



Hochschule Neubrandenburg
University of Applied Sciences

Fachbereich Landschaftswissenschaften und Geomatik

Bachelorarbeit (B.Sc.)

**"Evaluierung der Qualität des Sylter Außenriff – Östliche
Deutsche Bucht unter Anwendung des MPA-Guides:
Fortschritt in Richtung der 30x30-Ziele"**

vorgelegt von: Laurin Dante Cremer

URN-Nr.: urn:nbn:de:gbv:519-thesis-2025-0191-5

1. Betreuer: Prof. Dr. Torsten Lipp
2. Betreuer: Prof. Dr. Ing. Jens Hoffmann

Neubrandenburg, 16.08.2025

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	IV
Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	VI
Zusammenfassung	1
1 Globale Bedeutung und der Wandel im Meeresschutz	3
2 Problemstellung und Einordnung	6
2.1 Begriffserklärung und rechtlicher Rahmen	8
2.1.1 Internationale Abkommen	8
2.1.2 EU-Politik	9
2.1.3 Nationale Grundlagen	10
3 Aktueller Zustand des Atlantiks	11
3.1.1 Ökologische Degradation	11
3.1.2 Anthropogene Druckfaktoren	13
3.1.3 Sozioökonomische Dimension	16
4 Area Based Conservation	17
4.1 Marine Protected Areas	17
4.1.1 Stand in der EU	20
4.1.2 Auswirkungen	22
4.1.3 Das „Paper Park“-Problem	24
4.2 Other Effective Area-based Conservation Measures	26
4.3 Marine Prosperity Areas	29
5 Nationale Grundlagen	31
5.1 Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt	31
5.2 Raumordnungsplan für die ausschließliche Wirtschaftszone 2021	33
5.3 Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht	35
5.3.1 Nutzungskonflikte	38
6 Methodik	43

6.1	The MPA Guide	43
6.1.1	Bewertung der Schutzgebietsperformance.....	44
6.2	Vergleich von MPAs, MPpAs und OECMs	45
6.3	Methodenkritik	46
7	Ergebnis	47
7.1	Schutzgebietsperformance nach MPA-Guide-Kriterien.....	47
7.2	Tabellarischer Vergleich von MPAs, MPpAs, OECMs	52
8	Diskussion	54
8.1	Bewertung der Schutzstufen nach dem MPA-Guide.....	54
8.2	Zielerreichung internationaler und nationaler Strategien.....	56
8.3	Zielkonflikte des ROP.....	57
8.4	Implementierungsdefizite und alternative Verwaltungsansätze	58
9	Zentrale Erkenntnisse und Handlungsbedarf	60
9.1	Politikempfehlungen für ein integriertes Schutzkonzept.....	60
9.2	Erkenntnisse	63
	Quellenverzeichnis	65

Abkürzungsverzeichnis

ABC.....	Area Based Conservation
AWZ.....	Ausschließliche Wirtschaftszone
BfN.....	Bundesamt für Naturschutz
BMUV.....	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
BNatSchG.....	Bundesnaturschutzgesetz
BSH.....	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
CBD	Übereinkommen über die biologische Vielfalt
EC	European Comission
EEA.....	European Environment Agency
FFH.....	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
GBF.....	Globaler Biodiversitätsrahmen
GFP.....	Gemeinsame Fischereipolitik
ICES.....	International Council for the Exploration of the Sea
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IPEBS	Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
IUCN.....	International Union for Conservation of Nature
MPAs.....	Marine Protected Areas
MPpA.....	Marine Prosperity Areas
MSRL.....	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
NBS.....	Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt
NSGSylV.....	Verordnung über die Festsetzung des Naturschutzgebietes „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“
NTZ.....	No-take Zones
OECM.....	Other Effective Area-based Conservation Measures
UNEP-WCMC.....	World Conservation Monitoring Centre
VSRL.....	Vogelschutzrichtlinie

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Durchschnittliche Oberflächentemperatur des Nordatlantiks (SST)	11
Abbildung 2 Kombinierte Auswirkung der menschlichen Aktivitäten und Stressfaktoren.....	14
Abbildung 3 Phosphor und Stickstoffeinträge nach Kategorie in den Nordostatlantik	15
Abbildung 4 Karte der Marine Protected Areas weltweit	19
Abbildung 5 MPA Coverage von EU-Mitgliedstaaten Stand 2022.	20
Abbildung 6 Prozentuale Verteilung von europäischen MPAs in Größenklassen.	21
Abbildung 7 Raumordnungsplan für die ausschließliche Wirtschaftszone in der Nordsee	34
Abbildung 8 Bereiche des Sylter Außenriff - Östliche Deutsche Bucht und Maßnahmen der EU-Verordnung 2023/340	37
Abbildung 9 Mittlerer Fischereidruck im Sylter Außenriff nach Methode für das Jahr 2024...	39
Abbildung 10 Verbreitung von Seetauchern. vor der Errichtung der Windparke	41
Abbildung 11 Grafische Darstellung der Bewertungsmethode	44
Abbildung 12 Bewertung des Schutzgrades mithilfe des MPA-Guides	48

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Übersicht der MESH+-Klassifikationen in den Meeresregionen Ostsee, Schwarzes Meer, Mittelmeer und Nordostatlantik	12
Tabelle 2 Tabellarischer Vergleich zentraler Definitionen von Meeresschutzgebieten	17
Tabelle 3 Prozentuale Abdeckung von MPA in den biologischen Tiefenzonen in jeder Europäischen Meeresregion	25
Tabelle 4 Arten von Other Effective Conservation Measures	26
Tabelle 5 Kriterien von Other Effective Area-based Conservation Measures	27
Tabelle 6 Richtlinien für die Umsetzung von MPpAs in der Praxis	29
Tabelle 7 Relevante Ziele der NBS 2030 für Marine Protected Areas.....	32
Tabelle 8 Textliche Erläuterung zur Schutzkategorienbewertung	49
Tabelle 9 Prozentuale Schutzstufen der Schutzgebietsbereiche	50
Tabelle 10 Potenzielle Outcomes von marinen Schutzgebieten	51
Tabelle 11 Vergleichstabelle: MPAs, MPpAs und OECMs	53

Zusammenfassung

Die Meere sind eine wichtige Quelle lebenswichtiger Ressourcen, stehen jedoch unter erheblichem Druck durch anthropogene Belastungen wie Erderwärmung, Versauerung und Überfischung. Internationale Übereinkommen (CBD, Aichi-Ziele, Global Biodiversity Framework) und EU-Instrumente (Vogelschutz- und FFH-Richtlinien, Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie) legen Schutzziele von 10 % bis 30 % fest. Weltweit sind jedoch bislang nur 8,4 % der Meere geschützt, wovon ein großer Teil als sogenannte „Paper Parks“ gelten, welche keine effektiven Sanktions- oder Managementmechanismen besitzen.

Die vorliegende Bachelorarbeit untersucht das größte deutsche Meeresschutzgebiet „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ in der Nordsee mithilfe des MPA-Guides von Grorud-Colvert et al. (2021) exemplarisch. Und bewertet dessen tatsächliche Schutzwirkung im Vergleich zu internationalen Zielen. Ziel ist es, herauszufinden, inwieweit das formell ausgewiesene Schutzgebiet seinem ökologischen Anspruch gerecht wird und die Vorgaben der EU-Biodiversitätsstrategie und der OSPAR-Strategie 2030 erfüllt. Außerdem welche Rolle alternative Konzepte wie Other Effective Area-based Conservation Measures und Marine Prosperity Areas künftig spielen können.

Die methodische Bewertung basiert auf der systematischen Auswertung von vier zentralen Datenquellen: der nationalen Schutzgebietsverordnung, dem Raumordnungsplan für die ausschließliche Wirtschaftszone, der EU-Verordnung 2023/340 und EMODnet-Daten zu Fischereiaktivitäten. Die Daten werden mit einem Schwellenwert gefiltert und Polygone mit minimaler Fischerei ignoriert. Die Kartierung im GIS erlaubt die räumliche Zuordnung der Schutzgrade gemäß MPA-Guide-Kriterien: vollständig, hoch, leicht, minimal geschützt oder inkompatibel.

Die Ergebnisse zeigen, dass lediglich 0,9 % der Gesamtfläche als vollständig geschützt gelten. Hoch- oder leicht geschützte Zonen sind nicht vorhanden. 38,7 % der Fläche sind minimal geschützt, während 60,4 % als mit den Schutzzielen inkompatibel eingestuft werden, da zentrale Aktivitäten wie pelagische und bodenberührende Fischerei, Schifffahrt, Rohstoffabbau und Offshore-Windparks dort erlaubt sind. Diese Einordnung beruht darauf, dass industrielle Fischereimethoden mit Schiffen über 12 m, Rohstoffabbau und großflächige Infrastruktur laut MPA-Guide grundsätzlich als inkompatibel gelten.

Im Vergleich zu den Zielsetzungen der EU-Biodiversitätsstrategie 2030 (30 % Flächenschutz, 10 % streng geschützt) sowie der OSPAR-Strategie 2030 umfasst das betrachtete Gebiet nominell rund 19,6 % der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone in der Nordsee.

Tatsächlich sind jedoch nur etwa 7,8 % wirksam geschützt, und lediglich 0,0017 % erfüllen die Kriterien eines strengen Schutzes.

Damit verfehlt es die qualitativen Anforderungen, da 99,1% der Fläche keinen oder nur minimalen Schutz bieten. Zielkonflikte im Raumordnungsplan zwischen Naturschutz, Fischerei, sowie Energie- und Rohstoffgewinnung verstärken diese Defizite, da Ausnahmen in der Schutzverordnung weitreichende Nutzungen zulassen.

Die Diskussion zeigt, dass MPAs als strenge Schutzinstrumente zwar ein wissenschaftlich fundiertes Framework bieten, aber in der Praxis aufgrund fragmentierter Zuständigkeiten und mangelnder Durchsetzung nur begrenzte Wirkung entfalten. Alternative Ansätze könnten diese Lücken schließen, indem sie bestehende Managementstrukturen (z. B. Sicherheitszonen um Windparks, militärische Sperrgebiete) als OECS ausgewiesen und Biodiversitätsschutz als Nebenprodukt schützen. Marine Prosperity Areas verbinden partizipatives Co-Design, lokale Verwaltung und unmittelbare sozioökonomische Anreize, wodurch Compliance und Akzeptanz deutlich steigen können. Pilotprojekte aus Mexiko belegen, dass lokale Gemeinden durch partizipative Verwaltung und alternative Einkommensquellen ökologische Erholung und Wohlstand gleichzeitig fördern.

Als Politikempfehlungen schlägt die Arbeit vor,

1. No-Take-Kernzonen über die Amrumbank hinaus auszuweiten und diese räumlich zu vernetzen,
2. Pufferzonen als OECSs mit moderaten Nutzungseinschränkungen zu etablieren,
3. Offshore-Windparks unter Auflagen als OECSs anzuerkennen und systematisches Biodiversitätsmonitoring durchzuführen,
4. Marine Prosperity Areas als Pilotprojekte einzurichten, um partizipative Verwaltung und ökonomische Anreize zu kombinieren,
5. Raumordnungsplan, Schutzverordnung und Monitoring kohärent zu verknüpfen,
6. marktbasierende Instrumente wie Zahlungen für Ökosystemleistungen und Biodiversitäts-Offsets einzusetzen sowie sektorspezifische Beiträge von Fischerei, Schifffahrt und Offshore-Windenergie bereitzustellen.

Die Arbeit zeigt, dass die formale Ausweisung des Sylter Außenriffs allein keinen wirksamen Schutz garantiert. Erforderlich ist vielmehr eine integrative Strategie, die Meeresschutzgebiete (MPAs), andere effektive flächenbezogene Schutzmaßnahmen (OECSs) und nachhaltige Bewirtschaftungsgebiete (MPpAs) kombiniert und klare rechtliche Rahmenbedingungen schafft. Nur unter diesen Voraussetzungen kann das Gebiet einen substanziellen Beitrag zur Erreichung der 30×30-Ziele leisten und Deutschland seinen internationalen Verpflichtungen im Meeresschutz nachkommen.

1 Globale Bedeutung und der Wandel im Meeresschutz

Die Ozeane bedecken etwa 71 % der Erdoberfläche und spielen eine zentrale Rolle für das globale Klima, die Erhaltung der Biodiversität sowie die Ernährungssicherheit von über drei Milliarden Menschen. Seit 1970 absorbieren sie rund 30 % der anthropogenen CO₂-Emissionen und etwa 90 % der überschüssigen Wärme. Dadurch verändern sich der pH-Wert und der Sauerstoffgehalt des Wassers. Die stetige Erwärmung der Weltmeere führt zu einem Anstieg des Meeresspiegels, einer Schwächung der Meeresströmungen, und verstärkten Stürmen (IPCC, 2022).

Im Jahr 2022 stammten rund 6 % der weltweit konsumierten Proteine aus der aquatischen Nahrungsmittelproduktion. Es wird erwartet, dass die Produktion bis 2032 um weitere 10 % zunehmen wird. Währenddessen sind 35,5 % der global und bis zu 90 % der regional kommerziell genutzten Fischbestände überfischt mit steigender Tendenz (FAO, 2024). Die Weltmeere enthalten 97 % des Wassers und 90 % des verfügbaren Lebensraums nach Volumen. Von den geschätzten 2,2 Millionen marinen Arten sind etwa 91 % noch nicht wissenschaftlich beschrieben, derzeit sind nur etwa 242.000 Arten bekannt (Bouchet et al., 2023). Dennoch schreitet der Rückgang der Biodiversität im Meer rapide voran. Mehr als ein Viertel der marinen Arten ist nach aktuellen Schätzungen vom Aussterben bedroht (IUCN, o. D.). Weltweit sind marine Ökosysteme wie Korallenriffe, Mangrovenwälder und Seegraswiesen gefährdet und verzeichnen erhebliche Flächenverluste, mit Folgen für die Nahrungssicherung, den Küstenschutz und die Biodiversität (FAO, 2024; IPCC, 2022).

Angesichts der zunehmenden Belastungen und des steigenden Drucks auf die Weltmeere, geraten marine Ökosysteme weltweit immer stärker unter Stress. Vor diesem Hintergrund werden Marine Protected Areas heute verstärkt als effektive Lösung betrachtet, um die Biodiversität und die Funktionalität artenreicher Küsten- und Meeresökosysteme zu erhalten (FAO, 2024).

Der konzeptionelle Ursprung mariner Schutzgebiete liegt in traditionellen Bewirtschaftungsansätzen küstennaher Gemeinschaften weltweit. Die moderne wissenschaftsbasierte Entwicklung von Marine Protected Areas begann jedoch erst mit der internationalen Politisierung des Meeresschutzes im 20. Jahrhundert (Kriegel et al., 2021; Wells et al., 2016). Die erste Nationalparkkonferenz (1962) und das darauffolgende Tokioter Symposium hoben das Konzept mariner Schutzgebiete auf die internationale Agenda (Wells et al., 2016). Entscheidend war auch die spätere Ausweitung der ausschließlichen Wirtschaftszone auf 200 Seemeilen durch die UN-Seerechtskonvention (1982). Durch den Artikel des Seerechtsübereinkommens von 1994 waren die Küstenstaaten erstmals verbindlich für den Schutz ihrer Gewässer verantwortlich. Die zweite Nationalparkkonferenz (1972) forderte, die bewährten terrestrischen Schutzprinzipien auf marine Ökosysteme zu

übertragen (IUCN, 2010). Diese Entscheidung legte das konzeptionelle Fundament für die Entwicklung moderner Marine Protected Areas (Humphreys & Clark, 2020).

1979 führte die EU mit der Vogelschutzrichtlinie einen entscheidenden ersten Schritt zum Schutz der Artenvielfalt in der Europäischen Union ein. 1992 wurde diese durch die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie ergänzt, die den Schutz von Lebensräumen und Arten ausweitete. Gemeinsam bilden beide Richtlinien das Fundament des europäischen Schutzgebietsnetzwerks Natura 2000 (EEA, 2024d). Trotz der frühen Schutzmaßnahmen zeigte sich bereits in den 1990er Jahren, dass insbesondere die biologische Vielfalt der Meere weiterhin unzureichend geschützt war. Der anhaltende Verlust mariner Arten und Lebensräume machte deutlich, dass zusätzliche und gezielte Schutzmaßnahmen erforderlich sind. Daraufhin wurde 2008 die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie auf europäischer Ebene verabschiedet. Diese erweiterte den Schutzansatz auf die marine Biodiversität, sowie die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme und einen ökosystembasierten Managementansatz (EC, o. D.-b). Das zentrale Ziel war es, bis spätestens 2020 einen „guten Umweltzustand“ in allen europäischen Meeresregionen zu erreichen oder zu erhalten.

Das Ziel wurde trotz der Bemühungen nicht erreicht und große Teile mariner Ökosysteme befinden sich immer noch in einem schlechten oder sich verschlechternden Zustand. Insbesondere im Rahmen von Natura 2000 bestehen weiterhin Defizite (EEA, 2019; Reker et al., 2015).

Internationale Abkommen wie das Übereinkommen über die biologische Vielfalt forderten ebenfalls, mindestens 10 % der Meeres- und Küstengebiete bis 2020 unter Schutz zu stellen (CBD, 2020a). Dieses Ziel wurde jedoch verfehlt. 2020 lag der weltweite Anteil geschützter Meeresflächen nur bei etwa 7 % (UNEP-WCMC, 2020). Neue Initiativen wie der Globale Biodiversitätsrahmen und die EU-Biodiversitätsstrategie streben an, bis 2030 mindestens 30 % der Meere unter wirksamen Schutz zu stellen, wobei die EU zusätzlich einen strengen Schutz von 10 % der Fläche vorsieht (GBF, o. D.; EC, o.D.).

Im Bewusstsein der globalen Herausforderungen für die Meeresökosysteme und der Notwendigkeit, wissenschaftsbasierte Lösungen zu entwickeln, hat die Generalversammlung der Vereinten Nationen die „UN Decade of Ocean Science for Sustainable Development“ (2021–2030) ausgerufen. Ziel ist es, das notwendige wissenschaftliche Wissen für eine nachhaltige Zukunft bereitzustellen und damit die Grundlage für effektiven Meeresschutz und nachhaltige Nutzung der Ozeane zu schaffen (United Nations, 2022). Auf der UN Ocean Conference 2025 bekräftigten die Staaten erneut das 30 % Ziel und kündigten neue Meeresschutzgebiete an. Zudem wurden finanzielle Zusagen für den Schutz der Ozeane gemacht, um die Umsetzung der internationalen Abkommen zu beschleunigen (Geneva Environment Network, o. D.).

Aktuell sind 8,4 % weltweit und 12,4 % der EU-Gewässer als Schutzgebiete deklariert, wobei erhebliche Defizite in der ökologischen Repräsentativität und dem tatsächlichen Schutzstatus bestehen (UNEP-WCMC, 2024). In der Realität bestehen sogenannte „Paper Parks“, die zwar offiziell ausgewiesen sind, aber keine effektive Regulierung oder Kontrolle gewährleisten. In der deutschen Nordsee, einem der am intensivsten genutzten Meeresgebiete Europas, verdeutlicht das Beispiel des Sylter Außenriffs diese Problematik. Trotz der Ausweisung als Natura-2000-Gebiet im Jahr 2007 war die Nutzung von Grundschieppnetzen bis 2023 erlaubt. Trotz der wissenschaftlich nachgewiesenen negativen Effekte, welche den Schutzziele des Natura-2000-Netzwerks widersprechen (de Groot, 1984). Darüber hinaus bleibt der Abbau von Rohstoffen wie Sand und Kies weiterhin erlaubt. Fachverbände und Umweltorganisationen fordern daher einen Kurswechsel in der Meerespolitik. Neben einer drastischen Reduktion der Übernutzung und Verschmutzung müssen Schutz und Wiederherstellung mariner Ökosysteme sowie die konsequente Umsetzung wissenschaftsbasierter Managementansätze in den Mittelpunkt rücken (NABU, 2024).

Alternative Schutzansätze wie „Other Effective Area-based Conservation Measures“ und „Marine Prosperity Areas“, welche den Fokus nicht ausschließlich auf Biodiversität, sondern auch wirtschaftliche und soziale Aspekte beachten, gewinnen zunehmend an Bedeutung.

2 Problemstellung und Einordnung

Der anthropogene Druck auf die Weltmeere führt zu einer Beeinträchtigung der ökologischen Prozesse und der Artenvielfalt, was sich direkt auf die Ernährungssicherheit und die Wirtschaft der Küstenregionen auswirkt (EEA, o. D.-b; FAO, 2024; Maribus, 2021). Besonders in der Nordsee, wo intensive Nutzungskonflikte zwischen Fischerei, Rohstoffabbau, Schifffahrt und Naturschutz bestehen, ist die Situation besonders kritisch (OSPAR, 2023).

Trotz internationaler und europäischer Zielsetzungen (s. Kapitel 2.1) bestehen erhebliche Defizite in der Umsetzung wirksamer Schutzmaßnahmen. Während die Ausweisung von Marine Protected Areas (MPA) in den letzten Jahren deutlich zugenommen hat, mangelt es vielerorts an effektiven Management- und Kontrollmechanismen. Infolgedessen fungieren viele Schutzgebiete auch in Europa lediglich als „Paper Parks“ (Aminian-Biquet et al., 2024; Europäischer Rechnungshof, 2020; Gill et al., 2017). Obwohl vollständig geschützte Gebiete die Biomasse von Fischbeständen erhöhen und die Artenvielfalt in Riffhabitaten signifikant steigern können, ist der ökologische Zustand vieler bestehender Schutzgebiete unzureichend. Insbesondere tiefer gelegene und weniger zugängliche Habitate sind häufig unterrepräsentiert (Sala & Giakoumi, 2018; Rolim et al., 2019). Die politischen Ziele der EU-Biodiversitätsstrategie 2030 und der OSPAR-Strategie unterstreichen die Dringlichkeit eines konsequenten Meeresschutzes. Aktuell sind nur 12,4 % der europäischen Meere als Schutzgebiete ausgewiesen, davon lediglich 1–3 % mit wirksamen Restriktionen (EEA, 2024c). Einschließlich des Küstenbereichs sind in der deutschen Nordsee 45,3 % der Fläche geschützt, in der AWZ sind es ca. 32 % (BMUV, o. D.). Angesichts des rapiden Artenrückgangs müssen Schutzgebiete nicht nur flächenmäßig, sondern auch durch verbindliche Maßnahmen und Monitoring effektiv umgesetzt werden.

Ein zentrales Instrument zur systematischen Bewertung von Schutzgebieten bietet „The MPA Guide“ (Gorud-Colvert et al., 2021). Dieser Rahmen kategorisiert MPAs nach vier Stufen der Etablierung („vorgeschlagen“ bis „aktiv gemanagt“) und vier Schutzlevels („vollständig geschützt“ bis „minimal geschützt“). Die Kategorien werden mit den erforderlichen Rahmenbedingungen und den zu erwartenden ökologischen und sozialen Outcomes verknüpft. Der Guide unterstreicht, dass nur Gebiete in fortgeschrittenen Stadien („aktiv gemanagt“) und hohen Schutzlevels („vollständig“ oder „hoch“) signifikante Beiträge zur Biodiversitätserhaltung leisten.

Die vorliegende Arbeit konzentriert sich exemplarisch auf das größte deutsche Naturschutzgebiet „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee und Teil des europäischen Natura-2000 Netzwerks. Das Gebiet ist durch eine hohe ökologische Wertigkeit, vielfältige Lebensraumtypen und zahlreiche

Nutzungskonflikte geprägt. Trotz seines Schutzstatus bestehen weiterhin erhebliche Eingriffe durch Fischerei, Rohstoffabbau und andere Nutzungen, die die Wirksamkeit des Schutzes infrage stellen (EEA, o. D.-a; EEA, 2019; Europäischer Rechnungshof, 2020).

Ein Alternativansatz zu den MPAs sind Other Effective Area-based Conservation Measures (OECM), Gebiete in denen Schutzziele durch nicht primär naturschutzbezogene Maßnahmen erreicht werden, z.B. militärische Sperrgebiete oder nachhaltig bewirtschaftete Fischereizonen (IUCN WCPA Task Force on OECMs, 2019). Bislang fehlen jedoch einheitliche Kriterien für ihre Anerkennung und Evaluierung. Auch sogenannte Marine Prosperity Areas (MPpA), die ökologische und ökonomische Aspekte in ihrer Verwaltung berücksichtigen, bieten mögliche Lösungsansätze.

Die dargestellten Unterschiede werfen die zentrale Frage auf, inwiefern die bestehenden MPAs tatsächlich einen repräsentativen und effektiven Beitrag zum Schutz der marinen Biodiversität leisten können, insbesondere im Hinblick auf verschiedene Lebensraumtypen und Tiefenzonen (Agnesi et al., 2020). Die Anwendung des MPA-Guides auf das Schutzgebiet ermöglicht eine strukturierte Bewertung der Effektivität und des aktuellen Standes auf dem Weg zum 30-% Ziel. Darüber hinaus erfolgt die Identifikation politischer Zielkonflikte, wodurch eine wissenschaftliche Grundlage für die Entwicklung adaptiver Managementansätze bereitgestellt wird (Gorud-Colvert et al., 2021; O'Regan et al., 2021; Tittensor et al., 2019). Angesichts der bereits beschriebenen Verzögerungen und Schutzlücken im Management ergeben sich folgende Forschungsfragen:

1. Inwiefern entspricht das Meeresschutzgebiet „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (NSGSylV) den in „The MPA Guide“ von Gorud-Colvert et al. (2021) definierten Schutzstufen?
2. Inwieweit erfüllt es die Schutzziele der OSPAR-Strategie 2030 und der EU-Biodiversitätsstrategie?
3. Welche Stärken bieten alternative Ansätze wie OECMs und MPpAs zur Überwindung von Umsetzungsdefiziten? Könnten Offshore-Windparks oder andere Nutzungen als OECMs anerkannt werden, um Schutzlücken zu schließen?

2.1 Begriffserklärung und rechtlicher Rahmen

2.1.1 Internationale Abkommen

Das **Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD)** ist ein globales Umweltabkommen, das 1992 auf der Rio-Konferenz verabschiedet wurde. Es verpflichtet die Vertragsstaaten, die biologische Vielfalt zu erhalten, ihre nachhaltige Nutzung zu fördern und die gerechte Aufteilung der aus der Nutzung genetischer Ressourcen entstehenden Vorteile sicherzustellen. Die CBD legt keine konkreten Ziele fest, sondern bietet einen politischen Rahmen für Strategien (CBD, 2020a).

Die **Aichi-Ziele** bestehen aus 20 globalen Zielen für den Schutz der biologischen Vielfalt, die 2010 im japanischen Aichi im Rahmen der CBD für den Zeitraum 2011–2020 beschlossen wurden. Sie umfassen konkrete Vorgaben für den Erhalt von Arten und Lebensräumen, nachhaltige Nutzung, die Reduktion von Bedrohungen und die Förderung von Bewusstsein und politischer Integration im Naturschutz (CBD, 2020b).

Der **Globale Biodiversitätsrahmen (GBF)** wurde 2022 als Nachfolger der Aichi-Ziele verabschiedet und legt konkrete, weltweit gültige Ziele und Maßnahmen zur Eindämmung des Biodiversitätsverlusts, zur nachhaltigen Nutzung biologischer Vielfalt und zur gerechten Aufteilung der Vorteile aus genetischen Ressourcen fest. Unter anderem beinhalten sie den Schutz von mindestens 30 % der Land- und Meeresflächen bis 2030, die Wiederherstellung geschädigter Ökosysteme und die Integration genetischer Vielfalt in Schutz- und Nutzungsstrategien (CBD, o. D.).

Regional Sea Conventions sind völkerrechtliche Abkommen zwischen Staaten, die sich eine Meeresregion teilen, und legen gemeinsame Regeln für das Management, den Schutz und die nachhaltige Nutzung der jeweiligen Meeresressourcen fest (EEA, 2024a).

Für die vorliegende Arbeit ist ausschließlich das OSPAR Übereinkommen von Relevanz, da sich der Untersuchungsraum auf die Nordsee und im größeren auf den Nordostatlantik beschränkt.

Die **OSPAR-Konvention** ist das wichtigste regionale Abkommen zum Schutz der Meeresumwelt im Nordostatlantik. Sie wurde 1992 als Zusammenschluss und Weiterentwicklung der Oslo- und Paris-Konventionen geschlossen und regelt die Zusammenarbeit von 15 Staaten und der EU. Die OSPAR-Konvention verfolgt einen umfassenden Ansatz zum Schutz mariner Ökosysteme, zur Vermeidung von Verschmutzung und zur Förderung eines nachhaltigen Umgangs mit den Ressourcen des Nordostatlantiks (OSPAR, o. D.-b).

2.1.2 EU-Politik

Die **EU-Biodiversitätsstrategie** ist der politische Rahmen der Europäischen Union zur Erhaltung und Wiederherstellung der biologischen Vielfalt. Zu den Kernzielen gehören der effektive Schutz von mindestens 30 % der Land- und Meeresflächen der EU, der strenge Schutz von mindestens 10 % der Fläche, sowie konkrete Maßnahmen zur Wiederherstellung degradierter Ökosysteme (EC, o. D.-a).

Der **Europäische grüne Deal** ist die zentrale Nachhaltigkeitsstrategie der Europäischen Union. Ziel ist es, Klimaneutralität zu erreichen und gleichzeitig Wirtschaftswachstum, Umweltschutz und soziale Gerechtigkeit zu erhalten. Der Green Deal umfasst Maßnahmen zur Reduktion von Treibhausgasemissionen, zur Förderung erneuerbarer Energien, zum Schutz und zur Wiederherstellung der Biodiversität, sowie das 30 % Schutzziel (EC, 2021).

Das **Natura-2000 Netzwerk** umfasst Schutzgebiete, mit den wertvollsten und am stärksten bedrohten Arten und Lebensräumen Europas. Es ist das größte koordinierte Netzwerk von Schutzgebieten weltweit und erstreckt sich über alle 27 EU-Mitgliedstaaten, sowohl an Land als auch auf See. Die Gebiete werden gemäß der Vogelschutzrichtlinie und der Habitatrichtlinie ausgewiesen (EEA, 2024d).

Die **Vogelschutzrichtlinie (VSRL)** und die **Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH)** sind die beiden zentralen Rechtsgrundlagen der EU für den Schutz der biologischen Vielfalt. Während die Vogelschutzrichtlinie alle wildlebenden Vogelarten und ihre Lebensräume schützt, dient die FFH-Richtlinie dem Schutz weiterer gefährdeter Tier- und Pflanzenarten sowie ihrer natürlichen Lebensräume. Im Mittelpunkt stehen die Ausweisung von besonderen Gebieten durch die Vogelschutzrichtlinie und Gebiete gemeinschaftlicher Bedeutung durch die FFH-Richtlinie, die zusammen das Natura-2000-Netz bilden (EC, 2025b, 2025c).

Die **Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)** ist das zentrale europäische Gesetz für den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Meeresumwelt. Bis spätestens 2020 sollte ein guter Umweltzustand in allen europäischen Meeresregionen erreicht werden. Die MSRL verpflichtet zu umfassenden Maßnahmen, die auf einem ökosystembasierten Ansatz beruhen im Rahmen der Regionalen Meeresübereinkommen (EC, o. D.-b).

Die **Gemeinsame Fischereipolitik (GFP)** ist das zentrale Instrument der Europäischen Union zur Regulierung der Fischerei in europäischen Gewässern. Ihr Ziel ist es, die Fischbestände auf nachhaltigem Niveau zu bewirtschaften, die Meeresumwelt zu schützen und die wirtschaftlichen Grundlagen der Fischereigemeinschaften zu sichern. Die GFP legt Fangquoten fest, regelt die Bewirtschaftung von Fischbeständen und setzt Maßnahmen zur Verringerung unerwünschter Beifänge und zur Förderung nachhaltiger Fangmethoden um (EC, 2025a).

2.1.3 Nationale Grundlagen

Das **Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)** bildet die rechtliche Grundlage für Naturschutz und Landschaftspflege in Deutschland. § 1 zielt darauf ab, die biologische Vielfalt, den Naturhaushalt sowie die Schönheit von Natur und Landschaft zu schützen und dauerhaft zu erhalten. § 30 schützt Biotopie besonderer Bedeutung und verbietet deren Zerstörung und erhebliche Beeinträchtigung. § 44 wiederum regelt den Artenschutz durch Verbote zum Schutz besonders und streng geschützter Tier- und Pflanzenarten. § 15 regelt die Verursacherpflichten und die Unzulässigkeit von Eingriffen in Natur und Landschaft (BNatSchG, o. D.).

Die **Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS)** ist die zentrale Naturschutzstrategie der Bundesregierung und wurde erstmals 2007 verabschiedet. Sie bündelt die zentralen Ziele und Maßnahmen zum Schutz und zur Wiederherstellung der biologischen Vielfalt in Deutschland. Die aktuelle Fassung (NBS 2030) setzt internationale Vorgaben wie den Globalen Biodiversitätsrahmen von Kunming-Montreal und die EU-Biodiversitätsstrategie für 2030. Sie umfasst 21 Handlungsfelder mit 64 Zielen sowie einen Aktionsplan mit rund 250 Maßnahmen, die bis 2030 umgesetzt werden sollen und setzt ebenfalls das 30-% Ziel vor (BMUV, 2024).

Die **Schutzgebietsverordnung** ist eine Rechtsverordnung, mit der Meeresschutzgebiete, insbesondere in der AWZ, rechtlich festgelegt und deren Schutzzweck sowie grundlegende Regelungen bestimmt werden. Sie dient der Umsetzung von Natura 2000 im Meeresbereich und bildet die rechtliche Grundlage für Managementpläne und Erhaltungsmaßnahmen, um einen günstigen Erhaltungszustand von Lebensräumen und Arten langfristig zu sichern (BMUV, o. D.).

3 Aktueller Zustand des Atlantiks

Kapitel 3 gibt einen Überblick über den aktuellen Zustand der Meere. Im Fokus stehen dabei die ökologische Degradation (3.1.1), die wichtigsten anthropogenen Druckfaktoren (3.1.2) sowie die sozioökonomischen Dimensionen (3.1.3), die gemeinsam die Ausgangslage für die Bewertung bestehender Schutzmaßnahmen bilden.

3.1.1 Ökologische Degradation

Durch den Klimawandel und die höhere CO₂ Produktion erwärmen sich die Weltmeere immer mehr. Die durchschnittliche Wassertemperatur des Atlantiks ist in den letzten Jahrzehnten stark angestiegen. Im Dezember 2024 lag die mittlere Oberflächentemperatur bei 21,09°C. In den Sommermonaten (Juni bis August) wurden Maximalwerte von über 25°C gemessen, was deutlich über den Werten des Vergleichszeitraums 1984-2011 liegt (s. Abbildung 1).

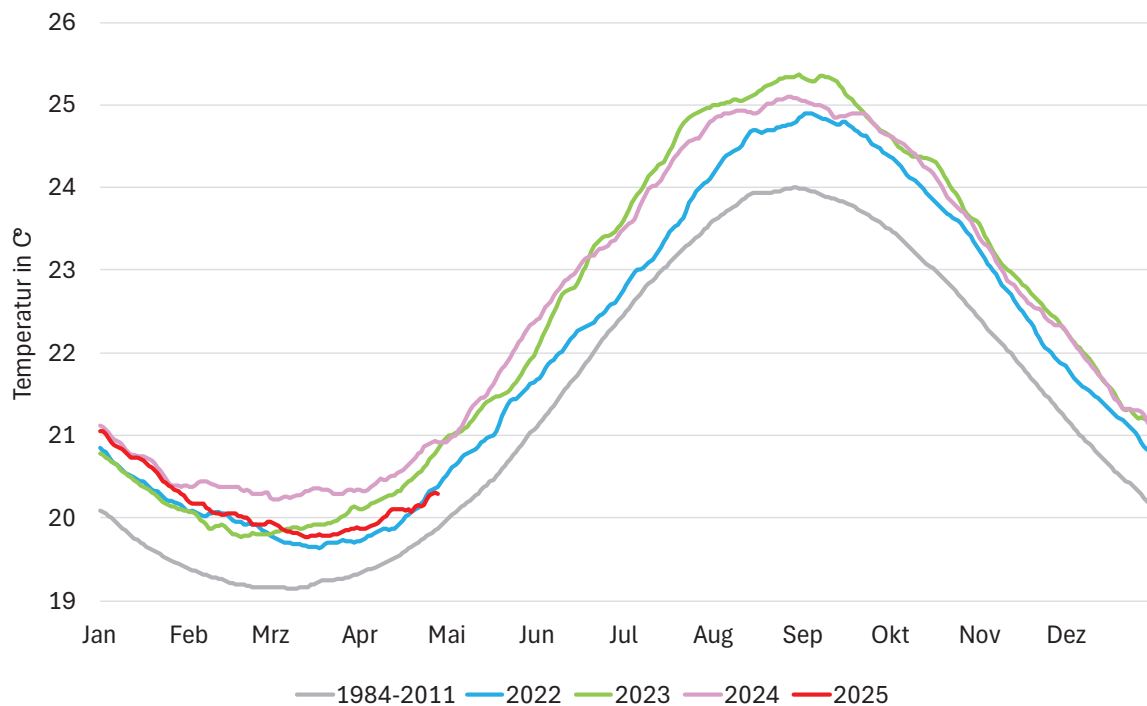


Abbildung 1 Durchschnittliche Oberflächentemperatur des Nordatlantiks (SST)

Notiz: Angepasst aus: Climate Reanalyzer. Online verfügbar unter: <https://climatereanalyzer.org>

Nach dem Henry-Gesetz sinkt die Sauerstofflöslichkeit in Meerwasser bei einer Temperaturerhöhung um 1°C um etwa 2-3%. In küstennahen Gebieten und regionalen Hotspots wie dem Nordatlantik, sorgt der Schadstoffeintrag für zusätzliche Sauerstoffzehrung (OSPAR, 2023), sodass im Spätsommer regelmäßig sauerstoffarme Zonen, sogenannte Todeszonen, in der Nordsee auftreten (Enevoldsen et al., 2024). Der niedrigere Sauerstoffgehalt sorgt zudem für eine Versauerung des Wassers. Der durchschnittliche pH-Wert der Ozeane ist seit der Industrialisierung von 8,2 auf 8,1 gesunken. Bei ungebremsen CO₂-Emissionen ist um 2100 von einem pH-Wert von 7,8 auszugehen, (Enevoldsen et al.,

2024; IPCC, 2022). Eine Abnahme des pH-Werts erschwert marinen Organismen die Bildung von Kalziumkarbonat, einem essenziellen Baustoff für Schalen und Skelette von Krebstieren, Weichtieren (Mollusken), Korallen und weiteren kalkbildenden Arten. Dies beeinflusst die Populationsentwicklung vieler, unter anderem wirtschaftlich relevanter, Arten (Enevoldsen et al., 2024; Fabry et al., 2008; IPCC, 2023).

Erwärmung, Sauerstoffverlust und Versauerung können gemeinsam mit weiteren Faktoren langwierige oder irreversible Schäden verursachen und zu einem Kaskadeneffekt für Biodiversität und Ökosystemleistungen führen. Im Nordostatlantik sind es vor allem Meeressäuger (47 %), gefolgt von Fischen (24 %) und benthischen Lebewesen (17 %), die den größten Anteil des verursachten Stresses aufweisen (EEA, o. D.-b). Eine Trendumkehr könnte Jahrzehnte bis Jahrhunderte dauern (EEA, o. D.-b; IPCC, 2023; OSPAR, 2017).

Tabelle 1 Übersicht der MESH+-Klassifikationen in den Meeresregionen Ostsee, Schwarzes Meer, Mittelmeer und Nordostatlantik

	Ostsee	Schwarzes Meer	Mittelmeer	Nordostatlantik	Gesamt
Gesamtfläche (km ²)	400.000	476.000	2.530.000	6.585.000	10.264.000
Bewertet (%)	100	32,9	60,1	73,4	69,3
KPG – Hoch	0 (0%)	12.000 (7,5%)	13.000 (0,9%)	0 (0%)	25.000 (0,3%)
KPG – Gut	10.000 (2,4%)	15.000 (9,5%)	102.000 (6,7%)	1.286.000 (25,5%)	1.413.000 (19,9%)
PG – Mittel	208.000 (52%)	33.000 (21,2%)	935.000 (61,5%)	3.488.000 (69,2%)	4.664.000 (65,5%)
PG– Schlecht	116.000 (29,1%)	3.000 (1,7%)	445.000 (29,3%)	130.000 (2,6%)	694.000 (9,8%)
PG – Sehr schlecht	66.000 (16,5%)	94.000 (60%)	25.000 (1,6%)	133.000 (2,6%)	318.000 (4,5%)
% PA	97,6%	82,9%	92,4%	74,5%	79,8%

Notiz: KPG: kein Problemgebiet; PG: Problem Gebiet. Quelle: European Environment Agency (2019): Marine Messages II: navigating the course towards clean, healthy and productive seas through implementation of an ecosystem-based approach.

Im Jahr 2019 wurden die marinen Ökosysteme im Auftrag der Europäischen Umweltagentur (EEA) einer umfassenden Bewertung unterzogen. Dabei wurden 1.456.000 km² der Fläche als nicht problematisch eingestuft, während 5.657.000 km² als problematisch und in einem schlechten Zustand bewertet wurden (s. Tabelle 1).

3.1.2 Anthropogene Druckfaktoren

Anthropogene Druckfaktoren sind vielfältig und treten häufig kumulativ auf, verstärken sich somit gegenseitig, wodurch die Resilienz mariner Lebensräume weiter geschwächt wird (s. Abbildung 2).

Überfischung und hoher Fischereidruck stellen sowohl weltweit als auch im Nordostatlantik weiterhin ein erhebliches Problem dar. Der Nordostatlantik zählt weltweit zu den nachhaltigsten Fischereiregionen, 79,4% der Bestände wurden im Jahr 2021 nachhaltig bewirtschaftet. Dennoch verzeichnet die FAO einen Anstieg überfischter Populationen in dieser Region, von 15% im Jahr 2015 auf 21% im Jahr 2022 (FAO, 2024). Bedeutende kommerzielle Bestände werden regelmäßig über die wissenschaftlich empfohlenen Grenzen hinweg gefangen. Trotz internationaler Abkommen und der wissenschaftlichen Beratung durch den International Council for the Exploration of the Sea (ICES) setzen die Anrainerstaaten, einschließlich der EU, oft Fangquoten fest, welche über den wissenschaftlichen Empfehlungen liegen (Carpenter & Heisse, 2019; FAO, 2024). Die Laichbiomasse des Nordsee-Kabeljaus sank 2023 auf 39 % des nachhaltigen Niveaus, während die Fangquoten weiterhin über den ICES-Empfehlungen lagen (ICES, 2023a; ICES, 2023b).

Zusätzlich führt die Offshore-Windenergie zu erheblichen Umweltbelastungen, insbesondere durch Schadstoffemissionen und Unterwasserlärm (OSPAR, 2023). Darüber hinaus befinden sich die wichtigsten europäischen Seehäfen Rotterdam, Antwerpen und Hamburg, an der Nordsee, die zusammen fast ein Fünftel des gesamten Güterumschlags der EU abwickeln (EEA & EMSA, 2024).

Durch beides hat der Unterwasserlärm in den letzten Jahrzehnten deutlich zugenommen. Dieser beeinträchtigt die Orientierung, Kommunikation und das Verhalten vieler Meerestiere, insbesondere von Walen und Schweinswalen (Nachtsheim et al., 2021; OSPAR, 2023). Darüber hinaus stellen invasive Arten, welche durch den internationalen Schiffsverkehr eingeschleppt werden, eine wachsende Bedrohung für die Biodiversität dar. Die kumulative Wirkung dieser Faktoren führt zu einer weiteren Schwächung der ökologischen Resilienz der Nordsee und des Nordostatlantiks (OSPAR, 2017; OSPAR, 2023).

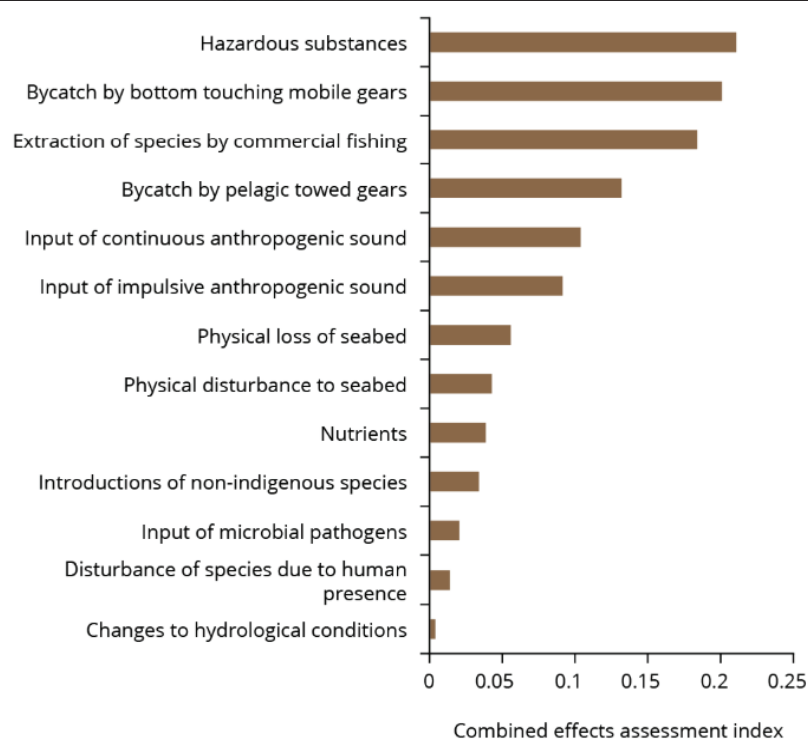
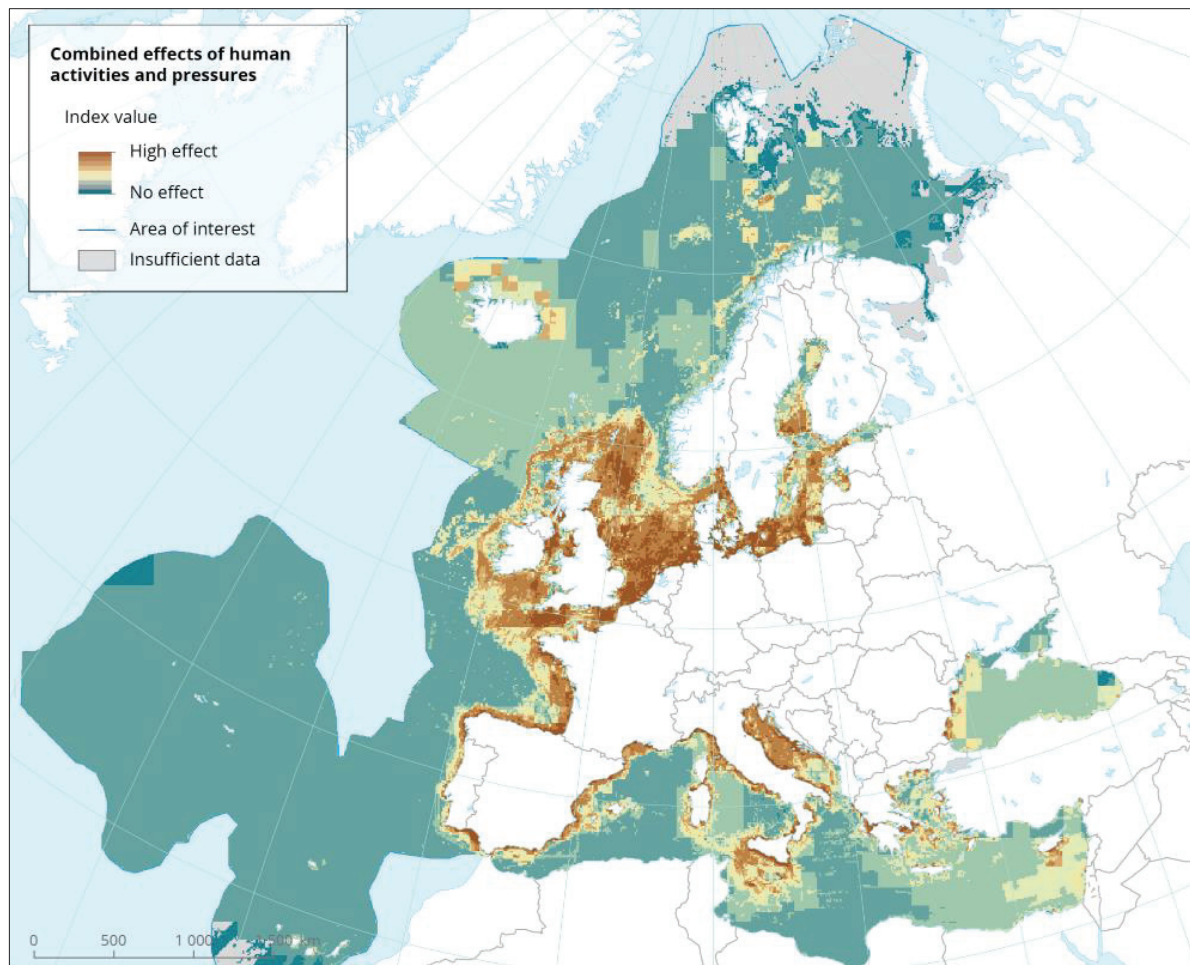


Abbildung 2 Kombinierte Auswirkung der menschlichen Aktivitäten und Stressfaktoren

Notiz: Die Karte zeigt die räumliche Verteilung und Intensität der kumulierten Belastungen durch verschiedene anthropogene Einflussfaktoren für die Jahre 2011 - 2016. Quelle: Europäische Umweltagentur (EEA), Stand 2023. Online verfügbar unter: https://www.eea.europa.eu/ds_resolveuid/49b83e0de24d4ebaa8d7d295f67f6d93

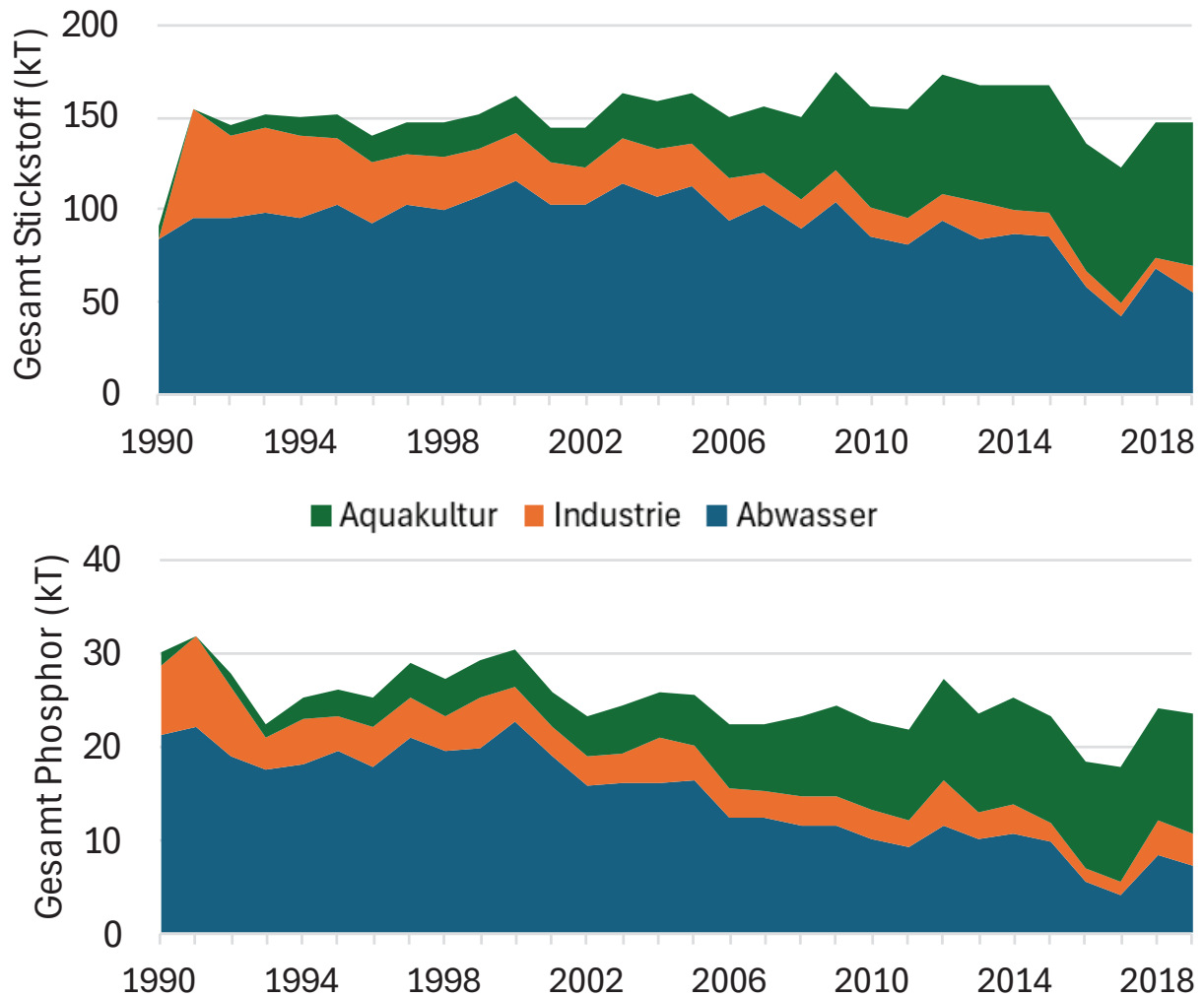


Abbildung 3 Phosphor und Stickstoffeinträge nach Kategorie in den Nordostatlantik

Notiz: Angepasst aus: Quality Status Report 2023 OSPAR. Online verfügbar unter: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/thematic-assessments/eutrophication/activities/>

Überschüssige und durch den Menschen eingebrachte Nährstoffe können das Gleichgewicht zusätzlich stören und zur Eutrophierung und einem erhöhten Algenwachstum führen. Dies führt zu einer erhöhten Trübung des Wassers und im Falle des Abbaus der Biomasse, möglicherweise zu einer erneuten lokalen Sauerstoffarmut. In den letzten Jahrzehnten ist der Nährstoffeintrag aus Industrie und Landwirtschaft zwar zurückgegangen, jedoch nimmt der Einfluss der Aquakultur zunehmend zu (s. Abbildung 3). Neben Phosphor und Stickstoff wirken sich auch Schadstoffeinträge wie Schwermetalle und persistente organische Schadstoffe, sowie die zunehmende Belastung durch Plastikmüll negativ auf die Meeresumwelt aus. Die Nordsee befindet sich in einem moderaten oder schlechten Zustand und bis 2030 wird nur in regionalen Bereichen von einer Verbesserung der Schadstoffbelastung ausgegangen (OSPAR, 2023).

3.1.3 Sozioökonomische Dimension

Die Gesundheit der Meere bildet die Grundlage für zentrale Wirtschaftssektoren im OSPAR-Raum, der Nordsee und der deutschen AWZ, die wiederum die Lebensgrundlagen küstennaher Gemeinden prägen. Im OSPAR-Raum generierte die kommerzielle Fischerei 2023 einen Bruttoumsatz von 4,1 Mrd. Euro und sicherte 75.000 Arbeitsplätze, wobei insbesondere küstennahe Regionen von stabilen Fischbeständen abhängen (OSPAR, 2023). Obwohl 79,4 % der Bestände nachhaltig bewirtschaftet werden, bedrohen rückläufige Populationen von Hering und Kabeljau die Kleinfischerei und die regionale Wertschöpfung. In der deutschen AWZ landeten 2023 rund 156 Tsd. Tonnen Fisch an, die Hälfte davon aus der Nordsee (FAO, 2024; OSPAR, 2023).

Parallel erzielte der Küstentourismus im OSPAR-Raum 21 Mrd. Euro Umsatz und beschäftigte 1,3 Mio. Menschen. Intakte Ökosysteme sind hier entscheidend für die Attraktivität von Stränden und Küstenlandschaften (OSPAR, 2017; OSPAR, 2023). Die Offshore-Windenergie erreichte 2023 einen Umsatz von 83 Mrd. Euro, wobei die Nordsee mit 76 Mrd. Euro den Löwenanteil stellte (Deutsche WindGuard GmbH, 2024).

4 Area Based Conservation

Area Based Conservation (ABC), zu Deutsch gebietsbezogene Schutzmaßnahmen, bezieht sich auf die Verwaltung und Erhaltung spezifischer geografischer Räume, die auf die langfristige Absicherung von Ökosystemen zielen. Die EU-Biodiversitätsstrategie 2030 und das Kunming-Montreal-Abkommen nennt ABC explizit, indem sie bis 2030 mindestens 30 % der Meeresflächen unter effektiven Schutz stellen wollen.

Im Fokus dieser Arbeit stehen drei Formate: Marine Protected Areas, Other Effective Area-based Conservation Measures und Marine Prosperity Areas. Während MPAs den Schutz der Biodiversität als primäres Ziel verfolgen, fokussieren OECMs auf den Nebennutzen anderer Managementansätze, und MPpAs integrieren ökologische und sozioökonomische Prosperität. Im Folgenden werden die Konzepte vergleichend dargestellt, um ihre ergänzenden Rollen im Meeresschutz zu verdeutlichen.

4.1 Marine Protected Areas

MPAs sind festgelegte Flächen, in denen menschliche Aktivitäten zugunsten der dortigen Habitate reguliert werden. Es gibt mehrere Definitionen, welche in ihren genannten Managementzielen variieren (s. Tabelle 2).

Tabelle 2 Tabellarischer Vergleich zentraler Definitionen von Meeresschutzgebieten

International Union for Conservation of Nature (IUCN)	„A protected area is a clearly defined geographical space, recognized, dedicated, and managed, through legal or other effective means, to achieve the longterm conservation of nature with associated ecosystem services and cultural values.“ (Day et al., 2019)
Europäische Kommission	„MPAs are geographically distinct zones for which conservation objectives can be set. They are often established to strike a balance between ecological constraints and economic activity, so that the seas may continue to allow for goods and services to be delivered. Strictly protected areas are MPAs where human impact is kept to a minimum, e.g., extraction is not permitted.“ (EEA, 2024b)
OSPAR Kommission	„Areas for which protective, conservation, restorative or precautionary measures have been instituted for the purpose of protecting and conserving species, habitats, ecosystems, or ecological processes of the marine environment.“ (OSPAR, o. D.-a)
Convention on Biological Diversity (CBD)	Any defined area within or adjacent to the marine environment, together with its overlying waters and associated flora, fauna, and historical and cultural features, which has been reserved by legislation or other effective means, including custom, with the effect that its marine and/or coastal biodiversity enjoys a higher level of protection than its surroundings.“ (UNEP-WCMC, 2008, S. 18)

Notiz: Die obige Tabelle stellt verschiedene Definitionen von Meeresschutzgebieten (Marine Protected Areas, MPAs) durch zentrale internationale Organisationen und Abkommen gegenüber.

Die IUCN klassifiziert alle Schutzgebiete, anhand ihrer primären Managementziele, welche auf mindestens 75 % der Fläche zutreffen müssen. Alternativ können Zonen, sofern diese klar abgegrenzt sind, einzelnen Kategorien zugeordnet werden. Insgesamt handelt es sich dabei um sieben Kategorien (Day et al., 2019). Die Kategorien Ia bis III umfassen streng geschützte Gebiete, die in erster Linie dem Erhalt der Biodiversität, natürlicher Prozesse und charakteristischer Naturmerkmale dienen. Menschliche Eingriffe sind hier streng reguliert, in der Regel sind nur nicht-extraktive Nutzungen wie wissenschaftliche Forschung oder naturverträgliche Erholung zulässig. Sie werden auch als No-take Zones (NTZ) bezeichnet. NTZs gelten als die effektivste und am strengsten geschützte Form und bieten zusätzlichen Schutz für Wechselwirkungen und Regeneration der Fischfauna (Sala & Giakoumi, 2018, Gilchrist et al., 2020). Darüber hinaus trägt die größere Anzahl geschützter Lebensräume und Arten in NTZs dazu bei, die Widerstandsfähigkeit gegenüber diversen Umwelteinwirkungen zu erhöhen (Claudet et al., 2008; Davies et al., 2017; Friedlander et al., 2017). Kategorie IV fokussiert sich auf den gezielten Schutz von Arten oder bestimmten Lebensräumen. Traditionelle Nutzungen können durchgeführt werden, wohingegen industrielle Nutzungen ausgeschlossen sind. Kategorien V und VI stellen die nachhaltige Nutzung von Ressourcen in den Vordergrund, sofern diese bestimmte Bedingungen erfüllen und mit den Schutzzielen verträglich sind. Industrielle Nutzungen im ausgedehnten Stil bleiben weiterhin untersagt.

Alle vier zitierten Definitionen betonen die Notwendigkeit einer klaren räumlichen Abgrenzung und eines effektiven Managements. Unterschiede bestehen hinsichtlich des Schutzzwecks (reiner Naturschutz vs. breiteres Ressourcenmanagement), der rechtlichen Einbindung sowie der Betonung ökologischer Kohärenz und des Vorsorgeprinzips. Im Rahmen dieser Arbeit wird die Definition der IUCN zugrunde gelegt.

Die Schutzstufen können dem gesamten MPA oder einzelnen in der Planung klar abgegrenzten Zonen zugewiesen werden. Dies ermöglicht es, verschiedene Nutzungsinteressen innerhalb eines MPA durch sogenannte Multiple-Zone-Ansätze zu berücksichtigen und Nutzungskonflikte zu minimieren (Day et al., 2019). Beispielsweise können bestimmte Bereiche, etwa für touristische Infrastrukturen, mit weniger strengen Schutzvorgaben versehen werden, während ökologisch besonders wertvolle Zonen als NTZ ausgewiesen werden. Gebiete, welche einer Form der Bewirtschaftung unterliegen, können Teil eines MPAs sein, sofern das Hauptziel dem Schutz und Erhalt der biologischen Vielfalt gilt. Von extraktiven Vorhaben betroffene Bereiche können den IUCN-Kategorien entsprechen. Entscheidungen werden von Fall zu Fall getroffen (Day et al., 2019).

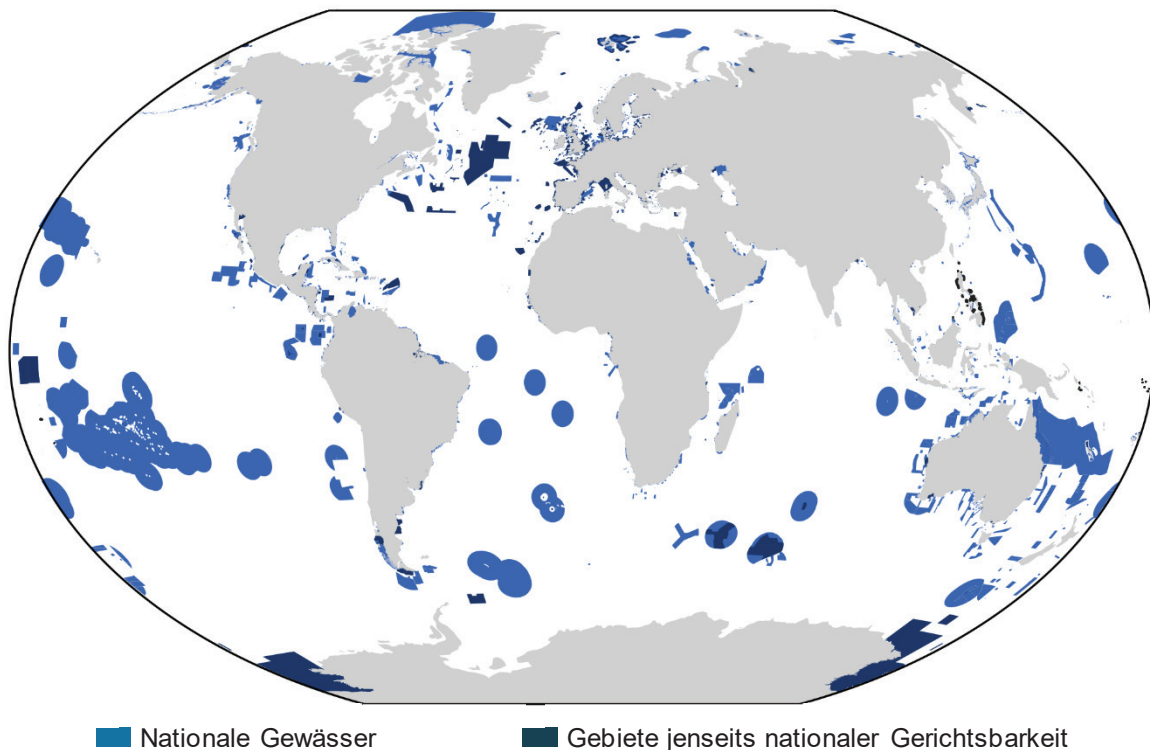


Abbildung 4 Karte der Marine Protected Areas weltweit

Notiz: Angepasst aus World Database on Protected Areas. Online verfügbar unter: <https://digitalreport.protectedplanet.net>. Maßstab 200 Mio.: 1

Laut dem Protected Planet Report 2024 sind rund 8,4 % der Weltmeere, insgesamt 30,64 Millionen km² durch 18,962 MPAs und 211 OECMs geschützt (s. Abbildung 4 & Kapitel 4.2). Die Gebiete sind in nationale Gerichtsbarkeit innerhalb der AWZ, sowie internationale Gebiete außerhalb nationaler Zuständigkeit unterteilt. Aufgrund des komplexen rechtlichen Rahmens ist es schwieriger, Schutzgebiete in internationalen Gewässern auszuweisen. Dementsprechend ist der geschützte Anteil in internationalen Gewässern deutlich niedriger. Während 19,29 % der nationalen Gewässer unter Schutz stehen, sind auf der Hohen See lediglich 1,45 % geschützt, obwohl diese 61 % der Ozeanfläche ausmachen.

In den letzten Jahren ist der Flächenanteil von Schutzgebieten weltweit rapide gestiegen. Der Großteil ist auf die Ausweisung von Gebieten über 100.000 km² zurückzuführen (UNEP-WCMC, 2024).

4.1.1 Stand in der EU

Die Europäische Union hat in den vergangenen Jahren erhebliche Fortschritte bei der Ausweisung von Meeresschutzgebieten erzielt. Zwischen 2012 und 2022 hat sich die MPA-Fläche auf mittlerweile 12,4 % mehr als verdoppelt (EEA, 2024c; UNEP-WCMC, 2024). Dennoch bleibt die EU deutlich hinter ihren eigenen 30 %-Zielen zurück. Zudem weisen über 80 % der ausgewiesenen MPAs nur minimale Einschränkungen für menschliche Aktivitäten auf und leisten nur einen begrenzten Beitrag zum Erhalt der Biodiversität. Lediglich 2 % der EU-Meeresflächen sind durch Managementpläne und konkrete Schutzmaßnahmen tatsächlich geschützt (Aminian-Biquet et al., 2024).

Zwischen den EU-Mitgliedstaaten bestehen erhebliche Unterschiede hinsichtlich der geschützten Fläche. Während einige Länder wie Deutschland bereits mehr als 30 % ihrer nationalen Meeresgewässer als MPAs deklariert haben, liegen andere Staaten deutlich darunter. Beispielsweise erreichen Länder wie Portugal, Irland und Zypern keine 5 % (s. Abbildung 5).

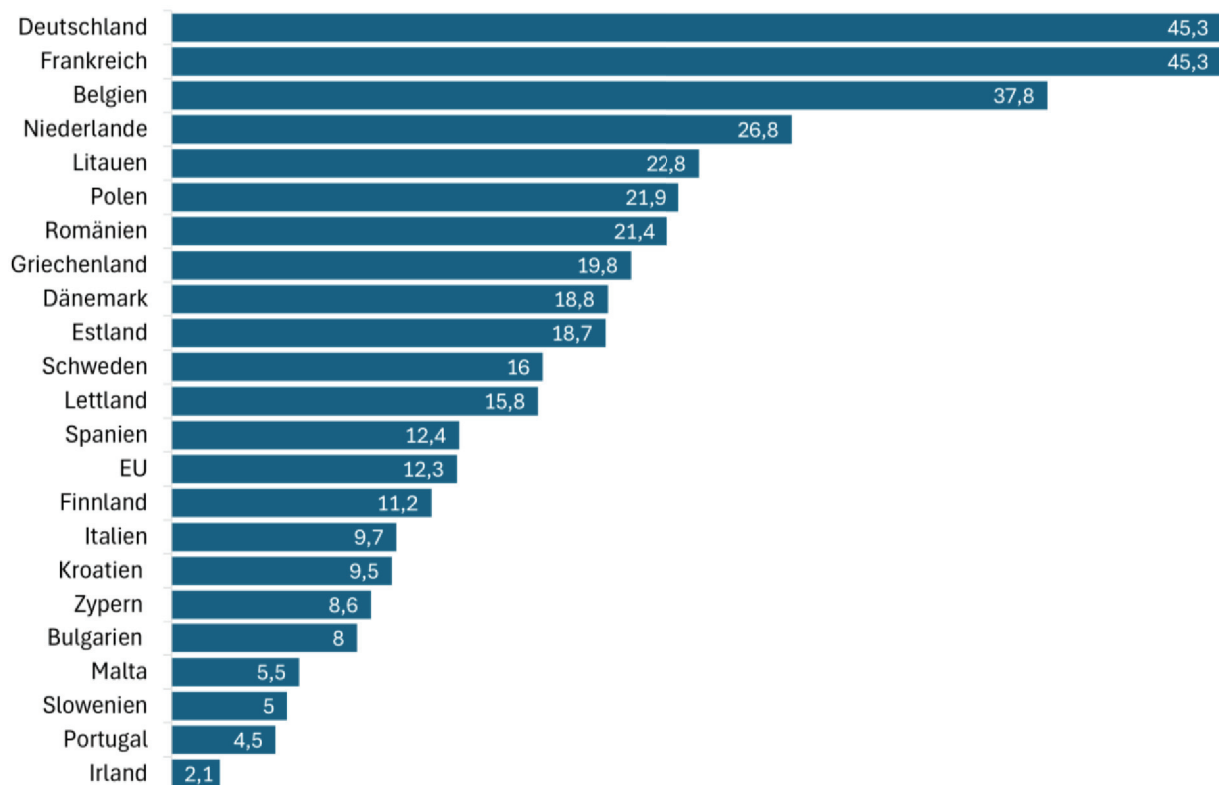


Abbildung 5 MPA Coverage von EU-Mitgliedstaaten Stand 2022.

Notiz: Angepasst aus: European Commission - Directorate-General for Environment (ENV); European Environment Agency (EEA). Online verfügbar unter: https://doi.org/10.2908/SDG_14_10.

Darüber hinaus variiert nicht nur die Fläche, sondern auch die Qualität der Schutzgebiete erheblich. In vielen Fällen fehlen effektive Managementpläne, Monitoring und Durchsetzung der Schutzmaßnahmen, was die ökologische Wirksamkeit einschränkt. Die Bedeutung zusammenhängender MPA-Netzwerke für die ökologische Kohärenz und die Wanderbewegungen mariner Arten wird in der aktuellen Literatur zunehmend betont (Assis et al., 2021; EEA, 2024c).

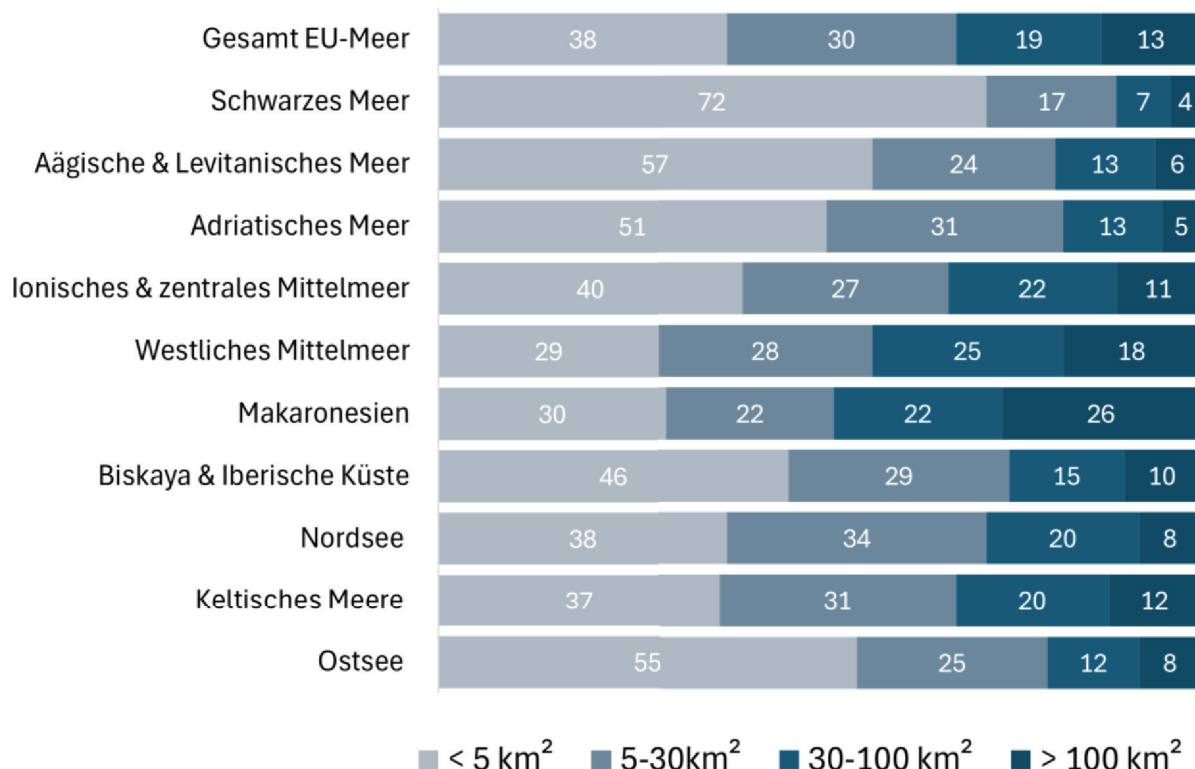


Abbildung 6 Prozentuale Verteilung von europäischen MPAs in Größenklassen.

Notiz: Angepasst aus: European Commission - Directorate-General for Environment (ENV); European Environment Agency (EEA). Online verfügbar unter: https://doi.org/10.2908/SDG_14_10.

Ein Großteil der festgelegten MPAs weist zudem weniger als 5 km² auf (s. Abbildung 6) und die Küstenregionen sind um den Faktor sechs stärker vertreten als Gebiete außerhalb der AWZ. Kleine Schutzgebiete und Schutzzonen sind weniger effektiv, da sie stärker von Randeffekten und Isolation betroffen sind (EEA, 2018, 2024c). Dies unterstreicht die Notwendigkeit, den Schutz auch auf Offshore und pelagische Lebensräume auszuweiten (Ceccarelli & Fernandes, 2017).

4.1.2 Auswirkungen

Während die Ausweisung von Flächen einen wichtigen Indikator für den Schutz mariner Ökosysteme darstellt, ist die tatsächliche Effektivität abhängig von der Umsetzung und den daraus resultierenden Effekten. Die folgenden Effekte repräsentieren nicht die vollständige Bandbreite möglicher Auswirkungen. Vielmehr handelt es sich um die häufigsten und in der wissenschaftlichen sowie öffentlichen Diskussion am meisten beachteten Beispiele. Die Auswahl der hier präsentierten Effekte orientiert sich an ihrer Relevanz, ihrer Sichtbarkeit in der Öffentlichkeit und Forschung, sowie der Relevanz für die Diskussion. Es existieren zahlreiche weitere Effekte, die je nach regionalem, ökologischem und sozioökonomischem Kontext variieren können.

Eine direkte Übertragung der Ergebnisse auf andere geografische Regionen oder spezifische Schutzgebiete ist daher nur eingeschränkt möglich. Vielmehr sind die dargestellten Befunde als kontextspezifische Beispiele zu verstehen, welche die Komplexität und Vielschichtigkeit der Wirkungen von MPAs illustrieren.

MPAs können durch den Spillover Effekt, das heißt die Erhöhung der Biomasse innerhalb ihrer Grenzen zu einer Zunahme der Fischbestände in angrenzenden Fischereigeieten führen. Dies ist insbesondere bei größeren, langsam wachsenden Arten stark ausgeprägt, wobei Faktoren wie die Mobilität der Arten, die Größe, das Alter und der Schutzgrad des MPAs sowie dessen Einbindung in ein Netzwerk das Ausmaß dieses Effekts maßgeblich bestimmen (Lynham & Villaseñor-Derbez, 2024; Van Hoey et al., 2024). Der Spillover Effekt stellt eine der zentralen Verbindungen zwischen dem Naturschutz und wirtschaftlichen Vorteilen für die Fischerei dar. Während MPAs primär dem Schutz der marinen Biodiversität dienen, können sie so auch ökonomische Vorteile für angrenzende Fischereigeieten erzeugen. Zudem tragen MPAs durch Habitatrestaurierung, Biodiversitäts- und Populationsschutz zur Resilienzsteigerung mariner Ökosysteme bei (Giakoumi et al., 2017).

Sogenannte blaue Kohlenstoff-Ökosysteme wie Mangroven, Seegraswiesen oder Salzwiesen binden durch den Schutz mehr CO₂. Der JNCC-Report 2022 betont, dass intakte marine Vegetationsbestände jährlich 2–4 % der globalen anthropogenen CO₂-Emissionen einspeichern, ein Vorgang, der bei Zerstörung der Habitate in Emissionen umschlägt (Laffoley & Baxter, 2022). Korallenriffe innerhalb von MPAs zeigen eine um 20–30 % höhere Resilienz gegenüber Umweltstressoren, stabilere Gemeinschafts-zusammensetzungen sowie eine schnellere Erholung nach Korallenbleichen und eine geringere Anfälligkeit gegenüber Seesternplagen (Mellin et al., 2016).

Neben ökologischer Wertschöpfung können MPAs naturnahen Tourismus und Freizeitaktivitäten wie Tauchen, Schnorcheln und Walbeobachtung fördern. In zahlreichen Ländern wurden durch MPAs steigende Einnahmen aus tourismusbezogenen

Dienstleistungen und Übernachtungen nachgewiesen (Costello, 2024). Im Bird's Head Seascape (Indonesien) stiegen Tourismuseinnahmen zwischen 2007–2018 um 3.000 %, wobei MPAs als Attraktionspole für Tauchtourismus dienten (Purwanto et al., 2021).

Im Gegensatz zu den genannten Vorteilen sind jedoch auch verschiedene negative Auswirkungen und Herausforderungen im Zusammenhang mit MPAs zu beobachten, die im Folgenden erläutert werden.

Die Einschränkung der Fischerei innerhalb von MPAs führt häufig zur Verlagerung von Fangaktivitäten in angrenzende Gebiete. Im Fall der Scotia Sea (Antarktis) zeigte eine Modellierung, dass die Schließung von 30 % der Fischereizonen die Fangintensität in verbleibenden Gebieten um 40–60 % erhöhte, was lokal zu Übernutzung und Destabilisierung von Krillpopulationen führte (Klein & Watters, 2020). Im Pazifik verschob die Ausweisung von Thunfischschutzgebieten, die vorher verteilten Fischereifloten konzentriert in ökologisch sensible Gebiete, die zuvor kaum befischt wurden (Iacarella et al., 2021). Zusätzlich können MPAs bestehende soziale und wirtschaftliche Ungleichheiten bei unausgewogener Verteilung, verschärfen. Studien aus Sansibar zeigen, dass neue Einkommensmöglichkeiten wie Algenanbau oder Tourismus nicht zwangsläufig zu höheren Einkommen führen und insbesondere Frauenhaushalte häufig weiterhin von Armut betroffen bleiben. Ohne gezielte und spezifische Maßnahmen können MPAs somit bestehende Ungleichheiten in Anrainergemeinden verstärken (Pike et al., 2024).

Intensiver Tourismus und eine unzureichend regulierte Freizeitnutzung können zu erheblichen Störungen sensibler Arten und Habitate führen, insbesondere wenn Besucherströme nicht nachhaltig gesteuert werden (Marcella et al., 2017).

Die genannten negativen Effekte sind oft durch mangelnde Finanzierung, Durchsetzung und Monitoring zu erklären. Häufig handelt es sich um sogenannte „Paper Parks“, die zwar offiziell ausgewiesen sind, aber keine effektive Regulierung oder Kontrolle gewährleisten.

4.1.3 Das „Paper Park“-Problem

Trotz der teilweise großen ausgewiesenen Schutzflächen ist die tatsächliche Effektivität vieler MPAs häufig deutlich geringer als offiziell angegeben. Zahlreiche Gebiete sind nicht vollständig geschützt oder erlauben weiterhin invasive und schädliche Aktivitäten. Eine Analyse der 100 größten MPAs weltweit ergab, dass lediglich ein Drittel einen hohen oder vollständigen Schutzstatus aufweist. Viele Schutzgebiete sind von unzureichendem Management betroffen oder gestatten schädliche Aktivitäten wie Grundschieppnetzfisherei, Baggerarbeiten oder Offshore-Industrie (Pike et al., 2024). Rund 25 % der Schutzgebiete gelten als „Paper Parks“ und existieren nur auf dem Papier, verfügen jedoch über keine oder unzureichend wirksamen Schutzmaßnahmen

Von den 4.858 ausgewiesenen MPAs in der EU zeigt sich, dass nur 0,2 % der Fläche streng oder tatsächlich vollständig geschützt sind. Über 8 % der Gebiete weisen einen geringen Schutzstatus auf oder konnten aufgrund fehlender Daten nicht analysiert werden (Aminian-Biquet et al., 2024). Teilweise werden Gebiete innerhalb von geschützten Bereichen mit höherer Intensität befischt als außerhalb (Dureuil et al., 2018). So fanden Perry et al. (2022), dass in 510 von 1.945 untersuchten Natura-2000 Schutzgebieten für den Lebensraum schädliche Fangmethoden stattfanden. Besonders betroffen sind größere, küstenferne Schutzgebiete, in denen die Durchsetzung von Schutzmaßnahmen oft schwierig ist. In Gebieten mit hoher Intensität dieser schädlichen Fischereipraktiken wurde zudem ein schlechterer Erhaltungszustand der geschützten Lebensräume festgestellt (Perry et al., 2022).

Die Wirksamkeit hängt maßgeblich von einer angemessenen Verwaltung und einer konsequenten Durchsetzung ab. So können eine Vielzahl gut vernetzter kleiner MPAs ebenfalls die lokale Flora und Fauna wieder aufbauen (Rolim et al., 2019). Neben Größe und Vernetzung ist zudem die Abdeckung verschiedener Wassertiefen von großer Bedeutung. Der Großteil der europäischen MPAs konzentriert sich auf den infralitoralen Bereich. Wohingegen besonders der bathyale Bereich im Mittelmeer und der abyssale Bereich in allen Meeren maßgeblich unterrepräsentiert sind (s. Tabelle 3). Untersuchungen australischer MPAs haben gezeigt, dass die geschützte Biomasse mit steigender Tiefe ebenso wächst (Goetze et al., 2021). Um repräsentativ zu sein, muss ein MPA-Netz das gesamte Spektrum der biologischen Vielfalt in dem von ihm abgedeckten Gebiet schützen.

Tabelle 3 Prozentuale Abdeckung von MPA in den biologischen Tiefenzonen in jeder Europäischen Meeresregion

MPA-Bewertung nach Regionen und sub-Regionen	Infralittoral	Circalittoral	Bathyal	Abyssal
Ostsee	40,4	11,6	NP	NP
Nord Ost Atlantik	64,3	19,8	15	2,2
Keltisches Meer	57,3	14,5	17,5	0,3
Nord See	72,3	23,7	41,6	NP
Bucht von Biskaya und die Iberische Küste	51,4	22,8	18	4,6
Makaronesien	61,8	52	10,8	1,5
Mittelmeer	40,6	22,1	9,3	6,3
Westliches Mittelmeer	65	50	17,2	6,3
Ionisches Meer und zentrales Mittelmeer	33,2	8,5	1,2	NP
Adriatisches Meer	27,6	4,3	0	NP
Agäisches und Levantinisches Meer	16,2	3,7	1,3	NP
Schwarzes Meer	67,1	23,4	0,7	NP
Gesamt	48,7	18,7	12	2,5

Notiz: Infralittoral: <50m; Circalittoral: - 200m; Bathyal: - 2000m; Abyssal: >2000m; NP: Bioregion nicht präsent, Rot: Ziel nicht erfüllt. Quelle: Agnesi et al. 2017

Während in einigen Regionen, wie der Nordsee oder dem westlichen Mittelmeer vergleichsweise hohe Abdeckungsgrade sowohl im Infralittoral als auch im Circalittoral erreicht werden, zeigen andere Gebiete, insbesondere tiefere Zonen wie Bathyal und Abyssal, deutliche Defizite im Schutz. Auffällig ist zudem, dass in bestimmten Subregionen, wie dem Agäischen und Levantinischen Meer oder der Adria, der Anteil geschützter Bereiche in sämtlichen Tiefenzonen besonders gering ist.

4.2 Other Effective Area-based Conservation Measures

Während Marine Protected Areas den traditionellen, gebietsbasierten Schutz repräsentieren, setzen moderne Konzepte verstärkt auf die Kombination von Schutzziele und nachhaltiger menschlicher Nutzung. Other Effective Area-based Conservation Measures adressieren diese Lücke, indem sie Biodiversitätsschutz als Nebeneffekt anderer Managementziele ermöglichen (s. Tabelle 4). Beide Instrumente sollen langfristig und wirksam zum Erhalt der biologischen Vielfalt beitragen. Während MPAs Naturschutz als Hauptziel haben (s. Tabelle 2), kann dies bei OECMs lediglich ein Nebenziel oder kein festgelegtes Ziel sein. OECMs werden in drei Typen unterteilt:

Tabelle 4 Arten von Other Effective Conservation Measures

Primärer Naturschutz	Flächen, die alle Schutzgebietskriterien erfüllen, aber aus Verwaltungs-Gründen nicht als solche ausgewiesen werden (z. B. von indigenen Gemeinschaften verwaltete Gebiete).
Sekundärer Naturschutz	Flächen, bei denen Biodiversität durch Managementmaßnahmen als Nebenziel geschützt wird (z. B. Wassereinzugsgebiete).
Zufälliger Naturschutz	Flächen, in denen Biodiversität als unbeabsichtigtes Nebenprodukt anderer Schutzmaßnahmen erhalten bleibt (z. B. militärische Sperrgebiete). Unbewirtschaftete, unberührte Naturflächen ohne gezieltes Management zählen weder als Schutzgebiet noch als OECM, da ihr langfristiger Schutz nicht gesichert ist.

Notiz: Eigene Darstellung, angelehnt und sinngemäß übersetzt nach IUCN WCPA Task Force on OECMs (2019): *Recognising and reporting other effective area-based conservation measures*

Die IUCN definiert OECMs wie folgt:

„A geographically defined area other than a Protected Area, which is governed and managed in ways that achieve positive and sustained long-term outcomes for the in situ conservation of biodiversity, with associated ecosystem functions and services and where applicable, cultural, spiritual, socio-economic, and other locally relevant values“
(IUCN WCPA Task Force on OECMs, 2019, S. 4)

Damit eine Fläche als OECM gemäß den internationalen Vorgaben der CBD und der IUCN anerkannt werden kann, müssen spezifische Kriterien erfüllt sein. Diese gewährleisten, dass OECMs tatsächlich einen wirksamen und langfristigen Beitrag zum Biodiversitätsschutz leisten und sich klar von klassischen Schutzgebieten unterscheiden. Tabelle 5 fasst die zentralen Identifikationskriterien sowie deren Unterpunkte (a–j) nach IUCN (2019) übersichtlich zusammen.

Tabelle 5 Kriterien von Other Effective Area-based Conservation Measures

Kriterium & Unterpunkt	Beschreibung
A. Gebiet ist momentan nicht als Schutzgebiet eingestuft	
a. Außerhalb eines Schutzgebiets	Gebiete können nicht als OECM anerkannt werden, wenn sie bereits als Schutzgebiete ausgewiesen sind. Ausnahme: Umwandlung in Schutzgebiet bei Änderung der Managementziele
B. Gebiet ist geregelt und verwaltet	
b. Geografisch definiertes Gebiet	Räumlich abgegrenztes Gebiet (Land, Meer, Küste). Grenzen können durch physische Merkmale definiert sein (z.B. Flussufer, Hochwassermarke)
c. Regiert	Verwaltung durch klar definierte Behörde: Regierungen, private Einrichtungen, indigene Völker oder gemeinsame Verwaltungsvereinbarungen. Verwaltung muss gerecht und rechtskonform sein
d. Verwaltet	Management muss langfristig positive Biodiversitätsergebnisse erzielen. Naturschutz muss nicht Hauptziel sein, aber direkter kausaler Zusammenhang zum in-situ-Artenschutz erforderlich
C. Leistet einen nachhaltigen und wirksamen Beitrag zur Erhaltung der biologischen Vielfalt	
e. Positive Ergebnisse für die Erhaltung der biologischen Vielfalt	Nachweislich wirksame und nachhaltige Schutzeffekte. Klarer Zusammenhang zwischen Management und Biodiversitätsergebnissen. Mechanismen gegen Bedrohungen vorhanden. Umweltschädliche industrielle Aktivitäten ausgeschlossen
f. Langfristig und nachhaltig	Dauerhafte Verwaltung und wirksames Management erforderlich. Temporäre Maßnahmen unzulässig. Industrielle Nutzung (Forstwirtschaft, Fischerei) normalerweise ausgeschlossen. Saisonale Schutzmaßnahmen als Teil langfristiger Regime möglich
g. Vor Ort Erhaltung der biologischen Vielfalt	Biodiversitätsziele vergleichbar mit Schutzgebieten: ökologische Repräsentativität, Abdeckung wichtiger Biodiversitätsgebiete, Konnektivitätsförderung. Schutz der gesamten Natur, nicht nur einzelner Arten. Geodiversität als Managementziel möglich
h. Biodiversität	Identifikation nach internationalen Standards Dokumentation aller wichtigen Biodiversitätsmerkmale erforderlich. Monitoring auf Basis besten verfügbaren Wissens
D. Zugehörige Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen sowie relevante Werte	
i. Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen	Integration biologischer, geochemischer und physikalischer Prozesse (Nährstoffkreisläufe, Bodenbildung, Wasserregulierung). Management einzelner Dienstleistungen darf Gesamtbiodiversität nicht beeinträchtigen
j. Kulturelle, spirituelle, sozioökonomische und andere lokal relevante Werte	Berücksichtigung kultureller, spiritueller und sozioökonomischer Praktiken ohne negative Biodiversitätsauswirkungen. Schutz der Verbindung zwischen biologischer und kultureller Vielfalt

Notiz: Eigene Darstellung, angelehnt an IUCN WCPA Task Force on OECMs (2019): *Recognising and reporting other effective area-based conservation measures* und sinngemäß übersetzt aus dem Englischen

Das GBF-Ziel 3 unterstreicht die Rolle von OECMs als zentralen Baustein zur Erreichung des 30 % Ziels. Es betont dabei explizit die Notwendigkeit, auch fragmentierte oder nicht zusammenhängende Gebiete einzubeziehen, um eine repräsentative Abdeckung der Biodiversität zu gewährleisten (CBD, o. D.; Stolpe et al., 2024). Ein praktisches Instrument zur Identifizierung von OECMs stellt das IUCN Site-level Tool dar, das anhand von sechs Kriterien und zwei Screening-Schritten die Eignung von Gebieten prüft (Jonas et al., 2023).

Für marine Ökosysteme können Fischereimanagementzonen als OECMs anerkannt werden, sofern sie langfristig biodiversitätsfördernde Maßnahmen integrieren, etwa saisonale Schließungen von Laichgebieten oder den Schutz von Bodenhabitaten durch selektive Fangmethoden (Garcia et al., 2022; Himes-Cornell et al., 2022). Gleichzeitig warnen Studien vor der unkritischen Anerkennung industriell genutzter Flächen, die lediglich Nebenwirkungen für den Artenschutz haben, ohne gezielte Schutzziele zu verfolgen. So können etwa Offshore-Windparks nur dann als OECMs gelten, wenn ihr Management nachweislich die Biodiversität fördert und nicht lediglich Schäden minimiert (Garcia et al., 2022).

OECMs werden in Europa bislang nur zögerlich umgesetzt und stehen noch am Anfang des Prozesses. Hauptgründe hierfür sind:

1. Mangelndes Verständnis: Viele Stakeholder sind mit dem OECM-Konzept nicht vertraut.
2. Methodische Defizite: Fehlende Leitlinien zur Identifikation und Evaluierung von OECMs.
3. Politische Prioritäten: MPAs werden oft als einfacher umsetzbar angesehen.
4. Ressourcenknappheit: Monitoring und Management erfordern erhebliche Investitionen.

Die EU hat mit der Biodiversitätsstrategie 2030 und der Anleitung der Generaldirektion Umwelt (DG ENV) erste Kriterien formuliert:

1. OECMs müssen durch gesetzliche, administrative oder vertragliche Regelungen langfristige Schutzziele verfolgen
2. Sie benötigen effektives Management und Monitoring
3. Nur bei Erfüllung dieser Bedingungen können sie auf das 30 %-Flächenschutzziel angerechnet werden

Allerdings weicht die EU-Definition in einigen Punkten von den CBD- und IUCN-Standards ab, was den rechtlichen Rahmen und die expliziten Ziele angeht (Stolpe et al., 2024). Sowohl HELCOM als auch OSPAR, haben einen Prozess zur Entwicklung von OECM-Leitlinien eingeleitet (HELCOM, 2023; OSPAR, 2023).

4.3 Marine Prosperity Areas

Neben OECMs etabliert sich mit den Marine Prosperity Areas (MPpAs) ein innovativer Ansatz, der ökologische und sozioökonomische Ziele explizit verknüpft. Im Gegensatz zu OECMs priorisieren MPpAs aktiv die gemeinsame Prosperität von Menschen und Natur, statt sich auf passive Schutzeffekte zu verlassen. Das 2025 von Aburto-Oropeza et al. entwickelte Konzept dient als gebietsbezogenes Erhaltungsinstrument, mit dem die Konflikte langfristiger Ökosystemregeneration und das sozioökonomische Wachstum ausgeglichen werden sollen.

Das Kernprinzip der MPpAs besteht darin, dem menschlichen Wohlstand neben dem ökologischen Schutz Vorrang einzuräumen, anstatt sich auf passiv erwartete „Trickle-down“-Effekte von Ökosystemerholung zu verlassen. Denn es kann Jahre oder Jahrzehnte dauern. Bis sich die Erholung der Ökosysteme vollständig entwickelt hat, stehen die von den Meeresressourcen abhängigen Gemeinden unter unmittelbarem sozioökonomischem Druck (Aburto-Oropeza et al., 2025). Der Begriff „Marine Prosperity Area“ (MPpA) wurde bewusst gewählt, um ein spezifisches Narrativ zu etablieren, dass sowohl das Gedeihen von Menschen als auch von nicht-menschlichen Organismen umfasst. MPpAs werden wie folgt definiert:

„As an area in the ocean acted upon by ABC measures that prioritizes social-ecological prosperity, as opposed to passively relying on ecosystem recovery to catalyze social change and economic growth.“ (Aburto-Oropeza et al., 2025, S. 3)

Die Umsetzung von Marine Prosperity Areas folgt einem strukturierten, dreistufigen Ansatz, der sowohl die ökologische Wiederherstellung als auch die Entwicklung der Gemeinschaft gewährleisten soll:

Tabelle 6 Richtlinien für die Umsetzung von MPpAs in der Praxis

Partizipative Bedarfsanalyse (Co-Design)	Durch partizipative Bedarfsanalysen mit lokalen Gemeinschaften und Stakeholdern wird eine kontextspezifische Definition von Wohlstand erarbeitet. Diese partizipative Grundlage ist entscheidend, da sie anerkennt, dass Erhaltungsmaßnahmen auf lokalen Prioritäten und Wertesystemen basieren müssen, nicht auf externen Vorgaben.
Kapazitätsaufbau, Governance und Infrastruktur	In der zweiten Phase werden die erforderlichen Rahmenbedingungen, wie rechtliche Grundlagen, Kapazitätsaufbau und gezielte Schulungsprogramme geschaffen, um eine effektive Verwaltung sicherzustellen. Diese Maßnahmen statten die lokalen Gemeinschaften mit den notwendigen Kompetenzen und Entscheidungsbefugnissen aus, um die MPpAs nachhaltig und eigenverantwortlich zu verwalten.
Überwachung, Durchsetzung & Co-Management	Durch die kontinuierliche Überwachung der sozioökonomischen Entwicklung und die aktive Einbindung der lokalen Gemeinschaften wird ein adaptives Management ermöglicht.

Notiz: Angepasst aus Aburto-Oropeza et al., 2025, S.5-6

Dies gewährleistet die Verbesserung ökologischer und sozioökonomischer Aspekte sowie die Vermeidung von Top-down-Management (Aburto-Oropeza et al., 2025). Studien belegen, dass partizipative Schutzgebiete eine höhere Akzeptanzrate aufweisen und die Integration lokalen Wissens essenziell ist (IPEBS, 2019; Lucrezi et al., 2019).

Aburto-Oropaza et al. 2025 ziehen drei Fallstudien aus dem Golf von Kalifornien (Mexiko) zur Verdeutlichung hervor. Im Cabo Pulmo Nationalpark initiierte die lokale Gemeinschaft 1995 eigenständig ein Schutzgebiet, nachdem Überfischung die Fischbestände drastisch reduziert hatte. Durch konsequente Einbindung der Bevölkerung, partizipatives Management und gezielte Förderung alternativer Einkommensquellen (insbesondere Ökotourismus) gelang es, die Fischbiomasse und zugleich regionale Wertschöpfung zu generieren.

In El Manglito führte die Selbstorganisation der Fischereigemeinschaft zur erfolgreichen Wiederherstellung übernutzter Muschelvorkommen. Trotz Rückschlägen wie der Invasion gebietsfremder Arten konnte die Gemeinde durch gemeinschaftliches Monitoring und Diversifizierung der Erwerbsgrundlagen ihre ökologische und wirtschaftliche Resilienz stärken.

„La Reforma“ in der Bucht von Santa María fokussierte sich auf Empowerment und Bildung, die Gründung einer Frauenkooperative für Austernzucht, sowie breit angelegte Umweltbildungsprogramme verbesserten sowohl die wirtschaftlichen Perspektiven als auch die soziale Kohäsion vor Ort.

Diese Beispiele verdeutlichen, dass MPpAs durch partizipative Verwaltung, gezielte Investitionen und adaptive Managementansätze sowohl ökologische Erholung als auch sozioökonomische Entwicklung fördern können.

Das Konzept der MPpAs ist kein Ersatz für klassische MPAs, sondern ergänzt diese, indem es gezielte finanzielle Investitionen in die ökologische Wiederherstellung ermöglicht. Wie Catalina López-Sagástegui, Direktorin des Institute of the Americas, betont, schließen sich die Instrumente des Naturschutzes und des Ressourcenmanagements nicht gegenseitig aus, sondern sollten auf ein gemeinsames Ziel hinarbeiten (Roffe, 2025).

5 Nationale Grundlagen

Die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee erstreckt sich über eine Fläche von 28.521 km² und umfasst drei nationale Naturschutzgebiete, die zusammen 7.920 km² und damit etwa 28 % der AWZ-Fläche abdecken. Diese 2017 ausgewiesenen Gebiete bilden gemeinsam mit den Küstengewässern eine der umfassendsten europäischen marinen Schutzgebietskulissen, wobei insgesamt etwa 43 % der deutschen Nordsee unter Schutz stehen (BMUV, o. D.).

5.1 Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt

Die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt ist die zentrale Naturschutzstrategie der Bundesregierung zum Biodiversitätsschutz in Deutschland. Die erste Strategie wurde 2007 erstellt und umfasste 330 Ziele und 430 Maßnahmen. Sie zielte darauf ab, die 1992 auf der CBD beschlossenen Ziele und den Rückgang der biologischen Vielfalt bis 2020 aufzuhalten (BMUV, 2007). Während des Zeitraumes wurden insgesamt drei Rechenschaftsberichte veröffentlicht 2011, 2017 und 2021. Nur zwei der 18 Indikatoren im letzten Bericht erhielten eine Bewertung von 80 % oder höher. Fünf erhielten eine Bewertung von unter 50 % (BMUV, 2021). Die derzeit gültige NBS 2030 vom 18. Dezember 2024, umfasst 64 Ziele in 21 Handlungsfeldern und setzt die neuen internationalen Ziele der GBF um. Im Rahmen der Strategie wurde der erste Aktionsplan mit etwa 250 konkreten Maßnahmen verabschiedet, welche im Zeitraum von 2024 bis 2027 umgesetzt werden sollen. Im Anschluss an die Bilanzierung wird der 2. Aktionsplan für den Zeitraum 2027-2030 entwickelt (BMUV, 2024).

Tabelle 7 fasst die für diese Arbeit prioritären Ziele der NBS 2030 zusammen. Es zeigt sich, dass die NBS 2030 sowohl direkte Schutzinstrumente (z. B. Ziel 10.1–10.3) als auch indirekte Hebel (z. B. Ziel 15.1, 18.1) für MPAs bereitstellt. Während die Ziele 2.1 und 2.2 die Umsetzung des 30 %-Ziels stärken, könnte der naturverträgliche Ausbau erneuerbarer Energien (Ziel 14.1) in Konkurrenz zum strikten Schutz von Schweinswalhabitaten (Ziel 10.1) stehen. Außerdem steht die Regulierung von Fischerei, Schifffahrt und Offshore-Energie in MPAs im Spannungsfeld zwischen Schutz und Nutzung. So sieht der Raumordnungsplan (s. Kapitel 5.2) zwar Schutzgebiete vor, lässt aber Rohstoffabbau und Offshore Energie im Schutzgebiet zu. Ein Zielkonflikt zu Ziel 10.2 Wiederherstellung von Lebensräumen. Obwohl sich Ziel 2.3 primär auf die Vernetzung terrestrischer Schutzgebiete konzentriert, ist der zugrundeliegende Gedanke der ökologischen Vernetzung auch für MPAs relevant. Eine verbesserte ökologische Konnektivität ist essenziell, um marine Ökosysteme zu stärken und die Wirksamkeit von MPAs zu erhöhen (Assis et al., 2021; Berkström et al., 2022). In der NBS wird dieser Aspekt jedoch bislang vorwiegend für Ökosysteme an Land adressiert.

Tabelle 7 Relevante Ziele der NBS 2030 für Marine Protected Areas

Ziel Nr.	Zielbezeichnung	Relevanz	Internationale Verpflichtungen	Messbarkeit
10.1	Zustand der Biodiversität an Küsten und Meeren	D	EU-MSRL, GBF-Ziel 3	Guter Umweltzustand der Meeresgewässer gemäß MSRL
10.2	Wiederherstellung von Lebensräumen an Küsten und im Meer	D	EU-Verordnung zur Wiederherstellung der Natur	20 % der Meeresfläche mit Wiederherstellungsmaßnahmen
10.3	Naturverträgliche Nutzung der Meere	D	SDG 14	Ökologischer Zustand von Arten und Ökosystemen
2.1	Fortentwicklung von Schutzgebieten in Deutschland	D	GBF 30x30-Ziel	Aktionsplan Schutzgebiete bis 2025, 30 % streng geschützte Flächen bis 2030
2.2	Erhaltung und Verbesserung von Natura 2000-Lebensräumen und Arten	D	FFH-RL, Vogelschutzrichtlinie (VRL)	30 % der Lebensräume/Arten in günstigem Zustand
2.3	Weiterentwicklung eines funktionalen Biotopverbunds	I	GBF-Ziel 3; EU-Biodiversitätsstrategie 20230	Anzahl ökologisch vernetzter Gebiete und Korridore
1.1	Trendumkehr bei Artenvielfalt und innerartlicher Vielfalt	I	GBF-Ziel 4	Rückgang der Artenvielfalt
3.1	Wiederherstellung von Ökosystemen	I	EU-Verordnung zur Wiederherstellung der Natur	30 % degradierte Ökosysteme bis 2030, 100 % bis 2050
13.2	Naturverträgliche Gestaltung von Klimapolitik und Anpassung an den Klimawandel	I	EU Green Deal	Integration von Klimaanpassungsstrategien in Schutzgebietsmanagement
14.1	Naturverträglicher Ausbau erneuerbarer Energien	I	EU Green Deal, EU-Biodiversitätsstrategie	Anteil der erneuerbaren Energien, Umweltverträglichkeit der Anlagen in MPAs
16.1	Wert des Naturkapitals	I	GBF-Ziel 15	Berücksichtigung von Ökosystemleistungen in politischen Entscheidungen

Notiz: Daten aus Nationale Biodiversitätsstrategie 2030. Direkt (D): Ziele mit explizitem Bezug zu Küsten/Meeren oder Schutzgebietsmanagement. Indirekt (I): Ziele, die systemische Rahmenbedingungen für MPAs beeinflussen (z. B. Nährstoffeinträge, Klimawandel).

5.2 Raumordnungsplan für die ausschließliche Wirtschaftszone 2021

Der Raumordnungsplan (ROP) für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone in Nord- und Ostsee 2021 stellt das zentrale Instrument zur Koordinierung unterschiedlicher Nutzungsinteressen im Meeresraum dar. Die rechtliche Grundlage bilden § 17 Absatz 3 des Raumordnungsgesetzes sowie die Richtlinie 2014/89/EU zur maritimen Raumplanung, welche die Mitgliedsstaaten zur Einführung mariner Raumordnungspläne verpflichtet. Zuständige Behörde für die Erstellung und Umsetzung des ROP ist das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH). Die aktuelle Fassung ist am 1. September 2021 in Kraft getreten und ersetzt die ersten Pläne von 2009. Eine Evaluierung des aktuellen Plans ist für 2026 geplant. Der räumliche Geltungsbereich des Raumordnungsplans erstreckt sich über die gesamte deutsche AWZ der Nord- und Ostsee. Zu den zentralen Zielen gehören die Koordinierung aktueller und zukünftiger Nutzungsansprüche, die nachhaltige Entwicklung der Meeresräume, der Schutz der Meeresumwelt sowie die Sicherung der Offshore-Windenergieziele der Bundesregierung.

Für das Untersuchungsgebiet Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht definiert der ROP-Vorranggebiete für insgesamt fünf Nutzungen: Schifffahrt, Offshore-Windenergie (mit dem Windpark Butendiek), Rohstoffgewinnung, wissenschaftliche Nutzung sowie Landes- und Bündnisverteidigung (s. Abbildung 7).

Im Rahmen dieser Arbeit wird der Raumordnungsplan daher als zentrales Instrument für die Analyse und Bewertung des Sylter Außenriffs nach den Kriterien des MPA-Guides herangezogen.

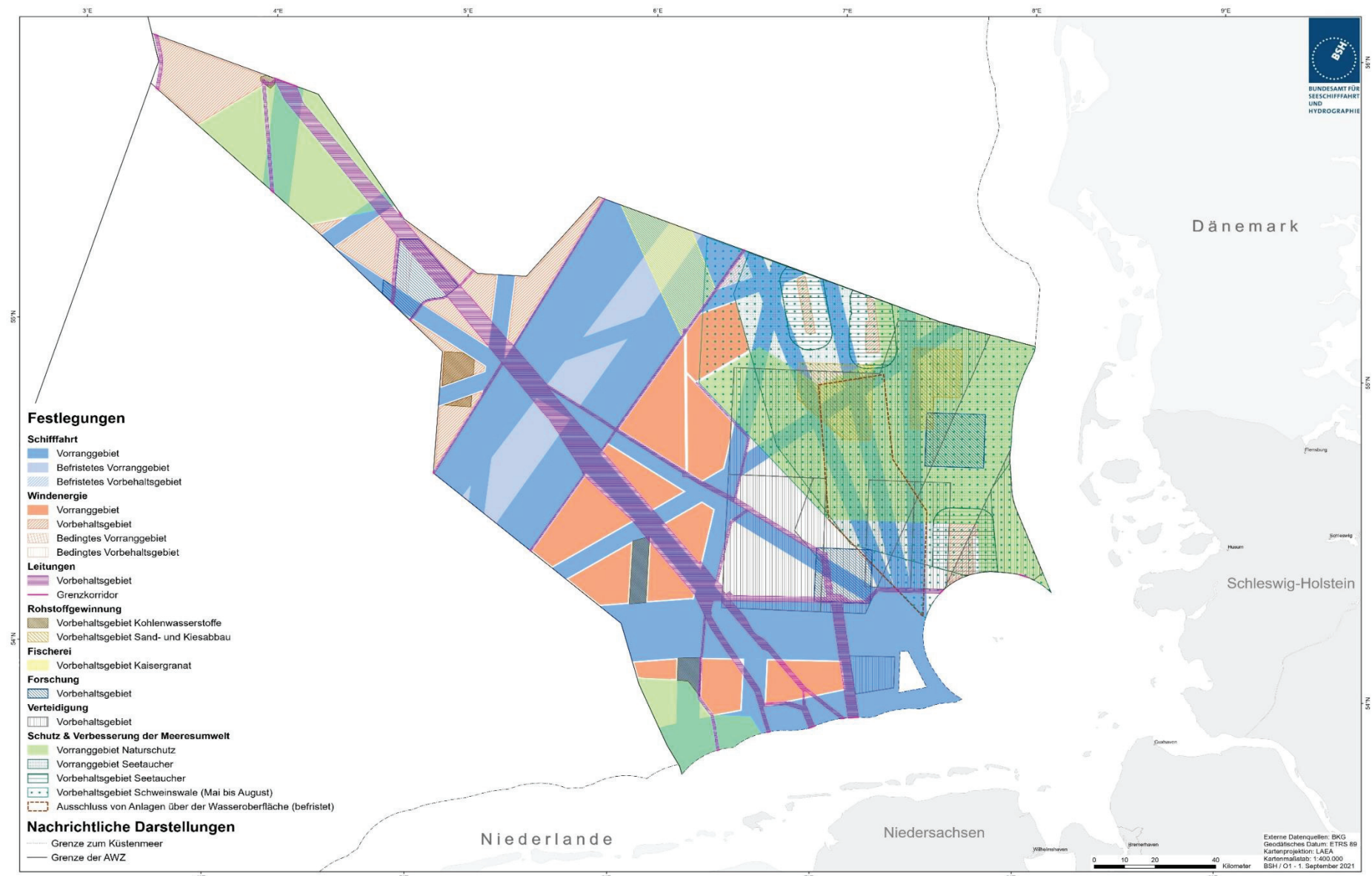


Abbildung 7 Raumordnungsplan für die ausschließliche Wirtschaftszone in der Nordsee

Notiz: Quelle: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie verfügbar unter: https://www.bsh.de/DE/PUBLIKATIONEN/_Anlagen/Downloads/Offshore/Raumordnungskarten/7007-1-Raumordnungsplan-Kartenteil-Nordsee.html

5.3 Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht

Mit einer Gesamtfläche von 5.603 km² ist das Naturschutzgebiet „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ das flächenmäßig größte deutsche Meeresschutzgebiet in der Nordsee. Die Ausweisung als nationales Naturschutzgebiet erfolgte am 28. September 2017 gemäß dem Bundesnaturschutzgesetz, wobei es sowohl das Fauna-Flora-Habitat-Gebiet „Sylter Außenriff“ (DE 1209-301) als auch das Vogelschutzgebiet „Östliche Deutsche Bucht“ (DE 1011-401) integriert. Es umfasst die Außengründe vor Sylt und Amrum sowie den Moränenrücken der nordöstlichen Flanken des Elbe-Urstromtals. Nach Osten grenzt es an das FFH-Gebiet „Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ an, während es im Süden an das Vogelschutzgebiet „Seevogelschutzgebiet Helgoland“ anschließt. Das Gebiet ist sowohl eines der wichtigsten Reproduktions- und Aufzuchtareale für Schweinswale in der AWZ als auch ein zentrales Nahrungs-, Überwinterungs-, Mauser-, Durchzugs- und Rasthabitat für zahlreiche gefährdete Seevogelarten (Garthe et al., 2015; Irvine et al., 2024; Schwemmer et al., o. D.). Darunter verschiedene Lebensraumtypen des FFH Anhang I und Arten des Anhang II (BfN, o. D.; BfN, 2020). Die Schutzgebietsverordnung (NSGSylV) teilt das Gebiet in verschiedene Bereiche und Schutzzwecke ein (s. Abbildung 8).

Bereich I umfasst das Sylter Außenriff und enthält die repräsentativen Sandbänke (Lebensraumtyp 1110) und Moränenrücken mit zahlreichen Steinriffen (Lebensraumtyp 1170). Ziel ist die Erhaltung bzw. Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands der im Gebiet vorkommenden, nach EU-Recht besonders geschützten Lebensraumtypen (Sandbänke und Riffe) sowie ausgewählter Arten (Flussneunauge, Finte, Schweinswal, Kegelrobbe, Seehund). Dazu gehören Förderung der ökologischen Qualität, Wiederherstellung der Bestandsdichten, Verbreitungsmuster und genetischer Vielfalt sowie die Sicherung der Nahrungsgrundlage.

Die **Unterbereiche Ia und Ib** umfassen den zentral-westlichen Bereich und die Amrumbank. Das Ziel ist der spezifische Schutz der vernetzten Benthoslebensgemeinschaften in Ia und der Schutz der wenig beeinflussten Benthoslebensgemeinschaften im Unterbereich Ib.

Bereich II umfasst das Vogelschutzgebiet „Östliche Deutsche Bucht“ der Schutzzweck umfasst die im Gebiet vorkommenden, nach der EU-Vogelschutzrichtlinie Anhang I geschützten Vogelarten wie Sterntaucher, Prachtaucher, Zwergmöwe, Brandseeschwalbe, Flusseeschwalbe und Küstenseeschwalbe sowie regelmäßig auftretende Zugvogelarten wie Eissturmvogel, Basstölpel, Trauerente, Skua, Spatelraubmöwe, Sturmmöwe, Heringsmöwe, Dreizehenmöwe, Trottellumme und Tordalk. Dazu gehören die Funktion als Nahrungs-, Überwinterungs-, Mauser-, Durchzugs- und Rastgebiet für diese Arten.

Bereich III wurde mit der Änderungsverordnung vom 4. Dezember 2024 als „Zentrale Deutsche Bucht nordwestlich der Insel Helgoland“ etabliert. Dieser dient als Ausgleichs- bzw. Kohärenzsicherungsmaßnahme nach Artikel 6 Absatz 4 der FFH-Richtlinie für erhebliche Beeinträchtigungen, die durch Bau und Betrieb des Offshore-Windparks „Butendiek“ entstanden sind. Der Schutzzweck für Bereich III des Naturschutzgebiets umfasst die Erhaltung bzw. die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands der im Gebiet vorkommenden Arten.

§ 6 der NSG-Verordnung verbietet grundsätzlich alle Handlungen, die zur Zerstörung, Beschädigung oder nachhaltigen Störung des Naturschutzgebiets führen können, darunter insbesondere die Ausbeutung natürlicher Ressourcen, die Errichtung künstlicher Bauwerke, das Einbringen von Baggergut, die Einrichtung mariner Aquakulturen, sowie das Ausbringen gebietsfremder Arten. Die Freizeitfischerei ist im Gebiet westlich des Unterbereichs Ia erlaubt, jedoch mit Einschränkungen im Gebiet südlich von Bereich I und im Bereich III in der Zeit vom 1. Oktober bis zum 15. Mai. Ausnahmen gelten u. a. für Schifffahrt, Flugverkehr, militärische Nutzung, wissenschaftliche Forschung (unter Bedingungen), Berufsfischerei sowie Maßnahmen zur Verwaltung, Gefahrenabwehr und öffentlichen Sicherheit.

Große Bereiche des Naturschutzgebietes, insbesondere der östliche Sektor, wurden bis zum Frühjahr 2023 für grundberührende Fischerei mit verschiedenen Gerätetypen intensiv genutzt. Seit der EU-Verordnung 2023/340 gelten ab dem 8. März 2023 modifizierte Fischereiregulierungen für das Sylter Außenriff und sämtliche Schutzgebiete der Nordsee (s. Abbildung 8).

Für die **Bereiche A & B** sind folgende Fanggeräte verboten: Grundscheppnetze, Baumkurren, Grundscherbrettnetze, Scherbrett-Hosennetze, Zweischiifgrundschleppnetze, Kaisergranat-Schleppnetze, Garnelenschleppnetze, Wadennetze, Snurrewaden, Schottische Wadennetze, Schottische Zweischiif-Wadennetze, Bootswaden, Bootdredgen und mechanisierte Dredgen einschließlich Saugdredgen, Strandwade sowie an Bord eines Schiffes eingesetzte Handdredge.

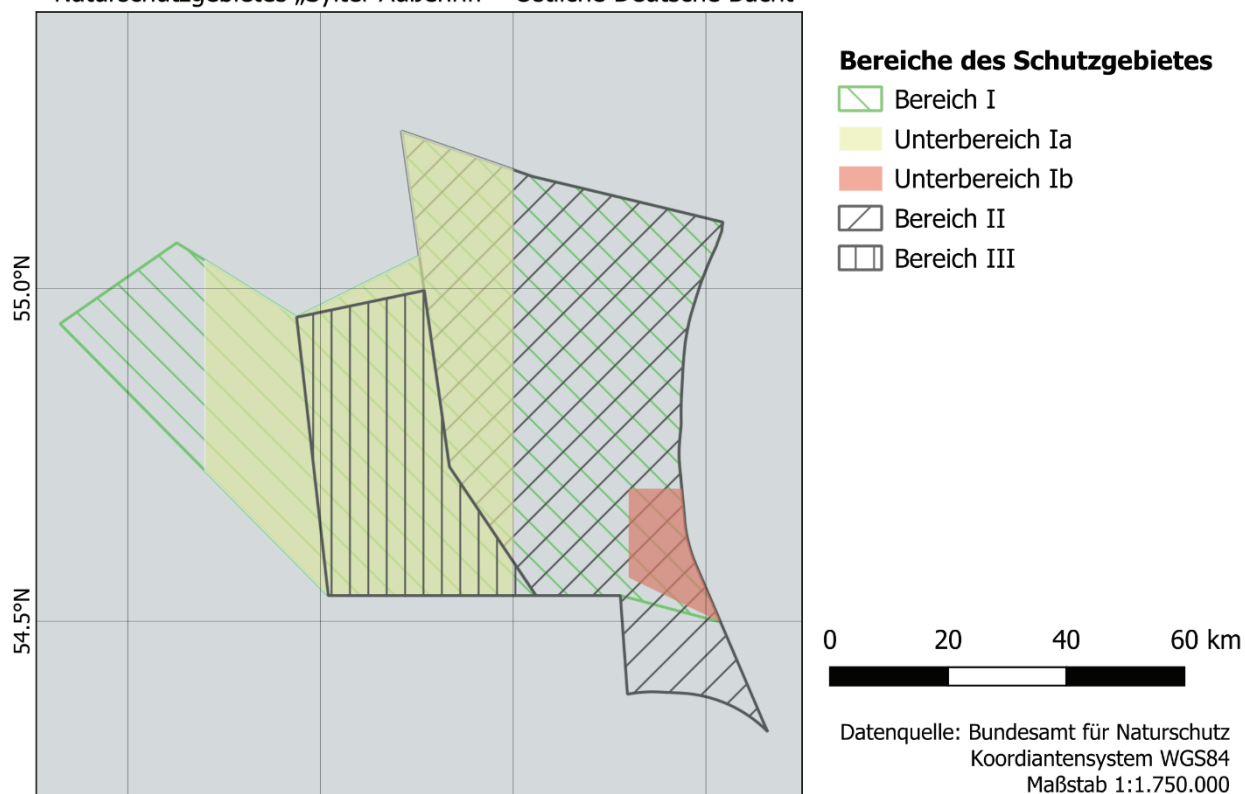
Für die **Bereiche C & D** gelten dieselben Maßnahmen wie für die Bereiche A und B, mit Ausnahme von Fangtätigkeiten mit Baumkurren und Rollengeschirr und Maschenöffnungen zwischen 16 mm und 31 mm in der traditionellen Fischerei auf Nordseegarnelen.

Bereich M2 umfasst 55 % der Amrum Bank und schließt jegliche Fangtätigkeit einschließlich der Freizeitfischerei ganzjährig aus und gilt als No-Take Zone.

Bereich M3 verbietet jede Fangtätigkeit mit Kiemen- und Verwickelnetzen ganzjährig.

Bereich M4 verbietet diese nur während der saisonalen Schonzeit vom 1. März bis zum 31. Oktober zum Schutz der Schweinswale. Die EU-verordnung bezieht sich nur auf bodenberührende Fangmethoden und enthält keine Angaben zu pelagischen Methoden oder Schiffslänge.

Bereiche nach Verordnung über die Festsetzung des
Naturschutzgebietes „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“



Maßnahmen nach EU Verordnung 2023/340

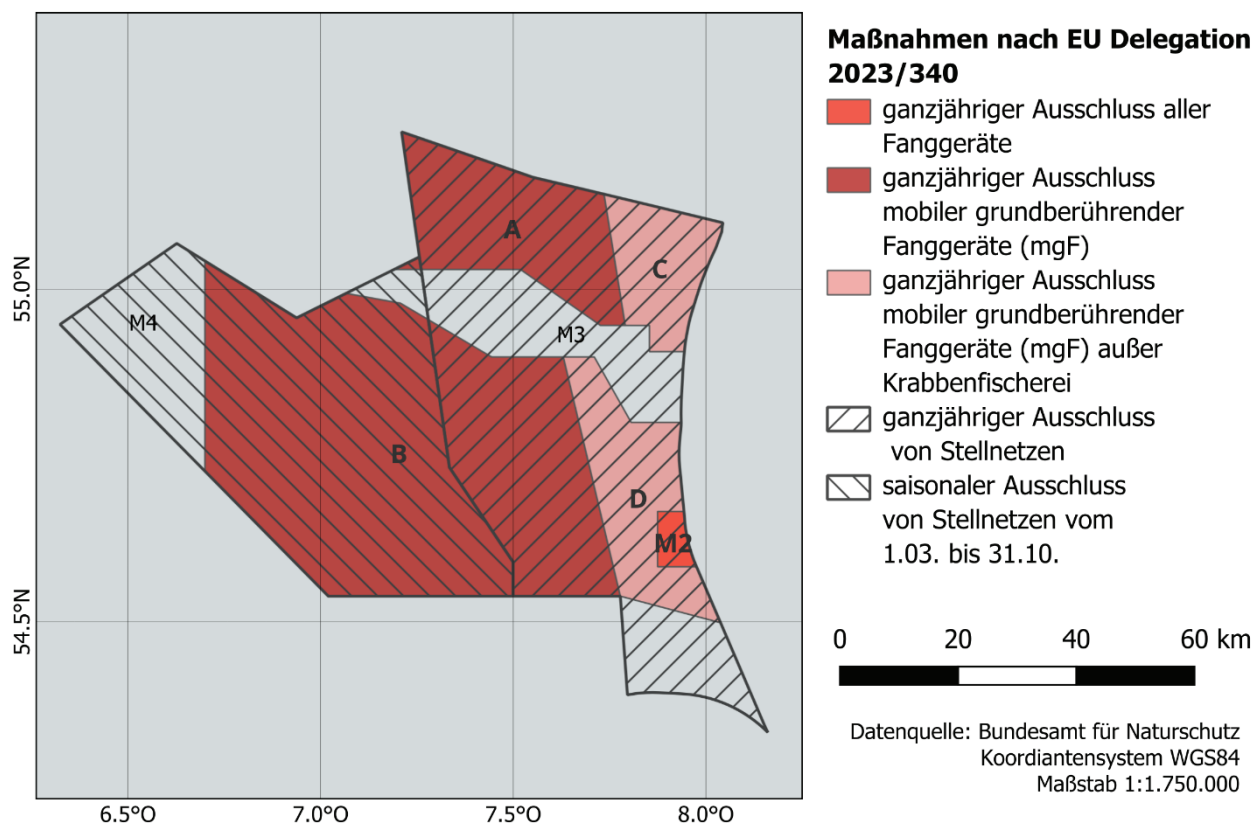


Abbildung 8 Bereiche des Sylter Außenriff - Östliche Deutsche Bucht und Maßnahmen der EU-Verordnung 2023/340

5.3.1 Nutzungskonflikte

Da spezifische wissenschaftliche Studien zu Fischerei, Rohstoffabbau und Schifffahrt im Sylter Außenriff in der aktuellen Fachliteratur oft nicht verfügbar sind oder allein nicht aussagekräftig genug sind, werden überregionale Studien aus der Nordsee und vergleichbaren Meeresgebieten herangezogen.

Die Fischerei stellt drei der fünf größten Stressfaktoren für europäische Gewässer dar (s. Abbildung 2, S.14). Abbildung 9 zeigt den Mittelwert pelagischer und bodenberührender Fischerei von Schiffen mit >12 m Länge. Die Grundschieppnetzfisherei ist maßgeblich für die Degradierung benthischer Lebensräume verantwortlich und hat in der Vergangenheit zu erheblichen ökologischen Schäden geführt (Bonthond et al., 2023; Tillin et al., 2006). Bei Verwendung von bodenberührenden Schleppnetzen entwickelt sich die Zusammensetzung benthischer Wirbelosengemeinschaften von größeren, sessilen, tiefliebenden, suspensionsfressenden und röhrenbauenden Arten mit langen Lebensspannen (≥ 10 Jahre) hin zu mobilen, eingrabenden sowie aasfressenden Wirbellosen (McLavery et al., 2021; Tillin et al., 2006). Auf Ökosystemebene führt chronische Grundschieppnetzfisherei zu drastischen Reduktionen der Infauna- und Epifauna-Biomasse (Jennings et al., 2001). Die pelagische Fischerei hat insbesondere durch Beifang erhebliche Auswirkungen auf nicht-zielgerichtete Arten und kann damit ebenfalls die Artenzusammensetzung und Funktionsweise des Ökosystems nachhaltig verändern. Verschiedene Fanggeräte darunter, Kiemennetze, Langleinen und Schleppnetze jeglicher Art, sind jährlich hauptverantwortlich für 130.000 bis 381.000 Seevogelbeifänge. Die Familien Entenvögel und Alkenvögel sind am stärksten vom Beifang betroffen. Mit über 31.000 Individuen pro Jahr ist die Trottellumme die am stärksten betroffene Art (Ramírez et al., 2024).

Zusätzlich zeigten Sala et al. (2022), dass größere Schiffe mit schleppenden Fangmethoden, sowohl pelagisch als auch benthisch, deutlich energieineffizienter im Kraftstoffverbrauch sind. Der Kraftstoffverbrauch variiert erheblich nach Fischereiarart und Schiffsgröße, wobei besonders energieintensive Fischereien wie die Garnelen- und Plattfischfisherei einen höheren spezifischen Kraftstoffverbrauch aufweisen.

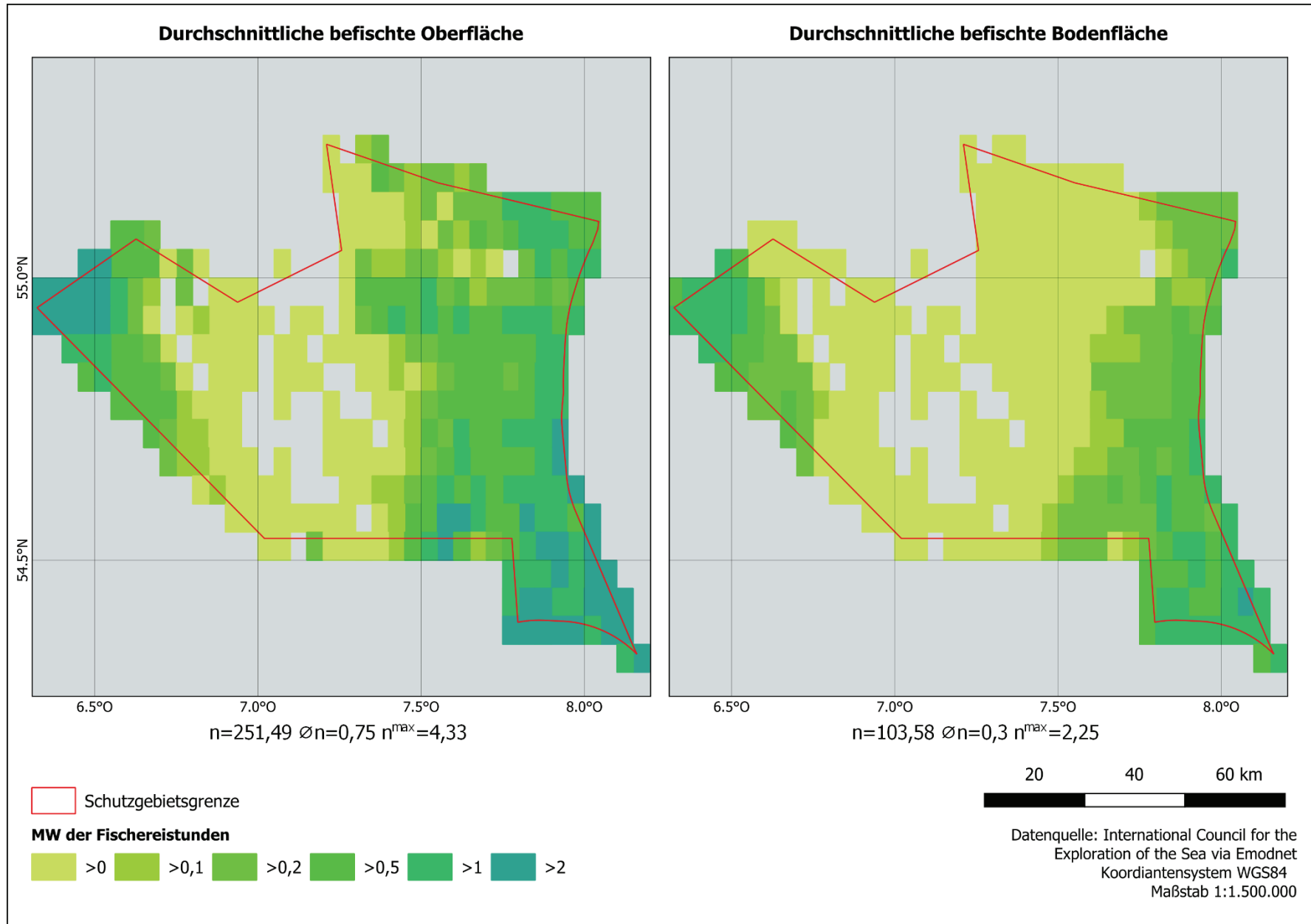


Abbildung 9 Mittlerer Fischereidruck im Sylter Außenriff nach Methode für das Jahr 2024

Neben der Fischerei stellt Unterwasserlärm, welcher durch Offshore-Windenergiegewinnung, militärische Aktivitäten sowie den Schiffsverkehr verursacht wird, eine weitere Belastung dar. Bereits jetzt sind Windkraftanlagen mit einer Leistung von 8,9 GW in der deutschen Nordsee installiert. Laut Artikel 1 des Windenergie- auf-See-Gesetzes soll die installierte Leistung bis 2030 auf mindestens 30 Gigawatt und auf 70 Gigawatt bis 2045 steigen. Der Windpark DanTysk befindet sich nördlich des Schutzgebietes und Amrumbank West im südlichen Bereich direkt angrenzend. Der Windpark Butendiek befindet sich innerhalb des Naturschutzgebietes (s. Abbildung 7). Besonders während der Bauphase von Offshore-Windparks stellt der Schall eine erhebliche Belastung dar. Denn der dabei entstehende Rammschall geht weit über die Toleranzgrenze der Tiere hinaus und kann temporäre Schwerhörigkeit oder sogar Verletzungen verursachen. Die Schallimpulse führen zu Stress- und Verhaltensreaktionen, sodass die Tiere das Gebiet häufig abrupt verlassen (Brandt et al., 2018; Dähne et al., 2013). Im Bereich des Windparks Butendiek, errichtet 2014-2015, wurden nach Beginn der Bauarbeiten weniger Schweinswale und insbesondere weniger Mutter-Kalb-Paare gezählt (Anja et al., 2014), was auf eine Verdrängung aus dem ursprünglichen Kalbungs- und Nahrungsgebiet hindeutet. Großräumige Studien zeigen einen negativen Trend im Bestand der Schweinswale von -1,79 % pro Sommer für die gesamte AWZ und einen Rückgang von -3,79 % für das Sylter Außenriff (Nachtsheim et al., 2021).

Der militärische Unterwasserlärm (s. Abbildung 7), befindet sich in einem anderen Frequenzbereich als die betriebsbedingten Schallemissionen der Windparks. Die Folgen reichen von Verhaltensänderungen bis hin zu langfristigen Populationseffekten. Primär zeigt sich ein Vermeidungsverhalten und Störungen des natürlichen Aktivitätsmusters, wobei Meeressäuger ihre Tauch- und Nahrungsgewohnheiten signifikant anpassen. Blauwale beispielsweise reduzieren ihre Rufaktivität drastisch bei Präsenz von mittelfrequenter aktivem Sonar, wobei diese Reaktion bei höheren Schallpegeln und geringeren Distanzen zur Schallquelle verstärkt auftritt (Pirota et al., 2022). Physiologische Auswirkungen umfassen sowohl temporäre als auch permanente Hörschwellenverschiebungen, die das Hörvermögen der Tiere langfristig beeinträchtigen können (Branstetter & Sills, 2022; Donovan et al., 2017). Auf Populationsebene zeigen Studien, dass simulierte Störungen stärkere Auswirkungen auf den Fortpflanzungserfolg als auf die Überlebensraten erwachsener Tiere haben, wobei die vorhergesagten Effekte von militärischen Sonaraktivitäten auf die Populationsabundanz von Populationsaussterben bis zu leichten Populationszunahmen reichen können (Hin et al., 2023; Pirota et al., 2022).

Die Auswirkungen von Windparks auf die Avifauna zeigen sich in messbaren Veränderungen der Artverteilung, die durchschnittliche Dichte von Seetauchern reduzierte sich in einem 1 km Radius um ca. 94 % und in einem 10 km Radius um 54 % (s. Abbildung 10). Trottellummen werden in einem Bereich von bis zu 18 km beeinflusst (Peschko et al., 2020). Im Laufe der Jahre hat sich der Dichteschwerpunkt verschiedener Arten deutlich nach Südwesten verschoben (Dierschke et al., 2024; Garthe et al., 2023; Mendel et al., 2018).

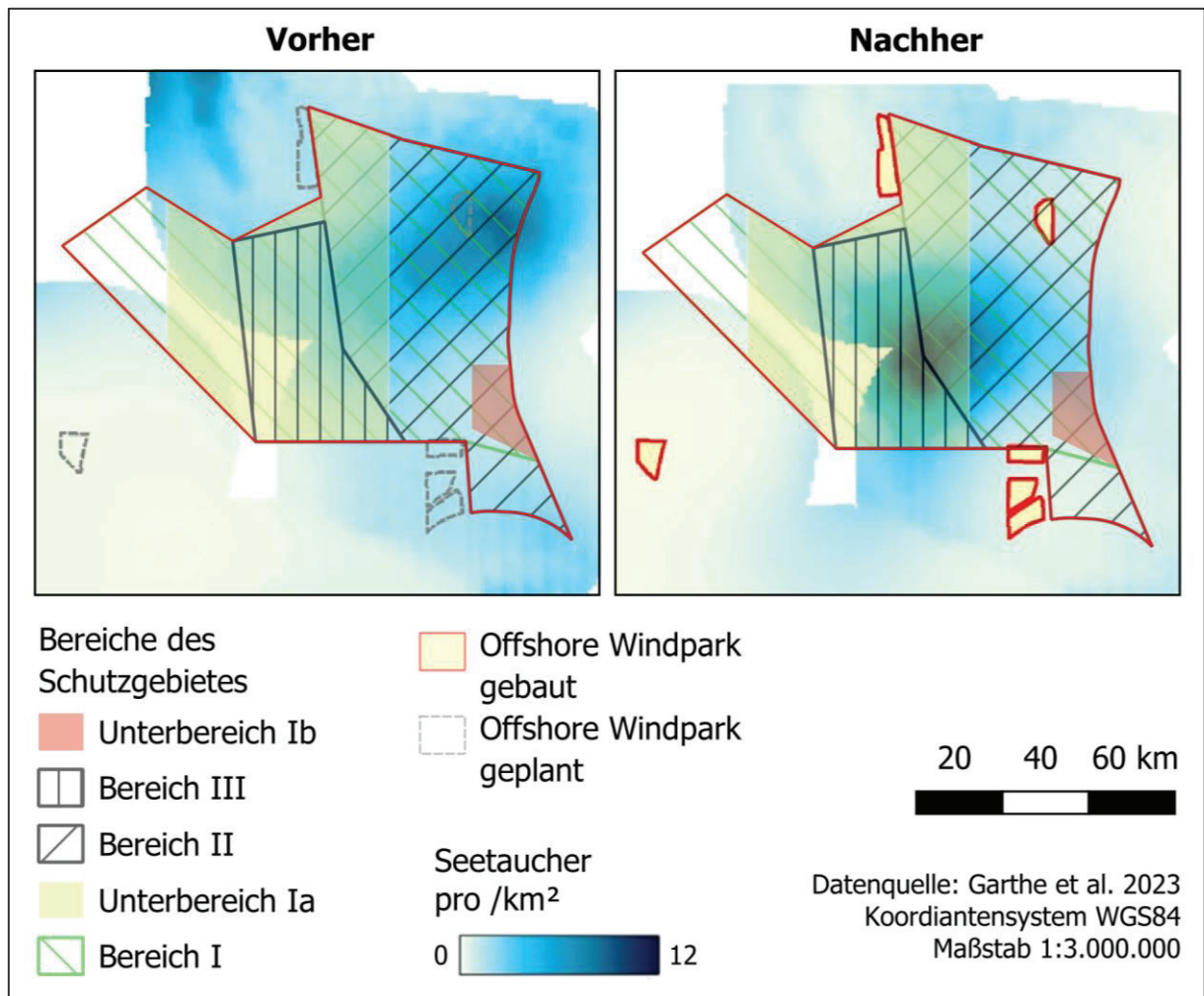


Abbildung 10 Verbreitung von Seetauchern. vor der Errichtung der Windparke

Notiz: Angepasst aus: Garthe et al. (2023) Large-scale effects of offshore wind farms on seabirds of high conservation concern

Windparke können sich jedoch auch positiv auswirken, die Steinaufschüttungen am Fuß von Windkraftanlagen können sich wie ein "künstliches Riff" auf am Boden lebende Arten auswirken (Degraer et al., 2020; Werner et al., 2024). Im Falle des Kabeljaus wurde Laich nachgewiesen, was als Hinweis auf eine Nutzung als Brutgebiet deutet. Zudem waren die gefangenen Individuen größer und traten zahlreicher auf als jene außerhalb (Gimpel et al., 2023). Seehunde nutzen die Windkraftanlagen, vermutlich aufgrund der gesteigerten Fischdichte, als Jagdgrund und meiden diese nur während der Bauzeit (Russell et al., 2014, S. 20, 2016).

Der während der Bauphase auftretende intensive Rammschall und das aufgewirbelte Sediment können Fische dennoch über große Distanzen stören, verletzen oder aus ihren Lebensräumen vertreiben (Dannheim et al., 2020).

Rohstoffabbau stellt einen weiteren bedeutsamen anthropogenen Stressfaktor dar. In der AWZ der Nordsee befinden sich zwei Bewilligungsfelder. Das Bewilligungsfeld OAM III befindet sich teilweise innerhalb des FFH-Gebietes „Sylter Außenriff“, das Bewilligungsfeld BSK I vollständig im Vogelschutzgebiet „Östliche Deutsche Bucht“. Für die Bewilligung OAM III liegt ein Hauptbetriebsplan mit einer Laufzeit von Juli 2019 bis Juni 2023 vor. Damit konnten insgesamt 2 Mio. t Sand und Kies in einer Tiefe zwischen 20 und 25 m und mit einer Korngröße unter 10 mm auf einer Fläche von ca. 17,5 km² gefördert werden (BSH, 2024). Die Auswirkungen des Sand- und Kiesabbaus erstrecken sich primär auf die direkte Zerstörung strukturgebender Habitatsysteme. Abhängig von Standortbedingungen verändert sich die Lebensgemeinschaft durch das Fehlen von Hartsubstrat zu einer Weichbodengemeinschaft hin (Gubbay, 2003; Peduzzi, 2014; von Nordhem & Boedeker, 1998). Aktive und Arten mit hoher Dispersion siedeln sich oftmals innerhalb des Jahres wieder an, langsamere Arten wie etwa Muscheln brauchen bis zu 15 Jahre für die Wiederansiedlung. Auch Biomasse und Artenanzahl weisen auch nach langer Zeit noch ein Defizit auf (Gubbay, 2003). Zudem führen Baggerarbeiten zur Bildung von Trübungsfahnen und zur Verbreitung von Schwebstoffen über das Wassergebiet, wobei die Dauer der Trübungsfahne im Wasser Suspensionsfresser und Laich schädigen kann (von Nordhem & Boedeker, 1998).

Im Untersuchungsgebiet Sylter Außenriff verlaufen mehrere international und national genutzte Schifffahrtsrouten mit zum Teil hoher Verkehrsdichte. Laut EMODnet-Daten und den Auswertungen des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) wurden im Jahr 2023 auf den im Gebiet verlaufenden Routen SN5-9 und SN10 3.467 Schiffspassagen pro Jahr verzeichnet. Die Schiffsbewegungen bestehen überwiegend aus Handels-, Tanker- und Containerschiffen und sind auf AIS-Basis in Rasterzellen von 1×1km dokumentiert (BSH, 2024). Die kontinuierliche Durchquerung des Schutzgebiets führt nachweislich zu räumlichen Verschiebungen mariner Organismen und kann das Schwimmverhalten und die Habitatnutzung empfindlicher Arten wie des Arktischen Kabeljaus und der Schweinswale beeinflussen (Ivanova et al., 2020).

Die Kombination der Stressoren operiert in verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalen und kann sowohl additive als auch synergistische Effekte haben. Diese führen zu einem komplexen Netzwerk kumulativer Belastungen, das die Schutzgebietsziele des Sylter Außenriffs erheblich gefährdet und in ihrer Gesamtwirkung die Einzeleffekte übertreffen kann.

6 Methodik

6.1 The MPA Guide

Der MPA-Guide ist ein wissenschaftlich fundiertes Framework, das von Grorud-Colvert et al. (2021) entwickelt wurde, um Meeresschutzgebiete (MPAs) nach ihrem Umsetzungsstand und Schutzniveau systematisch zu kategorisieren und zu bewerten. Das Framework ergänzt die etablierten IUCN-Schutzgebietskategorien und ermöglicht eine objektive Klassifizierung von MPAs basierend auf ihrem Schutzgrad und Etablierungsstand.

Das Framework basiert auf vier Kernelementen: Etablierungsstadien (Stages of Establishment), Schutzniveaus (Levels of Protection), ermöglichende Bedingungen (Enabling Conditions) und erwartete Ergebnisse (Outcomes). Die Bewertung erfolgt zweidimensional, nach Etablierungsgrad und Schutzgrad der jeweiligen Schutzgebiete. Die Etablierungsstadien umfassen vier aufeinanderfolgende Phasen:

1. Proposed/Committed (öffentliche Ankündigung)
2. Designated (rechtliche Ausweisung)
3. Implemented (operative Umsetzung)
4. Actively Managed (aktives Management mit Monitoring).

Die Schutzklassenzuordnung erfolgt nach fünf Schutzniveaus:

1. Fully Protected (Voll geschützt)
2. Highly Protected (Hoch geschützt)
3. Lightly Protected (Leicht geschützt)
4. Minimally Protected (Minimal geschützt)
5. Incompatible with the Conservation of Nature (Inkompatibel mit dem Naturschutz)

Die Bewertung erfolgt anhand der Auswirkung auf die Biodiversität von sieben Hauptaktivitätstypen. Die Auswirkungen werden in sechs Intensitätsstufen klassifiziert: keine, minimal, gering, moderat, hoch/groß oder inkompatibel mit dem Naturschutz.

Das Naturschutzgebiet "Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht" wurde am 22. September 2017 rechtlich ausgewiesen und ist somit bereits als etabliertes MPA einzustufen. Da es sich um ein bereits vollständig etabliertes Schutzgebiet handelt, erfolgt die Bewertung ausschließlich anhand der aktuellen Schutzklassenzuordnung nach den vier Schutzniveaus des MPA-Guides.

6.1.1 Bewertung der Schutzgebietsperformance

Die methodische Vorgehensweise basiert auf einer systematischen Auswertung und Bewertung mithilfe des MPA-Guides der zugelassenen und verbotenen Aktivitäten im Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht, Abbildung 11 zeigt den Entscheidungsablauf.

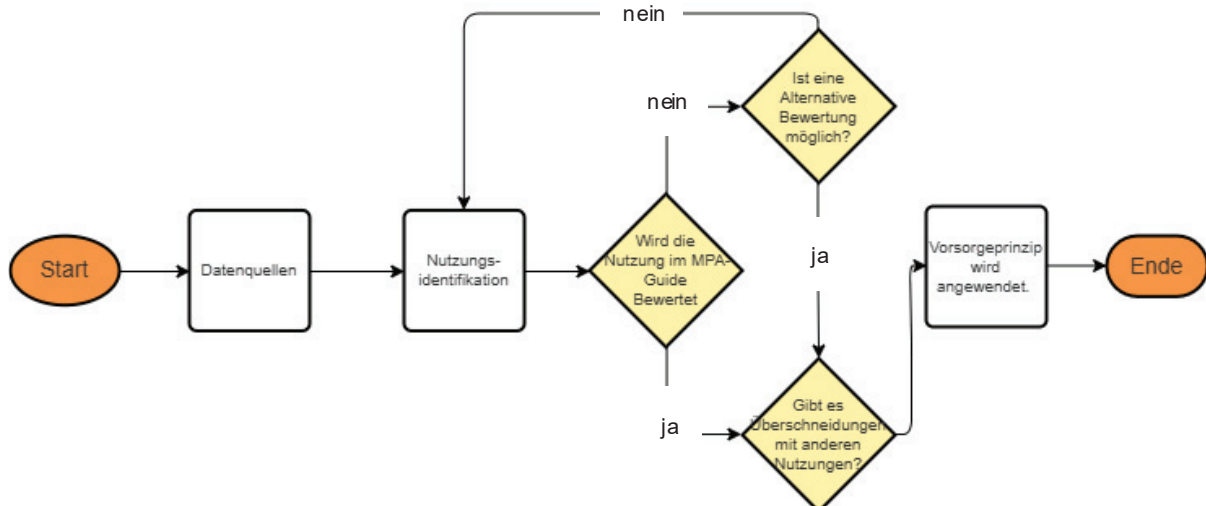


Abbildung 11 Grafische Darstellung der Bewertungsmethode

Für die Analyse wurden vier Quellen herangezogen

1. **Schutzgebietsverordnung Sylter Außenriff - Östliche Deutsche Bucht:** Legt die rechtlichen Rahmenbedingungen und spezifischen Nutzungsregeln für das Gebiet fest.
2. **Raumordnungsplan der Nordsee 2021:** definiert die räumliche Steuerung und Nutzungskonflikte, einschließlich für den Windpark Butendiek.
3. **EU-Verordnung 2023/340:** regelt unionsweit Maßnahmen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Meeresressourcen. Für die Analyse werden die relevanten Artikel und deren nationale Umsetzung herangezogen.
4. **Fischereinutzung:** Die Auswertung der Fischereiaktivitäten basiert auf den öffentlich zugänglichen Datensätzen von EMODnet für das Jahr 2024. Die Daten zeigen Schiffe >12 m mit Schiffsüberwachungssystemen.

Aufgrund der Datensicherheit sind die EMODnet Daten in ein $0,05 \times 0,05^\circ$ Gitter ($17,5 \text{ km}^2$) eingeteilt, was die räumliche und kleinteilige Auflösung und exakte Zuordnung von Fangaktivitäten zu spezifischen Schutzzonen erschwert. Zur Minimierung von Rauschen wurden Polygone mit weniger als 0,33 Stunden Fischereiintensität pro Jahr ausgeschlossen, basierend auf etablierten Methoden der räumlichen Fischereianalyse (Pulcinella et al., 2023). Dadurch werden nur Gebiete mit regelmäßiger Fischereinutzung berücksichtigt und Fehlinterpretationen durch Datenrauschen reduziert.

Die Ergebnisse werden sowohl tabellarisch als auch durch eine thematische GIS-Karte dargestellt. Die begleitende Tabelle bietet eine detaillierte textliche Erläuterung der Zuordnung und Bewertung der einzelnen Aktivitäten.

6.2 Vergleich von MPAs, MPpAs und OECMs

Der Vergleich orientiert sich am IUCN-Framework für Managementeffektivität und nutzt Prinzipien der qualitativen vergleichenden Analyse zur systematischen Bewertung. Die Analyse folgt dem strukturierten IUCN-Framework zur Bewertung flächenbasierter Meeresschutzmaßnahmen, das speziell für die Identifikation struktureller Unterschiede zwischen den drei Schutzgebietsansätzen entwickelt wurde (Hockings et al., 2006). Dabei werden die sechs Bewertungsdimensionen des IUCN-Frameworks: Kontext, Planung, Input, Prozess, Output und Outcome auf die spezifischen Anforderungen von Meeresschutzgebieten bezogen. Die Kriterienwahl erfolgt basierend auf einer systematischen Literaturanalyse der Meeresschutzpolitik. Dabei werden insbesondere Erkenntnisse aus der Evaluationsforschung zu MPAs berücksichtigt. Die Kriterien wurden nach Relevanz für Verwaltungsqualität und Schutzgebietswirksamkeit, sowie Mess- und Vergleichbarkeit zwischen den Schutzgebietstypen gewählt.

Marine Protected Areas werden basierend auf der in Kapitel 4.1 aufgeführten Definition als staatlich geführte Schutzgebiete charakterisiert, die primär auf Biodiversitätsschutz durch regulierte Nutzung abzielen. Marine Prosperity Areas werden nach der Definition von Aburto et al. (2025) als integratives Konzept verstanden, das gleichrangig Ökosystemregeneration und menschliches Wohlergehen fördert und auf Ko-Management mit multisektoraler Beteiligung setzt. Other Effective Area-based Conservation Measures werden entsprechend der CBD-Definition als Gebiete außerhalb von Schutzgebieten charakterisiert, die effektiven Schutz als Nebenprodukt anderer Managementziele liefern. Vergleichsanalyse basiert auf einer systematischen Auswertung von vier wissenschaftlichen Kernquellen. Die Charakterisierung der Marine Protected Areas folgt dem MPA-Guide von Grorud-Colvert et al. (2021) und Mast et al. (2025), während die Darstellung der Marine Prosperity Areas auf den konzeptionellen Arbeiten von Aburto et al. (2025) basiert. Die OECM-Kriterien orientieren sich an der offiziellen IUCN- Definition und den IUCN-Leitlinien von Jonas et al. (2021).

6.3 Methodenkritik

Die Methodik dieser Studie beruht auf vier zentralen Datenquellen, die jeweils spezifische Unsicherheiten aufweisen. Erstens enthält die Schutzgebietsverordnung zwar klare Verbote und Ausnahmen, lässt jedoch vielfältige Interpretationsspielräume. Zweitens fokussiert die EU-Verordnung 2023/340 ausschließlich die bodenberührende Fischerei. Drittens weisen die EMODnet-Daten mehrere strukturelle Limitationen auf: Sie erfassen ausschließlich Schiffe über 12 Meter Länge mit AIS/VMS-Überwachungssystem, wodurch kleinere Fischereifahrzeuge, insbesondere in der Krabbenfischerei und Freizeitfischerei, systematisch unterrepräsentiert sind. Die Aggregation in ein $0,05^\circ \times 0,05^\circ$ -Raster erschwert aus Datenschutzgründen die exakte räumliche Zuordnung zu spezifischen Schutzzonen und kann zu Fehlzugeordnungen zwischen benachbarten Bereichen führen. Die Klassifizierung "fischender" Aktivitäten basiert primär auf Geschwindigkeitsfiltern, was zu Fehlinterpretationen führen kann, wenn langsam fahrende Forschungs- oder Versorgungsschiffe als Fischereiaktivität klassifiziert werden. Zudem bilden die Daten nur gemeldete und offizielle Fischereiaktivitäten ab, während illegale sowie AIS-Manipulationen in sensiblen Gebieten nicht erfasst werden. Zudem minimiert die Wahl eines Schwellenwerts von 0,33 Stunden Fangzeit pro Raster das Datenrauschen und fokussiert auf konsistente Fischereiaktivitäten, birgt jedoch zugleich das Risiko, wichtige, nur selten auftretende Fischereieinsätze zu übersehen.

Die Bewertung aktiver Managementmaßnahmen gemäß MPA-Guide setzt voraus, dass Leistungen quantifizierbar sind. Da diese Untersuchung jedoch lediglich auf der formalen Rechtslage und nicht auf praktischer Umsetzung, personellen oder finanziellen Ressourcen basiert, bleibt die tatsächliche Durchsetzungskraft der Schutzregeln unbewertet.

Der Vergleich von MPAs, OECMs und MPpAs leidet zudem unter einer unterschiedlichen Evidenzbasis: Während für MPAs umfangreiche Evaluationsstudien existieren, stützen sich MPpAs und OECMs bislang auf konzeptionelle oder neue Frameworks und vereinzelte Fallstudien. Um eine gleichwertige Bewertung der drei Ansätze zu ermöglichen, bedarf es einheitlicher Indikatoren, die alle Dimensionen abdecken. Die hier präsentierte Analyse ist eine statische Momentaufnahme. Schutzwirkungen entwickeln sich jedoch mit Verzögerung, sodass langfristige Monitoring-Programme und wiederholte Bewertungen erforderlich sind, um Trends in der ökologischen Erholung und den sozioökonomischen Outcomes nachvollziehen zu können.

Die valide Beurteilung der Schutzwirkung mariner Instrumente bedarf einer vertieften Untersuchung, die hochaufgelöste räumliche und zeitliche Daten sowie partizipative Erhebungen integriert. Nur so lässt sich die tatsächliche Effektivität von MPAs, OECMs und MPpAs systematisch bewerten und weiterentwickeln.

7 Ergebnis

7.1 Schutzgebietsperformance nach MPA-Guide-Kriterien

Abbildung 12 zeigt die räumliche Bewertung des Schutzstatus im Untersuchungsgebiet und Tabelle 8 die textliche Erklärung des Entscheidungsprozesses. Die Klassifizierung basiert auf der Bewertung der Schutzgebietsverordnung, des Raumordnungsplans 2021, der EU-Verordnung 2023/340 und der tatsächlichen fischereilichen Nutzung, sowie den Anforderungen von Grorud-Colvert et al. (2021) für die einzelnen Nutzungsfelder im Schutzgebiet.

Die Schutzgebietsverordnung untersagt nach §6 Abs. 1 Satz 1 alle Handlungen [...] die zu einer Zerstörung, Beschädigung oder Veränderung des Naturschutzgebietes oder seiner Bestandteile oder zu einer nachhaltigen Störung führen können. Nennt aber in Abs. 3 Satz 1 eine Ausnahme für Flugverkehr, Schifffahrt, militärische Nutzung, wissenschaftliche Meeresforschung und die berufsmäßige Seefischerei. Abs.2 Satz 2. untersagt den Betrieb von Aquakulturen.

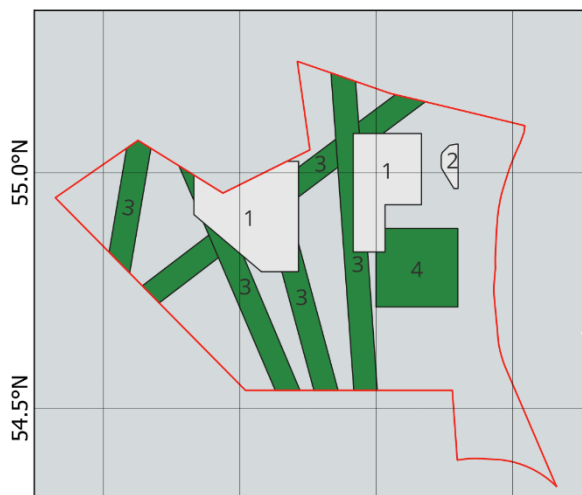
Der Raumordnungsplan 2021 sieht fünf verschiedene Nutzungen im Schutzgebiet vor: Schifffahrt, Energiegewinnung, Verteidigung, Rohstoffabbau und wissenschaftliche Forschung. Im Rahmen der Auswertung wurden militärische Nutzungen nicht in die Schutzstatusbewertung einbezogen. Da für den betrachteten Bereich weder detaillierte Vorgaben zu zulässigen oder verbotenen Aktivitäten gemäß dem MPA-Guide vorliegen, noch die im Raumordnungsplan genannten Nutzungen über allgemeine oder als Vorbehaltsflächen ausgewiesene Kategorien hinausgehen, lässt sich die Schutzwirkung nicht differenziert bewerten. Bereiche, denen durch den ROP keine spezifische Nutzung zugeordnet wurde, wurden in diesem Schritt nicht bewertet.

Die EU-Verordnung 2023/340 verbietet explizit Fangtätigkeiten in Bereich 10 (s. Abbildung 12). unter Berücksichtigung der Ungenauigkeit der Fischereidaten wird dieser Bereich als No-take-zone behandelt.

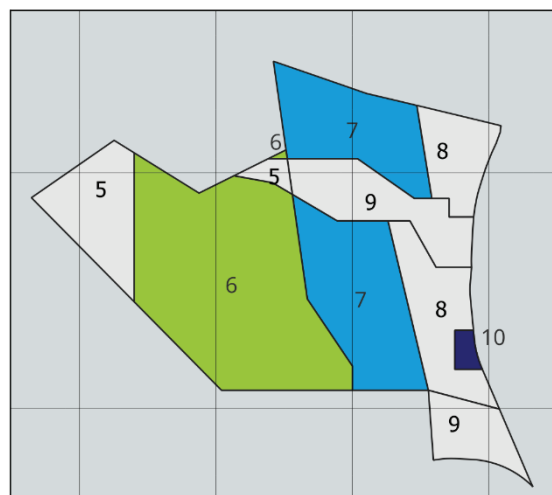
Die Bereinigung der Fischereidaten mit dem Schwellenwert von 0,33 Stunden pro Polygon führte zum Ausschluss von 7,32 % der Fangtätigkeiten.

Tabelle 9 gibt die prozentualen Anteile der einzelnen Schutzstatus-Kategorien für die jeweiligen Teilbereiche des Untersuchungsgebiets wieder. Die Flächenanteile wurden anhand der zuvor beschriebenen Methodik ermittelt und stellen die räumliche Verteilung der Schutzgrade im Untersuchungsgebiet dar. Tabelle 10 zeigt eine Zusammenfassung der potenziell zu erwartenden Auswirkungen auf die Flora und Fauna bei den jeweiligen Schutzgraden.

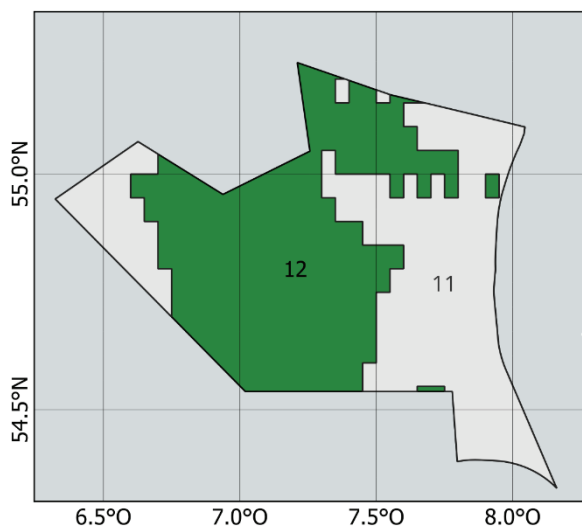
Raumordnungsplan der Nordsee 2021



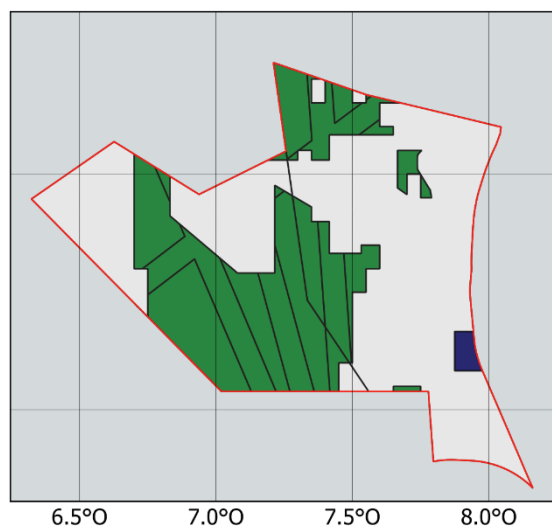
EU- Verordnung 2023/340



Dokumentierte Fischereiaktivitäten



Finale Bewertung aller Einflüsse



1. Rohstoffabbau
2. Offshore-Windpark Butendiek
3. Schifffahrtsstraße
4. Wissenschaftliche Forschung
5. Saisonaler Stellnetzausschluss (SSA)
6. SSA und Bodenberührende Methoden Ausschluss (mFg)

7. ganzjähriger Stellnetzausschluss (GSA) und mFg
8. GSA + ausschließlich Krabbenfischerei
9. GSA
10. Ausschluss aller Fanggeräte
11. Fischereiaktivitäten >12 m Schiffslänge
12. Fischereiaktivitäten <12 m Schiffslänge

Zugeordneter Schutzstatus nach MPA-Guide

- Voll geschützt
- Hoch geschützt
- Leicht geschützt
- Minimal geschützt
- Nicht kompatibel

20 40 60 km



Datenquelle: International Council for the
Exploration of the Sea via Emodnet,
Bundesamt für Naturschutz
Koordinatensystem WGS84
Maßstab 1:2.500.000

Abbildung 12 Bewertung des Schutzgrades mithilfe des MPA-Guides

Tabelle 8 Textliche Erläuterung zur Schutzkategorienbewertung

Nr.	Nutzungsregelung	MPA- Status	Begründung
1	Extraktive Rohstoffgewinnung zulässig	Nicht kompatibel	Der MPA-Guide klassifiziert Rohstoffextraktion unter der Kategorie "Mining". Jegliche Rohstoffextraktion führt zur Einstufung als "nicht kompatibel" mit den Schutzziele eines Meeresschutzgebiets.
2	Offshore Windparke	Nicht kompatibel	Der Raumordnungsplanverbietet, aus Sicherheitsgründen sowohl passive als auch aktive Fischerei in den Sicherheitszonen von Windparks. Aufgrund der Auswirkungen auf die Avifauna, wird der Windpark als Infrastruktur mit hoher Auswirkung eingestuft.
3	Schifffahrt	Minimal geschützt	Auf Grundlage des UN-Seerechtsübereinkommens kann die Schifffahrt in diesem Gebiet nicht vollständig untersagt werden. Die hohe Verkehrsdichte und die damit verbundenen Lärmemissionen stehen jedoch im Widerspruch zum expliziten Schutz des Schweinswals, wie er in der Schutzgebietsverordnung festgelegt ist.
4	Wissenschaftliche Forschung	Minimal geschützt	Der ROP nennt die Probenentnahme, unter anderem durch Schleppverfahren. Aufgrund der Störungen benthischer Lebensräume wird der Bereich als „minimal“ eingestuft.
5	Bodenberührende Fischerei erlaubt; saisonales Stellnetzverbot	Nicht kompatibel	Die fehlende Einschränkung Bodenberührender Aktivitäten entspricht nicht den Mindestanforderungen.
6	Ganzjähriges Verbot mgF; saisonales Stellnetzverbot	Leicht geschützt	Das ganzjährige Verbot bodenberührender Fischerei würde zu einem hohen Schutz führen jedoch reduziert sich der Status durch die nur saisonalen Stellnetz-Beschränkungen (1. März bis 31. Oktober) zu "leicht geschützt.
7	Ganzjähriges Verbot mgF; ganzjähriges Stellnetzverbot	Hoch geschützt	Die umfassenden Fischereiverbote sowohl für bodenberührende als auch ganzjährig für Stellnetz-Fischerei qualifizieren diese Bereiche als "hoch geschützt.
8	Ganzjähriges Verbot mg (Ausnahme Krabbenfischerei); ganzjähriges Stellnetzverbot	Nicht kompatibel	Die in erlaubte Krabbenfischerei mit Baumkurren entspricht nicht den Mindestanforderungen.

9	Bodenberührende Fischerei erlaubt; ganzjähriges Stellnetzverbot	Nicht kompatibel	Die fehlende Einschränkung Bodenberührender Aktivitäten entspricht nicht den Mindestanforderungen, deswegen werde die Bereiche als „nicht kompatibel eingestuft“.
10	Ausschlussgebiet für alle Fangtätigkeiten (No-take-Zone)	Voll geschützt	Aufgrund des Ausschlusses aller Fangtätigkeiten wird der Bereich als "voll geschützt" eingestuft.
11	Fischereiliche Aktivitäten	Nicht kompatibel	Aufgrund fehlender Beschränkungen für Schiffslänge oder pelagischer Fanggeräte ist davon auszugehen, dass alle Bereiche außer der vollgeschützten Amrumbank als „nicht kompatibel mit dem Biodiversitätsschutz" einzustufen sind. Da die EMODnet-Daten nach der Bereinigung jedoch keine Fangaktivitäten auf der gesamten Untersuchungsfläche dokumentieren, wurde nur ein Teil des Gebiets entsprechend klassifiziert.
12	Fischereiliche Aktivitäten <12m Länge	Minimal kompatibel	Es gibt keine Regelungen oder Eingrenzungen für pelagischer Schleppnetze, jeglicher Länge. Was dazu führt das sämtliche Fläche, ausgenommen der No-Take_zone in der Amrum Bank, als „minimal einzustufen ist.

Notiz: Die Bewertung basiert auf öffentlich zugänglichen Daten und wendet das Vorsorgeprinzip an.

Die Analyse zeigt, dass 99 % des Schutzgebiets nur unzureichende oder gar keine Schutzwirkung aufweisen (s. Tabelle 9). Lediglich ein starker isolierter Bereich von 0,9 % der Gesamtfläche erreicht einen tatsächlichen Schutzstatus (s. Abbildung 12).

Tabelle 9 Prozentuale Schutzstufen der Schutzgebietsbereiche

Schutzstufen	Gesamt	Bereich I	Bereich Ia	Bereich Ib	Bereich II	Bereich III
Voll geschützt	0,9	0,9	-	24,6	1,5	-
Hoch geschützt	-	-	-	-	-	-
Leicht geschützt	-	-	-	-	-	-
Minimal geschützt	38,7	40,6	71,4	-	22,7	70,4
Nicht kompatibel	60,4	58,5	28,6	75,4	75,9	29,6

Notiz: Eigene Berechnung auf Basis amtlicher Schutzgebietsdaten (Stand: Juni 2025). Die Zuordnung zu den Schutzstufen erfolgte nach den Kriterien des MPA-Guides und eigener Bewertung der Managementmaßnahmen. Angaben in Prozent.

Die folgende Tabelle ist eine Zusammenfassung relevanter Effekte der in Grorud-Colvert et al. (2021) bereitgestellten Informationen. Da laut der Bewertung nur „voll“ und minimal“ geschützte Bereiche vorhanden sind, werden nur diese aufgezeigt. Es handelt sich um potenzielle Effekte, welche stark standortabhängig sind.

Tabelle 10 Potenzielle Outcomes von marinen Schutzgebieten

Outcome-Kategorie	Voll geschützt	Minimal geschützt
Populationsdynamik	Vollständige Erholung - Abundanz und Biomasse auf natürlichem Niveau - Altersstruktur mit älteren Individuen	Keine Verbesserung - Minimale Veränderung - Fortgesetzte Übernutzung
Artenschutz & Diversität	Umfassender Schutz - Artenvielfalt steigt signifikant - Seltene Arten kehren zurück	Kein Schutz - Keine Veränderung der Artenvielfalt - Keine besonderen Effekte
Reproduktion & Konnektivität	Maximale Effekte - Sehr hohe Larvenexport-Raten - Reproduktionsleistung steigt stark	Keine Effekte - Keine Veränderung im Larvenexport - Keine reproduktiven Vorteile
Ökosystemfunktionen	Vollständige Wiederherstellung - Komplette Habitaterholung - Trophische Kaskaden etabliert	Keine Wiederherstellung - Keine Habitat-Verbesserung - Keine trophischen Veränderungen
Fischereiliche Effekte	Maximaler Nutzen - Signifikanter Spillover-Effekt - Hoher Versicherungswert	Minimaler Nutzen - Kaum Spillover-Effekte - Kein Versicherungswert

Notiz: Quelle: Grorud-Colvert et al. 2021

Aufgrund der weitgehend homogenen Tiefenverhältnisse im Naturschutzgebiet „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, das in seinem flachen Bereich Tiefen zwischen etwa 8 m und 48 m aufweist, wurde bei der Bewertung des Schutzstatus bewusst auf eine Unterteilung in konventionelle Tiefenzonen (Infralittoral, Circalittoral, Bathyal) verzichtet.

7.2 Tabellarischer Vergleich von MPAs, MPpAs, OECMs

Die Tabelle zeigt fundamentale Unterschiede zwischen den drei Ansätzen gebietsbezogenen Meeresschutzes auf.

Die Durchsetzung von MPAs leidet unter fragmentierter Zuständigkeit zwischen Bund und Ländern, sowie unter einer starren Begrenzung durch einen Rechtsrahmen. MPpAs zeigen hingegen klare Verwaltungsverträge mit abgestimmten Politikfeldern. Doch ist die Stakeholder-Einbindung bei MPAs oft konfliktträchtig und reaktiv, zielt jedoch auf breite lokale Akzeptanz. Die sozio-ökonomische Integration erfolgt bei MPAs meist indirekt, während MPpAs explizite Wohlstandsindikatoren verwenden. OECMs hingegen sind aufgrund des sekundären Naturschutzziels, in ihrer Zusammenarbeit stark flexibel. Sie können bestehende Managementstrukturen nutzen und daher schnell implementiert werden. Das bedeutet im Gegenschluss, dass eventuelle positive Effekte für Biodiversität und den Naturschutz erst spät oder nur minimal auftreten.

Die drei Modelle haben unterschiedliche Ziele und Ansätze. MPAs erzielen bei richtigem Management einen langfristigen und breiten Schutz, MPpAs überbrücken Kurz- und Langfristziele durch sofortigen wirtschaftlichen Wert, während OECMs retrospektiv nach Jahren erkannt werden und eher eine untergeordnete Rolle darstellen.

Tabelle 11 Vergleichstabelle: MPAs, MPpAs und OECMs

Kriterium	Marine Protected Areas	Marine Prosperity Areas	Other Effective Area-based Conservation Measures
Primäres Ziel	Biodiversitätsschutz durch regulierte Nutzung; Schutzziele stehen an erster Stelle	Gleichrangige Förderung von menschlichem Wohlstand und Naturschutz	Schutz als Nebenprodukt anderer Managementziele; Naturschutz ist nicht zwingend Primärzweck
Verwaltungsmodell	Überwiegend staatlich/top-down; begrenzte Beteiligung nicht-staatlicher Akteure	Ko-Management mit Beteiligung und upfront-Investitionen in Gemeinwohl	Vielgestaltig, orientiert an existierenden Nutzungsregimen
Durchsetzung	Stark Management abhängig, oft unzureichend	Verbindet lokale Anreize mit gemeinschaftlicher Überwachung	Hängt von Akteur-spezifischen Kontrollen ab; Effektivität variiert stark
Zusammenarbeit	getrennte Zuständigkeiten für Fischerei, Naturschutz und Energie	Klare Verwaltungsverträge; erfordert abgestimmte Politikfelder	Staatlich, privat, Mischformen; kann Instrumente nutzen; Koordination oft limitiert
Anpassungsfähigkeit	Gering; starre Rechtsrahmen erschweren schnelle Anpassungen	Hoch; Feedback-Schleifen und sozio-ökologische Indikatoren	Mittel; abhängig von Flexibilität des jeweiligen Akteurs
Implementierungsgeschwindigkeit	Langsam (rechtliche Ausweisung, Konfliktverfahren)	Moderat; starke lokale Triebkraft durch wirtschaftliche Vorteile	Schnell möglich; bestehende Managementstrukturen können genutzt werden
Monitoring & Datenbedarf	Hoher Bedarf an ökologischer Langzeit-überwachung; Praxis jedoch lückenhaft	Sehr hoch; kombiniert ökologische, ökonomische und soziale Kennzahlen	Niedriger bis moderat; nutzt vorhandene Daten des Akteurs, sofern aussagekräftig
Stakeholder-Einbindung	Konfliktträchtig wegen Nutzungs-restriktionen; Beteiligung oft reaktiv	Partizipativ und anreizzentriert, zielt auf breite lokale Akzeptanz	Variabel; reicht von passiver Duldung bis hin zu community-geführtem Management
Sozio-ökonomische Integration	Meist indirekte Effekte; ökonomische Kennzahlen selten explizit	Explizite Indikatoren (Blue Jobs, Einnahmen-beteiligung)	Wirtschaftliche Aspekte werden i d R nicht erfasst; Fokus liegt auf fortbestehender Hauptnutzung
Rechtliche Grundlage	Nationale Naturschutz- oder Fischereigesetze; EU-Kontext: FFH-/VS-Richtlinie	Freiwillige Rahmenabkommen plus lokale Gesetzgebung; häufig NGO-/Gemeinde-Initiativen	Den Akteur betreffende Rechtsinstrumente oder traditionelle Rechte; rechtliche Anerkennung als OECM erfolgt separat
Zeit bis Wirksamkeit	Langfristig (ökologische Erholung dekadentlang)	Überbrückt Kurz- und Langfristziele durch sofortige Prosperitäts-renditen.	Wirksamkeit wird oft erst nach Jahren erkannt und dokumentiert. Wirkung spät oder minimal.

Notiz: Angepasst aus: MPA: MPA-Guide von Grorud-Colvert et al. (2021) und Mast et al. (2025), MPpA: Aburto et al. (2025) basiert. OECM: Jonas et al. (2021).

8 Diskussion

8.1 Bewertung der Schutzstufen nach dem MPA-Guide

Die Anwendung des MPA-Frameworks nach Grorud-Colvert et al. (2021) auf das Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht zeigt einen deutlichen Unterschied zwischen der formalen Schutzgebietsausweisung und der tatsächlichen Schutzwirkung. Damit beantwortet sich Forschungsfrage 1 wie folgt: Das Gebiet entspricht den Kriterien des MPA-Guides nur in sehr kleinen Teilflächen, während der überwiegende Teil den Anforderungen für wirksamen marinen Biodiversitätsschutz nicht gerecht wird.

Die Auswertung der Tabelle 11 zeigt, dass 60,4 % der Fläche nicht kompatibel mit dem Naturschutz, 38,7 % als minimal geschützt und lediglich 0,9 %, der Bereich Amrumbank, als „voll geschützt“ eingestuft werden. Somit sind 99,1 % der Gesamtfläche nur minimal oder gar nicht geschützt. Hoch oder leicht geschützte Flächen existieren nicht. Diese Einstufung ergibt sich maßgeblich aus den weitreichenden Ausnahmeregelungen in § 6 Abs. 3 der Schutzgebietsverordnung, die zentrale Belastungsfaktoren wie berufsmäßige Seefischerei, Schifffahrt und militärische Nutzung explizit zulassen. Nach den Kriterien des MPA-Guides gelten industrielle Fischereimethoden mit Schiffen > 12 m grundsätzlich als inkompatibel (Grorud-Colvert et al., 2021).

Die EU-Verordnung 2023/340 führt zwar erstmals flächenweite Verbote bodenberührender Fischerei ein, schließt diese aber nur in Teilbereichen vollständig aus. So sind auf rund 22,7 % der Fläche keinerlei Einschränkungen festgelegt, und wesentliche Belastungen, insbesondere durch pelagische Fischerei, Schiffsverkehr und Rohstoffgewinnung, bleiben unreguliert. Dies verhindert, dass sich die Schutzstufen des Gesamtgebiets signifikant verbessern. Dadurch werden der natürliche genetische Austausch zwischen Populationen, sowie die für die Bestandserholung und andere Vernetzungseffekte notwendigen ökologischen Verbindungen, beeinträchtigt. Ohne ausreichende ökologische Konnektivität können selbst vollständig geschützte Bereiche ihre theoretischen Potentiale zur Biodiversitätserhaltung und Fischereiunterstützung nicht vollständig entfalten (Goetze et al., 2021; Rolim et al., 2019).

Zwischen den Teilbereichen bestehen klare Unterschiede:

- Bereich I (FFH-Lebensräume): 58,5 % nicht kompatibel, 40,6 % minimal geschützt, 0,9 % voll geschützt (Teil der Amrumbank).
- Bereich Ia: 71,4 % minimal geschützt, 28,6 % nicht kompatibel
- Bereich Ib (Amrumbank): 24,6 % voll geschützt (No-Take-Zone M2), 75,4 % nicht kompatibel.
- Bereich II (Vogelschutzgebiet „Östliche Deutsche Bucht“): 75,9 % nicht kompatibel, nur 1,5 % voll geschützt, obwohl hier ganzjährig Arten nach Anhang I VSRL vorkommen.
- Bereich III (seit Ende 2024 als Ausgleichsmaßnahme für den Windpark Butendiek): 70,4 % minimal geschützt, 29,6 % nicht kompatibel ohne strenge Nutzungseinschränkungen. Obwohl dieser erst Ende 2024 als Ausgleichsmaßnahme zum Schutz störungsempfindlicher Seetaucher ausgewiesen wurde.

Das einzige vollständig geschützte Areal, die Amrumbank, ist räumlich stark isoliert. Dadurch fehlen funktionale ökologische Vernetzungen, die für genetischen Austausch, Larvendispersion und Spillover-Effekte erforderlich sind. Nach den Grundlagen des MPA-Guides (s. Tabelle 10) können vollständig geschützte Bereiche erst dann ihr volles Potenzial entfalten, wenn sie in ein funktional verbundenes Schutzgebietsnetz eingebettet sind.

Für den überwiegenden Teil des Schutzgebiets (99,1 %) erwartet der MPA-Guide weder eine Verbesserung der Populationsdynamik noch einen wirksamen Arten- oder Habitatschutz (s. Tabelle 10). Minimal geschützte Flächen leisten bestenfalls geringe Beiträge, während nicht kompatible Zonen sogar negative Auswirkungen auf Schutzgüter haben können.

Zusammenfassende Antwort auf Forschungsfrage 1:

Das Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht erfüllt die Anforderungen des MPA-Guides nur auf 0,9 % der Fläche und ist damit überwiegend als „Paper Park“ einzustufen. Die Diskrepanz zwischen formaler Ausweisung und tatsächlicher Schutzwirkung ist erheblich. Die Management- und Nutzungssituation verhindert, dass das Gebiet, trotz seiner rechtlichen Unterschutzstellung, signifikante Beiträge zu den Zielen des MPA-Guides leisten kann.

8.2 Zielerreichung internationaler und nationaler Strategien

Die Analyse zeigt, dass das „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ die formalen Flächenvorgaben zwar erreicht, die qualitativen Anforderungen jedoch deutlich verfehlt. Damit beantwortet sich Forschungsfrage 2 wie folgt: Das Gebiet trägt nominell zu den 30 %-Zielen bei, bleibt jedoch in seiner ökologischen Schutzwirkung weit hinter den Zielvorgaben zurück.

Deutschland hat mit 45,3 % geschützter Meeresfläche seine formale Verpflichtung bereits übertroffen. Auch der deutsche Beitrag zum regionalen OSPAR-Schutzziel ist mit 16.875 km² Schutzgebietsfläche substanziell. Für die AWZ der Nordsee gilt jedoch, dass die insgesamt im Sylter Außenriff unter Schutz gestellte Fläche nur rund 7,8 %, statt 19,8 % der AWZ ausmacht. Der streng geschützte Anteil liegt lediglich bei 0,0017 %.

Die OSPAR-Strategie 2030 fordert einen effektiven Erhalt und eine Wiederherstellung der marinen Biodiversität. Die EU-Biodiversitätsstrategie spezifiziert, dass mindestens 10 % der Meeresfläche streng geschützt sein müssen. Im Sylter Außenriff wird dieser Wert nicht erreicht (s. Tabelle 9). Wesentliche Belastungsfaktoren wie Schifffahrt, pelagische Fischerei, Rohstoffgewinnung und Offshore-Energie bleiben trotz Schutzstatus zugelassen und hindern den effektiven Schutz.

Wie die Analyse in Kapitel 8.1 zeigt, bewirkt die EU-Verordnung 2023/340 zwar erste wichtige Fortschritte beim Schutz mariner Lebensräume, erreicht jedoch aufgrund ihrer begrenzten Reichweite und in Teilen fortbestehender Nutzungen keinen grundlegenden Qualitätssprung in der Schutzwirkung.

Die Nationale Biodiversitätsstrategie 2030 erkennt die identifizierten Probleme explizit an und formuliert Ziele für den marinen Bereich (s. Tabelle 7). Jedoch werden diese nicht konkret umgesetzt. Die Ziele 10.1 - 10.3 sowie 2.1 & 2.2 fordern einen guten Umweltzustand sowie die Verbesserung und Fortentwicklung von Küsten und Meeren und eine nachhaltige Nutzung. Der laut Ziel 14.1 geforderte naturverträgliche Ausbau erneuerbarer Energien durch den Bau von Windparks erweist sich jedoch als Widerspruch zu den Schutzzielen. Der Windpark Butendiek und die umliegenden Windparks verursachen nachweislich erhebliche ökologische Schäden an der lokalen Schweinswalpopulation und der Avifauna (Anja et al., 2014; Dierschke et al., 2024; Nachtsheim et al., 2021; Peschko et al., 2020). Die Trottellummenpopulation ist nach Südwesten abgewandert (s. Abbildung 10), wodurch sie größtenteils außerhalb des Vogelschutzgebiets liegt (Garthe et al., 2023).

Ziel 10.2 der NBS 2030 fordert die Wiederherstellung von 20 % der Meeresfläche mit konkreten Wiederherstellungsmaßnahmen und Ziel 3.1 die Wiederherstellung von 30 % der Ökosysteme. Gleichzeitig weist der Raumordnungsplan Nordsee 2021 jedoch ein Vorranggebiet für Rohstoffgewinnung im Schutzgebiet zu, was der geforderten

Wiederherstellung von Lebensräumen fundamental widerspricht (BMUV, 2024; Gubbay, 2003; von Nordhem & Boedeker, 1998). Ziel 2.3 zur ökologischen Vernetzung wird überwiegend für terrestrische Systeme adressiert; eine Integration mariner Aspekte fehlt bislang, obwohl diese laut aktueller Forschung für die Wirkung von MPAs entscheidend ist (Assis et al., 2021; Berkström et al., 2022).

Die Umsetzung indirekter Schutzziele weist erhebliche strukturelle Defizite auf. Ziel 1.1 zur Trendumkehr der Artenvielfalt steht im Widerspruch zu den dokumentierten Daten: Die Schweinswalpopulation im Sylter Außenriff nimmt laut aktuellen Studien kontinuierlich ab, mit einer durchschnittlichen jährlichen Rückgangsrate von –3,79% pro Sommersaison (Garthe et al., 2023; Nachtsheim et al., 2021). Auch die Abwanderung der Seetaucherpopulation widerspricht diesem Ziel (Garthe et al., 2023). Gleichzeitig bleiben die Ziele 16.1 & 13.2 zur Berücksichtigung des Naturkapitals in politischen Entscheidungen und zur naturverträglichen Klimaanpassung unerfüllt, da ökonomische Interessen der Offshore-Energie- und Rohstoffgewinnung systematisch priorisiert werden.

Zusammenfassende Antwort auf Forschungsfrage 2:

Das Sylter Außenriff leistet zwar einen zahlenmäßig relevanten Beitrag zu den von EU-Biodiversitätsstrategie 2030 und OSPAR-Strategie 2030 geforderten Flächenzielen, verfehlt jedoch deren inhaltliche Kernanforderungen, insbesondere die 10 %-Vorgabe für streng geschützte Bereiche und den effektiven Erhalt mariner Biodiversität. Hauptursachen sind weitgehende Nutzungsfreistellungen in der Schutzgebietsverordnung, unzureichende Regulierung anthropogener Belastungen, Zielkonflikte mit anderen Sektoren sowie fehlende Maßnahmen zur ökologischen Vernetzung. Somit ist die formale Zielerreichung gegeben, die tatsächliche ökologische Zielerreichung jedoch nur in sehr begrenztem Maße vorhanden.

8.3 Zielkonflikte des ROP

Der Raumordnungsplan definiert fünf verschiedene Nutzungen für das Schutzgebiet. Diese Mehrfachnutzung führt zu strukturellen Zielkonflikten zwischen den verschiedenen Nutzungsansprüchen und den naturschutzfachlichen Zielsetzungen des Schutzgebietes. Wie bereits in Kapitel 8.1 dargelegt, werden die in § 6 Abs. 1 und 2 NSGSylV festgelegten Verbote durch Abs. 3 faktisch aufgehoben. Somit sind die im ROP vorgesehenen Nutzungen trotz des umfassenden Schutzanspruchs gemäß § 6 Abs. 1 zulässig, da Ausnahmen für Flugverkehr, Schifffahrt, militärische Nutzung, wissenschaftliche Meeresforschung und berufsmäßige Seefischerei bestehen. Der ROP basiert teilweise auf fischereipolitischen Kompromissen und berücksichtigt weder die systematische ökologische Bewertung noch die Vorgaben der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. So entsteht ein Flickwerk unterschiedlicher Schutzstandards, das weder die ökologische Kohärenz des Natura-2000-Netzes sichert noch

den Vorsorgeansatz umsetzt. Große Teile des Schutzgebiets bleiben trotz formaler Ausweisung intensiver Fischerei und weiteren industriellen Nutzungen ausgesetzt.

In seiner derzeitigen Form fungiert der ROP somit als zentrales Hindernis für einen effektiven Meeresschutz. Er erlaubt Mehrfachnutzung in sensiblen Schutzgebieten, überlagert die strengen Verbote der Schutzgebietsverordnung und vermeidet eine systematische Abstimmung aller Planungsinstrumente. Um die Zielkonflikte aufzulösen, bedarf es einer Neuausrichtung, die ROP und Schutzgebietsverordnungen konsequent miteinander verzahnt, gemeinschaftliche Planungsprozesse etabliert und eine Priorisierung ökologisch besonders wertvoller Zonen ermöglicht.

8.4 Implementierungsdefizite und alternative Verwaltungsansätze

Die Gegenüberstellung der drei Schutzansätze zeigt, dass MPAs, OECMs und MPpAs komplementäre Rollen im Meeresschutz einnehmen (s. Tabelle 11). MPAs bleiben als Kerninstrumente für den strengen Biodiversitätsschutz unverzichtbar, stoßen jedoch bei der Umsetzung auf starre Rechtsrahmen und fragmentierte Zuständigkeiten.

OECMs können gerade diese Umsetzungsdefizite überbrücken, da sie Biodiversitätsschutz als Nebenziel oder Folge anderer Managementmaßnahmen realisieren. Wie aus Tabelle 5 & 13 ersichtlich, ermöglichen OECMs die Integration bereits intensiv genutzter Gebiete wie Offshore-Windparks oder militärischer Sperrzonen als funktionale Pufferzonen. Anders als MPAs, welche primär staatlich verwaltet werden, können OECMs durch private Akteure oder hybride Verwaltungsmodelle betrieben werden. Ein entscheidender Vorteil ist, dass sich diese bestehenden Zonen unter klar definierten nationalen Verfahren und mit verbindlichen Monitoring- und Managementauflagen, ohne umfangreiche Neuregelungen oder langwierige Ausweisungsverfahren, rasch in das Schutzgebietssystem integrieren.

Marine Prosperity Areas (MPpAs) adressieren zusätzlich die sozioökonomische Dimension. Durch partizipative Co-Design-Prozesse und Management werden lokale Akteure von Anfang an eingebunden. Pilotprojekte wie Cabo Pulmo belegen, dass kombinierte Investitionen in Ökotourismus und alternative Einkommensquellen nicht nur ökologische Erholung fördern, sondern auch die Akzeptanz vor Ort deutlich steigern (Aburto-Oropeza et al., 2025). Diese ökonomischen Anreize und adaptiven Mechanismen können in konflikträchtigen Regionen wie dem Sylter Außenriff die Umsetzungsvorgaben entscheidend unterstützen.

Strategisch können beide Ansätze in Europa dazu beitragen, bestehende Schutzgebietslücken zu schließen oder Schutzgebiete mit Korridoren zu verbinden (Stolpe et al., 2024), insbesondere in marinen Räumen oder bei Flächen mit besonderer Verwaltungsstruktur (z. B. nachhaltige Fischerei, militärische Sperrgebiete). Die Integration von OECMs in bestehende Schutzgebietssysteme erfordert jedoch klare nationale Verfahren,

partizipative Ansätze und regelmäßige Wirksamkeitskontrollen (IUCN WCPA Task Force on OECMs, 2019). Herausforderungen bestehen weiterhin bei der rechtlichen Anerkennung, der langfristigen Finanzierung und der Abgrenzung zu klassischen Schutzgebieten. OECMs bieten das Potenzial, Biodiversitätsschutz inklusiver, flexibler und effektiver zu gestalten, ermöglichen jedoch bei mangelnder Gesetzgebung auch die Unterschützstellung von Gebieten mit geringer oder negativer Schutzwirkung (EEA, o. D.-c; Stolpe et al., 2024). Die strukturellen Probleme werden durch die aktuelle Verwaltungsorganisation noch verschärft.

OECMs und MPpAs bieten damit folgende Stärken zur Überwindung von Umsetzungsdefiziten:

- Schnelle Implementierung durch Nutzung bestehender Managementstrukturen
- Hohe Flexibilität bei der Festlegung von Schutzauflagen und Monitoring
- Partizipative Verwaltung und ökonomische Anreize zur Steigerung der Akzeptanz
- Möglichkeit, Schutzkorridore zwischen isolierten MPAs zu bilden
- Kosteneffizienz gegenüber vollständigen Neu-Ausweisungen von Schutzgebieten

Damit beantworten OECMs und MPpAs Forschungsfrage 3: Offshore-Windparks oder andere bereits regulierte Nutzungen besitzen das Potential als OECMs anerkannt zu werden, um Schutzlücken systematisch zu schließen und die Effektivität des Meeresschutzes zu erhöhen.

9 Zentrale Erkenntnisse und Handlungsbedarf

9.1 Politikempfehlungen für ein integriertes Schutzkonzept

Die in den Kapiteln 8.1-8.4 dargelegten Ergebnisse zeigen einen grundlegenden Reformbedarf in der deutschen und europäischen Meeresschutzpolitik, dargelegt durch die exemplarische Analyse (s. Tabelle 9). Die getrennte Verantwortung verschiedener Akteure für Fischerei, Naturschutz und Energie erweist sich als strukturelles Problem für eine wirksame Umsetzung der Schutzgebietsziele. Angesichts dieser grundlegenden Schwächen ist ein integriertes Schutzkonzept erforderlich, das die jeweiligen Stärken der verschiedenen Ansätze kombiniert und dabei die besonderen Herausforderungen der deutschen AWZ berücksichtigt. Ein solches Konzept muss sowohl die Ziele der Nationalen Biodiversitätsstrategie 2030 als auch die internationalen Verpflichtungen erfüllen und gleichzeitig die wirtschaftlichen Aspekte der maritimen Branchen räumlich und zeitlich differenziert einbeziehen.

Die erfolgreichen Beispiele aus dem Golf von Kalifornien zeigen, dass durch konsequente Einbindung lokaler Akteure, partizipatives Management und gezielte Förderung alternativer Einkommensquellen sowohl ökologische Erholung als auch sozioökonomische Entwicklung möglich sind (Aburto-Oropeza et al., 2025). Regionale Meeresschutz-Partnerschaften nach dem Vorbild der MPpAs könnten als Plattform für die kontinuierliche Zusammenarbeit zwischen Naturschutz, Fischerei, Offshore-Industrie und anderen Akteuren dienen. Diese Partnerschaften sollten mit eigenen Budgets und Entscheidungskompetenzen ausgestattet werden, um lokale Lösungen für spezifische Herausforderungen zu entwickeln.

Die rechtlichen Instrumente erfordern eine kritische Überprüfung. Die gegenwärtig umfangreichen Ausnahmetatbestände für Schifffahrt, militärische Nutzung und Berufsfischerei sollten kritisch überprüft und auf das notwendige Maß reduziert werden. Gleichzeitig sollten positive Anreizmechanismen für umweltverträgliche Nutzungen geschaffen werden. Zudem muss die bislang lückenhafte Praxis der ökologischen Langzeitüberwachung durch ein koordiniertes, standardisiertes flächendeckendes Monitoring-Netzwerk ersetzt werden, das sowohl ökologische als auch sozioökonomische Indikatoren erfasst.

Basierend auf den in den vorherigen Kapiteln identifizierten Defiziten lassen sich die folgenden Leitempfehlungen für ein integriertes Schutzkonzept ableiten, das die komplementären Stärken von MPAs, OECMs und MPpAs systematisch kombiniert.

MPA-Kernzonen (No-Take-Bereiche)

Vollständig geschützte No-Take-Bereiche sollten deutlich über die bislang isolierte Amrumbank hinaus erweitert werden, um das 10%-Ziel der EU-Strategie zu erreichen. Eine ökologische Vernetzung dieser Kernzonen über biotopverbundene Korridore ist notwendig, um genetischen Austausch und Spillover-Effekte zu stärken.

Pufferzonen mit OECM-Potenzial

Pufferzonen mit moderaten Nutzungseinschränkungen fungieren als Übergangsbereiche und ermöglichen sowohl ökologische Funktionen als auch nachhaltige wirtschaftliche Nutzung. In diesen Bereichen können OECM-Ansätze zur Anwendung kommen, die bestehende Nutzungen unter verschärften Umweltauflagen fortführen.

Offshore-Windparks als OECMs

Sofern Management und Betrieb nachweislich positive Auswirkungen auf die Biodiversität haben, können die Sicherheitszonen in und um Windkraftanlagen, die bereits heute faktisch fischereifreie Räume bieten zu wirksamen Schutzräumen entwickelt werden. Essenziell sind dabei die systematische Erfassung und Bewertung ökologischer Auswirkungen.

Marine Prosperity Areas als Pilotprojekte

Marine Prosperity Areas können, als pilothafte Ergänzung zu bestehenden MPAs neue Wege für die Integration sozioökonomischer Aspekte eröffnen. Besonders in Gebieten mit starken Nutzungskonflikten zwischen Fischerei und Naturschutz bieten MPpAs die Möglichkeit, durch partizipative Verwaltungsansätze und gezielte Investitionen in alternative Einkommensquellen eine breitere Akzeptanz für Schutzmaßnahmen zu schaffen.

Vernetzung und Kooperation

Die internationale Vernetzung und Koordination müssen systematisch gestärkt werden, um grenzüberschreitende Managementansätze zu entwickeln und die ökologische Vernetzung der Schutzgebietsnetzwerke auch über nationale Grenzen zu verbessern. Besonders die Entwicklung von OECM-Leitlinien sollte koordiniert vorangetrieben werden, um eine einheitliche Bewertung und Anerkennung zu ermöglichen.

Marktbasierte Instrumente

Neben staatlichen Mitteln sind zusätzliche Finanzierungsquellen erforderlich. Bewährte marktbasierte Instrumente bieten hier konkrete Lösungsansätze:

- Payments for Ecosystem Services: Vergütung für messbare Ökosystemleistungen wie Kohlenstoffspeicherung oder Wasserreinigung
- Biodiversitäts-Offsets: Ausgleichszahlungen für unvermeidbare Umwelteingriffe, die gezielt in Schutzmaßnahmen reinvestiert werden.

Sektorale Beiträge

Maritime Wirtschaftszweige, die das Meeresökosystem nutzen oder belasten, tragen zur Finanzierung bei:

- Offshore-Windenergie: Verpflichtende Abgabe pro installierter Megawattstunde in einen Meeresschutzfonds
- Schifffahrt: Beiträge basierend auf Tonnage und Fahrtstrecke/route in deutschen Gewässern
- Fischerei und Rohstoffabbau: Lizenzgebühren mit direkter Zweckbindung für Habitatwiederherstellung.

Die Abgaben würden nach dem Vorbild des Wassercent als zweckgebundene Gebühren für die Nutzung des Meeres eingeführt.

Kohlenstoffspeicherung als Einnahmequelle

Marine Ökosysteme speichern große Mengen CO₂ und können über den Kohlenstoffmarkt monetarisiert werden:

- Seegraswiesen: Schutz und Wiederherstellung generieren handelbare CO₂-Zertifikate
- Salzwiesen und Mangroven: Quantifizierung der Klimaschutzleistung für internationale Kohlenstoffmärkte

Wirtschaftliche Wiederherstellungsprogramme

Renaturierungsmaßnahmen schaffen gleichzeitig ökologischen und ökonomischen Mehrwert:

- Europäische Auster: Wiederansiedlung verbessert Wasserqualität und schafft nachhaltige Aquakultur-Arbeitsplätze und bietet eine mögliche Nahrungsmittelquelle für die Zukunft
- Hummer: Bestandserholung stärkt die regionale Fischerei und den Küstentourismus
- Riff-Restauration: Künstliche Riffe an Windpark-Fundamenten fördern Biodiversität und Fischbestände

Diese Ansätze schaffen eine potenziell selbsttragende Finanzierung, bei der Meeresschutz nicht als Kostenfaktor, sondern als Investition in nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung verstanden wird.

Die bevorstehende Überarbeitung des Raumordnungsplans und die Zielvorgaben der Nationalen Biodiversitätsstrategie 2030 bieten ein zeitlich begrenztes Fenster für strukturelle Reformen. Nur durch die systematische Kombination von MPAs, OECMs und MPpAs, unterstützt durch innovative Mechanismen und verstärkte internationale Kooperation, kann Deutschland seinen internationalen Verpflichtungen zum Meeresschutz gerecht werden und das Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht zu einem wirksamen Instrument des marinen Biodiversitätsschutzes entwickeln.

9.2 Erkenntnisse

Die vorliegende Untersuchung des Naturschutzgebiets „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sollte drei zentrale Forschungsfragen zur Wirksamkeit deutscher Meeresschutzpolitik beantworten und dabei die Diskrepanz zwischen politischen Zielvorgaben und deren praktischer Umsetzung analysieren.

Zur ersten Forschungsfrage, inwieweit das Sylter Außenriff den wissenschaftlichen Kriterien des MPA-Guides entspricht, belegt die Bewertung nach Grorud-Colvert et al. (2021) ein dramatisches Missverhältnis zwischen rechtlicher Ausweisung und tatsächlicher Schutzwirkung. Das Gebiet erfüllt die Anforderungen des MPA-Guides lediglich auf 39,6 % der Gesamtfläche und nur 0,9 % davon sind streng geschützt. Somit ist das Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht damit überwiegend als „Paper Park“ einzustufen. Der Unterschied zwischen formaler Ausweisung und tatsächlicher Schutzwirkung ist erheblich. Die Management- und Nutzungssituation verhindert, dass das Gebiet signifikante Beiträge zum Biodiversitätsschutz leisten kann. Diese Befunde bestätigen die in der internationalen Literatur dokumentierte Problematik ineffektiver Schutzgebietsausweisungen ohne entsprechende Managementmaßnahmen.

Hinsichtlich der zweiten Forschungsfrage zur Erfüllung internationaler und nationaler Strategieziele zeigt die Analyse ein gespaltenes Ergebnis: Das Sylter Außenriff leistet zwar einen zahlenmäßig relevanten Beitrag zu den von der EU-Biodiversitätsstrategie 2030 und der OSPAR-Strategie 2030 geforderten Flächenzielen, verfehlt jedoch deren inhaltliche Kernanforderungen, insbesondere die 10 % Vorgabe für streng geschützte Bereiche und den effektiven Erhalt mariner Biodiversität. Hauptursachen sind weitgehende Nutzungsfreistellungen in der Schutzgebietsverordnung, unzureichende Regulierung anthropogener Belastungen, Zielkonflikte mit anderen Sektoren sowie fehlende Maßnahmen zur ökologischen Vernetzung. Somit ist die formale Zielerreichung gegeben, die tatsächliche ökologische Zielerreichung jedoch nur in sehr begrenztem Maße vorhanden.

Die dritte Forschungsfrage zu den Stärken alternativer Schutzansätze lässt sich eindeutig beantworten: Offshore-Windparks oder andere bereits regulierte Nutzungen können bei sorgfältigem Management als OECMs anerkannt werden, um Schutzlücken systematisch zu schließen und die Effektivität des Meeresschutzes rasch zu erhöhen. Die komplementäre Anwendung von MPAs, OECMs und MPpAs bietet realistische Perspektiven zur Überwindung der identifizierten Umsetzungsdefizite durch schnelle Implementierung bestehender Managementstrukturen, erhöhte Flexibilität bei Schutzauflagen und partizipative Ansätze. Besteht kein ausführliches Regelwerk, kann dies jedoch negative Nutzungen begünstigen.

Abschließend lässt sich sagen, dass die Ausweisung von Schutzgebieten schneller als deren effektive Umsetzung erfolgt. Trotz einer Verdopplung der MPA-Fläche auf 12,4 % der EU-Gewässer sind de facto nur 2 % maximal durch wirksame Managementmaßnahmen geschützt. Schutzmaßnahmen konzentrieren sich vor allem auf küstennahe Flachwasserbereiche, während tiefere Habitate jenseits der Küstenzone kaum berücksichtigt werden.

Die aktuelle Planung widerspricht fundamental dem Ökosystemansatz der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, welche eine integrierte Betrachtung aller Belastungen und ihrer kumulativen Wirkungen fordert. Stattdessen werden sektorale Ausbauziele verfolgt, ohne die bereits bestehenden Belastungen in ihrer oftmals grenzüberschreitenden Gesamtwirkung zu berücksichtigen. Dies führt zu einer systematischen Überlastung der marinen Ökosysteme, die dem Vorsorgeprinzip und den Zielen der europäischen Meeresumweltpolitik entgegensteht.

Darüber hinaus ist vor dem Hintergrund zahlreicher internationaler Abkommen und nationaler Verpflichtungen von der UN-Biodiversitätskonvention über die EU-Biodiversitätsstrategie bis hin zur Nationalen Biodiversitätsstrategie 2030, ein konsequentes Handeln im Meeresschutz von existenzieller Bedeutung. Deutschland steht in der Pflicht, seine Zusagen nicht nur formal zu erfüllen, sondern durch stringente Umsetzung und effektive Kontrolle sicherzustellen, dass Schutzgebiete tatsächlich wirksamen Lebensraumschutz bieten. Dies umfasst die rechtliche Stärkung von Schutzgebietsverordnungen, die Verbesserung der Koordination zwischen verschiedenen Verwaltungsebenen und Politikbereichen sowie die Entwicklung wirksamer Durchsetzungsmechanismen. Ohne dies droht Deutschland trotz formal erreichter Schutzzahlen seine internationalen Verpflichtungen zu verfehlen. Mehrere methodische Einschränkungen sollten in künftigen Untersuchungen berücksichtigt werden, insbesondere das Fehlen eines kontinuierlichen Biodiversitätsmonitorings in deutschen Meeresschutzgebieten, das eine quantitative Bewertung der Schutzwirksamkeit ermöglichen würde. Weitere Forschung ist erforderlich zu den kumulativen Auswirkungen verschiedener anthropogener Stressoren, der Effektivität von OECM-Ansätzen im marinen Bereich sowie zur Entwicklung standardisierter Bewertungskriterien für MPpAs in europäischen Gewässern.

Angesichts der globalen Probleme und der bevorstehenden Evaluierung des Raumordnungsplans 2026, sowie der Zielvorgaben der NBS 2030 besteht ein enges Zeitfenster für die Umsetzung struktureller Reformen. Die nächste Dekade wird entscheidend dafür sein, ob Deutschland seine internationalen Verpflichtungen zum Meeresschutz erfüllen kann oder weiterhin ein Beispiel für ineffektive Schutzgebietspolitik sein wird.

Quellenverzeichnis

- Aburto-Oropeza, O., Platzgummer, V., Ferrer, E. M., López-Sagástegui, C., Mirabent, R. de G. A., Ávalos Galindo, A., Favoretto, F., Giron-Nava, A., Mendoza Camacho, I., Núñez Sañudo, C., Plascencia de La Cruz, M., & Robles, A. (2025). Marine Prosperity Areas: A framework for aligning ecological restoration and human well-being using area-based protections. *Frontiers in Marine Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1491483>
- Agnesi, S., Chaniotis, P., Korpinen, S., Snoj, L., Tunesi, L., Reker, J., Annunziatellus, A., Mo, G., & Snoj, L. (2020). Spatial Analysis of Marine Protected Area Networks in Europe's Seas III. ETC/ICM Technical Report 3/2020: European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine waters, 40 pp.
- Aminian-Biquet, J., Gorjanc, S., Sletten, J., Vincent, T., Laznya, A., Vaidianu, N., Claudet, J., Young, J., & Costa, B. H. e. (2024). Over 80% of the European Union's marine protected area only marginally regulates human activities. *One Earth*, 7(9), 1614–1629. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2024.07.010>
- Anja, G., Krügel, K., & Benke, H. (2014). Monitoring von marinen Säugetieren 2014 in der deutschen Nord- und Ostsee. Bundesamt für Naturschutz.
- Assis, J., Failler, P., Fragkopoulou, E., Abecasis, D., Touron-Gardic, G., Regalla, A., Sidina, E., Dinis, H., & Serrao, E. A. (2021). Potential Biodiversity Connectivity in the Network of Marine Protected Areas in Western Africa. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.765053>
- Berkström, C., Wennerström, L., & Bergström, U. (2022). Ecological connectivity of the marine protected area network in the Baltic Sea, Kattegat and Skagerrak: Current knowledge and management needs. *Ambio*, 51(6), 1485–1503. <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01684-x>
- BfN (Hrsg.). (o. D.). NSG Sylter Außenriff—Östliche Deutsche Bucht. Abgerufen 14. Juni 2025, von <https://www.bfn.de/nsg-sylter-aussenriff-oestliche-deutsche-bucht>
- BfN (Hrsg.). (2020). Managementplan für das Naturschutzgebiet „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (S. 151). Bundesamt für Naturschutz.
- BMUV. (Hrsg.). (o. D.). Meeresschutzgebiete in der deutschen Nord- und Ostsee. Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit. Abgerufen 27. Mai 2025, von <https://www.bmuv.de/WS1284>
- BMUV. (Hrsg.). (2007). Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (S. 179).
- BMUV. (Hrsg.) (2021). Aktiv für die biologische Vielfalt—Rechenschaftsbericht 2021 der Bundesregierung zur Umsetzung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (S. 142).
- BMUV. (Hrsg.). (2024). Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt 2030 (S. 132).
- BNatSchG. (Hrsg.). (S. 56). (o. D.). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. <https://doi.org/10.5771/9783802956317>
- Bonthond, G., Beermann, J., Gutow, L., Neumann, A., Barboza, F. R., Desiderato, A., Fofonova, V., Helber, S. B., Khodami, S., Kraan, C., Neumann, H., Rohde, S., & Schupp, P. J. (2023). Benthic microbial biogeographic trends in the North Sea are shaped by an interplay of environmental drivers and bottom trawling effort. *ISME Communications*, 3(1), 132. <https://doi.org/10.1038/s43705-023-00336-3>
- Bouchet, P., Decock, W., Lonneville, B., Vanhoorne, B., & Vandepitte, L. (2023). Marine biodiversity discovery: The metrics of new species descriptions. *Frontiers in Marine Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.929989>
- Brandt, M. J., Dragon, A.-C., Diederichs, A., Bellmann, M. A., Wahl, V., Piper, W., Nabe-Nielsen, J., & Nehls, G. (2018). Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Marine Ecology Progress Series*, 596, 213–232. <https://doi.org/10.3354/meps12560>

- Branstetter, B. K., & Sills, J. M. (2022). Mechanisms of auditory masking in marine mammals. *Animal Cognition*, 25(5), 1029–1047. <https://doi.org/10.1007/s10071-022-01671-z>
- BSH (Hrsg.). (2024). *Raumrelevante Entwicklungen in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone in der Nordsee und Ostsee Jahresbericht 2023* (S. 96).
- Carpenter, G., & Heisse, C. (2019). *Landing the Blame: Overfishing in the Northeast Atlantic 2019. Which Member states are setting quotas above scientific advice*. New Economics Foundation.
- CBD. (Hrsg.). (o. D.). *Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework—2030 Targets*. Convention on Biological Diversity; Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Abgerufen 13. Mai 2025, von <https://www.cbd.int/gbf/targets>
- CBD. (Hrsg.). (2020a, Januar 21). *Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020, including Aichi Biodiversity Targets*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. <https://www.cbd.int/sp>
- CBD. (Hrsg.). (2020b, September 18). *Aichi Biodiversity Targets*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. <https://www.cbd.int/sp/targets>
- Ceccarelli, D. M., & Fernandes, L. (2017). *The value of offshore marine protected areas for open ocean habitat and species*. Report to the MACBIO project. Suva: GIZ, IUCN, SPREP.
- Claudet, J., Osenberg, C. W., Benedetti-Cecchi, L., Domenici, P., García-Charton, J.-A., Pérez-Ruzafa, A., Badalamenti, F., Bayle-Sempere, J., Brito, A., Bulleri, F., Culioli, J.-M., Dimech, M., Falcón, J. M., Guala, I., Milazzo, M., Sánchez-Meca, J., Somerfield, P. J., Stobart, B., Van-deperre, F., ... Planes, S. (2008). Marine reserves: Size and age do matter. *Ecology Letters*, 11(5), 481–489. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01166.x>
- Costello, M. J. (2024). Evidence of economic benefits from marine protected areas. *Scientia Marina*, 88(1), e080. <https://doi.org/10.3989/scimar.05417.080>
- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J., & Siebert, U. (2013). Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters*, 8(2), 025002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/025002>
- Dannheim, J., Bergström, L., Birchenough, S. N. R., Brzana, R., Boon, A. R., Coolen, J. W. P., Dauvin, J.-C., De Mesel, I., Derweduwen, J., Gill, A. B., Hutchison, Z. L., Jackson, A. C., Janas, U., Martin, G., Raoux, A., Reubens, J., Rostin, L., Vanaverbeke, J., Wilding, T. A., ... Degraer, S. (2020). Benthic effects of offshore renewables: Identification of knowledge gaps and urgently needed research. *ICES Journal of Marine Science*, 77(3), 1092–1108. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz018>
- Davies, T. E., Maxwell, S. M., Kaschner, K., Garilao, C., & Ban, N. C. (2017). Large marine protected areas represent biodiversity now and under climate change. *Scientific Reports*, 7(1), 9569. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08758-5>
- Day, J., Dudley, N., Hockings, M., Holmes, G., Laffoley, D., Stolton, S., Wells, S., & Wenzel, L. (2019). *Guidelines for applying the IUCN protected area management categories to marine protected areas—2nd Edition*.
- de Groot, S. J. (1984). The impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea. *Ocean Management*, 9(3), 177–190. [https://doi.org/10.1016/0302-184X\(84\)90002-7](https://doi.org/10.1016/0302-184X(84)90002-7)
- Degraer, S., Carey, D. A., Coolen, J. W. P., Hutchison, Z. L., Kerckhof, F., Rumes, B., & Vanaverbeke, J. (2020). Offshore Wind Farm Artificial Reefs Affect Ecosystem Structure and Functioning: A Synthesis. *Oceanography*, 33(4), 48–57.
- Deutsche WindGuard GmbH (Hrsg.). (2024). *Status des Offshore-Windenergieausbaus in Deutschland Jahr 2024*.
- Dierschke, V., Borkenhagen, K., Enners, L., Garthe, S., Mercker, M., Peschko, V., Schwemmer, H., & Markones, N. (2024). Sensitivität von Seevögeln gegenüber Offshore-Windparks in der deutschen Nordsee im Hinblick auf Lebensraumverluste durch Meidung. *Die Vogelwelt*, 59–74.
- Donovan, C. R., Harris, C. M., Milazzo, L., Harwood, J., Marshall, L., & Williams, R. (2017). A simulation approach to assessing environmental risk of sound exposure to marine mammals. *Ecology and Evolution*, 7(7), 2101–2111. <https://doi.org/10.1002/ece3.2699>

- 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* (New York, N.Y.), 362(6421), 1403–1407. <https://doi.org/10.1126/science.aau0561>
- EC. (Hrsg.). (o. D.-a). *EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 [Text]*. European Commission - European Commission. Abgerufen 13. Mai 2025, von https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/qanda_20_886
- EC. (Hrsg.). (o. D.-b). *Marine Strategy Framework Directive*. Abgerufen 13. Mai 2025, von <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/56/oj/eng>
- EC. (Hrsg.). (2021, Juli 14). *The European Green Deal—European Commission*. https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en
- EC. (Hrsg.). (2025a, April 10). *Gemeinsame Fischerei Politik (GFP)*. https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/policy/common-fisheries-policy-cfp_en
- EC. (Hrsg.). (2025b, April 30). *The Birds Directive—European Commission*. https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/birds-directive_en
- EC. (Hrsg.). (2025c, April 30). *The Habitats Directive—European Commission*. https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/habitats-directive_en
- EEA. (Hrsg.). (o. D.-a). *Europe's marine biodiversity remains under pressure [Briefing]*. European Environment Agency. Abgerufen 20. Mai 2025, von <https://www.eea.europa.eu/publications/europes-marine-biodiversity-remains-under-pressure/europes-marine-biodiversity-remains-under-pressure>
- EEA. (Hrsg.). (o. D.-b). *How climate change impacts marine life [Briefing]*. European Environment Agency. Abgerufen 20. Mai 2025, von <https://www.eea.europa.eu/publications/how-climate-change-impacts/how-climate-change-impacts-marine-life>
- EEA. (Hrsg.). (o. D.-c). *Other effective area-based conservation measures*. Biodiversity Information System for Europe. Abgerufen 19. Mai 2025, von <https://biodiversity.europa.eu/europes-biodiversity/protected-areas-archived/other-effective-area-based-conservation-measures>
- EEA. (Hrsg.). (2018). *Marine protected areas*. <https://data.europa.eu/doi/10.2800/405185>
- EEA. (Hrsg.). (2019). *Marine Messages II: navigating the course towards clean, healthy and productive seas through implementation of an ecosystem-based approach* (No. NO 17/2019). Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2800/71245>
- EEA. (Hrsg.). (2024a, Juni 3). *Regional Sea Conventions—WISE*. <https://water.europa.eu/marine/countries-and-regional-seas/regional-conventions>
- EEA. (Hrsg.). (2024b, Oktober 4). *WISE Marine Water Information system for europe*. <https://water.europa.eu/marine/europe-seas/solutions/marine-protected-areas>
- EEA. (Hrsg.). (2024c, Dezember 19). *Marine protected areas in Europe's seas*. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/marine-protected-areas-in-europes-seas>
- EEA. (Hrsg.). (2024d, Dezember 19). *Natura 2000—European Environment Agency*. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/natura-2000-sites-designated-under>
- EEA. & EMSA. (Hrsg.). (2024). *European maritime transport environmental report 2025*. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2800/3162144>
- Enevoldsen, H. O., Isensee, K., & Lee, Y. J. (2024). *State of the Ocean Report 2024*. UNESCO-IOC. <https://doi.org/10.25607/4WBG-D349>
- Europäischer Rechnungshof (Hrsg.). (2020). *Special report 26/2020: Marine environment: EU protection is wide but not deep*.
- Fabry, V. J., Seibel, B. A., Feely, R. A., & Orr, J. C. (2008). Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES Journal of Marine Science*, 65(3), 414–432. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn048>
- FAO. (Hrsg.). (2024). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2024—Blue Transformation in Action*. FAO. <https://doi.org/10.4060/cd0683en>

- Friedlander, A. M., Golbuu, Y., Ballesteros, E., Caselle, J. E., Gouezo, M., Olsudong, D., & Sala, E. (2017). Size, age, and habitat determine effectiveness of Palau's Marine Protected Areas. *PLOS ONE*, 12(3), e0174787. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174787>
- Garcia, S., Rice, J., Himes-Cornell, A., Friedman, K., Charles, A., Diz, D., Appiott, J., & Kaiser, M. (2022). OECMs in marine capture fisheries: Key implementation issues of governance, management, and biodiversity. *Frontiers in Marine Science*, 9, 920051. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.920051>
- Garthe, S., Schwemmer, H., Markones, N., Mueller, S., & Schwemmer, P. (2015). Verbreitung, Jahresdynamik und Bestandsentwicklung der Seetaucher *Gavia spec.* In der Deutschen Bucht (Nordsee). *Vogelwarte*, 53, 121–138.
- Garthe, S., Schwemmer, H., Peschko, V., Markones, N., Mueller, S., Schwemmer, P., & Mercker, M. (2023). Large-scale effects of offshore wind farms on seabirds of high conservation concern. *Scientific Reports*, 13. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-31601-z>
- Geneva Environment network. (Hrsg.). (o. D.). UN Ocean Conference 2025 | From Geneva to Nice. Abgerufen 19. Juni 2025, von <https://www.genevaenvironmentnetwork.org/resources/up-dates/un-ocean-conference-2025-from-geneva-to-nice/>
- Giakoumi, S., Scianna, C., Plass-Johnson, J., Micheli, F., Grorud-Colvert, K., Thiriet, P., Claudet, J., Di Carlo, G., Di Franco, A., Gaines, S. D., García-Charton, J. A., Lubchenco, J., Reimer, J., Sala, E., & Guidetti, P. (2017). Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea: A regional meta-analysis. *Scientific Reports*, 7, 8940. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08850-w>
- Gilchrist, H., Roccliffe, S., Anderson, L. G., & Gough, C. L. A. (2020). Reef fish biomass recovery within community-managed no take zones. *Ocean & Coastal Management*, 192, 105210. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105210>
- Gill, D. A., Mascia, M. B., Ahmadi, G. N., Glew, L., Lester, S. E., Barnes, M., Craigie, I., Darling, E. S., Free, C. M., Geldmann, J., Holst, S., Jensen, O. P., White, A. T., Basurto, X., Coad, L., Gates, R. D., Guannel, G., Mumby, P. J., Thomas, H., ... Fox, H. E. (2017). Capacity shortfalls hinder the performance of marine protected areas globally. *Nature*, 543(7647), 665–669. <https://doi.org/10.1038/nature21708>
- Gimpel, A., Werner, K. M., Bockelmann, F.-D., Haslob, H., Kloppmann, M., Schaber, M., & Stelzenmüller, V. (2023). Ecological effects of offshore wind farms on Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the southern North Sea. *Science of The Total Environment*, 878, 162902. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162902>
- Goetze, J. S., Wilson, S., Radford, B., Fisher, R., Langlois, T. J., Monk, J., Knott, N. A., Malcolm, H., Currey-Randall, L. M., Ierodiaconou, D., Harasti, D., Barrett, N., Babcock, R. C., Bosch, N. E., Brock, D., Claudet, J., Clough, J., Fairclough, D. V., Heupel, M. R., ... Harvey, E. S. (2021). Increased connectivity and depth improve the effectiveness of marine reserves. *Global Change Biology*, 27(15), 3432–3447. <https://doi.org/10.1111/gcb.15635>
- Grorud-Colvert, K., Sullivan-Stack, J., Roberts, C., Constant, V., Horta e Costa, B., Pike, E. P., Kingston, N., Laffoley, D., Sala, E., Claudet, J., Friedlander, A. M., Gill, D. A., Lester, S. E., Day, J. C., Gonçalves, E. J., Ahmadi, G. N., Rand, M., Villagomez, A., Ban, N. C., ... Lubchenco, J. (2021). The MPA Guide: A framework to achieve global goals for the ocean. *Science*, 373(6560), eabf0861. <https://doi.org/10.1126/science.abf0861>
- Gubbay, S. (2003). Marine aggregate extraction and biodiversity—Information, issues and gaps in understanding (S. 24). WWF.
- HELCOM (Hrsg.). (2023). Regional common understanding of the OECM criteria and potential OECM identification tree. HELCOM. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2023/06/Regional-common-understanding-of-the-OECM-criteria-and-potential-OECM-identification-tree.pdf>
- Himes-Cornell, A., Lechuga Sánchez, J. F., Potter, C., McKean, C., Rice, J., Friedman, K. J., Garcia, S. M., & Fluharty, D. L. (2022). Reaching Global Marine Biodiversity Conservation Goals With Area-Based Fisheries Management: A Typology-Based Evaluation. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.932283>

- Hin, V., Roos, A. M. de, Benoit-Bird, K. J., Claridge, D. E., DiMarzio, N., Durban, J. W., Falcone, E. A., Jacobson, E. K., Jones-Todd, C. M., Pirotta, E., Schorr, G. S., Thomas, L., Watwood, S., & Harwood, J. (2023). Using individual-based bioenergetic models to predict the aggregate effects of disturbance on populations: A case study with beaked whales and Navy sonar. *PLOS ONE*, 18(8), e0290819. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0290819>
- Hockings, M., Stolton, S., & Leverington, F. (2006). *Evaluating effectiveness: A framework for assessing management effectiveness of protected areas*, 2nd edition (2. Aufl.). IUCN, International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2006.pag.14.en>
- Humphreys, J., & Clark, R. (2020). A critical history of marine protected areas. In *Marine Protected Areas: Science, Policy and Management* (S. 1–12). <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102698-4.00001-0>
- Iacarella, J. C., Clyde, G., Bergseth, B. J., & Ban, N. C. (2021). A synthesis of the prevalence and drivers of non-compliance in marine protected areas. *Biological Conservation*, 255, 108992. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108992>
- ICES. (Hrsg.). (2023a). *Advice on fishing opportunities 2023, section 1.1.1 [Report]. General ICES Advice guidelines*. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.22240624.v2>
- ICES. (2023b). *Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK) (S. 1547) [Report]. ICES Scientific Reports*. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.22643143.v1>
- IPCC. (Hrsg.). (2022). *The Ocean and Cryosphere in a Changing Climate: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157964>
- IPCC. (Hrsg.). (2023). *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (First, S. 186). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>
- IPEBS. (Hrsg.). (2019). *The global assessment report of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)*.
- Irvine, H. E., Pinn, E. H., Smith, I. P., & Lart, W. (2024). *Harbour Porpoise Bycatch: Determining Spatial Distribution of Risk to Inform Management Measures. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 34(11), e70003. <https://doi.org/10.1002/aqc.70003>
- IUCN. (o. D.). *The IUCN Red List of Threatened Species. IUCN Red List of Threatened Species*. Abgerufen 22. Mai 2025, von <https://www.iucnredlist.org/en>
- IUCN. (Hrsg.). (2010). *50 Years of Working for Protected Areas A brief history of IUCN World Commission on Protected Areas (S. 28). IUCN*.
- IUCN WCPA Task Force on OECMs. (Hrsg.). (2019). *Recognising and reporting other effective area-based conservation measures. IUCN*. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2019.PATRS.3.en>
- Ivanova, S. V., Kessel, S. T., Espinoza, M., McLean, M. F., O'Neill, C., Landry, J., Hussey, N. E., Williams, R., Vagle, S., & Fisk, A. T. (2020). Shipping alters the movement and behavior of Arctic cod (*Boreogadus saida*), a keystone fish in Arctic marine ecosystems. *Ecological Applications*, 30(3), e02050. <https://doi.org/10.1002/eap.2050>
- Jennings, S., Pinnegar, J. K., Polunin, N. V. C., & Warr, K. J. (2001). Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities. *Marine Ecology Progress Series*, 213, 127–142. <https://doi.org/10.3354/meps213127>
- Jonas, H. D., Ahmadi, G. N., Bingham, H. C., Briggs, J., Butchart, S. H. M., Cariño, J., Chassot, O., Chaudhary, S., Darling, E., De Gemmis, A., & Dudley, N. (2021). Equitable and effective area-based conservation: Towards the conserved areas paradigm. *PARKS*, 27.1, 71–84. <https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2021.parks-27-1hj.en>
- Jonas, H. D., MacKinnon, K., Marnewick, D., & Wood, P. (2023). *Site-level tool for identifying other effective area-based conservation measures (OECMs): First edition. IUCN*. <https://portals.iucn.org/library/node/51296>

- Klein, E. S., & Watters, G. M. (2020). What's the catch? Profiling the benefits and costs associated with marine protected areas and displaced fishing in the Scotia Sea. *PLoS ONE*, 15(8), e0237425. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0237425>
- Kriegel, M., Elias Ilosvay, X. E., Von Dorrien, C., & Oesterwind, D. (2021). Marine Protected Areas: At the Crossroads of Nature Conservation and Fisheries Management. *Frontiers in Marine Science*, 8, 676264. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.676264>
- Laffoley, D., & Baxter, J. (2022). Blue Carbon in Marine Protected Areas – Progress Review (JNCC Report No. 709). 36.
- Lucrezi, S., Esfehiani, M. H., Ferretti, E., & Cerrano, C. (2019). The effects of stakeholder education and capacity building in marine protected areas: A case study from southern Mozambique. *Marine Policy*, 108, 103645. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103645>
- Lynham, J., & Villaseñor-Derbez, J. C. (2024). Evidence of spillover benefits from large-scale marine protected areas to purse seine fisheries. *Science (New York, N.Y.)*, 386(6727), 1276–1281. <https://doi.org/10.1126/science.adh1146>
- Marcella, T. K., Gende, S. M., Roby, D. D., & Allignol, A. (2017). Disturbance of a rare seabird by ship-based tourism in a marine protected area | *PLOS One*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176176>
- Maribus (Hrsg.). (2021). World Ocean review 2021—Mit den Meeren Leben. Konsortium Deutsche Meeresforschung.
- Mast, A., Gill, D., Ahmadi, G. N., Darling, E. S., Andradi-Brown, D. A., Geldman, J., Epstein, G., & MacNeil, M. A. (2025). Shared governance increases marine protected area effectiveness. *PLOS ONE*, 20(1), e0315896. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0315896>
- McLavery, C., Dinesen, G. E., Gislason, H., Brooks, M. E., & Eigaard, O. R. (2021). Biological traits of benthic macrofauna show size-based differences in response to bottom trawling intensity. *Marine Ecology Progress Series*, 671, 1–19. <https://doi.org/10.3354/meps13790>
- Mellin, C., Aaron MacNeil, M., Cheal, A. J., Emslie, M. J., & Julian Caley, M. (2016). Marine protected areas increase resilience among coral reef communities. *Ecology Letters*, 19(6), 629–637. <https://doi.org/10.1111/ele.12598>
- Mendel, B., Schwemmer, P., Peschko, V., Schwemmer, H., Mercker, M., & Garthe, S. (2018). Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia spp.*) | Request PDF. https://www.researchgate.net/publication/328737734_Operational_offshore_wind_farms_and_associated_ship_traffic_cause_profound_changes_in_distribution_patterns_of_Loons_Gavia_spp
- NABU (Hrsg.). (2024). Meerespolitik 2025 Eine Zukunft für Meer und Mensch. NABU. <https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/naturschutz/meeresschutz/241204-nabu-meerespolitik2025.pdf>
- 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. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.606609>
- O'Regan, S. M., Archer, S. K., Friesen, S. K., & Hunter, K. L. (2021). A Global Assessment of Climate Change Adaptation in Marine Protected Area Management Plans. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.711085>
- OSPAR. (Hrsg.). (o. D.-a). Marine Protected Areas. OSPAR Commission. Abgerufen 7. Mai 2025, von <https://www.ospar.org/work-areas/bdc/marine-protected-areas>
- OSPAR. (Hrsg.). (o. D.-b). OSPAR Commission | Protecting and Conserving the North-East Atlantic and Its Resources. OSPAR Commission. Abgerufen 9. April 2025, von <https://www.ospar.org/>
- OSPAR (Hrsg.). (2017). Intermediate Assessment 2017. OSPAR Commission. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/>
- OSPAR. (Hrsg.). (2023). Quality Status Report 2023. OSPAR Commission. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/>
- Peduzzi, P. (2014). Sand, rarer than one thinks (S. 15). Global Environmental Alert Service (GEAS).

- Perry, A. L., Blanco, J., García, S., & Fournier, N. (2022). Extensive Use of Habitat-Damaging Fishing Gears Inside Habitat-Protecting Marine Protected Areas. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.811926>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s00227-020-03735-5>
- Pike, F., Lindström, L., Ekstedt, J., Jiddawi, N. S., & de la Torre-Castro, M. (2024). Dynamic livelihoods, gender and poverty in marine protected areas: Case study from Zanzibar, Tanzania. *Ambio*, 53(8), 1218–1233. <https://doi.org/10.1007/s13280-024-02010-x>
- Pirotta, E., Booth, C. G., Calambokidis, J., Costa, D. P., Fahlbusch, J. A., Friedlaender, A. S., Goldbogen, J. A., Harwood, J., Hazen, E. L., New, L., Santora, J. A., Watwood, S. L., Wertman, C., & Southall, B. L. (2022). From individual responses to population effects: Integrating a decade of multidisciplinary research on blue whales and sonar. *Animal Conservation*, 25(6), 796–810. <https://doi.org/10.1111/acv.12785>
- Pulcinella, J., Armelloni, E. N., Ferrà, C., Scarcella, G., and Tassetti, A. N. (2023): Deepwater red shrimp fishery in the eastern–central Mediterranean Sea: AIS-observed monthly fishing effort and frequency over 4 years, *Earth Syst. Sci. Data*, 15, 809–820, <https://doi.org/10.5194/essd-15-809-2023>, 2023.
- Purwanto, Andradi-Brown, D. A., Matualage, D., Rumengan, I., Awaludinnoer, Pada, D., Hidayat, N. I., Amkieltiela, Fox, H. E., Fox, M., Mangubhai, S., Hamid, L., Lazuardi, M. E., Mambrasar, R., Maulana, N., Mulyadi, Tuharea, S., Pakiding, F., & Ahmadia, G. N. (2021). The Bird's Head Seascape Marine Protected Area network—Preventing biodiversity and ecosystem service loss amidst rapid change in Papua, Indonesia. *Conservation Science and Practice*, 3(6), e393. <https://doi.org/10.1111/csp2.393>
- Ramírez, I., Mitchell, D., Vulcano, A., Rouxel, Y., Marchowski, D., Almeida, A., Arcos, J. M., Cortes, V., Lange, G., Morkūnas, J., Oliveira, N., & Paiva, V. H. (2024). Seabird bycatch in European waters. *Animal Conservation*, 27(6), 737–752. <https://doi.org/10.1111/acv.12948>
- Reker, J., Annunziatellis, A., Mo, G., Tunesi, L., Globevnik, L., Snoj, L., Agnesi, S., & Korpinen, S. (2015). Marine protected areas in Europe's seas—An overview and perspectives for the future. European Environment Agency. <https://doi.org/10.2800/99473>
- Roffe, C. (2025, März 19). Reimagining Marine Conservation with Coastal Communities at the Helm • The David and Lucile Packard Foundation. The David and Lucile Packard Foundation. <https://www.packard.org/insights/grantee-story/marine-prosperity-areas/>
- Rolim, F. A., Langlois, T., Rodrigues, P. F. C., Bond, T., Motta, F. S., Neves, L. M., & Gadig, O. B. F. (2019). Network of small no-take marine reserves reveals greater abundance and body size of fisheries target species. *PLOS ONE*, 14(1), e0204970. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204970>
- Russell, D. J. F., Brasseur, S. M. J. M., Thompson, D., Hastie, G. D., Janik, V. M., Aarts, G., McClinck, B. T., Matthiopoulos, J., Moss, S. E. W., & McConnell, B. (2014). Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. *Current Biology*, 24(14), R638–R639. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.06.033>
- Russell, D. J. F., Hastie, G. D., Thompson, D., Janik, V. M., Hammond, P. S., Scott-Hayward, L. A. S., Matthiopoulos, J., Jones, E. L., & McConnell, B. J. (2016). Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*, 53(6), 1642–1652. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12678>
- Sala, A., Damalas, D., Labanchi, L., Martinsohn, J., Moro, F., Sabatella, R., & Notti, E. (2022). Energy audit and carbon footprint in trawl fisheries. *Scientific Data*, 9, 428. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01478-0>
- Sala, E., & Giakoumi, S. (2018). No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES Journal of Marine Science*, 75(3), 1166–1168. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx059>
- Schwemmer, H., Markones, D. N., Müller, S., Kai, D., Mercker, D. M., & Garthe, D. S. (o. D.). Aktuelle Bestandsgröße und -entwicklung des Sterntauchers (*Gavia stellata*) in der

- Stolpe, G., Howland, E., & Jasmin, U. (2024). *OECMS in Europe: The way forward*. IUCN WCPA.
- Tillin, H. M., Hiddink, J. G., Jennings, S., & Kaiser, M. J. (2006). Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Marine Ecology Progress Series*, 318, 31–45. <https://doi.org/10.3354/meps318031>
- Tittensor, D. P., Beger, M., Boerder, K., Boyce, D. G., Cavanagh, R. D., Cosandey-Godin, A., Crespo, G. O., Dunn, D. C., Ghiffary, W., Grant, S. M., Hannah, L., Halpin, P. N., Harfoot, M., Heaslip, S. G., Jeffery, N. W., Kingston, N., Lotze, H. K., McGowan, J., McLeod, E., ... Worm, B. (2019). Integrating climate adaptation and biodiversity conservation in the global ocean. *Science Advances*, 5(11), eaay9969. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aay9969>
- UNEP-WCMC. (Hrsg.). (2008). *National and regional networks of marine protected areas: A review of progress*. UNEP World Conservation Monitoring Centre.
- UNEP-WCMC. (Hrsg.). (2020). *Protected Planet Report*. <https://protectedplanetreport2020.protectedplanet.net/>
- UNEP-WCMC. (Hrsg.). (2024). *Protected Planet Report*. *Protected Planet Report 2024*. <https://digital-report.protectedplanet.net>
- United Nations. (Hrsg.). (2022, April 7). *United Nations Decade of Ocean Science for Sustainable Development (2021-2030) | UNESCO*. <https://www.unesco.org/en/decades/ocean-decade>
- Van Hoey, G., Feary, D. A., Brown, E. J., Buyse, J., Mangi, S. C., Vallina, T., Van Kooten, T., Abreu, S., Aranda, M., Bergström, U., Castro, N., Kleiven, P. J. N., Mosnuer, P., Peat, W., Rakowski, M., Robert, M., Stacy, R., Uriarte, A., Whitley, ... Quirijns, F. J. (2024). *Assessing spillover from marine protected areas to adjacent fisheries: Baltic and North Seas, Atlantic EU Western Waters and Outermost Regions: Final report: Annex 6: Case study reports*. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2926/384994>
- von Nordhem, H., & Boedeker, D. (1998). *Umweltvorsorge bei der marinen Sand- und Kiesgewinnung*. Bundesamt für Naturschutz.
- Wells, S., Ray, G., Gjerde, K., White, A., Muthiga, N., Bezaury-Creel, J., Causey, B., McCormick-Ray, J., Salm, R., Gubbay, S., Kelleher, G., & Reti, J. (2016). Building the future of MPAs—Lessons from history. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 101–125. <https://doi.org/10.1002/aqc.2680>
- Werner, K. M., Haslob, H., Reichel, A. F., Gimpel, A., & Stelzenmüller, V. (2024). Offshore wind farm foundations as artificial reefs: The devil is in the detail. *Fisheries Research*, 272, 106937. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2024.106937>

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst habe, dass ich sie zuvor an keiner anderen Hochschule und in keinem anderen Studiengang als Prüfungsleistung eingereicht habe und dass ich keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe. Alle Stellen der Arbeit, die wörtlich oder sinngemäß aus Veröffentlichungen oder aus anderweitigen fremden Äußerungen entnommen wurden, sind als solche kenntlich gemacht.

Berlin 16.08.2025

Ort, Datum

Laurin Dante
Cremer

Digitaler Unterzeichner:Laurin Dante
Cremer
DN:E=lg21187@hs-nb.de, CN=
N=Laurin Dante Cremer
Datum:16.08.2025 11:49:27 +02:00

Unterschrift