseln beeinträchtigten Bauentwicklungen aufgrund des wachsenden und zum wichtigsten Wirtschaftsfaktor werdenden Tourismus die Dünenlebensräume. Die Artenvielfalt von Salzwiesen verarmte durch intensive Beweidung oder verschwand durch Landgewinnungsmaßnahmen gebietsweise gänzlich. Einen flächenbezogenen Naturschutz gab es nicht, der Schutz von Rast- und Brutvögeln stand seit Beginn des 20. Jahrhunderts nur kleinräumig (v. a. auf unbesiedelten Inseln) im Fokus.

Positive Biodiversitätsänderungen: Mittlerweile zeichnen sich diverse positive Entwicklungen ab, darunter die Erholung von Salzwiesen und Dünen, da der zunehmende Einsatz extensiver Nutzungsformen die natürliche Dynamik ökologischer und geologischer Prozesse vermehrt wieder zulässt. Seegrasbestände konnten sich infolge verminderter Eutrophierung wieder ausdehnen. Durch die Einstellung der Jagd haben die Populationsgrößen von Seehunden, Kegelrobben (Wiederbesiedlung) sowie verschiedener Brut- und Zugvogelarten deutlich zugenommen. Die Beendigung der Dünnsäureverklappung führte zu gesünderen Artengemeinschaften und das Verbot von Pestiziden wie DDT zu einem Rückgang von Schadstoffen in Vogeleiern. Die Regulierung der Muschelfischerei bewirkte eine Bestandssicherung der Miesmuscheln; Herzmuscheln werden gänzlich geschützt.

Hindernisse & Widerstände: Über viele Jahrzehnte hinweg standen vielfältige Nutzungsinteressen wie Landgewinnung, Fischerei, Sand- und Kiesgewinnung, Öl- und Gasförderung, Kabelverlegung, Tourismus und Schifffahrt mit weitreichenden Fahrwasservertiefungen und Verklappungen dem Naturschutz entgegen. Widerstand zeigte z.T. auch die lokale Bevölkerung, als Nutzungsrechte wie die Wattenjagd oder das Sammeln von Vogeleiern infrage standen. Bis heute sind verschiedene Nutzungen immer noch wenig reguliert. Die Krabbenfischerei ist aufgrund regionalpolitischer Prioritäten kaum eingeschränkt, sodass sie durch Beifänge sowie ihre grundbe-

rührende Fischereitechnik weiterhin in gewissem Umfang Einfluss auf die biologische Vielfalt und Habitate nimmt.

Wichtigste Erfolgsfaktoren: 1985, 1986 und 1990 wurden die drei Wattenmeer-Nationalparks mit einhergehenden zahlreichen Nutzungseinschränkungen und Regelungen (Zonierung, Wegegebot etc.) für einen konsequenten Schutz der natürlichen Dynamik des Ökosystems eingerichtet. Der Einrichtung gingen gesellschaftlicher Druck als Reaktion auf die Umweltprobleme der 1970er Jahre und die bereits vor über 110 Jahren begonnene intensive (Öffentlichkeits-)Arbeit von Naturschutzvereinen und anderen (auch staatlichen) Organisationen voraus. Seither hat sich der Naturschutz professionalisiert und ist ein fester Partner in Programmen für den Biodiversitätsschutz und der Umweltbildung. Forschung, auch mit Freiwilligen, liefert durch Monitoringprogramme und auch experimentelle Studien Datengrundlagen, die faktenbasiertes Entscheiden ermöglichen. Dabei setzen die Nationalparks auch überregionale Rechtsetzungen (europäisches Naturschutzrecht Natura 2000 u. v. m.) im Biodiversitätsschutz um; Renaturierungsmaßnahmen sind ein neuer Schwerpunkt. Die Ernennung des Wattenmeers zum UNESCO-Naturerbe fördert und entwickelt die essenzielle länderübergreifende Zusammenarbeit zwischen Dänemark, Deutschland und den Niederlanden gezielt weiter und verstärkt – auch durch den Ausbau eines naturverträglichen Tourismus – in der Bevölkerung die Wahrnehmung des Wattenmeers als bedrohtes und schützenswertes Gut. Einige Nutzungskonflikte konnten durch runde Tische und sektorübergreifende Zusammenarbeit gelöst werden, auch wenn diese zuweilen „von oben“ angeordnet werden muss.

Transformationspotenzial: Die Einrichtung von Nationalparks und die Anerkennung als Weltnaturerbe sind zugleich Folge (früherer) und Antreiber (weitergehender) gesellschaftlicher Transformationsprozesse. Die Erfahrung aus der erfolgreichen Verzahnung von zunehmend professionalisiertem Naturschutz und politischer Gestaltung von Maßnahmen, auch unter Einbeziehung verschiedener Akteure, können wegweisend für zukünftige Prozesse werden. So sollte geprüft werden, welche Erfahrungen auf die diskutierte Planung eines Nationalparks Ostsee übertragbar sind. Gleichzeitig kann für die Entwicklung weiterer Politiken im Wattenmeer selbst – z.B. im Zusammenhang mit den aktuellen erweiterten Anforderungen im Meeresschutz – dort auf etablierte Kooperationen aufgebaut werden. Angebote im Ökotourismus, z.B. Nationalpark-Partnerprogramme, können regionale Unternehmen stärken. In der trilateralen Wattenmeerforschung entsteht Potenzial, Daten aus behördlichem und NGO-basiertem Monitoring übergreifend auszuwerten. Parallel dazu bieten sich Möglichkeiten für Umweltbildungs- und Nachhaltigkeitsveranstaltungen, Citizen-Science-Ansätze und die Integration von Wissen zur Wattenmeerökologie in Lehrmaterialien für schulisches und selbstorganisiertes Lernen.

Quelle: Inhalte dieser Box sind das Ergebnis einer Expert:innenbefragung

weiteren direkten Eingriff. Diese überregionale Verantwortung und die nicht einzuschränkende aktive und passive Mobilität der Organismen im Meer begrenzen die Möglichkeiten, statische »Refugien« für den Biodiversitätsschutz zu schaffen. Daraus folgt, dass flächengestütztes Management nur eine Handlungsoption sein kann und jede stationäre Maßnahme eine adaptive Strategie für sich ändernde Umweltbedingungen voraussetzt.

- Eine weitere Konsequenz des durch die hohe Konnektivität bedingten schnellen Biodiversitätswandels ist das **Fehlen einer Rückkehr zu einem vorherigen Zustand** der biologischen Vielfalt. Auch wenn die ursprünglichen Gründe für die Veränderungen reduziert werden, sind die Lebensgemeinschaften in ihrer Antwort auf das sich ändernde Klima erheblich verändert. Reise et al. (2008) (siehe auch Reise 2005) belegen dies eindrucksvoll am Beispiel des Wattenmeers. Dort konnten einige anthropogene Einflüsse (z. B. Eutrophierung) zurückgefahren und ein erheblicher Schutzstatus erreicht werden. Dennoch führten die veränderten klimatischen Bedingungen und die Einführung nicht einheimischer Arten zu neuen Artenzusammensetzungen und veränderten Ökosystemprozessen. Rishworth et al. (2020) fanden gleichfalls in einer Zeitreihenanalyse für die Nordsee keine Anzeichen für eine Rückkehr, sondern eine **kontinuierliche Drift zu neuen Lebensgemeinschaften**. Weitere Veränderungen in der Artenzusammensetzung werden sich aufgrund von Meeresspiegel-, Temperaturanstieg und Versauerung nicht vermeiden lassen.

Zusammenfassend wurde Naturschutz im Meer lange Zeit von Konzepten dominiert, die dem terrestrischen Naturschutz entnommen sind und vor allem lokale, flächenbezogene Maßnahmen beinhalten. Das Meer ist für diese Handlungsoptionen aber nur teilweise geeignet, und die Etablierungszeit für flächenbezogenes Management ist außerdem deutlich verlangsamt. Daher gibt es **Bestrebungen, über das Flächenmanagement hinausgehende Beiträge zum Biodiversitätsschutz zu entwickeln**. Die Erkenntnis dieses Handlungsbedarfs lässt sich sowohl in der Nationalen Meeresstrategie erkennen als auch in der Besetzung eines neuen Meeresbeauftragten der Bundesregierung mit Sebastian Unger. Die UN-Dekade zum nachhaltigen Umgang mit dem Ozean (2021–2030) und die Meeresoffensive der aktuellen Bundesregierung geben den Besonderheiten des Lebensraums und der dortigen Handlungsmöglichkeiten einen weiteren Rahmen.

6.7.2 Handlungsbedarfe

Aus den Ergebnissen des *Faktencheck Artenvielfalt* lassen sich Handlungsbedarfe definieren, die es für den Lebensraum Küste und Küstengewässer prioritär zu entwickeln gilt. Diese werden ergänzt durch Ergebnisse eines Positionspapiers der Abteilung Meeresnaturschutz des BfN (von Nordheim et al. 2017), das eine Reihe primärer Ziele definiert.

6.7.2.1 Operationale Ziele und Indikatoren

Sowohl die Agenda 2030 der Vereinten Nationen als auch die deutsche Nationale Biodiversitätsstrategie (BMUB 2007) bauen darauf, konkrete Zielvorgaben für einen gegebenen Zeitpunkt zu formulieren. Die ursprünglichen Ziele der NBS waren für 2010 formuliert und verlangten ein Aufhalten der negativen Biodiversitätsentwicklung, eine positive Trendentwicklung hin zu höherer Vielfalt, eine Verringerung der Anteile gefährdeter Arten und Lebensraumtypen sowie den Schutz von 10 % der Landesfläche, wobei 2 % explizit als Wildnis entstehen sollten. Für Küsten und Meere sollten der Gute Umweltzustand (GES = good environmental status), der in der MSRL gefordert ist, bis 2015 bzw. 2021 erreicht werden, die weiteren Ziele waren analog zum generellen Ansatz der Stopp weiterer negativer Entwicklungen und eine Trendumkehr sowie – spezifisch – die Wiederansiedlung des Störs und anderer in deutschen Gewässern ausgestorbener mariner Arten. Die NBS wird derzeit überarbeitet und soll die Aspekte der Montreal-Kunming-Vereinbarung einbauen, aber auch zu einer Vereinfachung der Zielformulierung führen. Das Ziel der MSRL, bis 2020 einen »Guten Umweltzustand der Meere« zu erreichen, konnte nicht erreicht werden, sodass die erforderlichen Anstrengungen für die Umsetzung der MSRL sowohl national als auch auf regionaler (OSPAR und HELCOM) und europäischer Ebene weiterzuführen sind.

Dieser Überarbeitung vorausgreifend, besteht ein erheblicher Handlungsbedarf in der **Formulierung operativer Ziele** für den (marinen) Biodiversitätsschutz und dazu passender **Indikatorik**. Der qualitativen Zielentwicklung muss ein gesellschaftlicher und wissenschaftlicher Diskurs vorangehen, wie auch in vielen der o. g. Beispiele geschehen. Diese Ziele werden aber nur dann operational, wenn mit der Zielsetzung konkrete Handlungsempfehlungen einhergehen. Die bisherigen Ziele zur Trendumkehr, Flächenanteilen des Naturschutzes und Wiederansiedlung werden diesem Anspruch nur teilweise gerecht. Wenn sie durch konkrete Zahlenwerte manifestiert sind, wie bei den Flächenzielen, sind diese oft nicht mit konkreten Maßnahmen ver-

bunden. Die Ausweisung von Schutzgebieten alleine hat jedoch nur einen geringen Einfluss auf die biologische Vielfalt, wenn sie nicht von entsprechenden Regelungen untermauert werden (Kap. 6.7.2.2, Umsetzung von Maßnahmen). Außerdem sind diese Ziele oft nicht an konkrete Biodiversitätsszenarien gekoppelt, die es für den Ozean bisher nur auf globaler Ebene gibt (Hodapp et al. 2023), aber nicht konkretisiert für regionale Gewässer wie die deutschen Nationalgewässer und AWZ.

Bei den anderen Zielen der NBS stellt sich die Frage nach der Messbarkeit und den Erwartungen zur zeitlichen Dynamik. Der erste Aspekt betrifft die auch bereits für den Deskriptor D1 Biodiversität der MSRL unbefriedigend gelöste Frage, wie das komplexe Geschehen des Biodiversitätswandels numerisch abgebildet werden kann, wenn gleichzeitig die meisten verfügbaren Maße aufwandsabhängig und durch eine Vielzahl von Randbedingungen statistisch beeinflusst sind (Chase & Knight 2013). Die verwendeten Indikatoren und Metriken sind daher oft unbefriedigende Kompromisse zwischen der Dokumentation der Zielerreichung und wissenschaftlich sinnvoller und möglicher Messbarkeit. Der Vielzahl an möglichen essenziellen Biodiversitätsvariablen steht in der Praxis oft eine Reduktion auf zugängliche Indikatoren gegenüber, beim Indikatorenbericht zur NBS (BMU 2019) sind dies z. B. Populationstrends ausgewählter Vogelarten. Die MSRL verwendet die Verhältnisse der Abundanzen bestimmter Organismengruppen wie Diatomeen:Dinoflagellaten im Phytoplankton (Wasmund et al. 2017), Cladoceren:Copepoden im Zooplankton (Gorokhova et al. 2016) oder generell anderer Organismengruppen (Thorpe et al. 2022) als Indikatoren. All diese Maße sind vergleichsweise indirekte Indikatoren für biologische Vielfalt, noch weniger tragen sie jedoch dazu bei, den Erreichungsgrad der gesellschaftlichen Ziele für den Meeresnaturschutz messbar zu machen. Die wissenschaftlich fundierte Prüfung (und ggf. Entwicklung neuer) biodiversitätsnaher Indikatoren zur Erreichung der Zielvorstellungen ist daher ein zweiter Handlungsbedarf, der unter Berücksichtigung unterschiedlicher mariner Biodiversitätsszenarien vorangetrieben werden muss.

Hierzu gehört auch der zweite o. g. Aspekt des zeitlichen Horizonts für die Erwartungshaltung zur **Implementierung von Maßnahmen**. Unter sich ändernden Umweltbedingungen ist eine zeitliche Verzögerung der Biodiversitätsentwicklung gegeben, die sich durch ein Ungleichgewicht aus lokaler Einwanderung und lokalem Aussterben ergibt (Kuczynski, Ontiveros & Hillebrand 2023). Für marine Systeme mit ihren hohen Einwanderungsraten ist hier zu erwarten, dass negative

Konsequenzen in Bezug auf die Anzahl der Arten erst sehr langfristig sichtbar werden, da vom Wandel benachteiligte Arten nicht so schnell verloren gehen, wie neue Arten einwandern (Hillebrand et al. 2018a). Allerdings trifft dieser Punkt umgekehrt auch auf positive Effekte von Handlungen zu, hier muss seitens des Naturschutzes klar kommuniziert werden, dass positive Effekte ebenfalls mit erheblicher Verzögerung auftreten werden und entsprechend lange Laufzeiten für Interventionsmaßnahmen eingeplant werden müssen. Kuczynski et al. (2023) schätzen – allerdings für Süßwasserfische und nicht für marine Organismen –, dass die Verzögerung Jahrzehnte umfassen kann und damit weit über die gewöhnliche Laufzeit temporärer Interventionen hinausgeht. Eine realistische Abschätzung der zeitlichen Auswirkung negativer und positiver Handlungen im Küstenraum muss der Bewertung von Risiken, aber auch von Maßnahmen zugrunde liegen.

6.7.2.2 Effektive Schutzgebietsverwaltung und Schutzgebietsmanagement

Die Nationalparks des Wattenmeers nehmen als Teil ihres Auftrags, eine großräumige natürliche Dynamik des Ökosystems zuzulassen, erhebliche Einschnitte in die Betretung und Benutzung der Gebiete durch Menschen vor und haben eine Vielzahl von Maßnahmen zum Schutz der biologischen Vielfalt umgesetzt (Kap. 6.6, Box 6.4). Gleiches gilt nicht im selben Maße für die Meeresschutzgebiete der deutschen AWZ. Aufgrund des offenen Charakters der Küstengewässer kann das adäquate Management der Schutzgebiete, das für alle europäischen MPAs erreicht werden soll, nur durch eine Reduzierung der Belastungen durch menschliche Nutzungen erfolgen (Krause et al. 2022a). Dies ist aber nur in geringem Ausmaß in der AWZ gegeben.

Erste Maßnahmen zur **Einschränkung der grundberührenden Fischerei** wurden in Teilgebieten oder saisonal in den Natura-2000-Gebieten in AWZ der Nordsee nach langjährigen Verhandlungen im Jahr 2023 umgesetzt. Für die Natura-2000-Gebiete der Ostsee konnten bisher keinerlei Fischereimanagementmaßnahmen umgesetzt werden. Für den **Flug- und Schiffsverkehr** über und in den Naturschutzgebieten gibt es derzeit keine Einschränkung. Bisher wurde der **Ausbau der Offshore-Windenergie** außerhalb der marinen NSGs in der AWZ geplant. Mit den ambitionierten Zielen der Energiewende ist hier jedoch von anderen Prioritäten auszugehen; so wird bereits eine Vereinbarkeit mit den Zielen des NSG Doggerbank geprüft (Krause et al. 2022a). Neben der Maßnahmenstellung muss auch eine effektive Maßnahmenkontrolle durchgeführt werden, auch

hier gibt es seitens der marinen Naturschutzgebiete Nachholbedarf.

Bisher erfüllen die **Meeresschutzgebiete in der AWZ ihre Schutzfunktion nur sehr eingeschränkt**. Um dies zu ändern, müssten die dort stattfindenden Nutzungsformen stärker eingeschränkt werden. Auch die erwähnten kürzlich umgesetzten Fischereimanagementmaßnahmen in den AWZ NSGs der Nordsee ändern nichts an der Tatsache, dass es an **Ruheräumen** für Meeresorganismen mangelt. Diese sind aber für einen effektiven Schutz der Meeresumwelt und ihrer Organismen aufgrund der kumulativen Wirkung multipler Stressoren notwendig. Ihr Fehlen wird deshalb auch als ein primärer Grund für das Verfehlen des guten Zustands der zu schützenden marinen Arten und Lebensräume angesehen (Krause et al. 2022a). Daher muss ein umfangreiches, effektives **Schutzgebietsmanagement mit einer detaillierten Überwachung** eingerichtet werden für die Natura-2000- und NSG-Gebiete, um zu gewährleisten, dass sich der Zustand der marinen Biodiversität in den Naturschutzgebieten der deutschen AWZ deutlich verbessert (von Nordheim et al. 2017). Neben dem regulatorischen Handlungsbedarf spielt auch die Überwindung des o.g. **Umsetzungsdefizits** eine zentrale Rolle, da beschlossene Maßnahmen nicht umgesetzt oder in ihrer Umsetzung nicht nachverfolgt werden können. Im Zuge eines effektiven Schutzgebietsmanagements müssen Nutzungsinteressen berücksichtigt werden, sodass der Themenkomplex Akzeptanz der Schutzgebiete ein stärkeres Gewicht bekommt (von Nordheim et al. 2017).

Die unter 6.7.1 beschriebenen Rahmenbedingungen von Biodiversitätsschutz im Meer lassen isolierte lokale Maßnahmen nicht sinnvoll erscheinen. Ein kohärentes Netzwerk von Meeresschutzgebieten in deutschen, europäischen und globalen Meeren mit ausreichenden Schutzmaßnahmen für eine natürliche Entwicklung soll Rückzugsgebiete für marine Arten sichern, »Spillover-Effekte« u. a. für Fischbestände fördern und marine Lebensräume erhalten. Dieses muss im Rahmen internationaler Übereinkommen und Richtlinien erfolgen. Gleichzeitig bedarf es der Entwicklung flächenunabhängiger Schutzkonzepte (Kap. 6.7.2.4).

6.7.2.3 Ökosystemarer Ansatz in der marinen Raumordnung

Die **Spezifika des Meeresraums werden in der Raumordnungsgesetzgebung nur unzureichend abgebildet** (Kap. 6.7.1), aber auch die Einstufigkeit des Verfahrens führt zu einer potenziell zu großzügigen Nutzungsausweisung, da eine Konkretisierung durch nachgeschaltete Behörden nicht vorgesehen ist und die Landschaftspla-

nung in der AWZ nicht zur Anwendung kommt (Janssen et al. 2022). Außerdem wurden die MPAs nur nachrichtlich in die Raumordnungspläne übernommen, und ihr Schutzstatus beruht daher nicht auf einer raumordnerischen Entscheidung. Da das Raumordnungsgesetz selbst aber nur vergleichsweise allgemeine Aussagen zu spezifischen Belastungsgrenzen macht, ist hier eine Konkretisierung ein wichtiger Handlungsbedarf. Es ist hierbei von besonderer Bedeutung, den Ökosystemansatz beim Management menschlicher Aktivitäten im Meer gemäß den OSPAR- und Helsinki-Übereinkommen unter Wahrung des Vorsorge- und Verursacherprinzips weiterzuentwickeln und anzuwenden. Als besonders zielführend wird hierbei die Ausweisung von Vorranggebieten für den Naturschutz in der marinen Raumordnung angesehen, da diese verpflichtend beachtet werden müssen, aber auch die Ausweisung von Vorbehaltsgebieten, die in nachfolgenden Verfahren zumindest berücksichtigt werden müssen (Janssen et al. 2022, S. 20). Ziel einer solchen marinen Raumordnung ist es, eine ökosystemverträgliche nachhaltige Nutzung der Meere zu erreichen, die der marinen Lebensvielfalt nicht schadet und die Grenzen der Belastbarkeit der marinen Ökosysteme als »unverhandelbaren« Rahmen der Raumordnung anerkennt (von Nordheim et al. 2017). Hierbei ist auch eine weitergehende Zielfestlegung für den Arten- und Biotopschutz außerhalb der MPAs notwendig, zum Beispiel in Pufferzonen.

6.7.2.4 Nicht flächenbezogene Maßnahmen

Der flächenbezogene Ansatz stellt aktuell das primäre, fast einzige Instrument des Meeresnaturschutzes dar, da Nutzungsaufgaben und Schutzmaßnahmen an bestimmte Gebiete gebunden werden. Gerade im Lebensraum Küste und Küstengewässer kommt dieser Flächenbezug an Grenzen. Zum einen erweist er sich als nicht zielführend für hochmobile Arten, die für einen Teil ihres Lebenszyklus oder ihres Aktionsradius die Schutzgebiete verlassen. Zum anderen sind marine Organismen in ihrer Verbreitung generell näher an ihrer maximalen Temperaturtoleranz als terrestrische (Pinsky et al. 2019), sodass sie den mit dem Klimawandel einhergehenden Temperaturerwärmungen schneller und konsistenter folgen (Lenoir et al. 2020). Angesichts teilweise jahrzehntelanger Prozesse zur Etablierung von MPAs birgt ein reiner Flächenansatz also das Problem, dass die zu schützende biologische Vielfalt nicht an diese Fläche gebunden ist. Hier besteht Handlungsbedarf in der **Entwicklung von adaptiven Naturschutzkonzepten**, die an das Vorkommen der Arten oder Lebensgemeinschaften gekoppelt sind, was mit technologischen

Herausforderungen (Echtzeitbeobachtung der zu schützenden Arten) einhergeht, aber auch rechtliche Aspekte zum Schutz außerhalb klassischer Planungsinstrumente erfordert.

Ein zweites Argument für die Entwicklung weiterer Maßnahmen entsteht durch diejenige Küstenbiodiversität, die eben nicht mobil, sondern physiogeografisch an einen bestimmten Ort gebunden ist. Dies sind vom **Meeresspiegelanstieg bedrohte Ökosysteme** wie Wattenmeer oder Salzgraswiesen, aber auch an Land nistende Seevögel, die durch polwärts wandernde Nahrungsorganismen erhöhte Flugdistanzen zurücklegen müssen und damit geringere Fitness erleiden. In beiden Fällen ist der Schutz der Fläche (der Seegraswiese oder der Nistkolonie) nicht ausreichend, um den Verlust des gesamten Ökosystems oder der Artengruppe zu vermeiden, da dieser die zugrunde liegende Problematik nicht behebt. Für die küstennahen Habitate gibt es daher zusätzlichen Handlungsbedarf, da zwischen einem Bestehenbleiben des starren Küstenschutzes (*»hold the line«*) und der Aufgabe desselben für die Schaffung von Ausweichhabitaten (*»managed retreat«*) entschieden werden muss. Letzteres bedeutet nichts weniger als die Aufgabe eines jahrhundertalten Konzepts der Küstensicherheit und Landgewinnung hin zum Überdenken neuer Landnutzungsoptionen und erstmaliger Aufgabe menschlich genutzten Küstenlandes. Daher muss hier eine breite gesellschaftliche Diskussion jedweder Entscheidung vorangehen.

Eine dritte Kategorie nicht flächenbezogener Maßnahmen sind beispielhafte Arten- und Biotopschutzmaßnahmen, zum Beispiel die Nachzucht und Wiederansiedlung der Europäischen und Baltischen Störe oder die Wiederansiedlung der Europäischen Auster in der Nordsee, die als Habitatbildner für biogene Riffe mit artreichen Biozönosen von Bedeutung ist. Generell ist bei diesen Maßnahmen wie auch bei Renaturierungen zu prüfen, inwieweit diese gelingen können, wenn das Ökosystem sich aufgrund multipler Faktoren weit von dem Zustand entfernt hat, in dem diese Arten bestandsbildend waren.

6.7.3 Handlungsoptionen

Die in Kapitel 6.7.2 beschriebenen Handlungsbedarfe sind nicht erst seit dem *Faktencheck Artenvielfalt* bekannt und haben deswegen bereits die Diskussion von Handlungsoptionen nach sich gezogen. In vielen Fällen ergeben sich die Optionen direkt aus der Bedarfsformulierung (Tab. 6.1). Dies ist aufgrund der eingangs beschriebenen Verantwortlichkeit der öffentlichen Hand für den größten Teil des Küstenraums oft eine Option auf regulatorischer oder politischer Ebene. Dies birgt

die Chance, dass bei entsprechendem politischen Willen eine schnelle und weitreichende Umsetzung der Optionen möglich ist, aber genauso das Risiko, dass keine private Initiative fehlenden Handlungswillen ersetzen kann. Da viele Optionen eine Fortschreibung des Bedarfs sind, werden wir sie im Folgenden nicht erneut beschreiben, sondern fokussieren darauf, erste Entwicklungen und Erfolge zum transformativen Potenzial dieser Optionen zu skizzieren.

Die Beschreibung von **Zielkonflikten und konkreten Handlungsoptionen** lässt sich nur in einem **transdisziplinären Prozess** erarbeiten. Rezent Förderlinien des Bundes und der Länder zielen auf die Etablierung dieses Prozesses im Meeres- und Küstenraum ab, eingebettet in Aktivitäten zur UN-Ozeandekade und der Deutschen Allianz für Meeresforschung (DAM). Als ein wichtiges Instrument zur Etablierung von Transdisziplinarität wurde das – aus der Stadtforschung stammende – Instrument der Reallabore in die marine Forschung und gesellschaftliche Diskussion eingebracht. Im Rahmen des Projektes Gute Küste Niedersachsen (Schlurmann et al. 2020), des Reallabors Eckernförder Bucht 2030 (<https://oceanandsociety.org/de/projekte/reallabor-eckernfoerder-bucht-2030>) und neu zu etablierender Reallabore im Rahmen der Mission sustainMare der DAM (<https://www.sustainmare.de/index.php.de>) ist das Werkzeug der transdisziplinären Forschung auch im marinen Bereich angekommen (Grünhagen et al. 2022). Dieser Trend setzt sich in aktuellen Ausschreibungen fort und befördert neben der Etablierung von Handlungsoptionen auch die disziplinäre Sichtbarkeit der marinen Sozialwissenschaften, deren Beitrag für das Gelingen der transformativen Ansätze unerlässlich ist (Shipman & Stojanovic 2007). Gleichzeitig treten in dieser Diskussion einige der Hindernisse wieder zutage, die im deutlich älteren Ansatz des Integrativen Küstenzonenmanagements (IKZM) bereits angesprochen wurden (Shipman & Stojanovic 2007): **Mehrebenengovernance** mit überlappenden Kompetenzen, **Umsetzungsdefizit**, mangelnde Partizipationsmöglichkeit für gesellschaftliche Gruppen und **mangelnder Informationsfluss** an der Schnittstelle zwischen Politik und Wissenschaft. Eine weitere Erkenntnis ist, dass effektiver Meeresbiodiversitätsschutz an Land beginnt, da hier viele der (in-) direkten Treiber lokalisiert sind, deren Effekte von der Vielfalt im Küstenraum absorbiert oder toleriert werden müssen (Eutrophierung, Verschmutzung).

Neben einer erforderlichen erhöhten **Integration verschiedener Disziplinen der marinen Forschung** in transdisziplinären Forschungszusammenhängen ist daher die **Informationsverfügbarkeit und -aufbe-**

reitung ein zentrales Handlungsfeld. Ersteres zielt auf ein gutes **Meeresmonitoring** als essenzielle Arbeitsgrundlage für alle Handlungsoptionen ab. Zwar stehen im Lebensraum Küste und Küstengewässer eine Reihe von Messprogrammen zur Verfügung (Kap 6.2), diese sind aber oft durch spezifische Ziele motiviert und in den angewandten Methoden nicht harmonisiert. Hier ließe sich erheblicher Mehrertrag in einer integrierten Strategie erzielen, die durch zeitlich und räumlich koordinierte Beprobung verschiedener Elemente der biologischen Vielfalt (Plankton und Benthos, Primärproduzenten und Konsumenten) und relevanter Umweltparameter erlaubt, genauere Aussagen zu Veränderungen und ihren direkten Treibern zu geben. Hierbei muss für den o. g. ökosystemaren Ansatz unbedingt eine Erweiterung auf Mikroben und molekulare Erfassungsmethoden erfolgen. Mit der Etablierung eines Nationalen Monitoringzentrums für Biodiversität (<https://www.monitoringzentrum.de/>) ist in Deutschland ein wichtiger Schritt in diese Richtung getan, dennoch sind aufgrund verschiedener Zuständigkeiten und historisch

gewachsener Abläufe die Verfügbarkeiten der Biodiversitätsdaten nur dezentral zu eruieren. Mit den nicht öffentlichen Daten aus Umweltverträglichkeitsprüfungen fehlt ein Aspekt der Untersuchung vollkommen. Hier eine Veröffentlichungspflicht einzuführen, wäre eine besonders lohnenswerte Maßnahme. Neben der Informationsgenese ist die Informationsaufbereitung eine zweite wichtige Komponente in diesem Bereich. Hierzu bedarf es angesichts einer unüberschaubaren Anzahl an Ansätzen und Metriken einer Möglichkeit, den Transfer in wichtigen Punkten zusammenzuführen.

Eine wichtige Handlungsoption ist auch der **verbesserte Wissensdialog mit der Gesellschaft**, zu sehr wird der Biodiversitätswandel noch als akzessorisches Problem des Klimawandels wahrgenommen, während der Kenntnisstand zu Habitaten, Organismen und Ökosystemprozessen nicht ausgeprägt ist, speziell im Hinblick auf die direkte Wechselwirkung mit menschlichem Wohlbefinden. Dieser Aspekt spielt im marinen System eine besondere Rolle, da dessen biologische Vielfalt für viele nicht direkt erfahrbar ist.

Tabelle 6.1: Beschriebene Handlungsbedarfe zum Schutz der biologischen Vielfalt im Lebensraum Küste und Küstengewässer sowie damit einhergehende Handlungsoptionen.

Handlungsbedarfe	Handlungsoptionen
Entwicklung operationaler Ziele (7.2.1)	<ul style="list-style-type: none"> • Zielentwicklung in gesellschaftlichem Dialog und durch das transdisziplinäre Co-Design von Interventionen • Etablierung von wissenschaftlich fundierten Szenarien und Vergleich der Ziele mit unbelasteten Zuständen (Baselines) • Sozialwissenschaftliche Forschung zu operationalen Zielen und deren gesellschaftlicher Akzeptanz
Prüfung und ggf. Entwicklung geeigneter Indikatorik (7.2.1)	<ul style="list-style-type: none"> • Wissenschaftliche Studien zu Indikatoren und ihren Limitationen • Prüfung existierender und Entwicklung neuer Bewertungsrahmen für die Indikatoren • Nationale Meeresmonitoringstrategie
Integration realistischer Zeitperspektiven (7.2.1)	<ul style="list-style-type: none"> • Langfristige, projektlaufzeitenunabhängige Maßnahmenplanung • Nutzung paläoökologischer Daten zur Baseline-Rekonstruktion • Entwicklung regionaler Szenarien für zukünftige Biodiversitätsentwicklung im Küstenbereich
Effektive Schutzmaßnahmen (7.2.2)	<ul style="list-style-type: none"> • Überwindung des Regulations- und Umsetzungsdefizits
Einbindung der Schutzgebiete in Netzwerke (7.2.2)	<ul style="list-style-type: none"> • Wissenschaftliche Studien zur Konnektivität zwischen MPAs an den europäischen Küsten, Entwicklung von »<i>climate-smarten</i>« Lokalitäten, die zukünftige Klimaszenarien einbeziehen • Entwicklung und Umsetzung netzwerkspezifischer Schutzmaßnahmen
Ökosystemare Raumordnung (7.2.3)	<ul style="list-style-type: none"> • Konkretisierung der Grundsätze der Raumordnung unter Berücksichtigung mariner Spezifika • Ausweisung von Vorranggebieten für den Naturschutz
Schutzmaßnahmen für mobile Arten und Lebensgemeinschaften (7.2.4)	<ul style="list-style-type: none"> • Populationsschutz in Echtzeit • Internationale Übereinkommen zur Minderung nicht flächenbezogener negativer Einflüsse
Diskussion eines adaptiven Küstenschutzes mit Ausweichräumen für bedrohte Lebensraumtypen (7.2.4)	<ul style="list-style-type: none"> • Breite gesellschaftliche Diskussion von Notwendigkeit von und Bereitschaft zur Etablierung dieser Ausweichräume

Literaturverzeichnis

- Aarts G., Brasseur S., Poos J. J., Schop J., Kirkwood R., van Kooten T., Mul E., Reijnders P., Rijnsdorp A. D. & Tulp I. (2019): Top-down pressure on a coastal ecosystem by harbor seals. *Ecosphere* 10 (1): e02538. DOI: 10.1002/ecs2.2538
- Abbott J. M., Grosberg R. K., Williams S. L. & Stachowicz J. J. (2017): Multiple dimensions of intraspecific diversity affect biomass of eelgrass and its associated community. *Ecology* 98 (12): 3152–3164. DOI: 10.1002/ecy.2037
- Ahola M., Bergström L., Blomqvist M., Boedeker D., Börgel F., Carlén I., Carlund T., Carstensen J., Christensen J. P. A., Futter M., Gaget E., Glibko O., Gröger M., Dierschke V., Dieterich C. et al. (2021): Climate change in the Baltic Sea: 2021 fact sheet. HELCOM
- Airoldi L. & Beck M. (2007): Loss, Status and Trends for Coastal Marine Habitats of Europe. R. Gibson, R. Atkinson & J. Gordon (Hrsg.): 20074975: 345–405. DOI: 10.1201/9781420050943.ch7
- Airoldi L., Balata D. & Beck M. W. (2008): The Gray Zone: Relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366 (1): 8–15. DOI: 10.1016/j.jembe.2008.07.034
- Akimova A., Núñez-Riboni I., Kempf A. & Taylor M. H. (2016): Spatially-Resolved Influence of Temperature and Salinity on Stock and Recruitment Variability of Commercially Important Fishes in the North Sea. *PloS One* 11 (9): e0161917. DOI: 10.1371/journal.pone.0161917
- Almroth-Rosell E., Wählström I., Hansson M., Väli G., Eilola K., Andersson P., Viktorsson L., Hieronymus M. & Arneborg L. (2021): A Regime Shift Toward a More Anoxic Environment in a Eutrophic Sea in Northern Europe. *Frontiers in Marine Science* 8. DOI: 10.3389/fmars.2021.799936
- Altieri A. H. & Gedan K. B. (2015): Climate change and dead zones. *Global Change Biology* 21 (4): 1395–1406. DOI: 10.1111/gcb.12754
- Andersen J., Stock A., Heinänen S., Mannerla M. & Vinther M. (2013): Human uses, pressures and impacts in the eastern North Sea
- Andersen J. H., Halpern B. S., Korpinen S., Murray C. & Reker J. (2015): Baltic Sea biodiversity status vs. cumulative human pressures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 161: 88–92. DOI: 10.1016/j.ecss.2015.05.002
- Andersen J. H., Al-Hamdani Z., Harvey E. T., Kallenbach E., Murray C. & Stock A. (2020): Relative impacts of multiple human stressors in estuaries and coastal waters in the North Sea – Baltic Sea transition zone. *Science of The Total Environment* 704: 135316. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135316
- Andreasen H., Ross S., Siebert U., Andersen N., Ronnenberg K. & Gilles A. (2017): Diet composition and food consumption rate of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic Sea. *Marine Mammal Science* 33 (4): 1053–1079. DOI: 10.1111/mms.12421
- Andrén E. (1999): Changes in the Composition of the Diatom Flora During the Last Century Indicate Increased Eutrophication of the Oder Estuary, South-western Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48 (6): 665–676. DOI: 10.1006/ecss.1999.0480
- Antonucci di Carvalho J., Rönn L., Prins T. & Hillebrand H. (2023): Temporal change in phytoplankton diversity and functional group composition. *Marine Biodiversity* 53(72), 11 S. DOI: 10.1007/s12526-023-01382-9
- Apstein C. (1906): Plankton in Nord- und Ostsee auf den deutschen Terminfahrten, 1. Teil (Volumina 1903). *Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen. Abteilung Kiel N. F.* 9: 1–26
- Armonies W. & Reise K. (1998): On the population development of the introduced razor clam *Ensis americanus* near the island of Sylt (North Sea). *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 52 (3): 291–300. DOI: 10.1007/BF02908903
- Armonies W. (2017): Long-term change of meiofaunal species composition in a sandy beach, with description of 7 new species of Platyhelminthes. *Helgoland Marine Research* 71 (1): 12. DOI: 10.1186/s10152-017-0492-0
- Armonies W. (2021): Who lives where? Macrobenthic species distribution over sediment types and depth classes in the eastern North Sea. *Helgoland Marine Research* 75 (1): 8. DOI: 10.1186/s10152-021-00552-1
- Ask J., Rowe O., Brugel S., Stromgren M., Bystrom P. & Andersson A. (2016): Importance of coastal primary production in the northern Baltic Sea. *AMBIO* 45 (6): 635–648. DOI: 10.1007/s13280-016-0778-5
- Asmus R. M. & Bauerfeind E. (1994): The microphytobenthos of Königshafen—spatial and seasonal distribution on a sandy tidal flat. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 48 (2): 257–276. DOI: 10.1007/BF02367040
- Au Whitlow W. L. & Jones L. (1991): Acoustic Reflectivity of Nets: Implications Concerning Incidental Take of Dolphins. *Marine Mammal Science* 7 (3): 258–273. DOI: 10.1111/j.1748-7692.1991.tb00101.x
- Baird D. (2012): Effect of invasive species on the structure and function of the Sylt-Romo ecosystem, northern Wadden Sea, over three time periods. *Marine Ecology Progress Series* 462: 143–162. DOI: 10.3354/meps09837
- Baker-Austin C., Trinanés J. A., Taylor N. G. H., Hartnell R., Siitonen A. & Martínez-Urtaza J. (2013): Emerging *Vibrio* risk at high latitudes in response to ocean warming. *Nature Climate Change* 3 (1): 73–77. DOI: 10.1038/nclimate1628
- Balke T., Stock M., Jensen K., Bouma T. J. & Kleyer M. (2016): A global analysis of the seaward salt marsh extent: The importance of tidal range. *Water Resources Research* 52 (5): 3775–3786. DOI: 10.1002/2015WR018318
- Bange H. W. & Malien F. (2015): Hydrochemistry from time series station Boknis Eck from 1957 to 2014. DOI: 10.1594/PANGAEA.855693
- Baptist M. J., van der Wal J. T., Folmer E. O., Gräwe U. & Elschot K. (2019): An ecotope map of the trilateral Wadden Sea. *Journal of Sea Research* 152: 101761. DOI: 10.1016/j.seares.2019.05.003

- Barboza L. G. A., Dick Vethaak A., Lavorante B. R. B. O., Lundebye A.-K. & Guilhermino L. (2018): Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin* 133: 336–348. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.05.047
- Barbut L., Vastenhouw B., Vigin L., Degraer S., Volckaert F. A. M. & Lacroix G. (2020): The proportion of flatfish recruitment in the North Sea potentially affected by offshore windfarms. *ICES Journal of Marine Science* 77 (3): 1227–1237. DOI: 10.1093/icesjms/fsz050
- Barregard L., Molnár P., Jonson J. E. & Stockfelt L. (2019): Impact on Population Health of Baltic Shipping Emissions. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16 (11): 1954. DOI: 10.3390/ijerph16111954
- Bartsch I. & Kuhlenskamp R. (2000): The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): an annotated list of records between 1845 and 1999. *Helgoland Marine Research* 54 (4): 160–189. DOI: 10.1007/s101520000050
- Bartsch I. & Tittley I. (2004): The rocky intertidal biotopes of Helgoland: present and past. *Helgoland marine research* 58 (4): 289–302. DOI: 10.1007/s10152-004-0194-2
- Bartsch I. & Kuhlenskamp R. (2009): Entwicklung der Makrophytenvegetation bei Helgoland vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie = Development of macrophyte vegetation off Helgoland against the background of the EU Water Framework Directive. *Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee, 2009/1*. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg 1: 1–8
- Bass J., Granse D., Hache I., Jensen K., Karius V., Minden V., Stock M., Suchrow S. & Kleyer M. (2022): Plant traits affect vertical accretion of salt marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 276: 108010. DOI: 10.1016/j.ecss.2022.108010
- Bauchau V., Horn H. & Overdijk O. (1998): Survival of Spoonbills on Wadden Sea Islands. *Journal of Avian Biology* 29 (2): 177. DOI: 10.2307/3677196
- Baudron A. R., Needle C. L., Rijnsdorp A. D. & Tara Marshall C. (2014): Warming temperatures and smaller body sizes: synchronous changes in growth of North Sea fishes. *Global Change Biology* 20 (4): 1023–1031. DOI: 10.1111/gcb.12514
- Bauer B., Fioroni P., Schulte-Oehlmann U., Oehlmann J. & Kalbfus W. (1997): The use of *Littorina littorea* for tributyltin (TBT) effect monitoring – Results from the German TBT survey 1994/1995 and laboratory experiments. *Environmental Pollution* 96 (3): 299–309. DOI: 10.1016/S0269-7491(97)00049-3
- Bauerfeind E., Hickel W., Niermann U. & Westernhagen H. V. (1990): Phytoplankton biomass and potential nutrient limitation of phytoplankton development in the southeastern North Sea in spring 1985 and 1986. *Netherlands Journal of Sea Research* 25 (1): 131–142. DOI: 10.1016/0077-7579(90)90014-8
- Beare D. J., Burns F., Greig A., Jones E. G., Peach K., Kienzle M., McKenzie E. & Reid D. G. (2004): Long-term increases in prevalence of North Sea fishes having southern biogeographic affinities. *Marine Ecology Progress Series* 284: 269–278. DOI: 10.3354/meps284269
- Beare D., McQuatters-Gollop A., Hammen T. van der, Machiels M., Teoh S. J. & Hall-Spencer J. M. (2013a): Long-Term Trends in Calcifying Plankton and pH in the North Sea. *PLOS ONE* 8 (5): e61175. DOI: 10.1371/journal.pone.0061175
- Beare D., Rijnsdorp A. D., Blaesberg M., Damm U., Egekvist J., Fock H., Kloppmann M., Röckmann C., Schroeder A., Schulze T., Tulp I., Ulrich C., Van Hal R., Van Kooten T. & Verweij M. (2013b): Evaluating the effect of fishery closures: Lessons learnt from the Plaice Box. 84 (NA). DOI: 10.1016/j.seares.2013.04.002
- Beaugrand G., Brander K. M., Alistair Lindley J., Souissi S. & Reid P. C. (2003): Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. *Nature* 426 (6967): 661–664. DOI: 10.1038/nature02164
- Beaugrand G. & Ibanez F. (2004): Monitoring marine plankton ecosystems.: II: Long-term changes in North Sea calanoid copepods in relation to hydro-climatic variability. *Marine Ecology Progress Series* 284: 35–47. DOI: 10.3354/meps284035
- Beaugrand G. & Kirby R. R. (2010): Climate, plankton and cod. *Global Change Biology* 16 (4): 1268–1280. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.02063.x
- Beaumont N., Austen M., Atkins J., Burdon D., Degraer S., Dentinho T., Derous S., Holm P., Horton T., van Ierland E., Marboe A., Starkey D., Townsend M. & Zarzycki T. (2007): Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin* 54 (3): 253–265. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2006.12.003
- Beck A. J., Gledhill M., Schlosser C., Stamer B., Böttcher C., Sternheim J., Greinert J. & Achterberg E. P. (2018): Spread, Behavior, and Ecosystem Consequences of Conventional Munitions Compounds in Coastal Marine Waters. *Frontiers in Marine Science* 5. DOI: 10.3389/fmars.2018.00141
- Beck M., Brumbaugh R., Airoidi L., Carranza A., Coen L., Crawford C., Defeo O., Edgar G., Hancock B., Kay M., Lenihan H., Luckenbach M., Toropova C., Zhang G. & Guo X. (2011a): Oyster Reefs at Risk and Recommendations for Conservation, Restoration, and Management. *BioScience* 61: 107–116. DOI: 10.1525/bio.2011.61.2.5
- Beck M., Riedel T., Graue J., Köster J., Kowalski N., Wu C. S., Wegener G., Lipsewers Y., Freund H., Böttcher M. E., Brumsack H.-J., Cypionka H., Rullkötter J. & Engelen B. (2011b): Imprint of past and present environmental conditions on microbiology and biogeochemistry of coastal Quaternary sediments. *Biogeosciences* 8 (1): 55–68. DOI: 10.5194/bg-8-55-2011
- Beck M., Reckhardt A., Amelsberg J., Bartholomä A., Brumsack H.-J., Cypionka H., Dittmar T., Engelen B., Greskowiak J., Hillebrand H., Holtappels M., Neuholz R., Köster J., Kuypers M. M. M., Massmann G. et al. (2017): The drivers of biogeochemistry in beach ecosystems: A cross-shore transect from the dunes to the low-water line. *Marine Chemistry* 190: 35–50. DOI: 10.1016/j.marchem.2017.01.001
- Becker P. H. & Erdelen M. (1987): Die Bestandsentwicklung von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste 1950–1979. *Journal für Ornithologie* 128 (1): 1–32. DOI: 10.1007/BF01644788
- Beer S., Garm A., Huwer B., Dierking J. & Nielsen T. G. (2018): No increase in marine microplastic concentration

- over the last three decades – A case study from the Baltic Sea. *The Science of the Total Environment* 621: 1272–1279. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.101
- van Beest F. M., Mews S., Elkenkamp S., Schuhmann P., Tso-lak D., Wobbe T., Bartolino V., Bastardie F., Dietz R., von Dorrien C., Galatius A., Karlsson O., McConnell B., Nabe-Nielsen J., Olsen M. T. et al. (2019): Classifying grey seal behaviour in relation to environmental variability and commercial fishing activity – a multivariate hidden Markov model. *Scientific Reports* 9 (1): 5642. DOI: 10.1038/s41598-019-42109-w
- Beineke A., Siebert U., McLachlan M., Bruhn R., Thron K., Failing K., Müller G. & Baumgärtner W. (2005): Investigations of the Potential Influence of Environmental Contaminants on the Thymus and Spleen of Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena*). *Environmental Science & Technology* 39 (11): 3933–3938. DOI: 10.1021/es048709j
- Bekessy S. A., Runge M. C., Kusmanoff A. M., Keith D. A. & Wintle B. A. (2018): Ask not what nature can do for you: A critique of ecosystem services as a communication strategy. *Biological Conservation* 224: 71–74. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.05.017
- Bellebaum J., Schirmeister B., Sonntag N. & Garthe S. (2013): Decreasing but still high: bycatch of seabirds in gillnet fisheries along the German Baltic coast. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23 (2): 210–221. DOI: 10.1002/aqc.2285
- Bellebaum J., Kube J., Schulz A., Skov H. & Wendeln H. (2014): Decline of Long-tailed Duck *Clangula hyemalis* numbers in the Pomeranian Bay revealed by two different survey methods. *Ornis Fennica* 91: 129–137
- Belpaire C. & Goemans G. (2007): Eels: contaminant cocktails pinpointing environmental contamination. *ICES Journal of Marine Science* 64 (7): 1423–1436. DOI: 10.1093/icesjms/fsm121
- Bendtsen J. & Hansen J. L. S. (2013): A model of life cycle, connectivity and population stability of benthic macro-invertebrates in the North Sea/Baltic Sea transition zone. *Ecological Modelling* 267: 54–65. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2013.07.012
- Benke H., Bräger S., Dähne M., Gallus A., Hansen S., Honnef C. G., Jabbusch M., Koblitz J. C., Krügel K., Liebschner A., Narberhaus I. & Verfuß U. K. (2014): Baltic Sea harbour porpoise populations: status and conservation needs derived from recent survey results. *Marine Ecology Progress Series* 495: 275
- Bennema F. P., Engelhard G. H. & Lindeboom H. (2020): *Ostrea edulis* beds in the central North Sea: delineation, ecology, and restoration. *ICES Journal of Marine Science* 77 (7–8): 2694–2705. DOI: 10.1093/icesjms/fsaa134
- Bennun L., van Bochove J., Ng C., Fletcher C., Wilson D., Phair N. & Carbone G. (2021): Mitigating biodiversity impacts associated with solar and wind energy development. Guidelines for project developers. Switzerland: IUCN and Cambridge, UK: The biodiversity Consultancy. Gland
- Berg T. & Meyer T. (2015): Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren MarBIT. Bewertung des ökologischen Zustandes des Makrozoobenthos in den inneren und äußeren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der WRRL. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. Güstrow
- Berg T., Kuhlmann T. & Meyer T. (2017): Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren MarBIT. Bewertung des Zustandes des Makrozoobenthos in den Küstengewässern und im Küstenmeer der deutschen Ostsee nach den Vorgaben der WRRL und der MSRL. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. Güstrow
- Bernhardt J. R. & O'Connor M. I. (2021): Aquatic biodiversity enhances multiple nutritional benefits to humans. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118 (15): e1917487118. DOI: 10.1073/pnas.1917487118
- 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. DOI: 10.1078/1439-1791-00180
- Bertram C., Quaas M., Reusch T. B. H., Vafeidis A. T., Wolff C. & Rickels W. (2021): The blue carbon wealth of nations. *Nature Climate Change* 11 (8): 704–709. DOI: 10.1038/s41558-021-01089-4
- Beukhof E., Dencker T., Pecuchet L. & Lindegren M. (2019): Spatio-temporal variation in marine fish traits reveals community-wide responses to environmental change. *Marine Ecology Progress Series* 610: 205–222. DOI: 10.3354/meps12826
- van Beusekom J. E. E., Carstensen J., Dolch T., Grage A., Hofmeister R., Lenhart H., Kerimoglu O., Kolbe K., Pätsch J., Rick J., Rönn L. & Ruitter H. (2019): Wadden Sea Eutrophication: Long-Term Trends and Regional Differences. *Frontiers in Marine Science* 6. DOI: 10.3389/fmars.2019.00370
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2019): FFH-Bericht 2019 | BfN. Bundesamt für Naturschutz
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023): Regionalökonomische Effekte des Tourismus in Biosphärenreservaten Deutschlands. Ein wissenschaftlicher Beitrag zum Integrativen Monitoring- Programm für Großschutzgebiete aus sozioökonomischer Perspektive. Bundesamt für Naturschutz BfN. Bonn. 108 S.
- BfN & BMU (2020): Die Lage der Natur in Deutschland. Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht. 62 S.
- Blackford J. C. & Gilbert F. J. (2007): pH variability and CO₂ induced acidification in the North Sea. *Journal of Marine Systems* 64 (1): 229–241. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2006.03.016
- Blanchet M.-A., Primicerio R., Frainer A., Kortsch S., Skern-Mauritzen M., Dolgov A. V. & Aschan M. (2019): The role of marine mammals in the Barents Sea foodweb. *ICES Journal of Marine Science* 76 (Supplement_1): i37–i53. DOI: 10.1093/icesjms/fsz136
- Blindow I., Dahlke S., Dewart A., Flüge S., Hendreschke M., Kerkow A. & Meyer J. (2016): Long-term and interannual changes of submerged macrophytes and their associated diaspore reservoir in a shallow southern Baltic Sea bay: influence of eutrophication and climate. *Hydrobiologia* 778 (1): 121–136. DOI: 10.1007/s10750-016-2655-4
- Blowes S. A., Supp S. R., Antão L. H., Bates A., Bruelheide H., Chase J. M., Moyes F., Magurran A., McGill B., Myers-Smith I. H., Winter M., Bjorkman A. D., Bowler D. E.,

- Byrnes J. E. K., Gonzalez A. et al. (2019): The geography of biodiversity change in marine and terrestrial assemblages. *Science* 366 (6463): 339–345. DOI: 10.1126/science.aaw1620
- BMU (2018a): Zustand der deutschen Nordseegewässer 2018. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) Referat WR I 5. 191 S.
- BMU (2018b): Zustand der deutschen Ostseegewässer 2018. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) Referat WR I 5. 194 S.
- BMU (2019): Indikatorenbericht 2019 der Bundesregierung zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. Berlin
- BMUB (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Berlin
- BMUV (2022): Wirksamkeitsanalyse des MSRL-Maßnahmenprogramms zum Schutz der deutschen Meeresgewässer in Nord- und Ostsee 2016–2021. BLANO
- BMUV & UBA (2022): Die Wasserrahmenrichtlinie – Gewässer in Deutschland 2021. Fortschritte und Herausforderungen. Bonn, Dessau. 124 S.
- Boersma M., Wiltshire K. H., Kong S.-M., Greve W. & Renz J. (2015): Long-term change in the copepod community in the southern German Bight. *Journal of Sea Research* 101: 41–50. DOI: 10.1016/j.seares.2014.12.004
- Boesch D. F. & Turner R. E. (1984): Dependence of fishery species on salt marshes: The role of food and refuge. *Estuaries* 7 (4): 460–468. DOI: 10.2307/1351627
- 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. DOI: 10.1016/j.jenvman.2013.08.027
- Bonaglia S., Klawonn I., De Brabandere L., Deutsch B., Thandrup B. & Brüchert V. (2016): Denitrification and DNRA at the Baltic Sea oxic – anoxic interface: Substrate spectrum and kinetics. *Limnology and Oceanography* 61 (5): 1900–1915. DOI: 10.1002/lno.10343
- Boormann L. (2003): Saltmarsh Review: An overview of coastal saltmarshes, their dynamic and sensitivity characteristics for conservation and management. JNCC. Peterborough
- Borgman E., Pedersen M. F., Upadhyay Stæhr P. A. & Fischer-Bogason R. (2022): Marine heatwaves in Northern Sea areas: Occurrence, effects, and expected frequencies. *PlanMiljø*
- Bos A., Bouma T., de Kort G. & van Katwijk M. (2007): Ecosystem engineering by annual intertidal seagrass beds: Sediment accretion and modification. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 74 (1–2): 344–348. DOI: 10.1016/j.ecss.2007.04.006
- Böttcher C., Knobloch T., Rühl N.-P., Sternheim J., Wichert U. & Wöhler J. (2011): Munitionsbelastung der deutschen Meeresgewässer. Bestandsaufnahme und Empfehlungen (Stand 2011). Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee
- Boyd S. E., Limpenny D. S., Rees H. L. & Cooper K. M. (2005): The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging). *ICES Journal of Marine Science* 62 (2): 145–162. DOI: 10.1016/j.icesjms.2004.11.014
- Boyi J. O., Heße E., Rohner S., Säurich J., Siebert U., Gilles A. & Lehnert K. (2022): Deciphering Eurasian otter (*Lutra lutra* L.) and seal (*Phoca vitulina* L.; *Halichoerus grypus* F.) diet: Metabarcoding tailored for fresh and saltwater fish species. *Molecular Ecology* 31 (19): 5089–5106. DOI: 10.1111/mec.16635
- Bracken M. E. S., Friberg S. E., Gonzalez-Dorantes C. A. & Williams S. L. (2008): Functional consequences of realistic biodiversity changes in a marine ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (3): 924–928. DOI: 10.1073/pnas.0704103105
- Braeckman U., Provoost P., Gribsholt B., Van Gansbeke D., Middelburg J., Soetaert K., Vincx M. & Vanaverbeke J. (2010): Role of macrofauna functional traits and density in biogeochemical fluxes and bioturbation. *Marine Ecology Progress Series* 399: 173–186. DOI: 10.3354/meps08336
- Brandsma J., Martínez J. M., Slagter H. A., Evans C. & Brussaard C. P. D. (2013): Microbial biogeography of the North Sea during summer. *Biogeochemistry* 113 (1): 119–136. DOI: 10.1007/s10533-012-9783-3
- Brandt K. (1892): Über Anpassungserscheinungen und Art der Verbreitung von Hochseetieren. Ergebnisse der Planktonexpedition. Bd. I. Kiel und Leipzig. Bd. I: 36 pp.
- Brandt K. (1897): Die Fauna der Ostsee, insbesondere die der Kieler Bucht. 7: 10–34
- Brasseur S. M. J. M., Petel T. van P., Gerrodette T., Meesters E., Reijnders P. J. H. & Aarts G. M. (2015): Rapid recovery of Dutch gray seal colonies fueled by immigration. *Marine Mammal Science* 31 (2): 405–426. DOI: 10.1111/mms.12160
- Brasseur S. M. J. M., Reijnders P. J. H., Cremer J., Meesters E., Kirkwood R., Jensen L. F., Jeß A., Galatius A., Teilmann J. & Aarts G. (2018): Echoes from the past: Regional variations in recovery within a harbour seal population. *PLOS ONE* 13 (1): e0189674. DOI: 10.1371/journal.pone.0189674
- Bredhult C., Bäcklin B.-M., Bignert A. & Olovsson M. (2008): Study of the relation between the incidence of uterine leiomyomas and the concentrations of PCB and DDT in Baltic gray seals. *Reproductive Toxicology* 25 (2): 247–255. DOI: 10.1016/j.reprotox.2007.11.008
- Breitburg D., Levin L. A., Oschlies A., Grégoire M., Chavez F. P., Conley D. J., Garçon V., Gilbert D., Gutiérrez D., Isensee K., Jacinto G. S., Limburg K. E., Montes I., Naqvi S. W. A., Pitcher G. C. et al. (2018): Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science (New York, N. Y.)* 359 (6371): eaam7240. DOI: 10.1126/science.aam7240
- Breitfeld M. (2023): Am seidenen Faden? Bestandssituation der Webspinnen-Artengemeinschaft (Arachnida: Araneae) auf der Nordseeinsel Mellum. Eine Vergleichsstudie nach 35 Jahren. Bachelorarbeit im Studiengang Biologie. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. Oldenburg
- Brinkhoff T., Giebel H.-A. & Simon M. (2008): Diversity, ecology, and genomics of the Roseobacter clade: a short overview. *Archives of Microbiology* 189 (6): 531–539. DOI: 10.1007/s00203-008-0353-y

- Bäcklin, B.-M., Persson, S., Faxneld, S., Rigét, F.F., Roos, A.M. (2021): Temporal and Geographical Variation of Intestinal Ulcers in Grey Seals (*Halichoerus grypus*) and Environmental Contaminants in Baltic Biota during Four Decades. *Animals: an open access journal from MDPI* 11 (10): 2968. DOI: 10.3390/ani11102968
- Bronnmann J. & Asche F. (2017): Sustainable Seafood From Aquaculture and Wild Fisheries: Insights From a Discrete Choice Experiment in Germany. *Ecological Economics* 142: 113–119. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2017.06.005
- Bronnmann J., Stoeven M. T., Quaas M. & Asche F. (2021): Measuring motivations for choosing ecolabeled seafood: Environmental concerns and warm glow. *Land Economics* 97 (3): 641–654. DOI: 10.3368/wple.97.3.101119-0147 R
- Brownell R., Reeves R., Read A., Smith B., Thomas P., Ralls K., Amano M., Berggren P., Chit A., Collins T., Currey R., Dollar L., Genov T., Hobbs R., Krieb D. et al. (2019): Bycatch in gillnet fisheries threatens Critically Endangered small cetaceans and other aquatic megafauna. *Endangered Species Research* 40: 285–296. DOI: 10.3354/esr00994
- Buck B. H. & Langan R. (Hrsg.) (2017): *Aquaculture Perspective of Multi-Use Sites in the Open Ocean: The Untapped Potential for Marine Resources in the Anthropocene*. Springer Nature
- Buck B. H., Troell M. F., Krause G., Angel D. L., Grote B. & Chopin T. (2018): State of the Art and Challenges for Offshore Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA). *Frontiers in Marine Science* 5: 165. DOI: 10.3389/fmars.2018.00165
- 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. DOI: 10.1007/s12237-022-01085-7
- Buhs F. & Reise K. (1997): Epibenthic fauna dredged from tidal channels in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein: spatial patterns and a long-term decline. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 51 (3): 343–359. DOI: 10.1007/BF02908719
- Burger A., Cayé N. & Schüler K. (2022): *Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2020 – Abschlussbericht*. Umweltbundesamt
- Burson A., Stomp M., Akil L., Brussaard C. & Huisman J. (2016): Unbalanced reduction of nutrient loads has created an offshore gradient from phosphorus to nitrogen limitation in the North Sea. *Limnology and Oceanography* 61 (3): 869–888. DOI: 10.1002/lno.10257
- Buschbaum C., Cornelius A. & Goedknecht M. A. (2016): Deeply hidden inside introduced biogenic structures – Pacific oyster reefs reduce detrimental barnacle overgrowth on native blue mussels. *Journal of Sea Research* 117: 20–26. DOI: 10.1016/j.seares.2016.09.002
- Buschbaum C. & Lackschewitz D. (2018): Wie können marine Neobiota erfasst, bewertet und kontrolliert werden? 93: 428–433. DOI: 10.17433/9.2018.50153621.428-433
- Büttger H., Asmus H., Asmus R., Buschbaum C., Dittmann S. & Nehls G. (2008): Community dynamics of intertidal soft-bottom mussel beds over two decades. *Helgoländer Marine Research* 62 (1): 23–36. DOI: 10.1007/s10152-007-0099-y
- Büttger H., Nehls G. & Stoddard P. (2013): The history of intertidal blue mussel beds in the North Frisian Wadden Sea in the 20th century: Can we define reference conditions for conservation targets by analysing aerial photographs? *J Sea Res* 87: 91–102. DOI: 10.1016/j.seares.2013.12.001
- Cai W.-J., Hu X., Huang W.-J., Murrell M. C., Lehrter J. C., Lohrenz S. E., Chou W.-C., Zhai W., Hollibaugh J. T., Wang Y., Zhao P., Guo X., Gundersen K., Dai M. & Gong G.-C. (2011): Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication. *Nature Geoscience* 4 (11): 766–770. DOI: 10.1038/ngeo1297
- Callaway R. (2007): A century of North Sea epibenthos and trawling: comparison between 1902–1912, 1982–1985 and 2000. *Marine Ecology Progress Series* 346: 27
- Capuzzo E., Lynam C. P., Barry J., Stephens D., Forster R. M., Greenwood N., McQuatters-Gollop A., Silva T., van Leeuwen S. M. & Engelhard G. H. (2018): A decline in primary production in the North Sea over 25 years, associated with reductions in zooplankton abundance and fish stock recruitment. *Global Change Biology* 24 (1): e352–e364. DOI: 10.1111/gcb.13916
- Carbery M., O'Connor W. & Palanisami T. (2018): Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment International* 115: 400–409. DOI: 10.1016/j.envint.2018.03.007
- Carstensen J., Henriksen O. D. & Teilmann J. (2006): Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Marine Ecology Progress Series* 321: 295–308. DOI: 10.3354/meps321295
- Carstensen J., Andersen J. H., Gustafsson B. G. & Conley D. J. (2014a): Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111 (15): 5628–5633. DOI: 10.1073/pnas.1323156111
- Carstensen J., Conley D. J., Bonsdorff E., Gustafsson B. G., Hietanen S., Janas U., Jilbert T., Maximov A., Norkko A., Norkko J., Reed D. C., Slomp C. P., Timmermann K. & Voss M. (2014b): Hypoxia in the Baltic Sea: Biogeochemical Cycles, Benthic Fauna, and Management. *Ambio* 43 (1): 26–36. DOI: 10.1007/s13280-013-0474-7
- Carstensen J. & Conley D. J. (2019): Baltic Sea Hypoxia Takes Many Shapes and Sizes. *Limnology and Oceanography Bulletin* 28 (4): 125–129. DOI: 10.1002/lob.10350
- CBD – Convention on Biological Diversity (2022): 15/4. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. Montreal, Canada. 1 S.
- Cebrián-Piqueras M. A., Trinogga J., Trenkamp A., Minden V., Maier M. & Mantilla-Contreras J. (2021): Digging into the roots: understanding direct and indirect drivers of ecosystem service trade-offs in coastal grasslands via plant functional traits. *Environmental Monitoring and Assessment* 193 (1): 271. DOI: 10.1007/s10661-020-08817-x
- Cervenci A., Esser W., Maier M., Oberdiek N., Thyen S., Wellbrock A. & Exo K.-M. (2011): Can differences in incubation patterns of Common Redshanks *Tringa totanus* be explained by variations in predation risk? *Journal of Ornithology* 152 (4): 1033–1043. DOI: 10.1007/s10336-011-0696-z

- Chase J. M. & Knight T. M. (2013): Scale-dependent effect sizes of ecological drivers on biodiversity: why standardised sampling is not enough. *H. Cornell (Hrsg.): Ecology Letters* 16: 17–26. DOI: 10.1111/ele.12112
- Chen I.-C., Hill J. K., Ohlemüller R., Roy D. B. & Thomas C. D. (2011): Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. *Science* 333 (6045): 1024–1026. DOI: 10.1126/science.1206432
- Chrastansky A. & Callies U. (2009): Model-based long-term reconstruction of weather-driven variations in chronic oil pollution along the German North Sea coast. *Marine Pollution Bulletin* 58 (7): 967–975. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.03.009
- Chytrý M., Tichý L., Hennekens S., Knollova I., Janssen J., Rodwell J., Peterka T., Marcenò C., Landucci F., Danihelka J., Hájek M., Dengler J., Novák P., Zúkal D., Jiménez-Alfaro B. et al. (2020): EUNIS Habitat Classification: Expert system, characteristic species combinations and distribution maps of European habitats. *Applied Vegetation Science* 23: 648–675. DOI: 10.1111/avsc.12519
- Clark C. W., Munro G. R. & Sumaila U. R. (2005): Subsidies, buybacks, and sustainable fisheries. *Journal of Environmental Economics and Management* 50 (1): 47–58. DOI: 10.1016/j.jeem.2004.11.002
- Colijn F. & Ludden J. (1983): Primary production of phytoplankton in the Ems-Dollard estuary, in: Colijn F. Primary production in the Ems-Dollard estuary. PhD Thesis. 123 S. Rijksuniversiteit Groningen. 38–99
- Conley D., Carstensen J., Aertebjerg G., Christensen P., Dalsgaard T., Hansen J. & Josefson A. (2007): Long-term changes and impacts of hypoxia in Danish coastal waters. *Ecological Applications* 17 (5): S165–S184. DOI: 10.1890/05-0766.1
- Conley D. J., Björck S., Bonsdorff E., Carstensen J., Destouni G., Gustafsson B. G., Hietanen S., Kortekaas M., Kuosa H., Markus Meier H. E., Müller-Karulis B., Nordberg K., Norkko A., Nürnberg G., Pitkänen H. et al. (2009): Hypoxia-Related Processes in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 43 (10): 3412–3420. DOI: 10.1021/es802762a
- Conley D. J., Carstensen J., Aigars J., Axe P., Bonsdorff E., Eremina T., Hahti B.-M., Humborg C., Jonsson P., Kotta J., Lännegren C., Larsson U., Maximov A., Medina M. R., Lysiak-Pastuszek E. et al. (2011): Hypoxia Is Increasing in the Coastal Zone of the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 45 (16): 6777–6783. DOI: 10.1021/es201212r
- Coolen J. W. P., Bittner O., Driessen F. M. F., van Dongen U., Siahaya M. S., de Groot W., Mavraki N., Bolam S. G. & van der Weide B. (2020): Ecological implications of removing a concrete gas platform in the North Sea. *Journal of Sea Research* 166: 101968. DOI: 10.1016/j.seares.2020.101968
- Cornelius A., Wagner K. & Buschbaum C. (2021): Prey preferences, consumption rates and predation effects of Asian shore crabs (*Hemigrapsus takanoi*) in comparison to native shore crabs (*Carcinus maenas*) in northwestern Europe. *Marine Biodiversity* 51 (5): 75. DOI: 10.1007/s12526-021-01207-7
- Corten A. (2013): Recruitment depressions in North Sea herring. *ICES Journal of Marine Science* 70 (1): 1–15. DOI: 10.1093/icesjms/fss187
- Cortina-Segarra J., García-Sánchez I., Grace M., Andrés P., Baker S., Bullock C., Declerck K., Dicks L. V., Fisher J. L., Frouz J., Klimkowska A., Kyriazopoulos A. P., Moreno-Mateos D., Rodríguez-González P. M., Sarkki S. et al. (2021): Barriers to ecological restoration in Europe: expert perspectives. *Restoration Ecology* 29 (4): e13346. DOI: 10.1111/rec.13346
- Cosgrove R., Gosch M., Reid D., Sheridan M., Chopin N., Jessopp M. & Cronin M. (2016): Seal bycatch in gillnet and entangling net fisheries in Irish waters. *Fisheries Research* 183: 192–199. DOI: 10.1016/j.fishres.2016.06.007
- Couperus B., Gastauer S., Fässler S. M. M., Tulp I., van der Veer H. W. & Poos J. J. (2016): Abundance and tidal behaviour of pelagic fish in the gateway to the Wadden Sea. *Journal of Sea Research* 109: 42–51. DOI: 10.1016/j.seares.2016.01.007
- da Cunha L. C. (2020): Coastal Nutrient Supply and Global Ocean Biogeochemistry. In: W. Leal Filho, A. M. Azul, L. Brandli, A. Lange Salvia & T. Wall (Hrsg.): *Life Below Water. Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals*. Springer International Publishing, Cham: 1–12
- CWSS (2010): *Wattenmeerplan 2010*. Common Wadden Sea Secretariat, Westerland/Sylt. 89 S.
- CWSS (2023): *The SIMP Integrated Management Plan for ONE Wadden Sea World Heritage*. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Deutschland. 48 S.
- Czeck R. & Paul M. (2008): Grey seals – a homecoming species in the Wadden Sea. *Senckenbergiana maritima* 38 (2): 143–146. DOI: 10.1007/BF03055290
- Daan N. (2006): Spatial and temporal trends in species richness and abundance for southerly and northerly components of the North Sea fish community separately, based on IBTS data 197702005
- Dajka J., di Carvalho J., Ryabov A., Scheiffarth G., Ronn L., Dekker R., Peters K., Leberecht B. & Hillebrand H. (2022): Modeling drivers of biodiversity change emphasizes the need for multivariate assessments and rescaled targeting for management. *Conservation Science and Practice* 4 (10). DOI: 10.1111/csp2.12794
- Dale A. W., Bertics V. J., Treude T., Sommer S. & Wallmann K. (2013): Modeling benthic – pelagic nutrient exchange processes and porewater distributions in a seasonally hypoxic sediment: evidence for massive phosphate release by *Beggiatoa*? *Biogeosciences (BG)* 10 (2): 629–651. DOI: 10.5194/bg-10-629-2013
- Damseaux F., Siebert U., Pomeroy P., Lepoint G. & Das K. (2021): Habitat and resource segregation of two sympatric seals in the North Sea. *Science of The Total Environment* 764: 142842. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142842
- Darr A., Gogina M. & Zettler M. (2014): Functional changes in benthic communities along a salinity gradient – a western Baltic case study. *Journal of Sea Research* 85: 315–324. DOI: 10.1016/j.seares.2013.06.003
- Das K., Vossen A., Tolley K., Víkingsson G., Thron K., Müller G., Baumgärtner W. & Siebert U. (2006): Interfollicular Fibrosis in the Thyroid of the Harbour Porpoise: An

- Endocrine Disruption? *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 51 (4): 720–729. DOI: 10.1007/s00244-005-0098-4
- Dausse A., Mérot P., Bouzillé J.-B., Bonis A. & Lefeuvre J.-C. (2005): Variability of nutrient and particulate matter fluxes between the sea and a polder after partial tidal restoration, Northwestern France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64 (2): 295–306. DOI: 10.1016/j.ecss.2005.02.023
- Davies B. F. R., Gernez P., Geraud A., Oiry S., Rosa P., Zoffoli M. L. & Barille L. (2023): Multi- and hyperspectral classification of soft-bottom intertidal vegetation using a spectral library for coastal biodiversity remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 290: 113554. DOI: 10.1016/j.rse.2023.113554
- Desholm M., Christensen T. K., Scheiffarth G., Hario M., Andersson A., Ens B., Camphuysen C. J., Nillson L., Waltho C. M., Lorentsen S., Kuresoo A., Kats R., Fleet D. & Fox A. D. (2002): Status of the Baltic/Wadden Sea population of the Common Eider *Somateria m. mollissima*. *Wildfowl & Wetlands Trust* 53: 167–203
- Desmit X., Nohe A., Borges A. V., Prins T., De Cauwer K., Lagring R., Van der Zande D. & Sabbe K. (2020): Changes in chlorophyll concentration and phenology in the North Sea in relation to de-eutrophication and sea surface warming. *Limnology and Oceanography* 65 (4): 828–847. DOI: 10.1002/lno.11351
- Dewi A., Nurmandi A., Rochmawati E., Purnomo E. P., Dimas Rizqi M., Azzahra A., Benedictos S., Suardi W. & Tri Kusuma Dewi D. (2020): Global policy responses to the COVID-19 pandemic: proportionate adaptation and policy experimentation: a study of country policy response variation to the COVID-19 pandemic. *Health Promotion Perspectives* 10 (4): 359–365. DOI: 10.34172/hpp.2020.54
- Di Pane J., Wiltshire K. H., McLean M., Boersma M. & Meunier C. L. (2022): Environmentally induced functional shifts in phytoplankton and their potential consequences for ecosystem functioning. *Global Change Biology* 28 (8): 2804–2819. DOI: 10.1111/gcb.16098
- Diaz R. J. & Rosenberg R. (2008): Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science* 321 (5891): 926–929. DOI: 10.1126/science.1156401
- Die Bundesregierung (2021): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Weiterentwicklung 2021. Berlin
- Dierrsen H. M., Ackleson S. G., Joyce K. E., Hestir E. L., Castagna A., Lavender S. & McManus M. A. (2021): Living up to the Hype of Hyperspectral Aquatic Remote Sensing: Science, Resources and Outlook. *Frontiers in Environmental Science* 9: 649528. DOI: 10.3389/fenvs.2021.649528
- van Dijk W. M., Cox J. R., Leuven J. R. F. W., Cleveringa J., Taal M., Hiatt M. R., Sonke W., Verbeek K., Speckmann B. & Kleinhans M. G. (2021): The vulnerability of tidal flats and multi-channel estuaries to dredging and disposal. *Anthropocene Coasts* 4 (1): 36–60. DOI: 10.1139/anc-2020-0006
- Dijkema K. S. (1987): Geography of the salt marshes in Europe. *Zeitschrift für Geomorphologie*. 31(4), 489–499. DOI: 10.1127/zfg/31/1987/489
- Dippner J. W. & Kröncke I. (2015): Ecological forecasting in the presence of abrupt regime shifts. *Journal of Marine Systems* 150: 34–40. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2015.05.009
- Ergänzung:
- Ditria E. M., Buelow C. A., Gonzalez-Rivero M. & Connolly R. M. (2022): Artificial intelligence and automated monitoring for assisting conservation of marine ecosystems: A perspective. *Frontiers in Marine Science* 9. 14 S. DOI: 10.3389/fmars.2022.918104
- Dittmer E. (1954): Der Mensch als geologischer Faktor an der Nordseeküste. *E&G Quaternary Science Journal* 4/5 (1): 210–215. DOI: 10.3285/eg.04-5.1.18
- Dobush B.-J., Gallo N. D., Guerra M., Guilloux B., Holland E., Seabrook S. & Levin L. A. (2022): A new way forward for ocean-climate policy as reflected in the UNFCCC Ocean and Climate Change Dialogue submissions. *Climate Policy* 22 (2): 254–271. DOI: 10.1080/14693062.2021.1990004
- Dolch T., Buschbaum C. & Reise K. (2013): Persisting intertidal seagrass beds in the northern Wadden Sea since the 1930s. *Journal of Sea Research* 82: 134–141. DOI: 10.1016/j.seares.2012.04.007
- Döring R., Berkenhagen J., Hentsch S. & Kraus G. (2020): Small-Scale Fisheries in Germany: A Disappearing Profession? In: J. J. Pascual-Fernández, C. Pita & M. Bavinck (Hrsg.): *Small-Scale Fisheries in Europe: Status, Resilience and Governance*. MARE Publication Series. Springer International Publishing. Cham: 483–502
- von Drachenfels O. (2021): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2021. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Hannover, Germany
- Drescher H. E., Harms U. & Huschenbeth E. (1977): Organochlorines and heavy metals in the harbour seal *Phoca vitulina* from the German North Sea Coast. *Marine Biology* 41 (1): 99–106. DOI: 10.1007/BF00390586
- Driver H. F. T. M. (1907): Das Ostseeplankton der 4 Deutschen Terminfahrten im Jahre 1905. Kiel. 109 S.
- Duarte C. M., Chapuis L., Collin S. P., Costa D. P., Devassy R. P., Eguiluz V. M., Erbe C., Gordon T. A. C., Halpern B. S., Harding H. R., Havlik M. N., Meekan M., Merchant N. D., Miksis-Olds J. L., Parsons M. et al. (2021): The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science* 371 (6529): eaba4658. DOI: 10.1126/science.aba4658
- Duffill Telsnig J. I., Jennings S., Mill A. C., Walker N. D., Parnell A. C. & Polunin N. V. C. (2019): Estimating contributions of pelagic and benthic pathways to consumer production in coupled marine food webs. *Journal of Animal Ecology* 88 (3): 405–415. DOI: 10.1111/1365-2656.12929
- Duffy J. E., Lefcheck J. S., Stuart-Smith R. D., Navarrete S. A. & Edgar G. J. (2016): Biodiversity enhances reef fish biomass and resistance to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113 (22): 6230–6235. DOI: 10.1073/pnas.1524465113
- Dulvy N. K., Metcalfe J. D., Glanville J., Pawson M. G. & Reynolds J. D. (2000): Fishery Stability, Local Extinctions, and Shifts in Community Structure in Skates. *Conservation Biology* 14 (1): 283–293. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2000.98540.x
- Dulvy N. K., Rogers S. I., Jennings S., Stelzenmüller V., Dye S. R. & Skjoldal H. R. (2008): Climate change and dee-

- pening of the North Sea fish assemblage: a biotic indicator of warming seas. *Journal of Applied Ecology* 45 (4): 1029–1039. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2008.01488.x
- van Duren L. A., van Katwijk M. M., Heusinkveld J. & Reise K. (2013): Eelgrass restoration in the Dutch Wadden Sea – Methodology and first results. *Deltares*
- Dureuil M., Boerder K., Burnett K. A., Froese R. & Worm B. (2018): Elevated trawling inside protected areas undermines conservation outcomes in a global fishing hot spot. *Science* 362 (6421): 1403–1407. DOI: 10.1126/science.aau0561
- Dutz J., Kramp A. & Zettler M. L. (2022): Biological assessment of the Baltic Sea 2020. Leibnitz Institut für Ostseeforschung Warnemünde. Warnemünde. DOI: 10.12754/msr-2022-0120. 83 S.
- Dutz J. & Wasmund N. (2023): Seasonal Aspects and Short-Term Variability of the Pelagic Offshore Ecosystems. In: H. Schubert & F. Müller (Hrsg.): *Southern Baltic Coastal Systems Analysis. Ecological Studies*. Springer International Publishing, Cham: 153–161
- Edrén S. M. C., Wisz M. S., Teilmann J., Dietz R. & Söderkvist J. (2010): Modelling spatial patterns in harbour porpoise satellite telemetry data using maximum entropy. *Ecography* 33 (4): 698–708
- Edwards M. & Richardson A. (2004): Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature* 430: 881–4. DOI: 10.1038/nature02808
- EFSA CONTAM Panel (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain) (2016): Statement on the presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*. 30 pp. S.
- Ehlers A., Worm B. & Reusch T. B. H. (2008): Importance of genetic diversity in eelgrass *Zostera marina* for its resilience to global warming. *Marine Ecology Progress Series* 355: 1–7. DOI: 10.3354/meps07369
- Ehrich S. & Stransky C. (2001): Spatial and temporal changes in the southern species component of North Sea bottom fish assemblages. *Senckenbergiana maritima* 31 (2): 143–150. DOI: 10.1007/BF03043024
- Eilers S. (2021): Analysis and assessment of cumulative effects of anthropogenic pressures on ecosystem components. Phd thesis. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. Oldenburg
- Ellis J., Fraser G. & Russell J. (2012): Discharged drilling waste from oil and gas platforms and its effects on benthic communities. *Marine Ecology Progress Series* 456: 285–302. DOI: 10.3354/meps09622
- Emeis K.-C., van Beusekom J., Callies U., Ebinghaus R., Kanen A., Kraus G., Kröncke I., Lenhart H., Lorkowski I., Matthias V., Möllmann C., Pätsch J., Scharfe M., Thomas H., Weisse R. et al. (2015): The North Sea – A shelf sea in the Anthropocene. *Journal of Marine Systems* 141: 18–33. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2014.03.012
- Engelen B. & Cypionka H. (2009): The subsurface of tidal-flat sediments as a model for the deep biosphere. *Ocean Dynamics* 59 (2): 385–391. DOI: 10.1007/s10236-008-0166-1
- Engelhard G. H., Pinnegar J. K., Kell L. T. & Rijnsdorp A. D. (2011): Nine decades of North Sea sole and plaice distribution. *ICES Journal of Marine Science* 68 (6): 1090–1104. DOI: 10.1093/icesjms/fsr031
- Eschweiler N. & Christensen H. T. (2011): Trade-off between increased survival and reduced growth for blue mussels living on Pacific oyster reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 403 (1): 90–95. DOI: 10.1016/j.jembe.2011.04.010
- Esselink P., van Duin W. E., Bunje J., Cremer J., Folmer E. O., Frikke J., Glahn M., de Groot A. V., Hecker N., Hellwig U., Jensen K., Körber P., Petersen J. & Stock M. (2017): Salt marshes. In: *Wadden Sea Quality Status Report*. Eds.: Kloepper S. et al. Common Wadden Sea Secretariat. Wilhelmshaven, Germany
- Europäische Union (2021): Entschließung des Europäischen Parlaments vom 9. Juni 2021 zu dem Thema »EU-Biodiversitätsstrategie für 2030: Mehr Raum für die Natur in unserem Leben« (2020/2273(INI))
- Europäischer Rechnungshof (2020): *Meeresumwelt: EU-Schutz ist weit gefasst, aber nicht tiefgreifend. Sonderbericht 26/2020*. Europäischer Rechnungshof. 83 S.
- EUROPARC Deutschland (2010a): *Ergebnisbericht der Evaluierung des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft*. Nationale Naturlandschaften. Berlin
- EUROPARC Deutschland (2010b): *Ergebnisbericht der Evaluierung des Nationalparks Jasmund*. Nationale Naturlandschaften. Berlin
- EUROPARC Deutschland (2012): *Komitee-Bericht zur Evaluierung des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer*. Nationale Naturlandschaften. Berlin
- EUROPARC Deutschland (2018): *Bericht über den Umsetzungsstand der Handlungsempfehlungen und die Fortschritte bei der Erfüllung der Qualitätskriterien und -standards für deutsche Nationalparks im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer*. Nationale Naturlandschaften. Berlin
- European Commission (1999): *Guidelines for the assessment of indirect and cumulative impacts as well as impact interactions*
- Ewers-Saucedo C., Allspach A., Barilaro C., Bick A., Brandt A., Fiege D., Futing S., Hausdorf B., Hayer S., Husemann M., Joger U., Kamcke C., Kuster M., Lohrmann V., Martin I. et al. (2021): Natural history collections recapitulate 200 years of faunal change. *Royal Society Open Science* 8 (4). DOI: 10.1098/rsos.201983
- Feike M., Heerkloss R., Rieling T. & Schubert H. (2007): Studies on the zooplankton community of a shallow lagoon of the Southern Baltic Sea: long-term trends, seasonal changes, and relations with physical and chemical parameters. *Hydrobiologia* 577 (1): 95–106. DOI: 10.1007/s10750-006-0420-9
- Feike M. & Heerkloss R. (2008): Long-term stability of the seasonal succession of different zooplankton species in a brackish water lagoon (southern Baltic Sea). *Hydrobiologia* 611 (1): 17–28. DOI: 10.1007/s10750-008-9462-5
- Feistel R., Nausch G. & Hagen E. (2008): Wasseraustausch zwischen Nord- und Ostsee sowie Bedingungen in den Tiefenbecken der Ostsee. *Bund-Länder-Messprogramm*

- Fennel W. & Sturm M. (1992): Dynamics of the western Baltic. *Journal of Marine Systems* 3 (1): 183–205. DOI: 10.1016/0924-7963(92)90038-A
- Fenner N. & Freeman C. (2011): Drought-induced carbon loss in peatlands. *Nature Geoscience* 4 (12): 895–900. DOI: 10.1038/ngeo1323
- Fernand F., Israel A., Skjermo J., Wichard T., Timmermans K. R. & Golberg A. (2017): Offshore macroalgae biomass for bioenergy production: Environmental aspects, technological achievements and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 75: 35–45. DOI: 10.1016/j.rser.2016.10.046
- Finck P., Heinze S., Raths U., Riecken U. & Ssymank A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands dritte fortgeschriebene Fassung 2017. *Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 156*. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. 637 S.
- Fiorentino D., Pesch R., Guenther C.-P., Gutow L., Holstein J., Dannheim J., Ebbe B., Bildstein T., Schroeder W., Schuchardt B., Brey T. & Wiltshire K. H. (2017): A 'fuzzy clustering' approach to conceptual confusion: how to classify natural ecological associations. *Marine Ecology Progress Series* 584: 17–30. DOI: 10.3354/meps12354
- Fischer E. (2019): Distribution of microplastics in marine species of the Wadden Sea along the coastline of Schleswig-Holstein, Germany. Center for Earth System Research and Sustainability (CEN), Universität Hamburg. Hamburg
- Fock H. O. (2014): Patterns of extirpation. I. Changes in habitat use by thornback rays *Raja clavata* in the German Bight for 1902–1908, 1930–1932, and 1991–2009. *Endangered species research: ESR; international and multidisciplinary journal* 25: 197–207. DOI: 10.3354/esr00582
- Fock H. O., Dammann R., Mielck F., Kraus G., Lauerburg R., López González A., Nielsen P., Nowicki M., Pauli M. & Temming A. (2023): Auswirkungen der Garnelenfischerei auf Habitate und Lebensgemeinschaften im Küstenmeer der norddeutschen Bundesländer Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen (CRANIMPACT). Thünen Report
- Fock H. O., Kloppmann M. H. F. & Probst W. N. (2014): An early footprint of fisheries: Changes for a demersal fish assemblage in the German Bight from 1902–1932 to 1991–2009. *Journal of Sea Research* 85: 325–335. DOI: 10.1016/j.seares.2013.06.004
- Foekema E. M., De Gruijter C., Mergia M. T., van Franeker J. A., Murk A. J. & Koelmans A. A. (2013): Plastic in North Sea Fish. *Environmental Science & Technology* 47 (15): 8818–8824. DOI: 10.1021/es400931b
- Folmer E. O., van Beusekom J. E. E., Dolch T., Gräwe U., van Katwijk M. M., Kolbe K. & Philippart C. J. M. (2016): Consensus forecasting of intertidal seagrass habitat in the Wadden Sea. *Journal of Applied Ecology* 53 (6): 1800–1813. DOI: 10.1111/1365-2664.12681
- Folt C. L., Chen C. Y., Moore M. V. & Burnaford J. (1999): Synergism and antagonism among multiple stressors. *Limnology and Oceanography* 44 (3): 864–877. DOI: 10.4319/lo.1999.44.3_part_2.0864
- Foo Y. Z., O'Dea R. E., Koricheva J., Nakagawa S. & Lagisz M. (2021): A practical guide to question formation, systematic searching and study screening for literature reviews in ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution* 12 (9): 1705–1720. DOI: 10.1111/2041-210X.13654
- Fox-Kemper B. (2021): Ocean, cryosphere and sea level change. In: AGU Fall Meeting Abstracts.: U13B-09
- Franck H., Matthäus W. & Sammler R. (1987): Major inflows of saline water into the Baltic Sea during the present century. *Major inflows of saline water into the Baltic Sea during the present century* 96 (6): 517–531
- Franz M., Barboza F. R., Hinrichsen H.-H., Lehmann A., Scotti M., Hiebenthal C., Molis M., Schütt R. & Wahl M. (2019): Long-term records of hard-bottom communities in the southwestern Baltic Sea reveal the decline of a foundation species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 219: 242–251. DOI: 10.1016/j.ecss.2019.02.029
- Frelat R., Orio A., Casini M., Lehmann A., Merigot B., Otto S., Sguotti C. & Mollmann C. (2018): A three-dimensional view on biodiversity changes: spatial, temporal, and functional perspectives on fish communities in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 75 (7): 2463–2475. DOI: 10.1093/icesjms/fsy027
- Frid C. L. J., Harwood K. G., Hall S. J. & Hall J. A. (2000): Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. *ICES Journal of Marine Science* 57 (5): 1303–1309. DOI: 10.1006/jmsc.2000.0900
- Frisk G. V. (2012): Noiseconomics: The relationship between ambient noise levels in the sea and global economic trends. *Scientific Reports* 2 (1): 437. DOI: 10.1038/srep00437
- Froese R., Winker H., Coro G., Demirel N., Tsikliras A. C., Dimarchopoulou D., Scarcella G., Quaas M. & Matz-Lück N. (2018): Status and rebuilding of European fisheries. *Marine Policy* 93: 159–170. DOI: 10.1016/j.marpol.2018.04.018
- Fürhaupter K., Berg T., Meyer T. & Schilling P. (2022): Distribution atlas of submerged macrophytes along the German Baltic Sea coastline. Koeltz Botanical Books
- Galatius A., Teilmann J., Dähne M., Ahola M., Westphal L., Kyhn L. A., Pawliczka I., Olsen M. T. & Dietz R. (2020): Grey seal *Halichoerus grypus* recolonisation of the southern Baltic Sea, Danish Straits and Kattegat. *Wildlife Biology* 2020 (4): wlb.00711. DOI: 10.2981/wlb.00711
- Galatius A., Brasseur S., Carius F., Jeß A., Meise K., Meyer J., Schop J., Siebert U., Stejskal O., Teilmann J. & Thostesen C. B. (2022): Survey results of harbour seals in the Wadden Sea in 2022. Common Wadden Sea Secretariat (CWSS)
- Galil B. S., Marchini A., Occhipinti-Ambrogi A., Minchin D., Narščius A., Ojaveer H. & Olenin S. (2014): International arrivals: widespread bioinvasions in European Seas. *Ethology, Ecology & Evolution* 26 (2–3): 152–171. DOI: 10.1080/03949370.2014.897651
- Gallus A., Dähne M., Verfuß U. K., Bräger S., Adler S., Siebert U. & Benke H. (2012): Use of static passive acoustic monitoring to assess the status of the 'Critically Endangered' Baltic harbour porpoise in German waters. *Endangered Species Research* 18 (3): 265–278. DOI: 10.3354/esr00448
- Galparsoro I., Menchaca I., Garmendia J. M., Borja Á., Maldonado A. D., Iglesias G. & Bald J. (2022): Reviewing the ecological impacts of offshore wind farms. *npj Ocean Sustainability* 1 (1): 1–8. DOI: 10.1038/s44183-022-00003-5

- Gamfeldt L., Hillebrand H. & Jonsson P. (2008): Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology* 89 (5): 1223–1231. DOI: 10.1890/06-2091.1
- Garrabou J., Gómez-Gras D., Medrano A., Cerrano C., Ponti M., Schlegel R., Bensoussan N., Turicchia E., Sini M., Gerovasileiou V., Teixido N., Mirasole A., Tamburello L., Cebrian E., Rilov G. et al. (2022): Marine heatwaves drive recurrent mass mortalities in the Mediterranean Sea. *Global Change Biology* 28 (19): 5708–5725. DOI: 10.1111/gcb.16301
- Garrido Gamarro E., Ryder J., Elvevoll E. O. & Olsen R. L. (2020): Microplastics in Fish and Shellfish – A Threat to Seafood Safety? *Journal of Aquatic Food Product Technology* 29 (4): 417–425. DOI: 10.1080/10498850.2020.1739793
- Garthe S. & Hüppop O. (1994): Distribution of ship-following seabirds and their utilization of discards in the North Sea in Summer. *Marine Ecology Progress Series* 106: 1–9. DOI: 10.3354/meps106001
- Garthe S. & Scherp B. (2003): Utilization of discards and offal from commercial fisheries by seabirds in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 60 (5): 980–989. DOI: 10.1016/S1054-3139(03)00099-7
- Garthe S. & Flore B.-O. (2007): Population trend over 100 years and conservation needs of breeding sandwich terns (*Sterna sandvicensis*) on the German North Sea coast. *Journal of Ornithology* 148 (2): 215–227. DOI: 10.1007/s10336-007-0123-7
- Garthe S., Schwemmer H., Peschko V., Markones N., Müller S., Schwemmer P. & Mercker M. (2023): Large-scale effects of offshore wind farms on seabirds of high conservation concern. *Scientific Reports* 13 (1): 4779. DOI: 10.1038/s41598-023-31601-z
- Gerdts G., Wichels A., Döpke H., Klings K.-W., Gunkel W. & Schütt C. (2004): 40-year long-term study of microbial parameters near Helgoland (German Bight, North Sea): historical view and future perspectives. *Helgoland Marine Research* 58 (4): 230–242. DOI: 10.1007/s10152-004-0189-z
- Gessner J., Spratte S. & Kirschbaum F. (2011): Historic Overview on the Status of the European Sturgeon (*Acipenser sturio*) and Its Fishery in the North Sea and Its Tributaries with a Focus on German Waters. In: P. Williot, E. Rochard, N. Desse-Berset, F. Kirschbaum & J. Gessner (Hrsg.): *Biology and Conservation of the European Sturgeon Acipenser Sturio L. 1758: The Reunion of the European and Atlantic Sturgeons*. Springer. Berlin/Heidelberg: 195–219
- Gibb R., Browning E., Glover-Kapfer P. & Jones K. E. (2019): Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. *Methods in Ecology and Evolution* 10 (2): 169–185. DOI: 10.1111/2041-210X.13101
- Gilles A., Scheidat M. & Siebert U. (2009): Seasonal distribution of harbour porpoises and possible interference of offshore wind farms in the German North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 383: 295–307. DOI: 10.3354/meps08020
- Gilles A., Viquerat S., Becker E. A., Forney K. A., Geelhoed S. C. V., Haelters J., Nabe-Nielsen J., Scheidat M., Siebert U., Sveegaard S., van Beest F. M., van Bemmelen R. & Aarts G. (2016): Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7 (6): e01367. DOI: 10.1002/ecs2.1367
- Gilles A., Nachtsheim D., Authier M. & Siebert U. (2022): Report on HELCOM BLUES Subtask 2.4.2: Assessing trends in abundance for assessment of the Belt Sea population. Deliverable for HELCOM BLUES Subtask 2.4.2. HELCOM
- Gismondi E., Daneels L., Damseaux F., Lehnert K., Siebert U. & Das K. (2021): Preliminary study of oxidative stress biomarkers and trace elements in North Sea Harbour Seals. *Marine Pollution Bulletin* 163: 111905. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111905
- Gobet A., Huse S. M., van Beusekom J. E. E., Quince C., Sogin M. L., Boetius A. & Ramette A. (2012): Diversity and dynamics of rare and of resident bacterial populations in coastal sands. *The ISME Journal* 6 (3): 542–553. DOI: 10.1038/ismej.2011.132
- Goedknecht M. A., Feis M. E., Wegner K. M., Luttkhuizen P. C., Buschbaum C., Camphuysen K. (C. J.), van der Meer J. & Thieltges D. W. (2016): Parasites and marine invasions: Ecological and evolutionary perspectives. *Journal of Sea Research* 113: 11–27. DOI: 10.1016/j.seares.2015.12.003
- Goedknecht M. A., Havermans J., Waser A. M., Luttkhuizen P. C., Velilla E., Camphuysen K. C., van der Meer J. & Thieltges D. W. (2017): Cross-species comparison of parasite richness, prevalence, and intensity in a native compared to two invasive brachyuran crabs. *Aquatic Invasions* 12 (2). DOI: 10.3391/ai.2017.12.2.08
- Gogina M., Darr A. & Zettler M. (2014): Approach to assess consequences of hypoxia disturbance events for benthic ecosystem functioning. *Journal of Marine Systems* 129: 203–213. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2013.06.001
- Gogina M., Nygård H., Blomqvist M., Daunys D., Josefson A. B., Kotta J., Maximov A., Warzocha J., Yermakov V., Gräwe U. & Zettler M. L. (2016): The Baltic Sea scale inventory of benthic faunal communities. *ICES Journal of Marine Science* 73 (4): 1196–1213. DOI: 10.1093/icesjms/fsv265
- Goodwin M., Halvorsen K. T., Jiao L., Knausgård K. M., Martin A. H., Moyano M., Oomen R. A., Rasmussen J. H., Sordalen T. K. & Thorbjørnsen S. H. (2022): Unlocking the potential of deep learning for marine ecology: overview, applications, and outlook†. *ICES Journal of Marine Science* 79 (2): 319–336. DOI: 10.1093/icesjms/fsab255
- Gorokhova E., Lehtiniemi M., Postel L., Rubene G., Amid C., Lesutiene J., Uusitalo L., Strake S. & Demereckiene N. (2016): Indicator Properties of Baltic Zooplankton for Classification of Environmental Status within Marine Strategy Framework Directive. *PLOS ONE* 11 (7): e0158326. DOI: 10.1371/journal.pone.0158326
- Govers L. L., Heusinkveld J. H. T., Gräfnings M. L. E., Smeele Q. & Heide T. van der (2022): Adaptive intertidal seed-based seagrass restoration in the Dutch Wadden Sea. *PLOS ONE* 17 (2): e0262845. DOI: 10.1371/journal.pone.0262845
- Granse D., Suchrow S. & Jensen K. (2021): Long-term invasion dynamics of *Spartina* increase vegetation diversity and geomorphological resistance of salt marshes against sea level rise. *Biological Invasions* 23 (3): 871–883. DOI: 10.1007/s10530-020-02408-0

- Gräwe U., Klingbeil K., Kelln J. & Dangendorf S. (2019): De-composing Mean Sea Level Rise in a Semi-Enclosed Basin, the Baltic Sea. *Journal of Climate* 32 (11): 3089–3108. DOI: 10.1175/JCLI-D-18-0174.1
- Greenstreet S., Fraser H., Rogers S., Trenkel V., Simpson S. & Pinnegar J. (2012): Redundancy in metrics describing the composition, structure, and functioning of the North Sea demersal fish community. *ICES Journal of Marine Science* 69 (1): 8–22. DOI: 10.1093/icesjms/fsr188
- Greinert J. (2019): Practical Guide for Environmental Monitoring of Conventional Munitions in the Seas – Results from the BMBF funded project UDEMM »Umweltmonitoring für die Delaboration von Munition im Meer«. Version 1.1. GEOMAR Helmholtz Centre for Ocean Research, Kiel, Germany. 88 S.
- Groetsch P. M. M., Simis S. G. H., Eleveld M. A. & Peters S. W. M. (2016): Spring blooms in the Baltic Sea have weakened but lengthened from 2000 to 2014. *Biogeosciences* 13 (17): 4959–4973. DOI: 10.5194/bg-13-4959-2016
- de Groot A. V., Janssen G. M., Isermann M., Stock M., Glahn M., Arens B., Elschoot K., Hellwig U., Petersen J. & Esselink P. (2017): Wadden Sea Quality Status Report: Beaches and Dunes. Common Wadden Sea Secretariat
- Grünhagen C., Schwermer H., Wagner-Ahlfs C., Voss R., Gross F. & Riekhof M.-C. (2022): The multifaceted picture of transdisciplinarity in marine research. In: *Transdisciplinary Marine Research*. Taylor & Francis. Rochester, NY
- Gundlach N. H., Schmicke M., Ludes-Wehrmeister E., Ulrich S. A., Araujo M. G. & Siebert U. (2018): New approach to stress research in phocids—potential of dehydroepiandrosterone and cortisol/dehydroepiandrosterone ratio as markers for stress in harbor seals (*phoca vitulina*) and gray seals (*halichoerus grypus*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 49 (3): 556–563. DOI: 10.1638/2017-0191.1
- Gunther C. (1996): Development of small *Mytilus* beds and its effects on resident intertidal macrofauna. *Marine ecology-publicazioni della stazione zoologica di napoli I* 17 (1–3): 117–130. DOI: 10.1111/j.1439-0485.1996.tb00494.x
- Günther C., Temming A., Santos J., Berkenhagen J., Step-puttis D., Schultz S., Neudecker T., Kraus G., Bethke E. & Hufnagl M. (2021): Small steps high leaps: Bio-economical effects of changing codend mesh size in the North Sea Brown shrimp fishery. *Fisheries Research* 234: 105797. DOI: 10.1016/j.fishres.2020.105797
- Guşatı L. F., Menegon S., Depellegrin D., Zuidema C., Faaij A. & Yamu C. (2021): Spatial and temporal analysis of cumulative environmental effects of offshore wind farms in the North Sea basin. *Scientific Reports* 11 (1): 10125. DOI: 10.1038/s41598-021-89537-1
- Guse N., Witte K., Markones N., Borkenhagen G., Scheiffarth G. & Garthe S. (2018): Aktuelle Verbreitung, Bestände und Trends von Seevögeln auf See im Offshore-Bereich des niedersächsischen Küstenmeers und des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer. 1 S.
- Gusenbauer M. & Haddaway N. R. (2020): Which academic search systems are suitable for systematic reviews or meta-analyses? Evaluating retrieval qualities of Google Scholar, PubMed, and 26 other resources. *Research Synthesis Methods* 11 (2): 181–217. DOI: 10.1002/jrsm.1378
- Gutperlet R., Capperucci R. M., Bartholomä A. & Kröncke I. (2015): Benthic biodiversity changes in response to dredging activities during the construction of a deep-water port. *Marine Biodiversity* 45 (4): 819–839. DOI: 10.1007/s12526-014-0298-0
- Haase K., Weltersbach M., Lewin W., Zimmermann C. & Strehlow H. (2022): Potential effects of management options on marine recreational fisheries – the example of the western Baltic cod fishery. 79 (3). DOI: 10.1093/icesjms/fsac012
- Hahn S. J., Brandt A., Sonnewald M. (2022): Annotated checklist and biodiversity analysis of benthic fauna at Sylt Outer Reef and Borkum Reef Ground (North Sea). *Check List* 18(3), 593–628. DOI: 10.15560/18.3.593
- Haines-Young R. & Potschin M. (2018): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) v.5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Fabis Consulting Ltd. 53
- Halbach M., Vogel M., Tammen J. K., Rüdell H., Koschorreck J. & Scholz-Böttcher B. M. (2022): 30 years trends of microplastic pollution: Mass-quantitative analysis of archived mussel samples from the North and Baltic Seas. *The Science of the Total Environment* 826: 154179. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.154179
- Hall L. W. & Anderson R. D. (1995): The Influence of Salinity on the Toxicity of Various Classes of Chemicals to Aquatic Biota. *Critical Reviews in Toxicology* 25 (4): 281–346. DOI: 10.3109/10408449509021613
- Halpern B. S., Walbridge S., Selkoe K. A., Kappel C. V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J. F., Casey K. S., Ebert C., Fox H. E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H. S., Madin E. M. P., Perry M. T. et al. (2008): A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* 319 (5865): 948–952. DOI: 10.1126/science.1149345
- Hälterlein B., Bunje J. & Potel P. (2003): Zum Einfluss der Salzwiesennutzung an der Nordseeküste auf die Vogelwelt. Übersicht über die aktuellen Forschungsergebnisse. 179 S.
- Hammerschlag N., Schmitz O. J., Flecker A. S., Lafferty K. D., Sih A., Atwood T. B., Gallagher A. J., Irschick D. J., Skubel R. & Cooke S. J. (2019): Ecosystem Function and Services of Aquatic Predators in the Anthropocene. *Trends in Ecology & Evolution* 34 (4): 369–383. DOI: 10.1016/j.tree.2019.01.005
- Hammond P. s., Berggren P., Benke H., Borchers D. l., Collet A., Heide-Jørgensen M. p., Heimlich S., Hiby A. r., Leopold M. f. & Øien N. (2002): Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology* 39 (2): 361–376. DOI: 10.1046/j.1365-2664.2002.00713.x
- Hammond P. S., Macleod K., Berggren P., Borchers D. L., Burt L., Cañadas A., Desportes G., Donovan G. P., Gilles A., Gillespie D., Gordon J., Hiby L., Kuklik I., Leaper R., Lehnert K. et al. (2013): Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164: 107–122. DOI: 10.1016/j.biocon.2013.04.010
- Hammond P. S., Lacey C., Gilles A., Viquerat S., Börjesson P., Herr H., Macleod K., Ridoux V., Santos M. B., Scheidat M., Teilmann J., Vingada J. & Oien N. (2021): Estimates of ce-

- tacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Sea Mammal Research Unit. St Andrews
- Hansen J. L. S., Josefson A. B. & Petersen T. M. (2004): Genindvandring af bundfauna efter iltsvindet 2002 i de indre danske farvande. 68
- Haraguchi L., Kraft K., Ylösto P., Kielosto S., Hällfors H., Tamminen T. & Seppälä J. (2023): Trait response of three Baltic Sea spring dinoflagellates to temperature, salinity, and light gradients. *Frontiers in Marine Science* 10. DOI: 10.3389/fmars.2023.1156487
- Haseler M., Schernewski G., Balciunas A. & Sabaliauskaite V. (2018): Monitoring methods for large micro- and meso-litter and applications at Baltic beaches. *Journal of Coastal Conservation* 22 (1): 27–50. DOI: 10.1007/s11852-017-0497-5
- 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. *Ecological Indicators* 49: 61–75. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.09.026
- Hattich G. S. I., Listmann L., Raab J., Ozod-Seradj D., Reusch T. B. H. & Matthiessen B. (2017): Inter- and intraspecific phenotypic plasticity of three phytoplankton species in response to ocean acidification. *Biology Letters* 13 (2): 20160774. DOI: 10.1098/rsbl.2016.0774
- Havenhand J. N. (2012): How will Ocean Acidification Affect Baltic Sea Ecosystems? An Assessment of Plausible Impacts on Key Functional Groups. *Ambio* 41 (6): 637–644. DOI: 10.1007/s13280-012-0326-x
- Hayer S., Bick A., Brandt A., Ewers-Saucedo C., Fiege D., Futing S., Krause-Kyora B., Michalik P., Reinicke G. & Brandis D. (2019): Coming and going – Historical distributions of the European oyster *Ostrea edulis* Linnaeus, 1758 and the introduced slipper limpet *Crepidula fornicata* Linnaeus, 1758 in the North Sea. *PLOS ONE* 14 (10). DOI: 10.1371/journal.pone.0224249
- Haynert K., Kiggen M., Klarner B., Maraun M. & Scheu S. (2017): The structure of salt marsh soil mesofauna food webs – The prevalence of disturbance. *PLOS ONE* 12 (12): e0189645. DOI: 10.1371/journal.pone.0189645
- Heckwolf M., Peterson A., Janes H., Horne P., Kunne J., Liversage K., Sajeva M., Reusch T. & Kotta J. (2021): From ecosystems to socio-economic benefits: A systematic review of coastal ecosystem services in the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 755. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142565
- Heerkloss R. & Schnese W. (1999): A long-term series of zooplankton monitoring of a shallow coastal water of the southern Baltic. *Limnologia* 29 (3): 317–321. DOI: 10.1016/S0075-9511(99)80021-8
- van der Heide T., Eklöf J. S., Nes E. H. van, Zee E. M. van der, Donadi S., Weerman E. J., Olff H. & Eriksson B. K. (2012): Ecosystem Engineering by Seagrasses Interacts with Grazing to Shape an Intertidal Landscape. *PLOS ONE* 7 (8): e42060. DOI: 10.1371/journal.pone.0042060
- Heinänen S., Žydelis R., Kleinschmidt B., Dorsch M., Burger C., Morkūnas J., Quillfeldt P. & Nehls G. (2020): Satellite telemetry and digital aerial surveys show strong displacement of red-throated divers (*Gavia stellata*) from offshore wind farms. *Marine Environmental Research* 160: 104989. DOI: 10.1016/j.marenvres.2020.104989
- Helander B., Olsson A., Bignert A., Asplund L. & Litzén K. (2002): The role of DDE, PCB, coplanar PCB and eggshell parameters for reproduction in the white-tailed sea eagle (*Haliaeetus albicilla*) in Sweden. *Ambio* 31 (5): 386–403. DOI: 10.1579/0044-7447-31.5.386
- HELCOM (1987): First periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea Area, 1980–1985. Background Document. Chapter Nutrients. 35 S.
- HELCOM (2003): The 2002 Oxygen Depletion Event in the Kattegat, Belt Sea and Western. Baltic Sea Environment Proceedings No. 156
- HELCOM (2009): Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environment Proceedings 115B
- HELCOM (2013): HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Baltic Sea Environment Proceedings 140
- HELCOM (2018a): Thematic assessment of eutrophication 2011–2016. Baltic Sea Environment Proceedings No. 156
- HELCOM (2018b): State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011–2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155
- HELCOM (2021): HELCOM Baltic Sea Action Plan – 2021 update
- Helle E., Olsson M. & Jensen S. (1976): PCB Levels Correlated with Pathological Changes in Seal Uteri. *Ambio* 5 (5/6): 261–262
- Hellwig U. & Körber P. (2017): 25 Jahre Nigehörn (1989–2014) Ergebnisse einer umstrittenen Naturschutzmaßnahme. 92 (2): 59–68. DOI: 10.17433/2.2017.50153437.59-68
- Helms T. (2023): Die phytophagen Käfer (Chrysomelidae, Elateridae und Curculionidae) auf der Düneninsel Mellum im 35-jährigen Vergleich. Bachelorarbeit im Studiengang Biologie. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. Oldenburg
- Herbert R. A. (1999): Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews* 23 (5): 563–590. DOI: 10.1111/j.1574-6976.1999.tb00414.x
- Herlemann D. P., Labrenz M., Jürgens K., Bertilsson S., Waniek J. J. & Andersson A. F. (2011): Transitions in bacterial communities along the 2000 km salinity gradient of the Baltic Sea. *The ISME Journal* 5 (10): 1571–1579. DOI: 10.1038/ismej.2011.41
- Hermann, C. (2012): Robbenmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern. In: Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 41: 40–50
- Hermsen E., Pompe R., Besseling E. & Koelmans A. A. (2017): Detection of low numbers of microplastics in North Sea fish using strict quality assurance criteria. *Marine Pollution Bulletin* 122 (1–2): 253–258. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.051
- Herr H., Fock H. O. & Siebert U. (2009): Spatio-temporal associations between harbour porpoise *Phocoena phocoena* and specific fisheries in the German Bight. *Biological*

- Conservation 142 (12): 2962–2972. DOI: 10.1016/j.biocon.2009.07.025
- Herrmann C., Krone O., Stjernberg T. & Helander B. (2011): Population Development of Baltic Bird Species: White-tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*). HELCOM
- Herrmann C. & Heuck C. (2019): Langfristiges Seeadlermonitoring ermöglicht wissenschaftliche Erkenntnisse
- Heydemann B. (1984): Das Ökosystem »Küsten-Salzwiese«. ein Überblick. Faunistisch-ökologische Mitteilungen 5: 249–279
- Heylen B. C. & Nachtsheim D. A. (2018): Bio-telemetry as an Essential Tool in Movement Ecology and Marine Conservation. In: S. Jungblut, V. Liebich & M. Bode (Hrsg.): YOU-MARES 8 – Oceans Across Boundaries: Learning from each other. Springer International Publishing. Cham: 83–107
- Hiddink J. G. (2003): Effects of suction-dredging for cockles on non-target fauna in the Wadden Sea. *Journal of Sea Research* 50 (4): 315–323. DOI: 10.1016/j.seares.2003.06.002
- Hiddink J. G. & Ter Hofstede R. (2008): Climate induced increases in species richness of marine fishes. *Global Change Biology* 14 (3): 453–460. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2007.01518.x
- Hiddink J. & Coleby C. (2012): What is the effect of climate change on marine fish biodiversity in an area of low connectivity, the Baltic Sea? *Global Ecology and Biogeography* 21 (6): 637–646. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2011.00696.x
- Hiddink J. G., Burrows M. T. & García Molinos J. (2015): Temperature tracking by North Sea benthic invertebrates in response to climate change. *Global Change Biology* 21 (1): 117–129. DOI: 10.1111/gcb.12726
- Hieronimus J., Eilola K., Hieronymus M., Meier H., Saraiva S. & Karlson B. (2018): Causes of simulated long-term changes in phytoplankton biomass in the Baltic proper: a wavelet analysis. *Biogeosciences* 15 (16): 5113–5129. DOI: 10.5194/bg-15-5113-2018
- Hill N. K., Woodworth B. K., Phinn S. R., Murray N. J. & Fuller R. A. (2021): Global protected-area coverage and human pressure on tidal flats. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology* 35 (3): 933–943. DOI: 10.1111/cobi.13638
- Hillebrand H., Blasius B., Borer E. T., Chase J. M., Downing J. A., Eriksson B. K., Filstrup C. T., Harpole W. S., Hodapp D., Larsen S., Lewandowska A. M., Seabloom E. W., Van de Waal D. B. & Ryabov A. B. (2018a): Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. *Journal of Applied Ecology* 55 (1): 169–184. DOI: 10.1111/1365-2664.12959
- Hillebrand H., Brey T., Gutt J., Hagen W., Metfies K., Meyer B. & Lewandowska A. (2018b): Climate Change: Warming Impacts on Marine Biodiversity. In: M. Salomon & T. Markus (Hrsg.): Handbook on Marine Environment Protection: Science, Impacts and Sustainable Management. Springer International Publishing. Cham: 353–373
- Hillebrand H. & Kunze C. (2020): Meta-analysis on pulse disturbances reveals differences in functional and compositional recovery across ecosystems. *Ecology Letters* 23 (3): 575–585. DOI: 10.1111/ele.13457
- Hillebrand H., Antonucci Di Carvalho J., Dajka J.-C., Dürsel C.-D., Kerimoglu O., Kuczynski L., Rönn L. & Ryabov A. (2022): Temporal declines in Wadden Sea phytoplankton cell volumes observed within and across species. *Limnology and Oceanography* 67 (2): 468–481. DOI: 10.1002/lno.12005
- Hinrichsen H.-H., Piatkowski U. & Jaspers C. (2022): Sightings of extraordinary marine species in the SW Baltic Sea linked to saline water inflows. *Journal of Sea Research* 181: 102175. DOI: 10.1016/j.seares.2022.102175
- Hjerne O., Hajdu S., Larsson U., Downing A. S. & Winder M. (2019): Climate Driven Changes in Timing, Composition and Magnitude of the Baltic Sea Phytoplankton Spring Bloom. *Frontiers in Marine Science* 6. DOI: 10.3389/fmars.2019.00482
- Hobday A. J., Alexander L. V., Perkins S. E., Smale D. A., Straub S. C., Oliver E. C. J., Benthuyzen J. A., Burrows M. T., Donat M. G., Feng M., Holbrook N. J., Moore P. J., Scannell H. A., Sen Gupta A. & Wernberg T. (2016): A hierarchical approach to defining marine heatwaves. *Progress in Oceanography* 141: 227–238. DOI: 10.1016/j.pocean.2015.12.014
- Hodapp D., Kraft D. & Hillebrand H. (2014): Can monitoring data contribute to the biodiversity-ecosystem function debate? Evaluating data from a highly dynamic ecosystem. *Biodiversity and Conservation* 23 (2): 405–419. DOI: 10.1007/s10531-013-0609-y
- Hodapp D., Meier S., Muijsers F., Badewien T. & Hillebrand H. (2015): Structural equation modeling approach to the diversity-productivity relationship of Wadden Sea phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series* 523: 31–40. DOI: 10.3354/meps11153
- Hodapp D., Roca I. T., Fiorentino D., Garilao C., Kaschner K., Kesner-Reyes K., Schneider B., Segschneider J., Kocsis Á. T., Kiessling W., Brey T. & Froese R. (2023): Climate change disrupts core habitats of marine species. *Global Change Biology* 29 (12): 3304–3317. DOI: 10.1111/gcb.16612
- Hoefsloot G., van der Jagt H. A. & van Duin W. E. (2020): Blue Carbon in Nederlandse kwelders Kansen voor extra CO₂ vastlegging in kwelders. Bureau Waardenburg. Culemborg
- Hofstede J., Matelski B. & Stock M. (2019): Schleswig-Holsteins Klima-Anpassungsstrategie für das Wattenmeer 2100. In: *Die Küste* 87. Bundesanstalt für Wasserbau. Karlsruhe. 19–38. DOI: 0.18171/1.087102
- Holbrook N. J., Scannell H. A., Sen Gupta A., Benthuyzen J. A., Feng M., Oliver E. C. J., Alexander L. V., Burrows M. T., Donat M. G., Hobday A. J., Moore P. J., Perkins-Kirkpatrick S. E., Smale D. A., Straub S. C. & Wernberg T. (2019): A global assessment of marine heatwaves and their drivers. *Nature Communications* 10 (1): 2624. DOI: 10.1038/s41467-019-10206-z
- Hollwedel W. (2002): Long-term studies (1969–2002) of the cladoceran distribution on the sandy islands of the southern North Sea in Lower Saxony, Germany. *Studia Quaternaria* 21: 25–36
- Holmström K. E., Järnberg U. & Bignert A. (2005): Temporal Trends of PFOS and PFOA in Guillemot Eggs from the Baltic Sea, 1968–2003. *Environmental Science & Technology* 39 (1): 80–84. DOI: 10.1021/es049257d
- Hope J. A., Paterson D. M. & Thrush S. F. (2020): The role of microphytobenthos in soft-sediment ecological networks and their contribution to the delivery of multiple ecosys-

- tem services. *Journal of Ecology* 108 (3): 815–830. DOI: 10.1111/1365-2745.13322
- Hoppe H.-G., Giesenhausen H. C., Koppe R., Hansen H.-P. & Gocke K. (2013): Impact of change in climate and policy from 1988 to 2007 on environmental and microbial variables at the time series station Boknis Eck, Baltic Sea. *Biogeosciences* 10 (7): 4529–4546. DOI: 10.5194/bg-10-4529-2013
- Horn H. G., Boersma M., Garzke J., Sommer U. & Aberle N. (2020): High CO₂ and warming affect microzooplankton food web dynamics in a Baltic Sea summer plankton community. *Marine Biology* 167 (5): 69. DOI: 10.1007/s00227-020-03683-0
- Horn S., Coll M., Asmus H. & Dolch T. (2021): Food web models reveal potential ecosystem effects of seagrass recovery in the northern Wadden Sea. *Restoration Ecology* 29 (S2): e13328. DOI: 10.1111/rec.13328
- Hötker H., Schrader S., Schwemmer P., Oberdiek N. & Blew J. (2010): Status, threats and conservation of birds in the German Wadden Sea. NABU Deutschland
- Hulscher J. B. & Verhulst S. (2003): The rise and fall of the breeding population of Oystercatchers *Haematopus ostralegus* in Friesland in 1966–2000. *Limosa* 76: 11–22
- Hunter E., Metcalfe J. D. & Reynolds J. D. (2003): Migration route and spawning area fidelity by North Sea plaice. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270 (1529): 2097–2103. DOI: 10.1098/rspb.2003.2473
- Hüppop O., Dierschke J., Exo K.-M., Fredrich E. & Hill R. (2006a): Bird migration studies and potential collision risk with wind turbines. *Ibis* 148: 90–109. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2006.00536.x
- Hüppop O., Dierschke J., Exo K.-M., Fredrich E. & Hill R. (2006b): Bird Migration and Offshore Wind Turbines. In: J. Köller, J. Köppel & W. Peters (Hrsg.): *Offshore Wind Energy: Research on Environmental Impacts*. Springer. Berlin/Heidelberg: 91–116
- Hüppop K. & Hüppop O. (2007): An atlas of bird ringing at the island of Helgoland. Part 4: Trapping numbers in the trapping garden from 1960 to 2004. *Vogelwarte* 45: 145–207
- Hüppop O., Hüppop K., Dierschke J. & Hill R. (2016): Bird collisions at an offshore platform in the North Sea. *Bird Study* 63 (1): 73–82. DOI: 10.1080/00063657.2015.1134440
- Hutchins D. A. & Capone D. G. (2022): The marine nitrogen cycle: new developments and global change. *Nature Reviews Microbiology* 20 (7): 401–414. DOI: 10.1038/s41579-022-00687-z
- Huthnance J., Weisse R., Wahl T., Thomas H., Pietrzak J., Souza A. J., van Heteren S., Schmelzer N., van Beusekom J., Colijn F., Haigh I., Hjøllø S., Holfort J., Kent E. C., Kühn W. et al. (2016): Recent Change—North Sea. In: M. Quante & F. Colijn (Hrsg.): *North Sea Region Climate Change Assessment*. Regional Climate Studies. Springer International Publishing. Cham: 85–136
- ICES (2016): Report of the workshop on guidance on how pressure maps of fishing intensity contribute to an assessment of the state of seabed habitats (WKFBI), 31 May–1 June 2016. ICES HQ. Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM:46. 109 S. DOI: 10.17895/ices.pub.5658
- ICES (2022a): Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). *ICES Scientific Reports*: 4:44. 659 S. DOI: 10.17895/ices.pub.19793014.v2
- ICES (2022b): Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). *ICES Scientific Reports* 4:61. 159 S. DOI: 10.17895/ices.pub.20448942.v1
- Ijsseldijk L. L., Scheidat M., Siemensma M. L., Couperus B., Leopold M. F., Morell M., Gröne A. & Kik M. J. L. (2021): Challenges in the Assessment of Bycatch: Postmortem Findings in Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena*) Retrieved From Gillnets. *Veterinary Pathology* 58 (2): 405–415. DOI: 10.1177/0300985820972454
- Ikpewe I. E., Baudron A. R., Ponchon A. & Fernandes P. G. (2021): Bigger juveniles and smaller adults: Changes in fish size correlate with warming seas. *Journal of Applied Ecology* 58 (4): 847–856. DOI: 10.1111/1365-2664.13807
- Int-Veen I., Nogueira P., Isigkeit J., Hanel R. & Kammann U. (2021): Positively buoyant but sinking: Polymer identification and composition of marine litter at the seafloor of the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 172: 112876. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112876
- Irisson J.-O., Ayata S.-D., Lindsay D. J., Karp-Boss L. & Stemmann L. (2022): Machine Learning for the Study of Plankton and Marine Snow from Images. *Annual Review of Marine Science* 14 (1): 277–301. DOI: 10.1146/annurev-marine-041921-013023
- Isbell F., Calcagno V., Hector A., Connolly J., Harpole W., Reich P., Scherer-Lorenzen M., Schmid B., Tilman D., van Ruijven J., Weigelt A., Wilsey B., Zavaleta E. & Loreau M. (2011): High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *NATURE* 477 (7363): 199–U96. DOI: 10.1038/nature10282
- Jansen T. & Gislason H. (2011): Temperature affects the timing of spawning and migration of North Sea mackerel. *Continental Shelf Research* 31 (1): 64–72. DOI: 10.1016/j.csr.2010.11.003
- Janssen G., Schachtner E., Werner M., Schiele K., Darr A., Maack L., Garthe S., Fließbach K., Siebert U., Unger B., Schuchardt B., Schmitt P., Langsenkamp C. & Steitz M. (2022): BfN Schriften 601. Integration mariner Naturschutzbelange in die zukünftige deutsche Meeresraumordnung. BfN
- Jansson A., Folke C. & Langaas S. (1998): Quantifying the nitrogen retention capacity of natural wetlands in the large-scale drainage basin of the Baltic Sea. *Landscape Ecology* 13 (4): 249–262. DOI: 10.1023/A:1008020506036
- Jansson A., Klais-Peets R., Grinienė E., Rubene G., Semenova A., Lewandowska A. & Engström-Öst J. (2020): Functional shifts in estuarine zooplankton in response to climate variability. *Ecology and Evolution* 10 (20): 11591–11606. DOI: 10.1002/ece3.6793
- Jennings S., Greenstreet S. P. R. & Reynolds J. D. (1999): Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *Journal of Animal Ecology* 68 (3): 617. DOI: 10.1046/j.1365-2656.1999.00312.x

- Jepson P. D., Deaville R., Barber J. L., Aguilar À., Borrell A., Murphy S., Barry J., Brownlow A., Barnett J., Berrow S., Cunningham A. A., Davison N. J., ten Doeschate M., Esteban R., Ferreira M. et al. (2016): PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. *Scientific Reports* 6 (1): 18573. DOI: 10.1038/srep18573
- Job H., Bittlingmaier S. & Woltering M. (2023): Regionalökonomische Effekte des Tourismus im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Nationalparkverwaltung. Wilhelmshaven. 108 S.
- Joint I., Doney S. C. & Karl D. M. (2011): Will ocean acidification affect marine microbes? *The ISME Journal* 5 (1): 1–7. DOI: 10.1038/ismej.2010.79
- de Jonge V. & COLIJN F. (1994): Dynamics of Microphytobenthos Biomass in the Ems Estuary. *Marine Ecology Progress Series* 104 (1–2): 185–196. DOI: 10.3354/meps104185
- Jørgensen B. B., Findlay A. J. & Pellerin A. (2019): The Biogeochemical Sulfur Cycle of Marine Sediments. *Frontiers in Microbiology* 10. DOI: 10.3389/fmicb.2019.00849
- Jörundsdóttir H., Norström K., Olsson M., Pham-Tuan H., Hühnerfuss H., Bignert A. & Bergman A. (2006): Temporal trend of bis(4-chlorophenyl) sulfone, methylsulfonyl-DDE and -PCBs in Baltic guillemot (*Uria aalge*) egg 1971–2001--a comparison to 4,4'-DDE and PCB trends. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)* 141 (2): 226–237. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.08.054
- Josefson A. B., Norkko J. & Norkko A. (2012): Burial and decomposition of plant pigments in surface sediments of the Baltic Sea: role of oxygen and benthic fauna. *Marine Ecology Progress Series* 455: 33–49. DOI: 10.3354/meps09661
- Judd A. D., Backhaus T. & Goodsir F. (2015): An effective set of principles for practical implementation of marine cumulative effects assessment. *Environmental Science & Policy* 54: 254–262. DOI: 10.1016/j.envsci.2015.07.008
- Jürgens K. & Taylor G. (2018): Microbial Ecology and Biogeochemistry of oxygen-deficient water columns. In: *Microbial Ecology of the Oceans*. John Wiley & Sons, Inc.
- Kahlert M., Eilola K., Mack L., Meissner K., Sandin L., Strömberg H., Uusitalo L., Viktorsson L. & Liess A. (2020): Gaps in current Baltic Sea environmental monitoring – Science versus management perspectives. *Marine Pollution Bulletin* 160: 111669. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111669
- Kahru M., Elmgren R. & Savchuk O. P. (2016): Changing seasonality of the Baltic Sea. *Biogeosciences* 13 (4): 1009–1018. DOI: 10.5194/bg-13-1009-2016
- Kammann U., Aust M.-O., Bahl H. & Lang T. (2018): Marine litter at the seafloor – Abundance and composition in the North Sea and the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 127: 774–780. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.09.051
- Kannan K., Blankenship A. L., Jones P. D. & Giesy J. P. (2000): Toxicity Reference Values for the Toxic Effects of Polychlorinated Biphenyls to Aquatic Mammals. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 6 (1): 181–201. DOI: 10.1080/10807030091124491
- Kanstinger P., Beher J., Grenzdörffer G., Hammer C., Huebert K. B., Stepputis D. & Peck M. A. (2018): What is left? Macrophyte meadows and Atlantic herring (*Clupea harengus*) spawning sites in the Greifswalder Bodden, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 201: 72–81. DOI: 10.1016/j.ecss.2016.03.004
- Karl D. M. (2014): Microbially mediated transformations of phosphorus in the sea: new views of an old cycle. *Annual Review of Marine Science* 6: 279–337. DOI: 10.1146/annurev-marine-010213-135046
- Karlson A. M. L., Nascimento F. J. A., Näslund J. & Elmgren R. (2010): Higher diversity of deposit-feeding macrofauna enhances phytodetritus processing. *Ecology* 91 (5): 1414–1423. DOI: 10.1890/09-0660.1
- Karlson A. M. L., Näslund J., Rydén S. B. & Elmgren R. (2011): Polychaete invader enhances resource utilization in a species-poor system. *Oecologia* 166 (4): 1055–1065. DOI: 10.1007/s00442-011-1936-x
- Karlson K., Rosenberg R. & Bonsdorff E. (2002): Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters: A review. *Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters: A review* 40: 427–489
- Karlson K., Bonsdorff E. & Rosenberg R. (2007): The impact of benthic macrofauna for nutrient fluxes from Baltic Sea sediments. *Ambio* 36 (2–3): 161–167. DOI: 10.1579/0044-7447(2007)36[161:tiobmf]2.0.co;2
- Karsten U., Kuriyama K., Hubener T. & Woelfel J. (2021): Benthic Diatoms on Sheltered Coastal Soft Bottoms (Baltic Sea)-Seasonal Community Production and Respiration. *Journal of Marine Science and Engineering* 9 (9). DOI: 10.3390/jmse9090949
- Kauppi L., Norkko J., Ikonen J. & Norkko A. (2017): Seasonal variability in ecosystem functions: quantifying the contribution of invasive species to nutrient cycling in coastal ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 572: 193–207. DOI: 10.3354/meps12171
- Kauppi L., Bernard G., Bastrop R., Norkko A. & Norkko J. (2018): Increasing densities of an invasive polychaete enhance bioturbation with variable effects on solute fluxes. *Scientific Reports* 8 (1): 7619. DOI: 10.1038/s41598-018-25989-2
- Kellermann A., Eskildsen K. & Frank B. (2006): The MINOS project: ecological assessments of possible impacts of offshore wind energy projects. In: H. von Nordheim, D. Boedeker & J. C. Krause (Hrsg.): *Progress in Marine Conservation in Europe: NATURA 2000 Sites in German Offshore Waters*. Springer. Berlin/Heidelberg: 239–248
- Kempf N. (1987): *Salzwiesen – geformt von Küstenschutz, Landwirtschaft oder Natur? Tagungsbericht; 20. und 21. August 1986 in Hamburg*. Umweltstiftung WWF-Deutschland. 476 S.
- Kenny A. J., Jenkins C., Wood D., Bolam S. G., Mitchell P., Scougal C. & Judd A. (2018): Assessing cumulative human activities, pressures, and impacts on North Sea benthic habitats using a biological traits approach. *ICES Journal of Marine Science* 75 (3): 1080–1092. DOI: 10.1093/icesjms/ fsx205
- Kesselring T., Viquerat S., Brehm R. & Siebert U. (2017): Coming of age: – Do female harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North Sea and Baltic Sea have sufficient time to reproduce in a human influenced environ-

- ment? PLOS ONE 12 (10): e0186951. DOI: 10.1371/journal.pone.0186951
- Kiehl K., Eischeid I., Gettner S. & Walter J. (1996): Impact of Different Sheep Grazing Intensities on Salt Marsh Vegetation in Northern Germany. *Journal of Vegetation Science* 7 (1): 99–106. DOI: 10.2307/3236421
- Kiesel J., Schuerch M., Christie E. K., Möller I., Spencer T. & Vafeidis A. T. (2020): Effective design of managed realignment schemes can reduce coastal flood risks. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 242: 106844. DOI: 10.1016/j.ecss.2020.106844
- Kiszka J.J., Heithaus M. R. & Wirsing A. J. (2015): Behavioural drivers of the ecological roles and importance of marine mammals. *Marine Ecology Progress Series* 523: 267–281. DOI: 10.3354/meps11180
- Klais R., Tamminen T., Kremp A., Spilling K. & Olli K. (2011): Decadal-Scale Changes of Dinoflagellates and Diatoms in the Anomalous Baltic Sea Spring Bloom. PLOS ONE 6 (6): e21567. DOI: 10.1371/journal.pone.0021567
- Kleefstra, Bregnballe T., Frikke J., Gnep B., Günther K., Hälterlein B., Hansen M. B., Koffijberg K., Meyer J., Reichert, Scheiffarth G. & Umland J. (2022a): Trends of waterbird populations in the Wadden Sea in comparison with flyway trends. In: van Roomen M., Citegetse G., Crowe O., Dodman T., Hagemeyer W., Meise K. & Schekkerman H. 2022 (eds). *East Atlantic Flyway Assessment 2020. The status of coastal waterbird populations and their sites. The status of coastal waterbird populations and their sites. Wadden Sea Flyway Initiative p/a CWSS, Wilhelmshaven, Germany, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands, BirdLife International, Cambridge, United Kingdom*
- Kleefstra R., Bregnballe T., Frikke J., Günther K., Hälterlein B., Hansen M. B., Hornman M., Ludwig J., Meyer J. & Scheiffarth (2022b): Trends of Migratory and Wintering Waterbirds in the Wadden Sea 1987/1988 – 2019/2020. *Common Wadden Sea Secretariat, Expert Group Migratory Birds. Wilhelmshaven*
- Kleefstra R., Bregnballe T., Frikke J., Günther K., Hälterlein B., Hansen M. B., Hornman M., Meyer J. & Scheiffarth (2022c): Migratory birds. In: *Wadden Sea Quality Status Report. Common Wadden Sea Secretariat*
- Klier J., Dellwig O., Leipe T., Jürgens K. & Herlemann D. P. R. (2018): Benthic Bacterial Community Composition in the Oligohaline-Marine Transition of Surface Sediments in the Baltic Sea Based on rRNA Analysis. *Frontiers in Microbiology* 9. DOI: 10.3389/fmicb.2018.00236
- Klopper S., Bostelmann A., Bregnballe T., Busch J. A., Buschbaum C., Deen K., Domnick A., Gutow L., Jensen K., Jepsen N., Luna S., Meise K., Teilmann J. & van Wezel A. (2022): *Wadden Sea Quality Status Report. Common Wadden Sea Secretariat. Wilhelmshaven, Germany*
- Klunder L., Lavaleye M. S. S., Filippidi A., van Bleijswijk J. D. L., Reichart G.-J., van der Veer H. W., Duineveld G. C. A. & Mienis F. (2020): Impact of an artificial structure on the benthic community composition in the southern North Sea: assessed by a morphological and molecular approach. *ICES Journal of Marine Science* 77 (3): 1167–1177. DOI: 10.1093/icesjms/fsy114
- Knefelkamp B., Eskildsen K., Hauswirth M., Heinicke K., Karez R., Kreutle A., Scheiffarth G., Schröder A., Witt J. & Czeck R. (2022): Der Zustand der Natura-2000-Schutzgüter in den deutschen Gewässern der Nordsee. *Natur und Landschaft* 2022, 18–27. DOI: 10.19217/nul2022-01-04
- Knoblauch D., Kiresiewa Z., Stuke F. & von Raggamby A. (2012): RADOST Akteursanalyse. Teil 2: Auswertung der Befragung von Akteuren aus Politik, Verwaltung und Zivilgesellschaft. RA:dOst (Regionale Anpassungsstrategien für die deutsche Ostseeküste). 84 S.
- Koffijberg K., Bregnballe T., Frikke J., Gnep B., Hälterlein B., Hansen M. B., Körber P., Reichert G., Umland J. & van der Meij T. (2020): *Breeding Birds in the Wadden Sea: Trends 1991–2017 and results of total counts in 2006 and 2012. Common Wadden Sea Secretariat, Joint Monitoring Group of Breeding Birds in the Wadden Sea. Wilhelmshaven, Germany*
- Könneke M., Bernhard A., de la Torre J., Walker C., Waterbury J. & Stahl D. (2005): Isolation of an autotrophic ammonia-oxidizing marine archaeon. *Nature* 437 (7058): 543–546. DOI: 10.1038/nature03911
- Kornmann P. (1952): Die Algenvegetation von List auf Sylt. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 4 (1): 55–61. DOI: 10.1007/BF02126102
- Kornmann P. & Sahling P. H. (1977): *Meeresalgen von Helgoland. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 29 (1): 1–289. DOI: 10.1007/BF01611137
- Korpinen S., Laamanen L., Bergström L., Nurmi M., Andersen J. H., Haapaniemi J., Harvey E. T., Murray C. J., Peterlin M., Kallenbach E., Klančnik K., Stein U., Tunesi L., Vaughan D. & Reker J. (2021): Combined effects of human pressures on Europe's marine ecosystems. *Ambio* 50 (7): 1325–1336. DOI: 10.1007/s13280-020-01482-x
- Koschinski S. (2001): Current knowledge on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea. *Ophelia* 55 (3): 167–197. DOI: 10.1080/00785326.2001.10409483
- Kownacka J., Busch S., Göbel J., Gromisz S., Hällfors H., Huseby S., Jaanus A., Jakobsen H.H., Johansen M., Johansson M., Liebeke N., Kobos J., Kraśniewski W., Kremp A., Lehtinen S. et al. (2022): Cyanobacteria biomass, 1990–2020. Information from the Phytoplankton Expert Group (PEG). *HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheet 2022*, 19 S.
- Kraan C., Dekinga A. & Piersma T. (2011): Now an empty mudflat: past and present benthic abundances in the western Dutch Wadden Sea. *Helgoland Marine Research* 65 (1): 51–58. DOI: 10.1007/s10152-010-0200-9
- Kramer M., Bleich S., Schückel S., Bildstein T., Schuchardt B., Dierschke V., Koschinski S. & Darr A. (2017): *Methodik der Managementplanung für die Schutzgebiete in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone der Nord- und Ostsee. Bundesamt für Naturschutz. 97 S.*
- Kratzer I. M. F., Stepputtis D., Santos J., Lütkefedder F., Stoltenberg A., Hartkens L., Schaber M., Kindt-Larsen L. & Larsen F. (2022): Angle-dependent acoustic reflectivity of gillnets and their modifications to reduce bycatch of odontocetes using sonar imaging. *Fisheries Research* 250: 106278. DOI: 10.1016/j.fishres.2022.106278
- Krause G., Budeus G., Gerdes D., Schaumann K. & Hesse K. (1986): *Frontal Systems in the German Bight and their*

- Physical and Biological Effects. In: J. C. J. Nihoul (Hrsg.): Elsevier Oceanography Series. Marine Interfaces Ecohydrodynamics. Elsevier: 119–140
- Krause J. C., Diesing M. & Arlt G. (2010): The Physical and Biological Impact of Sand Extraction: a Case Study of the Western Baltic Sea. *Journal of Coastal Research*. 215–226
- Krause J., Prowe F., Boley-Fleet K., Scheiffarth G., Abel C., Steitz M., Kramer M., Kruse M. & Südbeck P. (2022a): Kritische Betrachtung des aktuellen Managements der Meeresschutzgebiete in der deutschen Nordsee. Stand und Herausforderungen für die Zukunft. 2022 (97 / 1): 37–45 S1–9 S. DOI: 10.19217/nul2022-01-06
- Krause J., Schuchardt B., Boley-Fleet K., Scheiffarth G., Heinicke K., Olischläger J., Kruse M. & Südbeck P. (2022b): Die Meeresschutzgebiete der deutschen Nordsee – vom Wattenmeer bis in die ausschließliche Wirtschaftszone. *Natur und Landschaft* 2022 (97 / 1): 2–8 S1–7 S. DOI: 10.19217/nul2022-01-01
- Krause-Jensen D., Duarte C. M., Sand-Jensen K. & Carstensen J. (2021): Century-long records reveal shifting challenges to seagrass recovery. *Global Change Biology* 27 (3): 563–575. DOI: 10.1111/gcb.15440
- Kristensen L. D., Stenberg C., Støttrup J. G., Poulsen L., Christensen H., Dolmer P., Landes A., Røjbek M., Thorsen S., Holmer M., van Deurs M. & Grønkjær P. (2015): Establishment of blue mussel beds to enhance fish habitats. *Applied Ecology and Environmental Research* 13: 783–798. DOI: 10.15666/aer/1303_783798
- Kröncke I., Stoeck T., Wieking G. & Palojärvi A. (2004): Relationship between structural and functional aspects of microbial and macrofaunal communities in different areas of the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 282: 13–31. DOI: 10.3354/meps282013
- Kröncke I. (2011): Changes in Dogger Bank macrofauna communities in the 20th century caused by fishing and climate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94 (3): 234–245. DOI: 10.1016/j.ecss.2011.06.015
- Kröncke I., Reiss H. & Dippner J. W. (2013): Effects of cold winters and regime shifts on macrofauna communities in shallow coastal regions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 119: 79–90. DOI: 10.1016/j.ecss.2012.12.024
- Krone R., Gutow L., Joschko T. J. & Schröder A. (2013): Epifauna dynamics at an offshore foundation – Implications of future wind power farming in the North Sea. *Marine Environmental Research* 85: 1–12. DOI: 10.1016/j.marenvres.2012.12.004
- Kuczynski L., Ontiveros V. J. & Hillebrand H. (2023): Biodiversity time series are biased towards increasing species richness in changing environments. *Nature Ecology & Evolution*. 1–8. DOI: 10.1038/s41559-023-02078-w
- Kühn B., Taylor M. H. & Kempf A. (2021): Using machine learning to link spatiotemporal information to biological processes in the ocean: a case study for North Sea cod recruitment. *Marine Ecology Progress Series* 664: 1–22. DOI: 10.3354/meps13689
- Kühn S., van Franeker J. A., O'Donoghue A. M., Swiers A., Starkenburg M., van Werven B., Foekema E., Hermsen E., Egelkraut-Holtus M. & Lindeboom H. (2020): Details of plastic ingestion and fibre contamination in North Sea fishes. *Environmental Pollution* 257: 113569. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113569
- Kuliński K., Rehder G., Asmala E., Bartosova A., Carstensen J., Gustafsson B., Hall P. O. J., Humborg C., Jilbert T., Jürgens K., Meier H. E. M., Müller-Karulis B., Naumann M., Olesen J. E., Savchuk O. et al. (2022): Biogeochemical functioning of the Baltic Sea. *Earth System Dynamics* 13 (1): 633–685. DOI: 10.5194/esd-13-633-2022
- Kuosa H., Fleming-Lehtinen V., Lehtinen S., Lehtiniemi M., Nygård H., Raateoja M., Raitaniemi J., Tuimala J., Uusitalo L. & Suikkanen S. (2017): A retrospective view of the development of the Gulf of Bothnia ecosystem. *Journal of Marine Systems* 167: 78–92. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2016.11.020
- Kuriyama K., Grundling-Pfaff S., Diehl N., Woelfel J. & Karsten U. (2021): Microphytobenthic primary production on exposed coastal sandy sediments of the Southern Baltic Sea using ex situ sediment cores and oxygen optodes. *OCEANOLOGIA* 63 (2): 247–260. DOI: 10.1016/j.oceano.2021.02.002
- Kuriyama K., Heesch S., Karsten U. & Schumann R. (2023): Benthic diatom diversity in a turbid brackish lagoon of the Baltic Sea. *Phycologia* 62 (2): 164–178. DOI: 10.1080/00318884.2022.2151288
- Lacey N. C. & Hayes P. (2020): Epifauna associated with sub-sea pipelines in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 77 (3): 1137–1147. DOI: 10.1093/icesjms/fsy196
- Lackschewitz D., Reise K., Buschbaum C. & Karez R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. Juli 2014. LLUR SH. Kiel. 216 S.
- Lackschewitz D., Reise K., Buschbaum C. & Karez R. (2022): Neobiota der deutschen Nord- und Ostseeküste: Eingeschleppte Arten in deutschen Küstengewässern. LLUR SH Gewässer. Kiel. 394 S.
- Lakemeyer J., Lehnert K., Woelfing B., Pawliczka I., Silts M., Dähne M., Vietinghoff V. von, Wohlsein P. & Siebert U. (2020): Pathological findings in North Sea and Baltic grey seal and harbour seal intestines associated with acanthocephalan infections. *Diseases of Aquatic Organisms* 138: 97–110. DOI: 10.3354/dao03440
- Lange G., Bininda-Emonds O. R. P., Hillebrand H., Meier D., Moorthi S. D., Schmitt J. A., Zielinski O. & Kröncke I. (2020): Elevation gradient affects the development of macrozoobenthic communities in the Wadden Sea: A field experiment with artificial islands. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 523: 151268. DOI: 10.1016/j.jembe.2019.151268
- Langley J. A., McKee K. L., Cahoon D. R., Cherry J. A. & Megonigal J. P. (2009): Elevated CO₂ stimulates marsh elevation gain, counterbalancing sea-level rise. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 (15): 6182–6186. DOI: 10.1073/pnas.0807695106
- Laursen K., Blew J., Eskildsen, Günther K., Hälterlein B., Kleefstra, Lüerßen G., Potel P. & Schrader S. (2010): Migratory Waterbirds in the Wadden Sea 1987–2008. Common Wadden Sea Secretariat, Joint Monitoring Group of

- Migratory Birds in the Wadden Sea. Wilhelmshaven, Germany
- Laursen K. & Møller A. P. (2014): Long-Term Changes in Nutrients and Mussel Stocks Are Related to Numbers of Breeding Eiders *Somateria mollissima* at a Large Baltic Colony. *PLOS ONE* 9 (4): e95851. DOI: 10.1371/journal.pone.0095851
- Laursen K., Bregnballe T., Kleefstra R., Frikke J., Günther K., Hornman M., Pedersen C. L., Blew J. & Pape Møller A. (2023): Regime shift and changes in sediment morphology driven by sea level rise affect abundance of migratory waders. *Journal of Ornithology* 164 (3): 573–582. DOI: 10.1007/s10336-023-02056-w
- LAWA (2020): LAWA-BLANO Maßnahmenkatalog (WRRL, HWRMRL, MSRL). LAWA Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. 60 S.
- Ledoux L., Cornell S., O’Riordan T., Harvey R. & Banyard L. (2005): Towards sustainable flood and coastal management: identifying drivers of, and obstacles to, managed realignment. *Land Use Policy* 22 (2): 129–144. DOI: 10.1016/j.landusepol.2004.03.001
- Lehnert K., Weirup L., Harding K. C., Härkönen T., Karlsson O. & Teilmann J. (2017): Antarctic seals: Molecular biomarkers as indicators for pollutant exposure, health effects and diet. *Science of The Total Environment* 599–600: 1693–1704. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.224
- Lemke A., Lunau M., Stone J., Dellwig O. & Simon M. (2009): Spatio-temporal dynamics of suspended matter properties and bacterial communities in the back-barrier tidal flat system of Spiekeroog Island. *Ocean Dynamics* 59 (2): 277–290. DOI: 10.1007/s10236-009-0190-9
- Lenoir J., Bertrand R., Comte L., Bourgeaud L., Hattab T., Murienne J. & Grenouillet G. (2020): Species better track climate warming in the oceans than on land. *Nature Ecology & Evolution* 4 (8): 1044–1059. DOI: 10.1038/s41559-020-1198-2
- Leopold M. F., Begeman L., Heße E., van der Hiele J., Hiemstra S., Keijl G., Meesters E. H., Mielke L., Verheyen D. & Gröne A. (2015): Porpoises: From predators to prey. *Journal of Sea Research* 97: 14–23. DOI: 10.1016/j.seares.2014.12.005
- Leppäkoski E., Gollasch S., Gruszka P., Ojaveer H., Olein S. & Panov V. (2002): The Baltic – A sea of invaders. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1175–1188. DOI: 10.1139/f02-089
- Liquete C., Piroddi C., Drakou E., Gurney L., Katsanevakis S., Charef A. & Egoh B. (2013): Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review. *PLOS ONE* 8 (7). DOI: 10.1371/journal.pone.0067737
- Lodder Q. J., Wang Z. B., Elias E. P. L., van der Spek A. J. F., de Looft H. & Townend I. H. (2019): Future Response of the Wadden Sea Tidal Basins to Relative Sea-Level rise—An Aggregated Modelling Approach. *Water* 11 (10): 2198. DOI: 10.3390/w1102198
- Lotze H. K. (2007): Rise and fall of fishing and marine resource use in the Wadden Sea, southern North Sea. *Fisheries Research* 87 (2): 208–218. DOI: 10.1016/j.fishres.2006.12.009
- Lusher A., Hollman P. & Mendoza J. (2017): Microplastics in fisheries and aquaculture: Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper Nr. 615. 148 S.
- van der Maarel E. & van der Maarel-Versluys M. (1996): Distribution and conservation status of littoral vascular plant species along the European coasts. *Journal of Coastal Conservation* 2 (1): 73–92. DOI: 10.1007/BF02743039
- MacDonald M. A., de Ruyck C., Field R. H., Bedford A. & Bradbury R. B. (2020): Benefits of coastal managed realignment for society: Evidence from ecosystem service assessments in two UK regions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 244: 105609. DOI: 10.1016/j.ecss.2017.09.007
- Mackenzie B. R., Gislason H., Möllmann C. & Köster F. W. (2007): Impact of 21st century climate change on the Baltic Sea fish community and fisheries. *Global Change Biology* 13 (7): 1348–1367. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2007.01369.x
- Madden F. & McQuinn B. (2014): Conservation’s blind spot: The case for conflict transformation in wildlife conservation. *Biological Conservation* 178: 97–106. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.07.015
- Mäkinen K., Vuorinen I. & Hänninen J. (2017): Climate-induced hydrography change favours small-bodied zooplankton in a coastal ecosystem. *Hydrobiologia* 792 (1): 83–96. DOI: 10.1007/s10750-016-3046-6
- Maltby J., Steinle L., Löscher C., Bange H. W., Fischer M. A., Schmidt M. & Treude T. (2018): Microbial methanogenesis in the sulfate-reducing zone of sediments in the Eckernförde Bay, SW Baltic Sea. *Biogeosciences (BG)* 15: 137–157. DOI: 10.5194/bg-15-137-2018
- Malzahn A. M. & Boersma M. (2012): Effects of poor food quality on copepod growth are dose dependent and non-reversible. *Oikos* 121 (9): 1408–1416. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2011.20186.x
- Marchowski D., Jankowiak L., Lawicki L., Wysocki D. & Chylarecki P. (2020): Fishery bycatch is among the most important threats to the European population of Greater Scaup *Aythya marila*. *Bird Conservation International* 30 (2): 176–193. DOI: 10.1017/S0959270919000492
- Marjoribanks T. I., Lague D., Hardy R. J., Boothroyd R. J., Leroux J., Mony C. & Puijalon S. (2019): Flexural Rigidity and Shoot Reconfiguration Determine Wake Length Behind Saltmarsh Vegetation Patches. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* 124 (8): 2176–2196. DOI: 10.1029/2019JF005012
- Markert A., Wehrmann A. & Kröncke I. (2010): Recently established *Crassostrea*-reefs versus native *Mytilus*-beds: differences in ecosystem engineering affects the macrofaunal communities (Wadden Sea of Lower Saxony, southern German Bight). *Biological Invasions* 12 (1): 15–32. DOI: 10.1007/s10530-009-9425-4
- Markones N. & Garthe S. (2011): Monitoring von Seevögeln im Offshore-Bereich der schleswig-holsteinischen Nordsee im Rahmen von NATURA 2000 in den Jahren 2004 bis 2009. *Corax* 22, 11–50

- Martens P. & van Beusekom J. E. E. (2008): Zooplankton response to a warmer northern Wadden Sea. *Helgoland Marine Research* 62 (1): 67–75. DOI: 10.1007/s10152-007-0097-0
- Maser E. & Strehse J. S. (2020): »Don't Blast«: blast-in-place (BiP) operations of dumped World War munitions in the oceans significantly increase hazards to the environment and the human seafood consumer. *Archives of Toxicology* 94 (6): 1941–1953. DOI: 10.1007/s00204-020-02743-0
- Mathieson S., Cattrijsse A., Costa M. J., Drake P., Elliott M., Gardner J. & Marchand J. (2000): Fish assemblages of European tidal marshes: a comparison based on species, families and functional guilds. *Marine Ecology Progress Series* 204: 225–242. DOI: 10.3354/meps204225
- Matthiessen B. & Hillebrand H. (2006): Dispersal frequency affects local biomass production by controlling local diversity. *Ecology Letters* 9 (6): 652–662. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00916.x
- Maureaud A., Hodapp D., van Denderen P. D., Hillebrand H., Gislason H., Spaanheden Dencker T., Beukhof E. & Lindegren M. (2019): Biodiversity – ecosystem functioning relationships in fish communities: biomass is related to evenness and the environment, not to species richness. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286 (1906): 20191189. DOI: 10.1098/rspb.2019.1189
- McLaverty C., Eigaard O. R., Dinesen G. E., Gislason H., Kokkalis A., Erichsen A. C. & Petersen J. K. (2020): High-resolution fisheries data reveal effects of bivalve dredging on benthic communities in stressed coastal systems. *Marine Ecology – Progress Series* 642: 21–38. DOI: 10.3354/meps13330
- McLean M., Mouillot D., Maureaud A. A., Hattab T., MacNeil M. A., Goberville E., Lindegren M., Engelhard G., Pinsky M. & Auber A. (2021): Disentangling tropicalization and deborealization in marine ecosystems under climate change. *Current Biology* 31 (21): 4817–4823. e5. DOI: 10.1016/j.cub.2021.08.034
- Meier H. E. M., Kniebusch M., Dieterich C., Gröger M., Zorita E., Elmgren R., Myrberg K., Ahola M. P., Bartosova A., Bonsdorff E., Börgel F., Capell R., Carlén I., Carlund T., Carstensen J. et al. (2022): Climate change in the Baltic Sea region: a summary. *Earth System Dynamics* 13 (1): 457–593. DOI: 10.5194/esd-13-457-2022
- Meinig H., Boye P., Dähne M., Hutterer R. & Lang J. (2020): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* Heft 170 (2). BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Münster. 73 S. DOI: 10.19213/972172
- MELUND – Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein (2022): Generalplan Küstenschutz des Landes Schleswig-Holstein. Fortschreibung 2022. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein. Kiel. 109 S.
- Mendel B., Schwemmer P., Peschko V., Müller S., Schwemmer H., Mercker M. & Garthe S. (2019): Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia spp.*). *Journal of Environmental Management* 231: 429–438. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.10.053
- Mengis N., Kalhori A., Simon S., Harpprecht C., Baetcke L., Prats-Salvado E., Schmidt-Hattenberger C., Stevenson A., Dold C., El Zohbi J., Borchers M., Thrän D., Korte K., Gaweel E., Dolch T. et al. (2022): Net-Zero CO₂ Germany—A Retrospect From the Year 2050. *Earth's Future* 10 (2): e2021EF002324. DOI: 10.1029/2021EF002324
- Merz E., Dick G. J., de Beer D., Grim S., Hübener T., Littmann S., Olsen K., Stuart D., Lavik G., Marchant H. K. & Klatt J. M. (2021): Nitrate respiration and diel migration patterns of diatoms are linked in sediments underneath a microbial mat. *Environmental Microbiology* 23 (3): 1422–1435. DOI: 10.1111/1462-2920.15345
- Meunier C. L., Alvarez-Fernandez S., Cunha-Dupont A. Ö., Geisen C., Malzahn A. M., Boersma M. & Wiltshire K. H. (2018): The craving for phosphorus in heterotrophic dinoflagellates and its potential implications for biogeochemical cycles. *Limnology and Oceanography* 63 (4): 1774–1784. DOI: 10.1002/lno.10807
- Meyer J., Kröncke I., Bartholomä A., Dippner J. W. & Schüchel U. (2016): Long-term changes in species composition of demersal fish and epibenthic species in the Jade area (German Wadden Sea/Southern North Sea) since 1972. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 181: 284–293. DOI: 10.1016/j.ecss.2016.08.047
- Meyer J., Nehmer P., Moll A. & Kröncke I. (2018): Shifting south-eastern North Sea macrofauna community structure since 1986: A response to de-eutrophication and regionally decreasing food supply? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 213: 115–127. DOI: 10.1016/j.ecss.2018.08.010
- Meyer J., Kröncke I., Bartholomä A., Heckroth M. & Scheiffarth G. (2021): Small-Scale and Long-Term Variability in Population Dynamics of the Cockle *Cerastoderma edule* in a Southern North Sea Tidal Flat System. *Frontiers in Marine Science* 8: 698467. DOI: 10.3389/fmars.2021.698467
- Meyer M., Ott D., Götze P., Koch H.-J. & Scherber C. (2019): Crop identity and memory effects on aboveground arthropods in a long-term crop rotation experiment. *Ecology and Evolution* 9 (12): 7307–7323. DOI: 10.1002/ece3.5302
- Meyer T., Berg T. & Fürhaupter K. (2009): Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie-Referenz-Artenlisten, Bewertungsmodell und Monitoring. Universität Rostock, Institut für Aquatische Ökologie
- Meyerjürgens J., Ricker M., Aden C., Albinus M., Barrelet J., Freund H., Hahner F., Lettmann K. A., Mose I., Schaal P., Schöneich-Argent R. I., Stanev E. V., Wolff J.-O., Zielinski O. & Badewien T. H. (2023): Sources, pathways, and abatement strategies of macroplastic pollution: an interdisciplinary approach for the southern North Sea. *Frontiers in Marine Science* 10. DOI: 10.3389/fmars.2023.1148714
- Mielck F., Michaelis R., Hass H. C., Hertel S., Ganal C. & Armonies W. (2021): Persistent effects of sand extraction on habitats and associated benthic communities in the German Bight. *Biogeosciences* 18 (12): 3565–3577. DOI: 10.5194/bg-18-3565-2021

- Mikkelsen L., Johnson M., Wisniewska D. M., van Neer A., Siebert U., Madsen P. T. & Teilmann J. (2019): Long-term sound and movement recording tags to study natural behavior and reaction to ship noise of seals. *Ecology and Evolution* 9 (5): 2588–2601. DOI: 10.1002/ece3.4923
- Miller A., Hedman J. E., Nyberg E., Haglund P., Cousins I. T., Wiberg K. & Bignert A. (2013): Temporal trends in dioxins (polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofurans) and dioxin-like polychlorinated biphenyls in Baltic herring (*Clupea harengus*). *Marine Pollution Bulletin* 73 (1): 220–230. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.05.015
- Minden V. & Kleyer M. (2015): Ecosystem multifunctionality of coastal marshes is determined by key plant traits. *Journal of Vegetation Science* 26 (4): 651–662. DOI: 10.1111/jvs.12276
- Mohrholz V., Naumann M., Nausch G., Krüger S. & Gräwe U. (2015): Fresh oxygen for the Baltic Sea – An exceptional saline inflow after a decade of stagnation. *Journal of Marine Systems* 148: 152–166. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2015.03.005
- Moll D., Kotterba P., von Nordheim L. & Polte P. (2018): Storm-Induced Atlantic Herring (*Clupea harengus*) Egg Mortality in Baltic Sea Inshore Spawning Areas. *Estuaries and coasts* 41 (1): 1–12. DOI: 10.1007/s12237-017-0259-5
- Möller I. (2006): Quantifying saltmarsh vegetation and its effect on wave height dissipation: Results from a UK East coast saltmarsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69 (3): 337–351. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.05.003
- Möller I., Kudella M., Rupprecht F., Spencer T., Paul M., van Wesenbeeck B. K., Wolters G., Jensen K., Bouma T. J., Miranda-Lange M. & Schimmels S. (2014): Wave attenuation over coastal salt marshes under storm surge conditions. *Nature Geoscience* 7: 727–731. DOI: 10.1038/ngeo2251
- Möllmann C., Cormon X., Funk S., Otto S. A., Schmidt J. O., Schwermer H., Sguotti C., Voss R. & Quaas M. (2021): Tipping point realized in cod fishery. *Scientific Reports* 11 (1): 14259. DOI: 10.1038/s41598-021-93843-z
- Mondre A. & Kuhn A. (2017): Ocean Governance In: Meere und Ozeane. *Aus Politik und Zeitgeschichte (APuZ)* 67: 4–9
- Montero-Serra I., Edwards M. & Genner M. J. (2015): Warming shelf seas drive the subtropicalization of European pelagic fish communities. *Global Change Biology* 21 (1): 144–153. DOI: 10.1111/gcb.12747
- Mooney T. A., Di Iorio L., Lammers M., Lin T.-H., Nedelec S. L., Parsons M., Radford C., Urban E. & Stanley J. (2020): Listening forward: approaching marine biodiversity assessments using acoustic methods. *Royal Society Open Science* 7 (8): 201287. DOI: 10.1098/rsos.201287
- Moore S. E. (2008): Marine Mammals as Ecosystem Sentinels. *Journal of Mammalogy* 89 (3): 534–540. DOI: 10.1644/07-MAMM-S-312.R1.1
- Morelli F., Laursen K., Svitok M., Benedetti Y. & Møller A. P. (2021): Eiders, nutrients and eagles: Bottom-up and top-down population dynamics in a marine bird. *Journal of Animal Ecology* 90 (8): 1844–1853. DOI: 10.1111/1365-2656.13498
- Morys C., Powilleit M. & Forster S. (2017): Bioturbation in relation to the depth distribution of macrozoobenthos in the southwestern Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 579: 19–36. DOI: 10.3354/meps12236
- Mossakowski D. (2023): De-embankments at the North Sea and the Baltic Sea Coasts. In: D. Mossakowski & U. Irmmler (Hrsg.): *Terrestrial Coastal Ecosystems in Germany and Climate Change. Ecological Studies. Springer International Publishing. Cham: 365–388*
- Mudd S. M., D’Alpaos A. & Morris J. T. (2010): How does vegetation affect sedimentation on tidal marshes? Investigating particle capture and hydrodynamic controls on biologically mediated sedimentation. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* 115 (F3). DOI: 10.1029/2009JF001566
- Mueller P., Ladiges N., Jack A., Schmiiedl G., Kutzbach L., Jensen K. & Nolte S. (2019): Assessing the long-term carbon-sequestration potential of the semi-natural salt marshes in the European Wadden Sea. *Ecosphere* 10 (1): e02556. DOI: 10.1002/ecs2.2556
- Munkes B., Loptien U. & Dietze H. (2021): Cyanobacteria blooms in the Baltic Sea: a review of models and facts. *Biogeosciences* 18 (7): 2347–2378. DOI: 10.5194/bg-18-2347-2021
- Nachtsheim D., Unger B., Ramírez Martínez N., Schmidt B., Gilles A. & Siebert U. (2020): Monitoring of marine mammals in the German North and Baltic Sea in 2019 – Visual monitoring of harbour porpoises. Monitoring report for the German Federal Agency for Nature Conservation. BfN
- Nachtsheim D. A., Viquerat S., Ramírez-Martínez N. C., Unger B., Siebert U. & Gilles A. (2021): Small Cetacean in a Human High-Use Area: Trends in Harbor Porpoise Abundance in the North Sea Over Two Decades. *Frontiers in Marine Science* 7. DOI: 10.3389/fmars.2020.606609
- Nachtsheim D. A., Johnson M., Schaffeld T., van Neer A., Madsen P. T., Findlay C. R., Rojano-Doñate L., Teilmann J., Mikkelsen L., Baltzer J., Ruser A., Siebert U. & Schnitzler J. G. (2023): Vessel noise exposures of harbour seals from the Wadden Sea. *Scientific Reports* 13 (1): 6187. DOI: 10.1038/s41598-023-33283-z
- Nagelkerken I. & Connell S. D. (2022): Ocean acidification drives global reshuffling of ecological communities. *Global Change Biology* 28 (23): 7038–7048. DOI: 10.1111/gcb.16410
- Nalmpanti M., Chrysafi A., Meeuwig J. J. & Tsikliras A. C. (2023): Monitoring marine fishes using underwater video techniques in the Mediterranean Sea. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 33 (4): 1291–1310. DOI: 10.1007/s11160-023-09799-y
- van Neer A., Jensen L. F. & Siebert U. (2015): Grey seal (*Halichoerus grypus*) predation on harbour seals (*Phoca vitulina*) on the island of Helgoland, Germany. *Journal of Sea Research* 97: 1–4. DOI: 10.1016/j.seares.2014.11.006
- van Neer A., Gross S., Kesselring T., Wohlsein P., Leitzen E. & Siebert U. (2019): Behavioural and pathological insights into a case of active cannibalism by a grey seal (*Halichoerus grypus*) on Helgoland, Germany. *Journal of Sea Research* 148–149: 12–16. DOI: 10.1016/j.seares.2019.03.004
- van Neer A., Gross S., Kesselring T., Grilo M. L., Ludes-Wehrmeister E., Roncon G. & Siebert U. (2020): Assessing harbour porpoise carcasses potentially subjected to grey seal

- predation. *Scientific Reports* 10 (1): 16345. DOI: 10.1038/s41598-020-73258-y
- van Neer A., Nachtsheim D., Siebert U. & Taupp T. (2023): Movements and spatial usage of harbour seals in the Elbe estuary in Germany. *Scientific Reports* 13 (1): 6630. DOI: 10.1038/s41598-023-33594-1
- Nehring S. (2000): Long-term changes in Prosobranchia (Gastropoda) abundances on the German North Sea coast: the role of the anti-fouling biocide tributyltin. *Journal of Sea Research* 43 (2): 151–165. DOI: 10.1016/S1385-1101(00)00011-3
- Neuhaus R., Stelter T. & Kiehl K. (1999): Sedimentation in salt marshes affected by grazing regime, topographical patterns and regional differences. *Senckenbergiana maritima* 29 (1): 113–116. DOI: 10.1007/BF03043134
- Neumann A., van Beusekom J., Eisele A., Emeis K., Friedrich J., Kroncke I., Logemann E., Meyer J., Naderipour C., Schuckel U., Wrede A. & Zettler M. (2021): Macrofauna as a major driver of benthic-pelagic exchange in the southern North Sea. *Limnology And Oceanography* 66 (6): 2203–2217. DOI: 10.1002/lno.11748
- Neumann B., Unger S. & Visbeck M. (2018): Die Ozeane im Kontext der 2030-Agenda. *Vereinte Nationen: German Review on the United Nations* 66 (4): 147–153
- Neumann H., Reiss H., Ehrich S., Sell A., Panten K., Kloppmann M., Wilhelms I. & Kröncke I. (2013): Benthos and demersal fish habitats in the German Exclusive Economic Zone (EEZ) of the North Sea. *Helgoland Marine Research* 67 (3): 445–459. DOI: 10.1007/s10152-012-0334-z
- Neumann H., Schneider M. & Haslob. Holger (2022): Die Rückkehr der Seepferdchen? Eine Spurensuche an der ostfriesischen Küste mit Bürgerbeteiligung. *Natur- und Umweltschutz* 21 (1):
- Neumeier U. & Amos C. L. (2006): The influence of vegetation on turbulence and flow velocities in European salt-marshes. *Sedimentology* 53 (2): 259–277. DOI: 10.1111/j.1365-3091.2006.00772.x
- Niedringhaus R., Haeseler V. & Janiesch P. (2008): Die Flora und Fauna der Ostfriesischen Inseln. Wilhelmshaven, Germany. 1 S.
- Nielsen T., Wahlberg M., Heikillä S., Jensen M., Faxe Sabinsky P. & Dabelsteen T. (2012): Swimming patterns of wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) show detection and avoidance of gill nets at very long ranges. *Marine Ecology – Progress Series* 453: 241–248. DOI: 10.3354/meps09630
- Nilsson M., Chisholm E., Griggs D., Howden-Chapman P., McCollum D., Messerli P., Neumann B., Stevance A.-S., Visbeck M. & Stafford-Smith M. (2018): Mapping interactions between the sustainable development goals: lessons learned and ways forward. *Sustainability Science* 13 (6): 1489–1503. DOI: 10.1007/s11625-018-0604-z
- NLWKN – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2021): Masterplan Hochwasserschutz. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Norden
- von Nordheim H., Krause J., Merck T. & Boedeker D. (2017): Herausforderung Meeresnaturschutz. Die Abteilung Meeresnaturschutz II 5 des BfN. Bundesministerium für Naturschutz. 39 S.
- von Nordheim L., Kotterba P., Moll D. & Polte P. (2020): Lethal effect of filamentous algal blooms on Atlantic herring (*Clupea harengus*) eggs in the Baltic Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30 (7): 1362–1372. DOI: 10.1002/aqc.3329
- Norkko J., Reed D. C., Timmermann K., Norkko A., Gustafsson B. G., Bonsdorff E., Slomp C. P., Carstensen J. & Conley D. J. (2012): A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species. *Global Change Biology* 18 (2): 422–434. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02513.x
- Norkko J., Pilditch C. A., Gammal J., Rosenberg R., Enemar A., Magnusson M., Granberg M. E., Lindgren J. F., Agrenius S. & Norkko A. (2019): Ecosystem functioning along gradients of increasing hypoxia and changing soft-sediment community types. *Journal of Sea Research* 153: 101781. DOI: 10.1016/j.seares.2019.101781
- Norling K., Rosenberg R., Hulth S., Gremare A. & Bonsdorff E. (2007): Importance of functional biodiversity and species-specific traits of benthic fauna for ecosystem functions in marine sediment. *Marine Ecology Progress Series* 332: 11–23. DOI: 10.3354/meps332011
- Norling P. & Kautsky N. (2007): Structural and functional effects of *Mytilus edulis* on diversity of associated species and ecosystem functioning. *Marine Ecology Progress Series* 351: 163–175. DOI: 10.3354/meps07033
- Nyman J. A., Walters R. J., Delaune R. D. & Patrick W. H. (2006): Marsh vertical accretion via vegetative growth. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69 (3): 370–380. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.05.041
- Nyman M., Koistinen J., Fant M. L., Vartiainen T. & Helle E. (2002): Current levels of DDT, PCB and trace elements in the Baltic ringed seals (*Phoca hispida baltica*) and grey seals (*Halichoerus grypus*). *Environmental Pollution* 119 (3): 399–412. DOI: 10.1016/S0269-7491(01)00339-6
- Klausnitzer B. (2011): Stresemann – Exkursionsfauna von Deutschland. Band 2: Wirbellose: Insekten. 11. Aufl. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg. 978 S.
- Klausnitzer B. (2019): Stresemann – Exkursionsfauna von Deutschland. Band 1: Wirbellose (ohne Insekten). 9. Aufl. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg. 750 S.
- O'Brien C. M., Fox C. J., Planque B. & Casey J. (2000): Climate variability and North Sea cod. *Nature* 404 (6774): 142–142. DOI: 10.1038/35004654
- Oehlmann J., Bauer B., Minchin D., Schulte-Oehlmann U., Fioroni P. & Markert B. (1998): Imposen in *Nucella lapillus* and intersex in *Littorina littorea*: interspecific comparison of two TBT-induced effects and their geographical uniformity. In: R. M. O'Riordan, G. M. Burnell, M. S. Davies & N. F. Ramsay (Hrsg.): *Aspects of Littorinid Biology*. Springer Netherlands. Dordrecht: 199–213
- Oosterwind D., Bobowski B. T., Brunsch A., Laptikhovskiy V., Van Hal R., Sell A. F. & Pierce G. J. (2020): First evidence of a new spawning stock of *Illex coindetii* in the North Sea (NE-Atlantic). *Fisheries Research* 221: 105384. DOI: 10.1016/j.fishres.2019.105384
- Oosterwind D., Barrett C. J., Sell A. F., Núñez-Riboni I., Kloppmann M., Piatkowski U., Wieland K. & Laptikhovskiy V.

- (2022): Climate change-related changes in cephalopod biodiversity on the North East Atlantic Shelf. *Biodiversity and Conservation* 31 (5): 1491–1518. DOI: 10.1007/s10531-022-02403-y
- Oesterwind D. & Piatkowski U. (2023): Stomach content analysis of North Sea cephalopods: often-overlooked predators with direct impact on commercially used fish species? *Marine Biology* 170 (8): 101. DOI: 10.1007/s00227-023-04236-x
- Ogonowski M., Wenman V., Barth A., Hamacher-Barth E., Danielsson S. & Gorokhova E. (2019): Microplastic Intake, Its Biotic Drivers, and Hydrophobic Organic Contaminant Levels in the Baltic Herring. *Frontiers in Environmental Science* 7. DOI: 10.3389/fenvs.2019.00134
- Ohnesorge A., John U., Taudien S., Neuhaus S., Kuczynski L. & Laakmann S.: Capturing drifting species and molecules—Lessons learned from integrated approaches to assess marine metazoan diversity in highly dynamic waters. *Environmental DNA* n/a (n/a). DOI: 10.1002/edn3.478
- Ojaveer E., Lumberg A. & Ojaveer H. (1998): Highlights of zooplankton dynamics in Estonian waters (Baltic Sea). *ICES Journal of Marine Science* 55 (4): 748–755. DOI: 10.1006/jmsc.1998.0393
- Ojaveer H., Jaanus A., MacKenzie B., Martin G., Olenin S., Radziejewska T., Telesh I., Zettler M. & Zaiko A. (2010): Status of Biodiversity in the Baltic Sea. *PLOS ONE* 5 (9). DOI: 10.1371/journal.pone.0012467
- Olf H., De Leeuw J., Bakker J.P., Platerink R.J. & van Wijnen H.J. (1997): Vegetation Succession and Herbivory in a Salt Marsh: Changes Induced by Sea Level Rise and Silt Deposition Along an Elevational Gradient. *Journal of Ecology* 85 (6): 799–814. DOI: 10.2307/2960603
- Oliver E. C. J., Donat M. G., Burrows M. T., Moore P. J., Smale D. A., Alexander L. V., Benthuisen J. A., Feng M., Sen Gupta A., Hobday A. J., Holbrook N. J., Perkins-Kirkpatrick S. E., Scannell H. A., Straub S. C. & Wernberg T. (2018): Longer and more frequent marine heatwaves over the past century. *Nature Communications* 9 (1): 1324. DOI: 10.1038/s41467-018-03732-9
- Olofsson M., Suikkanen S., Kobos J., Wasmund N. & Karlson B. (2020): Basin-specific changes in filamentous cyanobacteria community composition across four decades in the Baltic Sea. *Climate change and harmful algal blooms* 91: 101685. DOI: 10.1016/j.hal.2019.101685
- Olsen M. T., Andersen L. W., Dietz R., Teilmann J., Härkönen T. & Siegismund H. R. (2014): Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbour seal (*Phoca vitulina*) populations and management units. *Molecular Ecology* 23 (4): 815–831. DOI: 10.1111/mec.12644
- Oost A. P., Winter C., Vos P., Bungenstock F., Schrijvershof R., Röbbke B., Bartholdy J., Hofstede J., Wurpts A. & Wehrmann A. (2017): Wadden Sea Quality Status Report – Geomorphology. Common Wadden Sea Secretariat
- Opitz S., Hoffmann J., Quaas M., Matz-Lück N., Binohlan C. & Froese R. (2016): Assessment of MSC-certified fish stocks in the Northeast Atlantic. *Marine Policy* 71: 10–14. DOI: 10.1016/j.marpol.2016.05.003
- Oppenheimer M., Glavovic B. C., Hinkel J., van der Wal R., Magnan A. K., Abd-Elgawad A., Cai R., Cifuentes-Jara M., DeConto R. M., Gosh T., Hay J., Isla F., Marzeion B., Meysignac B. & Sebesvari Z. (2019): Sea Level Rise and Implications for Low-Lying Islands, Coasts and Communities. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate
- Orellana L. H., Ben Francis T., Krüger K., Teeling H., Müller M.-C., Fuchs B. M., Konstantinidis K. T. & Amann R. I. (2019): Niche differentiation among annually recurrent coastal Marine Group II Euryarchaeota. *The ISME Journal* 13 (12): 3024–3036. DOI: 10.1038/s41396-019-0491-z
- Osinga N., Pen I., Haes H. A. U. de & Brakefield P.M. (2012): Evidence for a progressively earlier pupping season of the common seal (*Phoca vitulina*) in the Wadden Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92 (8): 1663–1668. DOI: 10.1017/S0025315411000592
- OSPAR (2017): 2016 Status Report on the OSPAR Network of Marine Protected Areas. OSPAR Commission. London, UK
- Pajares S. & Ramos R. (2019): Processes and Microorganisms Involved in the Marine Nitrogen Cycle: Knowledge and Gaps. *Frontiers in Marine Science* 6. DOI: 10.3389/fmars.2019.00739
- Palialexis A., Connor D., Damalas D., Gonzalvo J., Micu D., Mitchel I., Korpinen S., Rees A. & Somma F. (2019): Indicators for status assessment of species, relevant to MSFD Biodiversity Descriptor: Identifying methods to set thresholds for the GES assessment
- Pansch C., Scotti M., Barboza F.R., Al-Janabi B., Brakel J., Briski E., Bucholz B., Franz M., Ito M., Paiva F., Saha M., Sawall Y., Weinberger F. & Wahl M. (2018): Heat waves and their significance for a temperate benthic community: A near-natural experimental approach. *Global Change Biology* 24 (9): 4357–4367. DOI: 10.1111/gcb.14282
- Paprotny D., Terefenko P., Giza A., Czaplinski P. & Voudoukas M. (2021): Future losses of ecosystem services due to coastal erosion in Europe. *Science of the Total Environment* 760. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144310
- Parker R., Benson L., Graves C., Kröger S. & Vieira R. (2020): Carbon stocks and accumulation analysis for Secretary of State (SoS) region. 42 pp. S.
- Parmentier K. F. V., Verhaegen Y., De Witte B. P., Hoffman S., Delbare D. H. R., Roose P.M., Hylland K. D. E., Burgeot T., Smaghe G. J. & Cooreman K. (2019): Tributyltin: A Bottom-Up Regulator of the Crangon crangon Population? *Frontiers in Marine Science* 6. DOI: 10.3389/fmars.2019.00633
- Parmesan C. & Yohe G. (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421 (6918): 37–42. DOI: 10.1038/nature01286
- Parravicini V., Rovere A., Vassallo P., Micheli F., Montefalcone M., Morri C., Paoli C., Albertelli G., Fabiano M. & Bianchi C. N. (2012): Understanding relationships between conflicting human uses and coastal ecosystems status: A geospatial modeling approach. *Ecological Indicators* 19: 253–263. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.07.027
- Paul C., Sommer U. & Matthiessen B. (2021): Composition and Dominance of Edible and Inedible Phytoplankton

- Predict Responses of Baltic Sea Summer Communities to Elevated Temperature and CO₂. *Microorganisms* 9 (11). DOI: 10.3390/microorganisms9112294
- Pecuchet L., Törnroos A. & Lindegren M. (2016): Patterns and drivers of fish community assembly in a large marine ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* 546: 239–248. DOI: 10.3354/meps11613
- Pecuchet L., Lindegren M., Hidalgo M., Delgado M., Esteban A., Fock H. O., Gil de Sola L., Punzón A., Sólmundsson J. & Payne M. R. (2017): From traits to life-history strategies: Deconstructing fish community composition across European seas. *Global Ecology and Biogeography* 26 (7): 812–822. DOI: 10.1111/geb.12587
- Peperzak L. & Witte H. (2019): Abiotic drivers of interannual phytoplankton variability and a 1999–2000 regime shift in the North Sea examined by multivariate statistics. *Journal of Phycology* 55 (6): 1274–1289. DOI: 10.1111/jpy.12893
- Peschko V., Mercker M. & Garthe S. (2020): Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (*Uria aalge*) during the breeding season. *Marine Biology* 167 (8): 118. DOI: 10.1007/s00227-020-03735-5
- Peschko V., Mendel B., Müller S., Markones N., Mercker M. & Garthe S. (2020a): Effects of offshore windfarms on seabird abundance: Strong effects in spring and in the breeding season. *Marine Environmental Research* 162: 105157. DOI: 10.1016/j.marenvres.2020.105157
- Peschko V., Müller S., Schwemmer P., Mercker M., Lienau P., Rosenberger T., Sundermeyer J. & Garthe S. (2020b): Wide dispersal of recently weaned grey seal pups in the Southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 77 (5): 1762–1771. DOI: 10.1093/icesjms/fsaa045
- Peschko V., Mendel B., Mercker M., Dierschke J. & Garthe S. (2021): Northern gannets (*Morus bassanus*) are strongly affected by operating offshore wind farms during the breeding season. *Journal of Environmental Management* 279: 111509. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111509
- Peter K. H. & Sommer U. (2013): Phytoplankton Cell Size Reduction in Response to Warming Mediated by Nutrient Limitation. *PLOS ONE* 8 (9): e71528. DOI: 10.1371/journal.pone.0071528
- Petitgas P., Alheit J., Peck M. A., Raab K., Irigoien X., Huret M., Van der Kooij J., Pohlmann T., Wagner C. & Zarrainandia I. (2012): Anchovy population expansion in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 444: 1–13. DOI: 10.3354/meps09451
- Philipp C., Unger B., Fischer E. K., Schnitzler J. G. & Siebert U. (2020): Handle with Care—Microplastic Particles in Intestine Samples of Seals from German Waters. *Sustainability* 12 (24): 10424. DOI: 10.3390/su122410424
- Philipp C., Unger B. & Siebert U. (2022): Occurrence of Microplastics in Harbour Seals (*Phoca vitulina*) and Grey Seals (*Halichoerus grypus*) from German Waters. *Animals* 12 (5): 551. DOI: 10.3390/ani12050551
- Philippart C. J. M., van Aken H. M., Beukema J. J., Bos O. G., Cadée G. C. & Dekker R. (2003): Climate-related changes in recruitment of the bivalve *Macoma balthica*. *Limnology and Oceanography* 48 (6): 2171–2185. DOI: 10.4319/lo.2003.48.6.2171
- Pierri C., Lazić T., Gristina M., Corriero G. & Sinopoli M. (2022): Large-Scale Distribution of the European Seahorses (*Hippocampus Rafinesque*, 1810): A Systematic Review. *Biology* 11 (2): 325. DOI: 10.3390/biology11020325
- Piet G., Boon A., Jongbloed R., Meulen M. van der, Tamis J., Teal L. & Wal J. T. van der (2017): Cumulative effects assessment: proof of concept marine mammals. DOI: 10.18174/403893
- Pihl L., Baden S., Kautsky N., Ronnback P., Soderqvist T., Troell M. & Wennhage H. (2006): Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* habitats in Sweden. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 67 (1–2): 123–132. DOI: 10.1016/j.ecss.2005.10.016
- Pineda Metz S., Colsoul B., Niewöhner M., Hausen T., Peter C. & Pogoda B. (2023): Setting the stones to restore and monitor European flat oyster reefs in the German North Sea. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. 1–17. DOI: 10.1002/aqc.3945
- Pinkney A. E., Matteson L. L. & Wright D. A. (1990): Effects of tributyltin on survival, growth, morphometry, and RNA-DNA ratio of larval striped bass, *Morone saxatilis*. *Archives of environmental contamination and toxicology* 19: 235–240. DOI: 10.1007/BF01056092
- Pinsky M. L., Eikeset A. M., McCauley D. J., Payne J. L. & Sunday J. M. (2019): Greater vulnerability to warming of marine versus terrestrial ectotherms. *Nature* 569 (7754): 108–111. DOI: 10.1038/s41586-019-1132-4
- Planque B., Fromentin J.-M., Cury P., Drinkwater K. F., Jennings S., Perry R. I. & Kifani S. (2010): How does fishing alter marine populations and ecosystems sensitivity to climate? *Journal of Marine Systems* 79 (3): 403–417. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2008.12.018
- Pogoda B. (2019): Current Status of European Oyster Decline and Restoration in Germany. *Humanities* 8 (1): 9. DOI: 10.3390/h8010009
- Pogoda B., Hausen T., Rothe M., Bakker F., Hauser S., Colsoul B., Dureuil M., Krause J., Heinicke K., Pusch C., Eisenbarth S., Kreutle A., Peter C. & Pesch R. (2023): Come, tell me how you live: Habitat suitability analysis for *Ostrea edulis* restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. DOI: 10.1002/aqc.3928
- Poloczanska E. S., Brown C. J., Sydeman W. J., Kiessling W., Schoeman D. S., Moore P. J., Brander K., Bruno J. F., Buckley L. B., Burrows M. T., Duarte C. M., Halpern B. S., Holding J., Kappel C. V., O'Connor M. I. et al. (2013): Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change* 3 (10): 919–925. DOI: 10.1038/nclimate1958
- Polte P., Schanz A. & Asmus H. (2005): The contribution of seagrass beds (*Zostera noltii*) to the function of tidal flats as a juvenile habitat for dominant, mobile epibenthos in the Wadden Sea. *Marine Biology* 147 (3): 813–822. DOI: 10.1007/s00227-005-1583-z
- Polte P. & Asmus H. (2006a): Intertidal seagrass beds (*Zostera noltii*) as spawning grounds for transient fishes in the Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 312: 235–243. DOI: 10.3354/meps312235
- Polte P. & Asmus H. (2006b): Influence of seagrass beds (*Zostera noltii*) on the species composition of juvenile fishes temporarily visiting the intertidal zone of the Wadden Sea.

- Journal of Sea Research 55 (3): 244–252. DOI: 10.1016/j.seares.2005.11.004
- Polte P., Gröhsler T., Kotterba P., von Nordheim L., Moll D., Santos J., Rodriguez-Tress P., Zablotzki Y. & Zimmermann C. (2021): Reduced Reproductive Success of Western Baltic Herring (*Clupea harengus*) as a Response to Warming Winters. *Frontiers in Marine Science* 8. DOI: 10.3389/fmars.2021.589242
- Pontee N. (2013): Defining coastal squeeze: A discussion. *Ocean & Coastal Management* 84: 204–207. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2013.07.010
- Pörtner H.-O., Scholes R. J., Agard J., Archer E., Arneith A., Bai X., Barnes D., Burrows M., Chan L., Cheung W. L. (William), Diamond S., Donatti C., Duarte C., Eisenhauer N., Foden W. et al. (2021): Scientific outcome of the IPBES-IPCC co-sponsored workshop on biodiversity and climate change. Zenodo
- Powilleit M., Kleine J. & Leuchs H. (2006): Impacts of experimental dredged material disposal on a shallow, sublittoral macrofauna community in Mecklenburg Bay (western Baltic Sea). *Marine Pollution Bulletin* 52 (4): 386–396. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.09.037
- Prins T. C. & Smaal A. C. (1994): The role of the blue mussel *Mytilus edulis* in the cycling of nutrients in the Oosterschelde estuary (The Netherlands). *Hydrobiologia* 282 (1): 413–429. DOI: 10.1007/BF00024645
- Prins T. C., Desmit X. & Baretta-Bekker J. G. (2012): Phytoplankton composition in Dutch coastal waters responds to changes in riverine nutrient loads. *Journal of Sea Research* 73: 49–62. DOI: 10.1016/j.seares.2012.06.009
- Ptácnik R., Solimini A. G., Andersen T., Tamminen T., Bretum P., Lepistö L., Willén E. & Rekolainen S. (2008): Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (13): 5134–5138
- Quaas M. & Skonhoft A. (2022): Welfare Effects of Changing Technological Efficiency in Regulated Open-Access Fisheries. *Environmental and Resource Economics* 82 (4): 869–888. DOI: 10.1007/s10640-022-00693-y
- Quaas M. F., Froese R., Herwartz H., Requate T., Schmidt J. O. & Voss R. (2012): Fishing industry borrows from natural capital at high shadow interest rates. *Ecological Economics* 82: 45–52. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2012.08.002
- Quaas M. F. & Requate T. (2013): Sushi or Fish Fingers? Seafood Diversity, Collapsing Fish Stocks, and Multispecies Fishery Management. *The Scandinavian Journal of Economics* 115 (2): 381–422. DOI: 10.1111/sjoe.12002
- Rabalais N. N., Díaz R. J., Levin L. A., Turner R. E., Gilbert D. & Zhang J. (2010): Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences* 7 (2): 585–619. DOI: 10.5194/bg-7-585-2010
- Rabaut M., Guilini K., Van Hoey G., Vincx M. & Degraer S. (2007): A bio-engineered soft-bottom environment: The impact of *Lanice conchilega* on the benthic species-specific densities and community structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75 (4): 525–536. DOI: 10.1016/j.ecss.2007.05.041
- Rabaut M., Audfroid Calderón M., Van de Moortel L., van Dalfsen J., Vincx M., Degraer S. & Desroy N. (2013): The role of structuring benthos for juvenile flatfish. *Journal of Sea Research* 84: 70–76. DOI: 10.1016/j.seares.2012.07.008
- Rachor E. (1977): Faunenverarmung in einem Schlickgebiet in der Nähe Helgolands. 633 S.
- Rachor E. & Nehmer P. (2003): Erfassung und Bewertung ökologisch wertvoller Lebensräume in der Nordsee. 175 S.
- Reijnders P. J. H., Brasseur S. M. J. M. & Meesters E. H. W. G. (2010): Earlier pupping in harbour seals, *Phoca vitulina*. *Biology letters* 6 (6): 854–857. doi: 10.1098/rsbl.2010.0468
- Reise K. (1982): Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the wadden sea – are polychaetes about to take over. *Netherlands Journal Of Sea Research* 16 (DEC): 29–36. DOI: 10.1016/0077-7579(82)90014-X
- Reise K. & Schubert A. (1987): Macrobenthic turnover in the subtidal wadden sea – the norderaue revisited after 60 years. *Helgolander Meeresuntersuchungen* 41 (1): 69–82. DOI: 10.1007/BF02365100
- Reise K., Herre E. & Sturm M. (1989): Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 43 (3): 417–433. DOI: 10.1007/BF02365901
- Reise K. (2005): Coast of change: habitat loss and transformations in the Wadden Sea. *Helgoland Marine Research* 59 (1): 9–21. DOI: 10.1007/s10152-004-0202-6
- Reise K., Herre E. & Sturm M. (2008): Mudflat biota since the 1930s: change beyond return? *Helgoland Marine Research* 62 (1): 13–22. DOI: 10.1007/s10152-007-0087-2
- Reise K., Baptist M. J., Burbridge P., Dankers N. M. J. A., Fischer L., Flemming B., Oost A. & Smit C. J. (2010): The Wadden Sea A Universally Outstanding Tidal Wetland. *Wadden Sea Ecosystem* 29: 7–24
- Reise K., Buschbaum C., Büttger H., Rick J. & Wegner K. M. (2017): Invasion trajectory of Pacific oysters in the northern Wadden Sea. *Marine Biology* 164 (4): 68. DOI: 10.1007/s00227-017-3104-2
- Reise K., Buschbaum C., Lackschewitz D., Thieltges D. W., Waser A. M. & Wegner K. M. (2023): Introduced species in a tidal ecosystem of mud and sand: curse or blessing? *Marine Biodiversity* 53 (1): 5. DOI: 10.1007/s12526-022-01302-3
- Reiss H., Greenstreet S. P. R., Robinson L., Ehrich S., Jørgensen L. L., Piet G. J. & Wolff W. J. (2010): Unsuitability of TAC management within an ecosystem approach to fisheries: An ecological perspective. 63 (2). DOI: 10.1016/j.seares.2009.10.003
- Remane A. (1934): Die Brackwasserfauna: mit besonderer Berücksichtigung der Ostsee. *Zoologischer Anzeiger Suppl.* 7
- Reusch T. B. H., Ehlers A., Hämmerli A. & Worm B. (2005): Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102 (8): 2826–2831. DOI: 10.1073/pnas.0500008102
- Reusch T. B. H., 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. 168 (10). DOI: 10.1007/s00227-021-03963-3
- Reyes C., Dellwig O., Dähnke K., Gehre M., Noriega-Ortega B. E., Böttcher M. E., Meister P. & Friedrich M. W. (2016): Bacterial communities potentially involved in iron-cycling

- in Baltic Sea and North Sea sediments revealed by pyrosequencing. *FEMS Microbiology Ecology* 92 (4): fiw054. DOI: 10.1093/femsec/fiw054
- Reynolds J. D., Dulvy N. K., Goodwin N. B. & Hutchings J. A. (2005): Biology of extinction risk in marine fishes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272 (1579): 2337–2344. DOI: 10.1098/rspb.2005.3281
- Rice J., Daan N., Gislason H. & Pope J. (2013): Does functional redundancy stabilize fish communities? *ICES Journal of Marine Science* 70 (4): 734–742. DOI: 10.1093/icesjms/fst071
- Richardson K. & Christoffersen A. (1991): Seasonal distribution and production of phytoplankton in the southern Kattegat. *Marine Ecology Progress Series* 78 (3): 217–227
- Rick H., Rick S., Tillmann U., Brockmann U., Gartner U., Durselen C. & Sundermann J. (2006): Primary productivity in the German Bight (1994–1996). *Estuaries and Coasts* 29 (1): 4–23. DOI: 10.1007/BF02784695
- Rick J. J., Kraberg A. C., Asmus R. & Wiltshire K. H. (2015): Phytoplankton and microzooplankton abundance in the Wadden Sea off List, Sylt, North Sea in 2013. Alfred Wegener Institute – Wadden Sea Station Sylt. DOI: 10.1594/PANGAEA.845562
- Rick J. & Wiltshire K. H. (2016): Veränderungen des Phytoplanktons in der Nordsee. In: Lozán, J. L., S.-W. Breckle, R. Müller & E. Rachor (Hrsg.): Warnsignal Klima. Die Biodiversität: 216–223. DOI: 10.2312/warnsignal.klima.die-biodiversitaet.35
- Rick J. J., Scharfe M., Romanova T., van Beusekom J. E. E., Asmus R., Asmus H., Mielck F., Kamp A., Sieger R. & Wiltshire K. H. (2022): An evaluation of long-term physical and hydrochemical measurements at the Sylt Roads Marine Observatory (1973–2019), Wadden Sea, North Sea. *Earth System Science Data Discussions* (Preprint): 1–45. DOI: 10.5194/essd-2020-263
- Rick J., Scharfe M., Romanova T., van Beusekom J., Asmus R., Asmus H., Mielck F., Kamp A., Sieger R. & Wiltshire K. (2023): An evaluation of long-term physical and hydrochemical measurements at the Sylt Roads Marine Observatory (1973–2019), Wadden Sea, North Sea. *Earth System Science Data* 15 (3): 1037–1057. DOI: 10.5194/essd-15-1037-2023
- Riedel T., Lettmann K., Beck M. & Brumsack H.-J. (2010): Tidal variations in groundwater storage and associated discharge from an intertidal coastal aquifer. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 115 (C4). DOI: 10.1029/2009JC005544
- Riekenberg P. M., Heide T. van der, Holthuijsen S. J., Veer H. W. van der & Meer M. T. J. van der (2022): Compound specific stable isotope analysis of amino acid nitrogen reveals detrital support of microphytobenthos in the Dutch Wadden Sea benthic food web. 2022.05.24.493073. DOI: 10.1101/2022.05.24.493073
- Rink B., Grüner N., Brinkhoff T., Ziegelmüller K. & Simon M. (2011): Regional patterns of bacterial community composition and biogeochemical properties in the southern North Sea. *Aquatic Microbial Ecology* 63 (3): 207–222. DOI: 10.3354/ame01493
- Rinke M., Bendisch P. M., Maraun M. & Scheu S. (2022): Trophic Structure and Origin of Resources of Soil Macrofauna in the Salt Marsh of the Wadden Sea: A Stable Isotope (^{15}N , ^{13}C) Study. DOI: 10.21203/rs.3.rs-1275741/v1
- Rishworth G. M., Adams J. B., Bird M. S., Carrasco N. K., Dänhardt A., Dannheim J., Lemley D. A., Pistorius P. A., Scheiffarth G. & Hillebrand H. (2020): Cross-continental analysis of coastal biodiversity change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 375 (1814): 20190452. DOI: 10.1098/rstb.2019.0452
- Rodil I., Lohrer A., Attard K., Hewitt J., Thrush S. & Norkko A. (2021): Macrofauna communities across a seascape of seagrass meadows: environmental drivers, biodiversity patterns and conservation implications. *Biodiversity and Conservation* 30 (11): 3023–3043. DOI: 10.1007/s10531-021-02234-3
- Roessger J., Claudet J. & Horta e Costa B. (2022): Turning the tide on protection illusions: The underprotected MPAs of the OSPAR Regional Sea Convention. *Marine Policy* 142. DOI: 10.1016/j.marpol.2022.105109
- Roman L., Kastury F., Petit S., Aleman R., Wilcox C., Hardesty B. D. & Hindell M. A. (2020): Plastic, nutrition and pollution; relationships between ingested plastic and metal concentrations in the livers of two Pachyptila seabirds. *Scientific Reports* 10 (1): 18023
- Rombouts I., Simon N., Aubert A., Cariou T., Feunteun E., Guérin L., Hoebeke M., McQuatters-Gollop A., Rigaut-Jalabert F. & Artigas L. F. (2019): Changes in marine phytoplankton diversity: Assessment under the Marine Strategy Framework Directive. *Ecological Indicators* 102: 265–277. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.02.009
- van Roomen M., Laursen K., van Turnhout C., van Winden E., Blew J., Eskildsen K., Günther K., Hälterlein B., Kleefstra R., Potel P., Schrader S., Luerssen G. & Ens B. J. (2012): Signals from the Wadden sea: Population declines dominate among waterbirds depending on intertidal mudflats. *Ocean & Coastal Management* 68: 79–88. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2012.04.004
- Röschel L., Unger S., Thiele T., Neumann B. & Boteler B. (2022): Klimaschutz durch Meeresnatur. Potentiale und Handlungsoptionen. DOI: 10.48481/iass.2022.010
- Röschel L. & Neumann B. (2023): Ocean-based negative emissions technologies: a governance framework review. *Frontiers in Marine Science* 10:
- Rosenthal H. & Hilge V. (2000): Aquaculture production and environmental regulations in Germany. *Journal of Applied Ichthyology* 16 (4–5): 163–166. DOI: 10.1046/j.1439-0426.2000.00272.x
- Ross A. G. P., Crowe S. M. & Tyndall M. W. (2015): Planning for the Next Global Pandemic. *International Journal of Infectious Diseases* 38: 89–94. DOI: 10.1016/j.ijid.2015.07.016
- Røy H., Lee J. S., Jansen S. & de Beer D. (2008): Tide-driven deep pore-water flow in intertidal sand flats. *Limnology and Oceanography* 53 (4): 1521–1530. DOI: 10.4319/lo.2008.53.4.1521
- Rubbens P., Brodie S., Cordier T., Destro Barcellos D., Devos P., Fernandes-Salvador J. A., Fincham J. I., Gomes A., Handegard N. O., Howell K., Jamet C., Kartveit K. H., Moustahfid H., Parcerisas C., Politikos D. et al. (2023):

- Machine learning in marine ecology: an overview of techniques and applications. *ICES Journal of Marine Science* 80 (7): 1829–1853. DOI: 10.1093/icesjms/fsad100
- Rummel C. D., Löder M. G. J., Fricke N. F., Lang T., Griebeler E.-M., Janke M. & Gerds G. (2016): Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 102 (1): 134–141. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.11.043
- Rupp-Armstrong S. & Nicholls R. J. (2007): Coastal and Estuarine Retreat: A Comparison of the Application of Managed Realignment in England and Germany. *Journal of Coastal Research* 23 (6): 1418–1430. DOI: 10.2112/04-0426.1
- Rupprecht F., Reichert G., Merling B. & Oltmanns B. (2023): Renaturierung von Salzwiesen im Nationalpark »Niedersächsisches Wattenmeer«. 54 S.
- Salzwedel H., Rachor E. & Gerdes D. (1985): Benthic macrofauna communities in the German bight. *Veroeffentlichungen des Instituts fuer Meeresforschung in Bremerhaven* 20 (2): 199–267. DOI: 10.1016/0198-0254(86)91191-x
- Santos J., Herrmann B., Stepputtis D., Günther C., Limmer B., Mieske B., Schultz S., Neudecker T., Temming A., Hufnagl M., Bethke E. & Kraus G. (2018): Predictive framework for codend size selection of brown shrimp (*Crangon crangon*) in the North Sea beam-trawl fishery. *PLOS ONE* 13 (7): e0200464. DOI: 10.1371/journal.pone.0200464
- Santos J., Stepputtis D., Oesterwind D., Herrmann B., Lichtenstein U., Hammerl C. & Krumme U. (2022): Reducing cod bycatch in flatfish fisheries. *Ocean & Coastal Management* 220: 106058. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2022.106058
- Sarker S. & Wiltshire K. H. (2017): Phytoplankton carrying capacity: Is this a viable concept for coastal seas? *Ocean & Coastal Management* 148: 1–8. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2017.07.015
- Sarmiento H., Montoya J. M., Vázquez-Domínguez E., Vaqué D. & Gasol J. M. (2010): Warming effects on marine microbial food web processes: how far can we go when it comes to predictions? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365 (1549): 2137–2149. DOI: 10.1098/rstb.2010.0045
- Savage C., Leavitt P. R. & Elmgren R. (2010): Effects of land use, urbanization, and climate variability on coastal eutrophication in the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography* 55 (3): 1033–1046. DOI: 10.4319/lo.2010.55.3.1033
- Savchuk O. P. (2018): Large-Scale Nutrient Dynamics in the Baltic Sea, 1970–2016. *Frontiers in Marine Science* 5. DOI: 10.3389/fmars.2018.00095
- Schaffeld T., Schnitzler J. G., Ruser A., Woelfing B., Baltzer J. & Siebert U. (2020): Effects of multiple exposures to pile driving noise on harbor porpoise hearing during simulated flights—An evaluation tool. *The Journal of the Acoustical Society of America* 147 (2): 685–697. DOI: 10.1121/10.0000595
- Scharfe M. & Wiltshire K. H. (2019): Modeling of intra-annual abundance distributions: Constancy and variation in the phenology of marine phytoplankton species over five decades at Helgoland Roads (North Sea). *Ecological Modelling* 404C: 46–60. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2019.01.001
- Schekkerman, Nagy S., Fall K.-G., Langendoen T. & van Roomen M. (2022): Patterns in trends of waterbird populations using the coastal East Atlantic Flyway, update 2020. In: van Roomen M., Citegetse G., Crowe O., Dodman T., Hagemeyer W., Meise K. & Schekkerman H. 2022 (eds): *East Atlantic Flyway Assessment 2020. The status of coastal Wadden Sea Flyway Initiative p/a CWSS*
- Schernewski G., Balciunas A., Gräwe D., Gräwe U., Klesse K., Schulz M., Wesnigk S., Fleet D., Haseler M., Möllman N. & Werner S. (2018): Beach macro-litter monitoring on southern Baltic beaches: results, experiences and recommendations. *Journal of Coastal Conservation* 22 (1): 5–25. DOI: 10.1007/s11852-016-0489-x
- Schiewer U. (2008a): Near-Shore Zones: Koserow and Tromper Wiek. In: U. Schiewer (Hrsg.): *Ecology of Baltic Coastal Waters. Ecological Studies*. Springer. Berlin/Heidelberg: 131–138
- Schiewer U. (2008b): Greifswalder Bodden, Wismar-Bucht and Salzhaff. In: U. Schiewer (Hrsg.): *Ecology of Baltic Coastal Waters. Ecological Studies*. Springer. Berlin/Heidelberg: 87–114
- Schiewer U. (2008c): Darß-Zingst Boddens, Northern Rügener Boddens and Schlei. In: U. Schiewer (Hrsg.): *Ecology of Baltic Coastal Waters. Ecological Studies*. Springer. Berlin/Heidelberg: 35–86
- Schile L. M., Callaway J. C., Morris J. T., Stralberg D., Parker V. T. & Kelly M. (2014): Modeling Tidal Marsh Distribution with Sea-Level Rise: Evaluating the Role of Vegetation, Sediment, and Upland Habitat in Marsh Resiliency. *PLOS ONE* 9 (2): e88760. DOI: 10.1371/journal.pone.0088760
- Schipper C. A., Lahr J., van den Brink P. J., George S. G., Hansen P.-D., da Silva de Assis H. C., van der Oost R., Thain J. E., Livingstone D., Mitchelmore C., van Schooten F.-J., Ariese F., Murk A. J., Grinwis G. C. M., Klamer H. et al. (2009): A retrospective analysis to explore the applicability of fish biomarkers and sediment bioassays along contaminated salinity transects. *ICES Journal of Marine Science* 66 (10): 2089–2105. DOI: 10.1093/icesjms/fsp194
- Schlurmann T., Kempa D., Prominski M. & Kreis D. (2020): »Gute Küste Niedersachsen«. Reallabore für einen ökosystemstärkenden Küstenschutz. *Unimagazin* 3/4 (2020). 42–45. DOI: 10.15488/10292
- Schmidt B., Sonne C., Nachtsheim D., Wohlsein P., Persson S., Dietz R. & Siebert U. (2020): Liver histopathology of Baltic grey seals (*Halichoerus grypus*) over three decades. *Environment International* 145: 106110. DOI: 10.1016/j.envint.2020.106110
- Schmidt S., Neumann B., Waweru Y., Durussel C., Unger S. & Visbeck M. (2017): SDG 14 – Conserve and sustainably use the oceans, seas and marine resources for sustainable development. 174–2018
- Scholz B. & Liebezeit G. (2012): Growth responses of 25 benthic marine Wadden Sea diatoms isolated from the Solt-horn tidal flat (southern North Sea) in relation to varying culture conditions. *Diatom Research* 27 (1): 65–73. DOI: 10.1080/0269249X.2012.660875
- Scholz S. & Klüver N. (2009): Effects of endocrine disrupters on sexual, gonadal development in fish. *Sexual Development: Genetics, Molecular Biology, Evolution, Endocrinology, Embryology, and Pathology of Sex De-*

- termination and Differentiation 3 (2–3): 136–151. DOI: 10.1159/000223078
- Schöneich-Argent R. I., Dau K. & Freund H. (2020): Wasting the North Sea? – A field-based assessment of anthropogenic macrolitter loads and emission rates of three German tributaries. *Environmental Pollution* 263: 114367. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114367
- Schop J., Abel C., Brasseur S., Galatius A., Jeß A., Meise K., Meyer J., van Neer A., Stejskal O., Siebert U., Teilman J. & Thostesen C. (2022): Grey seal numbers in the Wadden Sea and on Helgoland in 2021–2022. *Common Wadden Sea Secretariat (CWSS)*. Wilhelmshaven, Germany
- Schories D., Albrecht A. & Lotze H. (1997): Historical changes and inventory of macroalgae from Königshafen Bay in the northern Wadden Sea. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 51 (3): 321–341. DOI: 10.1007/BF02908718
- Schoutens K., Heuner M., Fuchs E., Minden V., Schulte-Ostermann T., Belliard J.-P., Bouma T. J. & Temmerman S. (2020): Nature-based shoreline protection by tidal marsh plants depends on trade-offs between avoidance and attenuation of hydrodynamic forces. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 236: 106645. DOI: 10.1016/j.ecss.2020.106645
- Schratzberger M., Dinmore T. & Jennings S. (2002): Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Marine Biology* 140 (1): 83–93. DOI: 10.1007/s002270100688
- Schröter M., van der Zanden E. H., van Oudenhoven A. P. E., Remme R. P., Serna-Chavez H. M., de Groot R. S. & Opdam P. (2014): Ecosystem Services as a Contested Concept: a Synthesis of Critique and Counter-Arguments. *Conservation Letters* 7 (6): 514–523. DOI: 10.1111/conl.12091
- Schrum C., Lowe J., Meier H. E. M., Grabemann I., Holt J., Mathis M., Pohlmann T., Skogen M. D., Sterl A. & Wakelin S. (2016): Projected Change—North Sea. In: M. Quante & F. Colijn (Hrsg.): *North Sea Region Climate Change Assessment*. *Regional Climate Studies*. Springer International Publishing, Cham: 175–217
- Schubert H. & Schyggulla C. (2017): Die Erfassung rezenter *Zostera*-Bestände und weiterer Makrophyten in den Küstengewässern MV (ZOSINF), Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. 76 pp S.
- Schückel U., Beck M. & Kröncke I. (2013): Spatial variability in structural and functional aspects of macrofauna communities and their environmental parameters in the Jade Bay (Wadden Sea Lower Saxony, southern North Sea). *Helgolander Marine Research* 67 (1): 121–136. DOI: 10.1007/s10152-012-0309-0
- Schückel U. & Kröncke I. (2013): Temporal changes in intertidal macrofauna communities over eight decades: A result of eutrophication and climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 117: 210–218. DOI: 10.1016/j.ecss.2012.11.008
- Schultze M. & Nehls G. (2017): Extraction and dredging. In: *Wadden Sea Quality Status Report*. Eds.: Kloepper S. et al., *Common Wadden Sea Secretariat*, Wilhelmshaven, Germany. *Common Wadden Sea Secretariat*. Wilhelmshaven, Germany
- Schulz M., Clemens T., Förster H., Harder T., Fleet D., Gaus S., Grave C., Flegel I., Schrey E. & Hartwig E. (2015): Statistical analyses of the results of 25 years of beach litter surveys on the south-eastern North Sea coast. *Marine Environmental Research* 109: 21–27. DOI: 10.1016/j.marenvres.2015.04.007
- Schumacher J., Dolch T. & Reise K. (2014): Transitions in sandflat biota since the 1930s: effects of sea-level rise, eutrophication and biological globalization in the tidal bay Königshafen, northern Wadden Sea. *Helgolander Marine Research* 68 (2): 289–298. DOI: 10.1007/s10152-014-0389-0
- Schuster R., Strehse J. S., Ahvo A., Turja R., Maser E., Bickmeyer U., Lehtonen K. K. & Brenner M. (2021): Exposure to dissolved TNT causes multilevel biological effects in Baltic mussels (*Mytilus* spp.). *Marine Environmental Research* 167: 105264. DOI: 10.1016/j.marenvres.2021.105264
- Schwemmer P., Mendel B., Sonntag N., Dierschke V. & Garthe S. (2011): Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21 (5): 1851–1860. DOI: 10.1890/10-0615.1
- Schwemmer P., Mercker M., Haecker K., Kruckenberg H., Kämpfer S., Bocher P., Fort J., Jiguet F., Franks S., Elts J., Marja R., Piha M., Rousseau P., Pederson R., Düttmann H. et al. (2023): Behavioral responses to offshore windfarms during migration of a declining shorebird species revealed by GPS-telemetry. *Journal of Environmental Management* 342: 118131. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.118131
- Seiberling S. & Stock M. (2009): Renaturierung von Salzgrasländern bzw. Salzwiesen der Küsten. In: S. Zerbe & G. Wiegand (Hrsg.): *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. *Spektrum Akademischer Verlag*, Heidelberg: 183–208
- Seidel M., Graue J., Engelen B., Köster J., Sass H. & Rullkötter J. (2012): Advection and diffusion determine vertical distribution of microbial communities in intertidal sediments as revealed by combined biogeochemical and molecular biological analysis. *Organic Geochemistry* 52: 114–129. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2012.08.015
- Sell A. F., Ehrich S., Rieck N., Stelzenmüller V. & Wegner G. (2010): Climate change and spatial scales: evaluating responses in bottom fish communities. In: *AGU Ocean Sciences Meeting*. *American Geophysical Union*
- Sell A. F., Pusch C., von Dorrien C., Krause J., Schulze T. & Carstensen D. (2011): *Maßnahmenvorschläge für das Fischereimanagement in Natura-2000-Gebieten der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee*. *Thünen-Institut und Bundesamt für Naturschutz*. Hamburg, Rostock, Insel Vilm. 299 S.
- Semenza J. C., Trinanes J., Lohr W., Sudre B., Löfdahl M., Martínez-Urtaza J., Nichols G. L. & Rocklöv J. (2017): Environmental Suitability of *Vibrio* Infections in a Warming Climate: An Early Warning System. *Environmental Health Perspectives* 125 (10): 107004. DOI: 10.1289/EHP2198
- Senglaub K., Klausnitzer B. & Hannemann H.-J. (1999): *Stresemann – Exkursionsfauna von Deutschland*. Band 3: *Wirbeltiere*. 12. Aufl. *Spektrum Akademischer Verlag*, Heidelberg. 486 S.

- Shackleton C. M., Ruwanza S., Sinasson Sanni G. K., Bennett S., De Lacy P., Modipa R., Mtati N., Sachikonye M. & Thondhlana G. (2016): Unpacking Pandora's Box: Understanding and Categorising Ecosystem Disservices for Environmental Management and Human Wellbeing. *Ecosystems* 19 (4): 587–600. DOI: 10.1007/s10021-015-9952-z
- Shen D., Jürgens K. & Beier S. (2018): Experimental insights into the importance of ecologically dissimilar bacteria to community assembly along a salinity gradient. *Environmental Microbiology* 20 (3): 1170–1184. DOI: 10.1111/1462-2920.14059
- Shin Y.-J., Midgley G. F., Archer E. R. M., Arneth A., Barnes D. K. A., Chan L., Hashimoto S., Hoegh-Guldberg O., In-sarav G., Leadley P., Levin L. A., Ngo H. T., Pandit R., Pires A. P. F., Pörtner H.-O. et al. (2022): Actions to halt biodiversity loss generally benefit the climate. *Global Change Biology* 28 (9): 2846–2874. DOI: 10.1111/gcb.16109
- Shipman B. & Stojanovic T. (2007): Facts, Fictions, and Failures of Integrated Coastal Zone Management in Europe. *Coastal Management* 35 (2–3): 375–398. DOI: 10.1080/08920750601169659
- Shurin J. B., Abbott R. L., Deal M. S., Kwan G. T., Litchman E., McBride R. C., Mandal S. & Smith V. H. (2013): Industrial-strength ecology: trade-offs and opportunities in algal biofuel production. *Ecology Letters* 16 (11): 1393–1404. DOI: 10.1111/ele.12176
- Siebert U., Joiris C., Holsbeek L., Benke H., Failing K., Frese K. & Petzinger E. (1999): Potential Relation Between Mercury Concentrations and Necropsy Findings in Cetaceans from German Waters of the North and Baltic Seas. *Marine Pollution Bulletin* 38 (4): 285–295. DOI: 10.1016/S0025-326X(98)00147-7
- Siebert U., Wunschmann A., Weiss R., Frank H., Benke H. & Frese K. (2001): Post-mortem findings in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the German North and Baltic Seas. *Journal of Comparative Pathology* 124 (2–3): 102–114. DOI: 10.1053/jcpa.2000.0436
- Siebert U., Gilles A., Lucke K., Ludwig M., Benke H., Kock K.-H. & Scheidat M. (2006): A decade of harbour porpoise occurrence in German waters—Analyses of aerial surveys, incidental sightings and strandings. *Journal of Sea Research* 56 (1): 65–80. DOI: 10.1016/j.seares.2006.01.003
- Siebert U., Wohlsein P., Lehnert K. & Baumgärtner W. (2007): Pathological findings in harbour seals (*Phoca vitulina*): 1996–2005. *Journal of Comparative Pathology* 137 (1): 47–58. DOI: 10.1016/j.jcpa.2007.04.018
- Siebert U. (2012): Organochlorine Burdens in Harbour Seals from the German Wadden Sea Collected During Two Phocine Distemper Epizootics and Ringed Seals from West Greenland Waters. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology* 02. DOI: 10.4172/2161-0525.1000126
- Siebert U., Pawliczka I., Benke H., von Vietinghoff V., Wolf P., Piläts V., Kesselring T., Lehnert K., Prenger-Berninghoff E., Galatius A., Anker Kyhn L., Teilmann J., Hansen M. S., Sonne C. & Wohlsein P. (2020): Health assessment of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from Baltic area of Denmark, Germany, Poland and Latvia. *Environment International* 143: 105904. DOI: 10.1016/j.envint.2020.105904
- Siebert U., Stürznickel J., Schaffeld T., Oheim R., Rolvien T., Prenger-Berninghoff E., Wohlsein P., Lakemeyer J., Rohner S., Aroha Schick L., Gross S., Nachtsheim D., Ewers C., Becher P., Amling M. et al. (2022): Blast injury on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Baltic Sea after explosions of deposits of World War II ammunition. *Environment International* 159: 107014. DOI: 10.1016/j.envint.2021.107014
- Siedentop, S. (2005): Kumulative Umweltauswirkungen in der Strategischen Umweltprüfung. In: *Handbuch der UVP*, Band 2, Nr. 5030. Berlin
- Singer A., Bijleveld A., Hahner F., Holthuijsen S., Hubert K., Kerimoglu O., Kleine Schaars L., Kröncke I., Lettmann K., Rittweg T., Scheiffarth G., van der Veer H. & Wurpts A. (2023): Long-term response of coastal macrofauna communities to de-eutrophication and sea level rise mediated habitat changes (1980s versus 2018). *Frontiers in Marine Science* 9: 963325. DOI: 10.3389/fmars.2022.963325
- Skov H., Heinänen S., Žydelis R., Bellebaum J., Bzoma S., Dagens M., Durinck J., Garthe S., Grishanov G., Hario M., Kieckbusch J., Kube J., Kuresoo A., Larsson K., Luigujõe L. et al. (2011): Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea
- Slobodnik J., Gkotsis G., Nika M.-C., Vasilatos K., Thomaidis N. S., Alygizakis N., Oswald P., Rohner S., Siebert U., Reif F., Dähne M., Persson S., Galatius A., Pawliczka I. & Kunitzer A. (2022): Screening study on hazardous substances in marine mammals of the Baltic Sea – Wide-scope target and suspect screening. *Texte* 36/2022, 122. 122 S.
- Solan M., Cardinale B. J., Downing A. L., Engelhardt K. A. M., Ruesink J. L. & Srivastava D. S. (2004): Extinction and Ecosystem Function in the Marine Benthos. *Science* 306 (5699): 1177–1180. DOI: 10.1126/science.1103960
- Sommer U. & Lewandowska A. (2011): Climate change and the phytoplankton spring bloom: warming and overwintering zooplankton have similar effects on phytoplankton. *Global Change Biology* 17 (1): 154–162. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2010.02182.x
- Sommer U., Adrian R., Bauer B. & Winder M. (2012): The response of temperate aquatic ecosystems to global warming: novel insights from a multidisciplinary project. *Marine Biology* 159 (11): 2367–2377. DOI: 10.1007/s00227-012-2085-4
- Sonntag N., Mendel B. & Garthe S. (2006): Die Verbreitung von See- und Wasservögeln in der deutschen Ostsee im Jahresverlauf. *Vogelwarte* 44: 817–112.
- Sonntag N., Schwemmer H., Fock H. O., Bellebaum J. & Garthe S. (2012): Seabirds, set-nets, and conservation management: assessment of conflict potential and vulnerability of birds to bycatch in gillnets. *ICES Journal of Marine Science* 69 (4): 578–589. DOI: 10.1093/icesjms/fss030
- Spalding M. D., Ruffo S., Lacambra C., Meliane I., Hale L. Z., Shepard C. C. & Beck M. W. (2014): The role of ecosystems in coastal protection: Adapting to climate change and coastal hazards. *Ocean & Coastal Management* 90: 50–57. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2013.09.007
- Spilling K., Olli K., Lehtoranta J., Kremp A., Tedesco L., Tamelander T., Klais R., Peltonen H. & Tamminen T. (2018): Shifting Diatom-Dinoflagellate Dominance During Spring

- Bloom in the Baltic Sea and its Potential Effects on Biogeochemical Cycling. *Frontiers in Marine Science* 5. DOI: 10.3389/fmars.2018.00327
- Staudt F., Gijsman R., Ganal C., Mielck F., Wolbring J., Hass H., Goseberg N., Schüttrumpf H., Schlurmann T. & Schimmels S. (2021): The sustainability of beach nourishments: a review of nourishment and environmental monitoring practice. *Journal of Coastal Conservation* 25. DOI: 10.1007/s11852-021-00801-y
- Steffelbauer D. B., Riva R. E. M., Timmermans J. S., Kwakkel J. H. & Bakker M. (2022): Evidence of regional sea-level rise acceleration for the North Sea. *Environmental Research Letters* 17 (7): 074002. DOI: 10.1088/1748-9326/ac753a
- Stelzenmüller V., Gimpel A., Haslob H., Letschert J., Berkenhagen J. & Brüning S. (2021): Sustainable co-location solutions for offshore wind farms and fisheries need to account for socio-ecological trade-offs. *Science of The Total Environment* 776: 145918. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145918
- Stenberg C., Støttrup J. G., Deurs M. van, Berg C. W., Dinesen G. E., Mosegaard H., Grome T. M. & Leonhard S. B. (2015): Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 528: 257–265. DOI: 10.3354/meps11261
- Stepputtis D., Noack T., Lichtenstein U., Hammerl C., Santos J. & Mieske B. (2022): Verringerungen von Kunststoffmüll aus der Krabbenfischerei durch Netzmodifikationen – Dolly Rope Suspension (DRopS): Projekt-Abschlussbericht. Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei. Rostock
- Stevens H., Brinkhoff T. & Simon M. (2005): Composition of free-living, aggregate-associated and sediment surface-associated bacterial communities in the German Wadden Sea. *Aquatic Microbial Ecology* 38 (1): 15–30. DOI: 10.3354/ame038015
- Stevenson A., O Corcora T. C., Hukriede W., Schubert P. R. & Reusch T. B. H. (2022): Substantial seagrass blue carbon pools in the southwestern Baltic Sea include relics of terrestrial peatlands. *Frontiers in Marine Science* 9: Art. Nr. 949101. DOI: 10.3389/fmars.2022.949101
- Stigebrandt A. & Andersson A. (2020): The Eutrophication of the Baltic Sea has been Boosted and Perpetuated by a Major Internal Phosphorus Source. *Frontiers in Marine Science* 7. DOI: 10.3389/fmars.2020.572994
- Stienen E., Brenninkmeijer A. & van der Winden J. (2009). The decline of the Common Tern *Sterna hirundo* in the Dutch Wadden Sea: Exodus or gradual demise? *Limosa* 82: 171–186.
- Stock L. (2020): Die Entwicklung der Webspinnenfauna (Arachnida: Araneae) auf der jungen Düneninsel Mellum. Masterarbeit im Studiengang Landschaftsökologie. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. Oldenburg
- Stokholm I., Härkönen T., Harding K. C., Siebert U., Lehnert K., Dietz R., Teilmann J., Galatius A., Havmøller L. W., Carroll E. L., Hall A. & Olsen M. T. (2019): Phylogenomic insights to the origin and spread of phocine distemper virus in European harbour seals in 1988 and 2002. *Diseases of Aquatic Organisms* 133 (1): 47–56. DOI: 10.3354/dao03328
- Strehse J. S., Appel D., Geist C., Martin H.-J. & Maser E. (2017): Biomonitoring of 2,4,6-trinitrotoluene and degradation products in the marine environment with transplanted blue mussels (*M. edulis*). *Toxicology* 390: 117–123. DOI: 10.1016/j.tox.2017.09.004
- Suikkanen S., Pulina S., Engström-Öst J., Lehtiniemi M., Lehtinen S. & Brutemark A. (2013): Climate change and eutrophication induced shifts in northern summer plankton communities. *PloS One* 8 (6): e66475. DOI: 10.1371/journal.pone.0066475
- Sunday J. M., Fabricius K. E., Kroeker K. J., Anderson K. M., Brown N. E., Barry J. P., Connell S. D., Dupont S., Gaylord B., Hall-Spencer J. M., Klinger T., Milazzo M., Munday P. L., Russell B. D., Sanford E. et al. (2017): Ocean acidification can mediate biodiversity shifts by changing biogenic habitat. *Nature Climate Change* 7 (1): 81–85. DOI: 10.1038/nclimate3161
- Sundbäck K., Miles A. & Göransson E. (2000): Nitrogen fluxes, denitrification and the role of microphytobenthos in microtidal shallow-water sediments: An annual study. *Marine Ecology-progress Series – MAR ECOL-PROGR SER* 200: 59–76. DOI: 10.3354/meps200059
- Taberlet P., Bonin A., Zinger L. & Coissac E. (2018): *Environmental DNA: For Biodiversity Research and Monitoring*. Oxford University Press. 268 S.
- Tahvonen O., Quaas M. F. & Voss R. (2018): Harvesting selectivity and stochastic recruitment in economic models of age-structured fisheries. *Journal of Environmental Economics and Management* 92: 659–676. DOI: 10.1016/j.jeem.2017.08.011
- Tan Y. M., Dalby O., Kendrick G. A., Statton J., Sinclair E. A., Fraser M. W., Macreadie P. I., Gillies C. L., Coleman R. A., Waycott M., van Dijk K., Vergés A., Ross J. D., Campbell M. L., Matheson F. E. et al. (2020): Seagrass Restoration Is Possible: Insights and Lessons From Australia and New Zealand. *Frontiers in Marine Science* 7. DOI: 10.3389/fmars.2020.00617
- Tasdemir D. (2020): Naturstoffe aus dem Meer für Medizin und Landwirtschaft. *ESKP-Themenspezial: Biodiversität*. 189 KB, 47–49. DOI: 10.2312/ESKP.2020.1.2.2
- Teeling H., Fuchs B. M., Bennke C. M., Krüger K., Chafee M., Kappelmann L., Reintjes G., Waldmann J., Quast C., Glöckner F. O., Lucas J., Wichels A., Gerdt G., Wiltshire K. H. & Amann R. I. (2016): Recurring patterns in bacterioplankton dynamics during coastal spring algae blooms. *A. A. Brakhage (Hrsg.): eLife* 5: e11888. DOI: 10.7554/eLife.11888
- Teilmann J. & Carstensen J. (2012): Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic—evidence of slow recovery. *Environmental Research Letters* 7 (4): 045101. DOI: 10.1088/1748-9326/7/4/045101
- Teixeira H., Berg T., Uusitalo L., Fürhaupter K., Heiskanen A.-S., Mazik K., Lynam C. P., Neville S., Rodriguez J. G., Papadopoulou N., Moncheva S., Churilova T., Kryvenko O., Krause-Jensen D., Zaiko A. et al. (2016): A Catalogue of Marine Biodiversity Indicators. *Frontiers in Marine Science* 3. DOI: 10.3389/fmars.2016.00207
- Telesh I., Postel L., Heerkloss R., Mironova K. & Skarlato S. (2008): *Zooplankton of the Open Baltic Sea: Atlas*. BMB

- Publication No. 20. Meereswissenschaftliche Berichte. Warnemünde. 73: 1-251. DOI: 10.12754/msr-2008-0073
- Telesh I., Postel L., Heerkloss R., Mironova K. & Skarlato S. (2009): Zooplankton of the Open Baltic Sea: Extended Atlas. BMB Publication No. 21. Meereswissenschaftliche Berichte. Warnemünde. 76: 1-290. DOI: 10.12754/msr-2009-0076
- Temmerman S., Meire P., Bouma T. J., Herman P. M. J., Ysebaert T. & De Vriend H. J. (2013): Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature* 504 (7478): 79–83. DOI: 10.1038/nature12859
- Thiel R., Winkler H., Böttcher U., Dänhardt A., Fricke R., George M., Kloppmann M., Schaarschmidt T., Ubl C. & Vorberg R. (2014): Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Fische und Neunaugen (Elasmobranchii, Actinopterygii & Petromyzontida) der marinen Gewässer Deutschlands. 5. Fassung, Stand August 2013. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70: 11–76
- Thomas P. K., Kunze C., Van de Waal D. B., Hillebrand H. & Striebel M. (2022): Elemental and biochemical nutrient limitation of zooplankton: A meta-analysis. *Ecology Letters* 25 (12): 2776–2792. DOI: 10.1111/ele.14125
- Thorpe R. B., Arroyo N. L., Safi G., Niquil N., Preciado I., Heath M., Pace M. C. & Lynam C. P. (2022): The Response of North Sea Ecosystem Functional Groups to Warming and Changes in Fishing. *Frontiers in Marine Science* 9. DOI: 10.3389/fmars.2022.841909
- Tiedemann R., Harder J., Gmeiner C. & Haase E. (1996): Mitochondrial DNA sequence patterns of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North and the Baltic sea. *Zeitschrift Fur Säugetierkunde. International Journal Of Mammalian Biology* 61 (2): 104–111
- Topcu H. D. & Brockmann U. H. (2015): Seasonal oxygen depletion in the North Sea, a review. *Marine Pollution Bulletin* 99 (1): 5–27. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.06.021
- Tougaard J., Carstensen J., Teilmann J., Skov H. & Rasmussen P. (2009): Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* [L.]). *The Journal of the Acoustical Society of America* 126 (1): 11–14. DOI: 10.1121/1.3132523
- Trouwborst A. & Dotinga H. M. (2011): Comparing european instruments for marine nature conservation: The OSPAR convention, the Bern convention, the birds and habitats directives, and the added value of the marine strategy framework directive. 20 (4). DOI: NA
- Tulp I., Bolle L. J., Chen C., Dänhardt A., Haslob H., Jepsen N., van Leeuwen A., Poiesz S. S. H., Scholle J., Vrooman J., Vorberg R. & Walker P. (2022): Fish. In: *Wadden Sea Quality Status Report*. Eds.: Klopper S. et al. Common Wadden Sea Secretariat. Wilhelmshaven, Germany. 57 S.
- UBA (2019): *Monitoringbericht 2019 zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel*. UBA – Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 272 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2023): *Munition im Meer*. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/meere/nutzung-belastungen/munition-im-meer#schadstoffbelastung-durch-konventionelle-munition> (aufgerufen am 09.01.2024)
- Ulleweit J., Stransky C. & Panten K. (2010): Discards and discarding practices in German fisheries in the North Sea and Northeast Atlantic during 2002–2008. *Journal of Applied Ichthyology* 26 (s1): 54–66. DOI: 10.1111/j.1439-0426.2010.01449.x
- Underwood G. J. C. & Paterson D. M. (2003): The importance of extracellular carbohydrate production by marine epipelagic diatoms. In: *Advances in Botanical Research*. Academic Press: 183–240
- Unger B., Herr H., Benke H., Böhmert M., Burkhardt-Holm P., Dähne M., Hillmann M., Wolff-Schmidt K., Wohlsein P. & Siebert U. (2017): Marine debris in harbour porpoises and seals from German waters. *Marine Environmental Research* 130: 77–84. DOI: 10.1016/j.marenvres.2017.07.009
- Unger B., Nachtsheim D., Ramírez Martínez N., Siebert U., Sveegard S., Kyhn L. A., Dalgaard Balle J., Teilmann J., Carlström J., Owen K. & Gilles A. (2020): MiniSCANS-II: Aerial survey for harbour porpoises in the western Baltic Sea, Belt Sea, the Sound and Kattegat in 2020. Final report to Danish Environmental Protection Agency, German Federal Agency for Nature Conservation and Swedish Agency for Marine and Water Management. 22 S.
- Untiedt C. (2022): *Im Wandel der Zeit. Die Nordseeinsel Mellum und die Besiedlung durch Wanzen (Heteroptera) im Laufe der letzten 30 Jahre*. Bachelorarbeit im Studiengang Umweltwissenschaften. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. Oldenburg
- Vahtera E., Conley D. J., Gustafsson B. G., Kuosa H., Pitkänen H., Savchuk O. P., Tamminen T., Viitasalo M., Voss M., Wasmund N. & Wulff F. (2007): Internal Ecosystem Feedbacks Enhance Nitrogen-fixing Cyanobacteria Blooms and Complicate Management in the Baltic Sea. *Ambio A Journal of the Human Environment* 36 (2): 186–194. DOI: 10.1579/0044-7447(2007)36[186:IEFENC]2.0.CO;2
- Valdivia N., de la Haye K. L., Jenkins S. R., Kimmance S. A., Thompson R. C. & Molis M. (2009): Functional composition, but not richness, affected the performance of sessile suspension-feeding assemblages. *Journal of Sea Research* 61 (4): 216–221. DOI: 10.1016/j.seares.2008.12.001
- van Beusekom J.E.E. (2005): A historic perspective on Wadden Sea eutrophication Helgoland Marine Research 59 (1), 45–54. DOI: 10.1007/s10152-004-0206-2
- van der Veer H. W., Bergman M. J. N. & Beukema J. J. (1985): Dredging activities in the Dutch Wadden Sea: effects on macrobenthic infauna. *Netherlands Journal of Sea Research* 19 (2): 183–190. DOI: 10.1016/0077-7579(85)90022-5
- van der Veer H. W., Tulp I., Witte J. I. J., Poiesz S. S. H. & Bolle L. J. (2022): Changes in functioning of the largest coastal North Sea flatfish nursery, the Wadden Sea, over the past half century. *Marine Ecology Progress Series* 693: 183–201. DOI: 10.3354/meps14082
- Van Loveren H., Ross P. S., Osterhaus A. D. M. E. & Vos J. G. (2000): Contaminant-induced immunosuppression and mass mortalities among harbor seals. *Toxicology Letters* 112–113: 319–324. DOI: 10.1016/S0378-4274(99)00198-8
- Vance H. M., Hooker S. K., Mikkelsen L., van Neer A., Teilmann J., Siebert U. & Johnson M. (2021): Drivers and constraints on offshore foraging in harbour seals. *Scientific Reports* 11 (1): 6514. DOI: 10.1038/s41598-021-85376-2

- Vega-Leinert A. C. de la, Stoll-Kleemann S. & Wegener E. (2018): Managed Realignment (MR) along the Eastern German Baltic Sea: A Catalyst for Conflict or for a Coastal Zone Management Consensus. *Journal of Coastal Research* 34 (3): 586–601. DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-15-00217.1
- Vezzulli L., Baker-Austin C., Kirschner A., Pruzzo C. & Martinez-Urtaza J. (2020): Global emergence of environmental non-O1/O139 *Vibrio cholerae* infections linked with climate change: a neglected research field? *Environmental microbiology* 22 (10): 4342–4355. DOI: 10.1111/1462-2920.15040
- Viitasalo M. & Bonsdorff E. (2022): Global climate change and the Baltic Sea ecosystem: direct and indirect effects on species, communities and ecosystem functioning. *Earth System Dynamics* 13 (2): 711–747. DOI: 10.5194/esd-13-711-2022
- Villnäs A. & Norkko A. (2011): Benthic diversity gradients and shifting baselines: implications for assessing environmental status. *Ecological Applications* 21 (6): 2172–2186. DOI: 10.1890/10-1473.1
- Villnäs A., Norkko J., Lukkari K., Hewitt J. & Norkko A. (2012): Consequences of Increasing Hypoxic Disturbance on Benthic Communities and Ecosystem Functioning. *PLOS ONE* 7 (10): e44920. DOI: 10.1371/journal.pone.0044920
- Virta L., Gammal J., Järnström M., Bernard G., Soininen J., Norkko J. & Norkko A. (2019): The diversity of benthic diatoms affects ecosystem productivity in heterogeneous coastal environments. *Ecology* 100 (9): e02765. DOI: 10.1002/ecy.2765
- Vogt H. & Schramm W. (1991): Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel Bay (Western Baltic): what are the causes? *Marine Ecology Progress Series* 69: 189–194. DOI: 10.3354/meps069189
- Voss R., Hoffmann J., Llope M., Schmidt J. O., Möllmann C. & Quaas M. F. (2015): Political overfishing: Social-economic drivers in TAC setting decisions. In: B: 25 Poster. Centro Oceanográfico de Cádiz
- Vuorinen I., Hänninen J., Viitasalo M., Helminen U. & Kuosa H. (1998): Proportion of copepod biomass declines with decreasing salinity in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 55 (4): 767–774. DOI: 10.1006/jmsc.1998.0398
- Wahl M., Werner F. J., Buchholz B., Raddatz S., Graiff A., Matthiessen B., Karsten U., Hiebenthal C., Hamer J., Ito M., Gülzow E., Rilov G. & Guy-Haim T. (2020): Season affects strength and direction of the interactive impacts of ocean warming and biotic stress in a coastal seaweed ecosystem. *Limnology and Oceanography* 65 (4): 807–827. DOI: 10.1002/lno.11350
- Wahl T., Haigh I. D., Woodworth P. L., Albrecht F., Dillingh D., Jensen J., Nicholls R. J., Weisse R. & Wöppelmann G. (2013): Observed mean sea level changes around the North Sea coastline from 1800 to present. *Earth-Science Reviews* 124: 51–67. DOI: 10.1016/j.earscirev.2013.05.003
- Wasmund N., Tuimala J., Suikkanen S., Vandepitte L. & Kraberg A. (2011): Long-term trends in phytoplankton composition in the western and central Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 87 (2): 145–159. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2011.03.010
- Wasmund N., Nausch G. & Feistel R. (2013): Silicate consumption: an indicator for long-term trends in spring diatom development in the Baltic Sea. *Journal of Plankton Research* 35 (2): 393–406. DOI: 10.1093/plankt/fbs101
- Wasmund N., Kownacka J., Göbel J., Jaanus A., Johansen M., Jurgensone I., Lehtinen S. & Powilleit M. (2017): The Diatom/Dinoflagellate Index as an Indicator of Ecosystem Changes in the Baltic Sea 1. Principle and Handling Instruction. *Frontiers in Marine Science* 4: 13 S.
- Wasmund N., Nausch G., Gerth M., Busch S., Burmeister C., Hansen R. & Sadkowiak B. (2019): Extension of the growing season of phytoplankton in the western Baltic Sea in response to climate change. *Marine Ecology Progress Series* 622: 1–16. DOI: 10.3354/meps12994
- Wehrmann A., Herlyn M., Bungenstock F., Hertweck G. & Millat G. (2000): The distribution gap is closed – First record of naturally settled pacific oysters *Crassostrea gigas* in the East Frisian Wadden Sea, North Sea. *Senckenbergiana maritima* 30 (3–6): 153–160. DOI: 10.1007/BF03042964
- Weltersbach M. S., Riepe C., Lewin W.-C. & Strehlow H. V. (2021): Ökologische, soziale und ökonomische Dimensionen des Meeresangels in Deutschland. Thünen-Institut für Ostseefischerei. Braunschweig, Deutschland. Thünen Report 83. 255 S.
- Werner F. J., Graiff A. & Matthiessen B. (2016a): Even moderate nutrient enrichment negatively adds up to global climate change effects on a habitat-forming seaweed system. *Limnology and Oceanography* 61 (5): 1891–1899. DOI: 10.1002/lno.10342
- Werner F. J., Graiff A. & Matthiessen B. (2016b): Temperature effects on seaweed-sustaining top-down control vary with season. *Oecologia* 180 (3): 889–901. DOI: 10.1007/s00442-015-3489-x
- Wesch C., Barthel A.-K., Braun U., Klein R. & Paulus M. (2016a): No microplastics in benthic eelpout (*Zoarces viviparus*): An urgent need for spectroscopic analyses in microplastic detection. *Environmental Research* 148: 36–38. DOI: 10.1016/j.envres.2016.03.017
- Wesch C., Bredimus K., Paulus M. & Klein R. (2016b): Towards the suitable monitoring of ingestion of microplastics by marine biota: A review. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)* 218: 1200–1208. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.08.076
- Westphal L. & Liebschner A. (2021): Unbestreitbar. Ein Stück Wildnis ist zurück. *Seevögel* 42 (2-3): 6–9
- Westphal L., Klemens L., Reif F., van Neer A. & Dähne M. (2023): First evidence of grey seal predation on marine mammals in the German Baltic Sea. *Journal of Sea Research* 192: 102350. DOI: 10.1016/j.seares.2023.102350
- Wiemann A., Andersen L., Berggren P., Siebert U., Benke H., Teilmann J., Lockyer C., Pawliczka I., Skora K., Roos A., Lyrholm T., Paulus K., Ketmaier V. & Tiedemann R. (2010): Mitochondrial Control Region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conservation Genetics* 11 (1): 195–211. DOI: 10.1007/s10592-009-0023-x

- Wilhelmsson D., Malm T. & Öhman M. C. (2006): The influence of offshore windpower on demersal fish. *ICES Journal of Marine Science* 63 (5): 775–784. DOI: 10.1016/j.icesjms.2006.02.001
- Williams B., Lamont T. A. C., Chapuis L., Harding H. R., May E. B., Prasetya M. E., Seraphim M. J., Jompa J., Smith D. J., Janetski N., Radford A. N. & Simpson S. D. (2022): Enhancing automated analysis of marine soundscapes using ecoacoustic indices and machine learning. *Ecological Indicators* 140: 108986. DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.108986
- Wilms R., Sass H., Köpke B., Köster J., Cypionka H. & Engelen B. (2006): Specific Bacterial, Archaeal, and Eukaryotic Communities in Tidal-Flat Sediments along a Vertical Profile of Several Meters. *Applied and Environmental Microbiology* 72 (4): 2756–2764. DOI: 10.1128/AEM.72.4.2756-2764.2006
- Wilms R., Sass H., Köpke B., Cypionka H. & Engelen B. (2007): Methane and sulfate profiles within the subsurface of a tidal flat are reflected by the distribution of sulfate-reducing bacteria and methanogenic archaea. *FEMS microbiology ecology* 59 (3): 611–621. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2006.00225.x
- Wiltshire K. H., Ecker U. & Kirstein I. V.: Hydrochemistry at time series station Helgoland Roads, North Sea since 2001. Alfred Wegener Institute – Biological Institute Helgoland
- Wiltshire K. H., Kraberg A., Bartsch I., Boersma M., Franke H.-D., Freund J., Gebühr C., Gerds G., Stockmann K. & Wichels A. (2010): Helgoland Roads, North Sea: 45 Years of Change. *Estuaries and Coasts* 33 (2): 295–310. DOI: 10.1007/s12237-009-9228-y
- Wiltshire K. H., Malzahn A. M., Wirtz K., Greve W., Janisch S., Mangelsdorf P., Manly B. F. J. & Boersma M. (2008): Resilience of North Sea phytoplankton spring bloom dynamics: An analysis of long-term data at Helgoland Roads. *Limnology and Oceanography* 53 (4): 1294–1302. DOI: 10.4319/lo.2008.53.4.1294
- Wiltshire K. H., Boersma M., Carstens K., Kraberg A. C., Peters S. & Scharfe M. (2015): Control of phytoplankton in a shelf sea: Determination of the main drivers based on the Helgoland Roads Time Series. *Journal of Sea Research* 105: 42–52. DOI: 10.1016/j.seares.2015.06.022
- Wiltshire K. H. & Boersma M. (2016): Meeting in the Middle: On the Interactions Between Microalgae and Their Predators or Zooplankton and Their Food. In: P. M. Glibert & T. M. Kana (Hrsg.): *Aquatic Microbial Ecology and Biogeochemistry: A Dual Perspective*. Springer International Publishing, Cham: 215–223
- Winter M., Haynert K., Scheu S. & Maraun M. (2018): Seasonal dynamics and changing sea level as determinants of the community and trophic structure of oribatid mites in a salt marsh of the Wadden Sea. *PLOS ONE* 13 (11): e0207141. DOI: 10.1371/journal.pone.0207141
- Wisniewska D. M., Johnson M., Teilmann J., Siebert U., Galatius A., Dietz R. & Madsen P. T. (2018): High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285 (1872): 20172314. DOI: 10.1098/rspb.2017.2314
- Wittmann A. C. & Pörtner H.-O. (2013): Sensitivities of extant animal taxa to ocean acidification. *Nature Climate Change* 3 (11): 995–1001. DOI: 10.1038/nclimate1982
- Wohlsein P., Seibel H., Beineke A., Baumgärtner W. & Siebert U. (2019): Morphological and Pathological Findings in the Middle and Inner Ears of Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*). *Journal of Comparative Pathology* 172: 93–106. DOI: 10.1016/j.jcpa.2019.09.005
- Wolters M., Garbutt A. & Bakker J. P. (2005): Salt-marsh restoration: evaluating the success of de-embankments in north-west Europe. *Biological Conservation* 123 (2): 249–268. DOI: 10.1016/j.biocon.2004.11.013
- Wolters H. E. (2006): Restoration of salt marshes. Dissertation. University of Groningen. 169 S.
- World Health Organization (2017): Pandemic influenza risk management: a WHO guide to inform and harmonize national and international pandemic preparedness and response. World Health Organization. 62 S.
- Worm B., Barbier E. B., Beaumont N., Duffy J. E., Folke C., Halpern B. S., Jackson J. B. C., Lotze H. K., Micheli F., Palumbi S. R., Sala E., Selkoe K. A., Stachowicz J. J. & Watson R. (2006): Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314 (5800): 787–790. DOI: 10.1126/science.1132294
- Wuchter C., Abbas B., Coolen M. J. L., Herfort L., van Bleijswijk J., Timmers P., Strous M., Teira E., Herndl G. J., Middelburg J. J., Schouten S. & Sinninghe Damsté J. S. (2006): Archaeal nitrification in the ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103 (33): 12317–12322. DOI: 10.1073/pnas.0600756103
- Wulf S. (2021): Deichrückverlegungen an der deutschen Ostseeküste. Erfahrungen aus bestehenden Projekten. 96 (3): 121–128. DOI: 10.17433/3.2021.50153887.121-128
- Wunschmann A., Frese K., Müller G., Baumgärtner W., Siebert U., Weiss R., Lockyer C. & Heide-Jørgensen M. P. (2001): Evidence of infectious diseases in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) hunted in the waters of Greenland and by-caught in the German North Sea and Baltic Sea. *Veterinary Record* 148 (23): 715–720. DOI: 10.1136/vr.148.23.715
- Xu X., Lemmen C. & Wirtz K. W. (2020): Less Nutrients but More Phytoplankton: Long-Term Ecosystem Dynamics of the Southern North Sea. *Frontiers in Marine Science* 7. DOI: 10.3389/fmars.2020.00662
- Yallop M. L., de Winder B., Paterson D. M. & Stal L. J. (1994): Comparative structure, primary production and biogenic stabilization of cohesive and non-cohesive marine sediments inhabited by microphytobenthos. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 39 (6): 565–582. DOI: 10.1016/S0272-7714(06)80010-7
- Yap X., Deaville R., Perkins M. W., Penrose R., Law R. J. & Jepson P. D. (2012): Investigating links between polychlorinated biphenyl (PCB) exposure and thymic involution and thymic cysts in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Marine Pollution Bulletin* 64 (10): 2168–2176. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.07.038
- Zaiko A., Lehtiniemi M., Naršcius A. & Olenin S. (2011): Assessment of bioinvasion impacts on a regional scale: A

- comparative approach. *Biological Invasions* 13: 1739–1765. DOI: 10.1007/s10530-010-9928-z
- Zenetos A., Tsiamis K., Galanidi M., Carvalho N., Bartilotti C., Canning-Clode J., Castriota L., Chainho P., Comas-Gonzalez R., Costa A., Dragicevic B., Dulcic J., Faasse M., Florin A., Gittenberger A. et al. (2022): Status and Trends in the Rate of Introduction of Marine Non-Indigenous Species in European Seas. *Diversity-Basel* 14 (12). DOI: 10.3390/d14121077
- Zervoudaki S., Nielsen T.G. & Carstensen J. (2009): Seasonal succession and composition of the zooplankton community along an eutrophication and salinity gradient exemplified by Danish waters. *Journal of Plankton Research* 31 (12): 1475–1492. DOI: 10.1093/plankt/fbp084
- Zettler A. & Zettler M. (2023): Status und Verbreitung der Gebietsfremden Arten (Neobiota) in den deutschen Küstengewässern der Ostsee 2022. *Ergebnisse des Rapid Assessments 2022*
- Zettler M. L., Daunys D., Kotta J. & Bick A. (2002): History and Success of an Invasion into the Baltic Sea: The Polychaete *Marenzelleria cf. Viridis*, Development and Strategies. In: E. Leppäkoski, S. Gollasch & S. Olenin (Hrsg.): *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Springer Netherlands. Dordrecht: 66–75
- Zettler M. L., Friedland R., Gogina M. & Darr A. (2017): Variation in benthic long-term data of transitional waters: Is interpretation more than speculation? *PLOS ONE* 12 (4): e0175746. DOI: 10.1371/journal.pone.0175746
- Zettler M. L., Beermann J., Dannheim J., Ebbe B., Grotjahn M., Günther C.-P., Gusky M., Kind B., Kröncke I., Kuhlenskamp R., Orendt C., Rachor E., Schanz A., Schröder A., Schüler L. et al. (2018): An annotated checklist of macrozoobenthic species in German waters of the North and Baltic Seas. *Helgoland Marine Research* 72 (1): 5. DOI: 10.1186/s10152-018-0507-5
- Zettler M., Kremp A. & Dutz J. (2020): Biological assessment of the Baltic Sea 2019. 115: 1–89. DOI: 10.12754/msr-2020-0115
- Zinngrebe Y., Pröbstl F., Büttner N., Marquard E., Nöske N., Timpte M., Zedda L. & Paulsch A. (2021): Strukturelle und inhaltliche Analyse der Nationalen Biodiversitätsstrategie. Empfehlungen für ihre Weiterentwicklung. *Ergebnisse des F+E-Vorhabens »NBS Post 2020 – Konsultationsprozess zur Weiterentwicklung der NBS«* (FKZ: 3519 80 0400)
- Zühlke R., Blome D., Van Bernem K.H. & Dittmann S. (1998): Effects of the tube-building polychaete *Lanice conchilega* (Pallas) on benthic macrofauna and nematodes in an intertidal sandflat. *Senckenbergiana Maritima* 29 (1–6): 131–138. DOI: 10.1007/BF03043951

