

Monitoringbericht: Zustand benthischer Arten und Biotope in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord und Ostsee. Untersuchungsjahr 2014

Stand: 18.12.2015

Bearbeiter:



Dr. Alexander Darr
Dr. Michael L. Zettler

Dr. Brigitte Ebbe
Dr. Lars Gutow



Erstellt im Rahmen des Projektes:

Erfassung, Bewertung und Kartierung benthischer Arten und Biotope

(AWZ-P4, Benthos)

Fachbetreuung im BfN:

Kathrin Heinicke, Fachgebiet Meeres- und Küstennaturschutz,
Insel Vilm

Dieter Boedeker, Fachgebiet Meeres- und Küstennaturschutz,
Insel Vilm

Impressum

Die dieser Veröffentlichung zu Grunde liegenden wissenschaftlichen Arbeiten wurden im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz durchgeführt. Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des Herausgebers unzulässig und strafbar. Dies gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Verarbeitung in elektronischen Systemen. Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Inhaltsverzeichnis

| | Seite |
|--|-----------|
| Zusammenfassung..... | 1 |
| Summary | 3 |
| 1 Einführung..... | 6 |
| 2 Methodik..... | 10 |
| 2.1 Probenahme auf See | 10 |
| 2.2 Datenanalyse..... | 15 |
| 3 Lebensraumtypen nach Anhang I Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie..... | 16 |
| 3.1 1110 - Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser..... | 19 |
| 3.1.1 Atlantische Region: Nordsee | 19 |
| 3.1.2 Kontinentale Region: Ostsee | 25 |
| 3.2 1170 - Riffe | 35 |
| 3.2.1 Atlantische Region: Nordsee | 35 |
| 3.2.2 Kontinentale Region: Ostsee | 43 |
| 3.3 Zwischenfazit FFH-Monitoring | 51 |
| 4 Besondere Biotoptypen nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie | 54 |
| 4.1 Einführung..... | 54 |
| 4.2 Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe | 54 |
| 4.2.1 Einführung | 54 |
| 4.2.2 Atlantische Region: Nordsee | 55 |
| 4.2.3 Kontinentale Region: Ostsee | 56 |
| 4.3 Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna | 59 |
| 4.4 Makrophytenfluren..... | 61 |
| 4.5 Schlickige Substrate in der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von <i>Arctica islandica</i> | 62 |
| 5 Vorherrschende Biotoptypen nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie | 63 |

| | | |
|-----------|--|-----------|
| 5.1 | Sande des flachen Sublitorals | 64 |
| 5.1.1 | Atlantische Region: Nordsee | 64 |
| 5.1.2 | Kontinentale Region: Ostsee | 64 |
| 5.2 | Schlickböden des flachen Sublitorals (nur Ostsee) | 66 |
| 6 | Zwischenfazit besondere und vorherrschende Biotoptypen nach MSRL..... | 68 |
| 7 | Gefährdete und geschützte Arten..... | 70 |
| 7.1 | Islandmuschel <i>Arctica islandica</i> | 70 |
| 7.2 | Essbarer Seeigel <i>Echinus esculentus</i> | 74 |
| 7.3 | Europäischer Hummer <i>Homarus gammarus</i> | 76 |
| 7.4 | Abgestutzte Klaffmuschel <i>Mya truncata</i> | 78 |
| 8 | Ausblick..... | 79 |
| 9 | Literaturverzeichnis | 81 |
| 10 | Anhang..... | 86 |

Abbildungsverzeichnis

| | Seite |
|---|-------|
| Abbildung 1: Forschungsschiffe „Elisabeth Mann-Borgese“ des IOW (links, Photo: IOW), „Heincke“ des AWI (Mitte, Photo: AWI) und „Grinna“ (rechts, Photo: briese.de). | 10 |
| Abbildung 2: Insgesamt 69 Stationen wurden im Jahr 2014 in der Ostsee westlich (oben) und östlich (unten) von Warnemünde untersucht. | 11 |
| Abbildung 3: Zur Erfassung der benthischen Gemeinschaften und Habitatcharakteristika wurde eine Vielzahl von Methoden eingesetzt. | 14 |
| Abbildung 4: Lage der Schutzgebiete und FFH-Lebensraumtypen in der deutschen AWZ von Nord- (oben) und Ostsee (unten). | 18 |
| Abbildung 5: Stationen zur Beprobung des Makrozoobenthos auf der Amrumbank (FFH-Lebensraumtyp „Sandbänke“) in den Jahren 2011 und 2014. | 19 |
| Abbildung 6: nMDS-Plot zum strukturellen Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Sandbänke“ auf der Amrumbank in den Jahren 2011 und 2014. | 20 |
| Abbildung 7: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) (A) Gesamtabundanz, (B) Artenzahl, (C) Shannon- Diversität, (D) Äquität, (E) Gesamtbiomasse und (F) AMBI-Index der Infaunagemeinschaft der Amrumbank in den Jahren 2011 und 2014. p-Werte geben die Ergebnisse der t-Tests wider (2011: N = 9; 2014: N = 10) | 22 |
| Abbildung 8: nMDS-Plot zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Sandbänke“ auf der Amrumbank in den Jahren 2011 und 2014. | 24 |
| Abbildung 9: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Epifauna im FFH-Lebensraumtyp „Sandbänke“ auf der Amrumbank in den Jahren 2011 und 2014. Der p-Wert gibt das Ergebnis des t-Tests wider. (2011: N = 8; 2014: N = 10) | 24 |
| Abbildung 10: Stationsnetz Monitoring FFH-LRT 1110 „Sandbänke“ im Fehmarnbelt (oben), auf dem Adlergrund (Mitte) und der Oderbank (unten). | 26 |
| Abbildung 11: Homogene Feinsande prägen die Oderbank. Aufgrund der geringen Wassertiefen erreicht die Phytoplanktonblüte im Frühjahr direkt den Meeresboden | 28 |
| Abbildung 12: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, Quadratwurzeltransformation, Verlinkung über | |

| | |
|---|----|
| Gruppen-Mittelwert) für die Stationen der Oderbank aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-14 sowie älterer Daten. | 28 |
| Abbildung 13: Die Sandbank am Adlergrund weist deutlich heterogener Substrate auf. Lokal wird die Gemeinschaft durch driftende Miesmuschelklumpen überprägt (rechts). | 29 |
| Abbildung 14: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, Quadratwurzeltransformation, Verlinkung über Gruppen-Mittelwert) für die Stationen von der Sandbank Adlergrund aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-14 sowie älterer Daten. | 30 |
| Abbildung 15: Die Substrate auf den Kämmen der 1-2 m hohen Megarippeln unterschieden sich deutlich von denen in den Tälern. | 31 |
| Abbildung 16: Dendrogram einer Clusteranalyse (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, Quadratwurzeltransformation, Verlinkung über Gruppen-Mittelwert) für die Stationen der Sandbank im Fehmarnbelt aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-14 sowie älterer Daten. | 32 |
| Abbildung 17: Interannuelle Variabilität der Gesamt-Biomasse (links) und Artenzahl (rechts) in den drei Ostsee-Sandbänken. Angegeben sind Maxima, Minima und Mittelwert für die Dauerstationen. | 32 |
| Abbildung 18: Boxplots des BQI (Box: 25% und 75%-Quartile mit Darstellung des Medians) auf den Sandbänken Fehmarnbelt (oben), Adlergrund (Mitte) und Oderbank (unten) mit Angabe zur Zahl der Hols im jeweiligen Untersuchungsjahr. | 33 |
| Abbildung 19: Untersuchungsstationen steiniger Riffstrukturen im FFH-Gebiet Sylter Außenriff | 36 |
| Abbildung 20: Stationen zur Beprobung des Makrozoobenthos im FFH-Lebensraumtyp „Riffe“ im Schutzgebiet „Sylter Außenriff“ und nahegelegenen Bereichen mit bekannten Riffstrukturen in den Jahren 2011 - 2014. | 36 |
| Abbildung 21: nMDS-Plot zum Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ im Sylter Außenriff 2011-2014. | 38 |
| Abbildung 22: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) (A) Gesamtabundanz, (B) Artenzahl, (C) Gesamtbiomasse, (D) Shannon-Diversität und (E) Äquität der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2014. Gemeinschaften mit signifikanten | |

| | |
|--|----|
| unterschiedlichen Artenzahlen sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Die Anzahl der Stationen ist in den Balken von (A) angegeben. | 39 |
| Abbildung 23: nMDS-Plot zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ im Sylter Außenriff 2011 bis 2014. | 40 |
| Abbildung 24: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Epifauna im FFH-Lebensraumtyp „Riffe“ im Sylter Außenriff in den Jahren 2011 bis 2014. Die Anzahl der Stationen ist jeweils in den Balken angegeben. | 41 |
| Abbildung 25: Stationsnetz Monitoring FFH-LRT 1170 „Riffe“ in der westlichen Ostsee (oben), Kadetrinne (Mitte) und im Bereich Adlergrund/westliche Rönnebank (unten). | 44 |
| Abbildung 26: Miesmuscheln dominieren die epibenthische Gemeinschaft am Adlergrund (links) und im Schutzgebiet Westliche Rönnebank (rechts). | 46 |
| Abbildung 27: Seesterne reduzierten die Bestände der dominierenden Miesmuscheln in den flachen Bereichen (links). In unteren Hanglagen überwiegen Polypenstöcke (rechts). | 48 |
| Abbildung 28: Im Übergangsbereich von der photischen zur aphotischen Zone (links) sowie in den unteren Hanglagen dominieren zumeist Schwämme die Gemeinschaft (Mitte). Lokal erreichen auch Seanelken (rechts), Moos- oder Manteltierchen hohe Dichten. | 49 |
| Abbildung 29: Trend für Gesamt-Biomasse (links) und Artenzahl (rechts) in den drei Riffgebieten, die in der Ostsee dem Monitoring unterliegen. Angegeben sind Maxima, Minima und Mittelwert für die jährlichen Monitoringstationen. | 50 |
| Abbildung 30: Stationen zur Beprobung des Makrozoobenthos im §30-Biotop „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ in der deutschen AWZ der Nordsee 2014. | 56 |
| Abbildung 31: Verbreitung von Gemeinschaften, die potenziell mit dem § 30-Biotop „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ im westlichen (oben) und östlichen (unten) Teil der deutschen Ostsee assoziiert sind (angepasst nach SCHIELE et al. 2015b). | 58 |
| Abbildung 32: Stationen zur Beprobung der Infaunagemeinschaften des Schlicksubstrats in der deutschen AWZ der Nordsee im Jahr 2014. | 59 |
| Abbildung 33: Verbreitung von Gemeinschaften in den Sanden in den äußeren Küstengewässern der deutschen Ostsee (verändert nach SCHIELE et al. 2015b). | 66 |
| Abbildung 34: Verbreitung von Gemeinschaften in den Schlickgebieten in den deutschen äußeren Küstengewässern und der deutschen AWZ der Ostsee (verändert nach SCHIELE et al. 2015b). | 67 |

| | |
|---|----|
| Abbildung 35: Historische Nachweise von <i>Arctica islandica</i> in der deutschen AWZ der Nordsee (Quelle: BSH/AWI 2014; https://www.geoseaportal.de/gdi-bsh-portal/ui). | 71 |
| Abbildung 36: Stationen zur Erfassung der Populationsstruktur der Art <i>Arctica islandica</i> in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2012 und 2013. | 72 |
| Abbildung 37: Funde juveniler <i>Arctica islandica</i> in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2014. | 73 |
| Abbildung 38: Vorkommen des Seeigels <i>Echinus esculentus</i> in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2014. | 74 |
| Abbildung 39: Größenverteilung (Durchmesser) des Seeigels <i>Echinus esculentus</i> in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011, 2012 und 2013 sowie über den gesamten Untersuchungszeitraum integriert. | 76 |
| Abbildung 40: Vorkommen von <i>Homarus gammarus</i> in Wracks in der deutschen AWZ der Nordsee (nach KRONE & SCHRÖDER 2011). | 77 |
| Abbildung 41: Nachweise der Abgestutzten Klaffmuschel <i>Mya truncata</i> in der deutschen Ostsee seit 1850. | 79 |

Tabellenverzeichnis

| | Seite |
|--|-------|
| Tabelle 1: Übersicht der in der deutschen AWZ (potenziell) vorkommenden besonderen Biotoptypen nach MSRL, deren weitere Rechtsgrundlagen sowie das dazu gehörige Kapitel in diesem Bericht. | 8 |
| Tabelle 2: Übersicht der in der deutschen AWZ (potenziell) vorkommenden geschützten Arten, Herkunft des Schutzstatus sowie das dazu gehörige Kapitel in diesem Bericht. | 9 |
| Tabelle 3: Verteilung der realisierten Stationen auf die Biotope. | 12 |
| Tabelle 4: Gegenüberstellung der häufigsten Infauna-Arten auf der Amrumbank zwischen den beiden Aufnahmen 2011 und 2014. | 23 |
| Tabelle 5: Gegenüberstellung der häufigsten Arten im Megarippelfeld Fehmarnbelt zwischen den ersten beiden vollständigen Aufnahmen in den Jahren 2010 und 2014. | 34 |
| Tabelle 6: R-Werte der ANOSIM zum Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ im Sylter Außenriff in den Jahren 2011 bis 2014. | 38 |
| Tabelle 7: R-Werte der ANOSIM zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ im Sylter Außenriff in den Jahren 2011 bis 2014. | 40 |
| Tabelle 8: Gegenüberstellung der Charakterarten für den LRT „Riffe“ im Sylter Außenriff und Störtebegergrund zwischen 2011 und 2014. | 42 |
| Tabelle 9: Auf Basis der Untersuchungen 2013/14 in den Schutzgebieten nachgewiesene Makrophyten-Arten (x), SDB: in den Standarddatenbögen des BfN als „bedeutende Arten“ für das jeweilige Schutzgebiet geführt | 50 |
| Tabelle 10: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenvielfalt, Gesamtabundanz, Shannon-Diversität, Äquität und Gesamtbioasse der benthischen Infauna des MSRL-Biotoptyps „Schlickbiotope des flachen Sublitorals“ in der deutschen AWZ der Nordsee im Jahr 2014. | 60 |
| Tabelle 11: Charakterarten-Liste für Sandbänke Nordsee: Sylter Außenriff und Borkum Riffgrund (Stand: 2012) | 86 |
| Tabelle 12: Charakterarten-Liste für Sandbänke Nordsee: Doggerbank (Stand: 2014) | 87 |
| Tabelle 13: Charakterarten-Liste für Riffe Nordsee (Stand: 2012) | 87 |

| | | |
|-------------|---|----|
| Tabelle 14: | Charakterarten-Liste für westliche Sandbänke Ostsee (Fehmarnbelt, Stand: 2014) | 89 |
| Tabelle 15: | Charakterarten-Liste für östliche Sandbänke Ostsee (Adlergrund, Oderbank, Stand: 2014) | 90 |
| Tabelle 16: | Charakterarten-Liste für westliche Riffe Ostsee (Kieler Bucht, Fehmarnbelt, Stand: 2009) | 90 |
| Tabelle 17: | Charakterarten-Liste für mittlere Riffe Ostsee (Kadetrinne, Stand: 2009) | 92 |
| Tabelle 18: | Charakterarten-Liste für östliche Riffe Ostsee (Adlergrund, westliche Rönnebank, Stand: 2014) | 93 |

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|----------|--|
| AMBI | AZTI Marine Biotic Index (BORJA et al. 2000) |
| ANOSIM | Analysis of Similarity (Ähnlichkeitsanalyse) |
| ANOVA | Analysis of Variance (Varianzanalyse) |
| AWI | Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung |
| AWZ | Ausschließliche Wirtschaftszone |
| BALCOSIS | Baltic ALgae COmmunity analySis System (FÜRHAUPTER & MEYER 2008) |
| BArtSchV | Bundesartenschutzverordnung |
| BfN | Bundesamt für Naturschutz |
| BH-2 | Benthic habitats 2: interne Nomenklatur für den OSPAR-Indikator MMI |
| BLANO | Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee |
| BLMP | Bund-Länder-Messprogramm |
| BNatSchG | Bundesnaturschutzgesetz |
| BQI | Benthic Quality Index (ROSENBERG et al. 2004) |
| BSH | Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie |
| CTD | Automatische Messsonde für Leitfähigkeit (Salzgehalt), Dichte und Temperatur |
| EU | Europäische Union |
| EUNIS | European Nature Information System |
| FFH-RL | Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) |
| GES | Good Environmental Status (Guter Umweltzustand im Sinne der MSRL) |
| HELCOM | Helsinki Kommission zum Schutz der Ostsee |
| HUB | HELCOM Underwater Biotope and Habitat Classification System |
| IOW | Leibniz Institut für Ostseeforschung Warnemünde |
| LRT | Lebensraumtyp nach FFH-Richtlinie |
| MMI | Multimetrischer Index (Rahmenbeschreibung eines Zustandsindikators nach OSPAR) |
| MSRL | Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (Richtlinie 2008/56/EG) |

| | |
|---------|---|
| nMDS | nicht-metrische multidimensionale Skalierung |
| OSPAR | Oslo-Paris Konvention zum Schutz des Nordostatlantiks |
| R/V | Research Vessel (Forschungsschiff) |
| ROV | Remotely Operated Vehicle (kabelgeführter Unterwasserroboter) |
| SAR | Sylter Außenriff |
| SIMPROF | Similarity Profile Analysis |
| StUK | Standarduntersuchungskonzept des BSH zur Bestimmung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt |
| UW | Unterwasser- |
| WRRL | Wasserrahmenrichtlinie der EU (Richtlinie 2000/60/EG) |

Zusammenfassung

Die Biotope des Meeresbodens (Benthal) sind Zielgrößen zum Erhalt der natürlichen Vielfalt und wesentliche Bewertungselemente für den ökologischen Zustand der Meere in mehreren europäischen Richtlinien und regionalen Meeresübereinkommen. Die Bundesrepublik Deutschland ist durch diese Richtlinien verpflichtet, den Zustand der benthischen Lebensräume innerhalb ihrer Meeresgewässer regelmäßig zu erfassen und zu bewerten. In der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) obliegt die Durchführung bzw. die Gewährleistung der ordnungsgemäßen Umsetzung des Monitorings dem Bundesamt für Naturschutz (BfN).

Eine der wesentlichen Richtlinien ist in diesem Zusammenhang die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, Richtlinie 92/43/EWG). Sowohl in der Nordsee als auch in der Ostsee treten in der deutschen AWZ die gemäß Anhang I dieser Richtlinie geschützten Lebensraumtypen „Sandbänke“ und „Riffe“ (1170) auf. Das FFH-Monitoring in der deutschen AWZ wurde in der Ostsee im Jahr 2009 und in der Nordsee im Jahr 2011 jeweils mit Basisaufnahmen gestartet. Schwerpunkt des Monitorings waren 2014 in der deutschen AWZ in der Nordsee die Amrumbank (Sandbank) und die Riffe im Schutzgebiet „Sylter Außenriff“ sowie in der Ostsee die Sandbank im Schutzgebiet „Fehmarnbelt“. Ausgerichtet ist das Monitoring auf die FFH-Bewertungskriterien „Habitatstrukturen“ und „Arteninventar“ innerhalb des Parameters „Spezifische Strukturen und Funktionen“. Zur Bewertung der Vollständigkeit des charakteristischen Arteninventars der beiden Lebensraumtypen wurden in den vergangenen Jahren sowohl für Sandbänke als auch für Riffe gebietsspezifische Artenlisten erstellt. Diese Listen umfassen derzeit ausschließlich Makrozoobenthos-Arten. Sie sind zukünftig für den LRT „Riffe“ um Makroalgen zu ergänzen, da diese eine entscheidende Bedeutung für die Funktion und Ausprägung dieses Lebensraumes haben. Die dafür erforderlichen Grundlagenuntersuchungen wurden 2013 gestartet. Der Erhaltungszustand der Gemeinschaften der Sandbänke wurde testweise zusätzlich mit den für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) entwickelten Bewertungsverfahren AZTI Marine Biotic Index (AMBI, Nordsee) und Benthic Quality Index (BQI, Ostsee) bewertet. Der AMBI hat sich dabei nicht als geeignetes Bewertungstool für die „Sandbänke“ in der Nordsee erwiesen, da er insensitiv gegenüber der Hauptbelastung durch bodenberührende Fischerei ist. Der BQI scheint dagegen in der Ostsee als zusätzliche Bewertungskomponente für die Sandbänke geeignet zu sein. Allerdings ist eine kleinräumige, direkte Korrelationsanalyse mit den Hauptbelastungen aufgrund der fehlenden Datengrundlage nicht möglich. Das Bewertungskonzept für die Riffe ist dagegen in beiden Regionen noch nicht abgeschlossen. Hauptproblem ist hier die (quantitative) Erfassung der typischen Hartbodenfauna und -flora, die bislang rein qualitativ mit verschiedenen Methoden erfasst werden und in das charakteristische Arteninventar eingehen.

Die Bewertung der FFH-LRT erfolgt für jeweils einen sechsjährigen Berichtszeitraum. Die nächste Bewertung wird sich auf den Zeitraum 2013-2018 beziehen. In der letzten Bewertung (Zeitraum 2007-2012) wurde der Erhaltungszustand der beiden LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ national in der atlantischen Region (Nordsee) als „ungünstig – schlecht (U2)“ und in der kontinentalen Region (Ostsee) als „ungünstig - unzureichend (U1)“ eingestuft. Bezüglich der betrachteten Bewertungskriterien lassen sich bislang keine Trends belegen, die zu einer Veränderung der Bewertung führen können.

Die zweite für den Meeresnaturschutz bedeutende europäische Richtlinie ist die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL, Richtlinie 2008/56/EG), deren Ziel der nachhaltigen Nutzung aller Ökosysteme der Meere durch den Erhalt und Schutz der Meeresumwelt erreicht werden soll. Diese unterscheidet als Ökosystemkomponenten in Anhang III, Tabelle 1 vorherrschende und besondere Biotoptypen. Während die vorherrschenden Biotoptypen den EUNIS-Leveln 2 und 3 entsprechen, werden unter den besonderen Biotoptypen diejenigen verstanden, deren besondere Bedeutung durch das Gemeinschaftsrecht, durch regionale Übereinkommen oder nationales Recht bereits anerkannt ist.

Die Basisaufnahme der vorherrschenden und besonderen (mit Ausnahme der FFH-LRT) Biotope nach MSRL wurde 2011 gestartet. Allerdings befindet sich das Monitoring- und Bewertungskonzept noch in der Entwicklung und ist in seinem Fortschritt stark von externen Entscheidungen und Erkenntnissen abhängig und darum noch starken Veränderungen unterworfen. Die großräumige Verbreitung der vorherrschenden Biotoptypen konnte durch BIOCONSULT et al. (2014) und SCHIELE et al. (2015) weitgehend geklärt werden. Die genaue Lage der meisten „besonderen“ Biotoptypen lässt sich in dem Maßstab dieser Karten jedoch nicht hinreichend genau abbilden. Insbesondere das § 30-Biotop „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ kommt in der deutschen AWZ der Ostsee so kleinräumig außerhalb der FFH-LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ vor, dass ein eigenständiges Monitoring- und Bewertungsprogramm dafür nicht möglich ist.

Die Entwicklung von Zustandsindikatoren wird derzeit vor allem durch die regionalen Meereschutzübereinkommen vorangetrieben. Eine Zustandsbewertung ist basierend auf der überwiegend geringen Datenlage und der fehlenden operationalisierten Indikatoren derzeit nicht zielführend möglich. Nach der Anfangsbewertung von 2012 ist eine erste vollständige Zustandsbewertung nach Art. 8 MSRL zu Beginn des zweiten Bewirtschaftungszyklus 2018 erforderlich (BLANO 2012). Obwohl die Entwicklung der Indikatoren noch nicht abgeschlossen ist, muss derzeit in der Nord- und in der Ostsee aufgrund der bekannten Belastungen davon ausgegangen werden, dass das Ziel des guten Umweltzustands für die meisten der bewerteten Biotoptypen teils deutlich verfehlt wird. Für die vorherrschenden Biotoptypen existierten bisher noch keine Monitoringverpflichtungen und dementsprechend fehlten auch geeignete Bewertungsverfahren. Aufgrund der

negativen Einschätzungen der FFH-Lebensraumtypen und der Bewertungen im Rahmen der Wasserrahmen-Richtlinie, muss jedoch davon ausgegangen werden, dass auch diese den guten Umweltzustand verfehlen.

Ferner war die Population der nach OSPAR geschützten Art *A. islandica* in einem Zustand, der die Fähigkeit zur Selbsterhaltung fraglich erscheinen lässt. Für die nach MSRL definierten vorherrschenden Biotoptypen müssen weitere Beprobungsstandorte anhand der zeitgleich erfolgenden Biotopkartierung identifiziert werden, um auch diese Biotoptypen repräsentativ erfassen zu können.

Im kommenden Jahr ist mit dem Test alternativer Beprobungsmethoden und intensiver Untersuchungen der epibenthischen Gemeinschaften mit dem Schwerpunkt auf Makroalgen eine bedeutende Weiterentwicklung des Monitoringkonzeptes der Riffe in der deutschen AWZ der Ostsee vorgesehen. Zudem wird erwartet, dass die nationalen und internationalen Entwicklungen von Zustandsindikatoren einen wesentlichen Beitrag für die Entwicklung des Monitoringprogramm für die vorherrschenden Biotoptypen leisten werden. Es werden jedoch für einzelne besondere Biotoptypen (Makrophytenfluren, Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe, grabende Megafauna, Nordseeriffe) weitere Anpassungen noch nach 2015 erfolgen müssen, da eine belastbare Datendichte bis zu diesem Zeitpunkt kaum erreichbar sein wird.

Summary

Benthic habitats and communities are targets for the preservation of the natural diversity of the marine ecosystem and important proxies for the assessment of the environmental status according to several European directives and regional marine conventions. The Federal Republic of Germany is therefore obligated to regularly assess and evaluate the status of the benthic habitats and communities in its waters. The Federal Agency for Nature Conservation (BfN) is in charge of the implementation and realisation of the monitoring in the Exclusive Economic Zone (EEZ).

In this context, the Habitats Directive (HD) is one of the relevant directives. The habitat types 1110 ("sandbanks") and 1170 ("reefs"), which are protected according to Appendix I of the HD, occur both in the North Sea and the Baltic Sea. Natura 2000 monitoring of the EEZ in the Baltic Sea and the North Sea started in 2009 and 2011, respectively, with the establishment of a baseline. The monitoring in 2014 focused on the Amrum Bank (sandbank) and the reefs in the protected area "Sylt Outer Reef" in the German EEZ of the North Sea and on the sandbank in the protected area "Fehmarnbelt" in the Baltic Sea. The monitoring is geared towards the evaluation criteria

“habitat structures” and “communities and characteristic species” within the parameter “specific structures and functions”. In the past years, regional lists of characteristic species were assembled to evaluate the completeness of the pertinent species inventories. At present these lists include only macrozoobenthic species. In the case of the habitat type “reefs” they are to be expanded to include macroalgae, as they contribute substantially to the functioning and structure of this environment. To test the applicability of existing indexes, the environmental status of the sand banks was evaluated using the AZTI Marine Biotic Index (AMBI, North Sea) and the Benthic Quality Index (BQI, Baltic Sea). The AMBI turned out to fail as a tool to evaluate sandbanks in the North Sea as it is insensitive toward the main stress generated by trawling. In the Baltic Sea, in contrast, the BQI seems to be suitable as additional evaluation component for the sand banks. A small-scale direct correlation analysis, however, is not possible due to the lack of a pertinent data basis. The concept for evaluation of the reefs is awaiting completion for both seas. The main problem is the (quantitative) assessment of the typical hard bottom fauna and flora, which so far has been sampled with qualitative methods and integrated into character species lists.

Evaluation of the habitat types takes place once every six years. The next evaluation will relate to the years 2013-2018. In the last evaluation (time frame 2007-2012) the status of the habitat types “sand banks” and “reefs” was classified as “unfavourable-bad (U2)” in the Atlantic Region (North Sea) and as “unfavourable – insufficient” in the Continental Region (Baltic Sea). No trends resulting in a possible change of the classification have been detected relative to the evaluation criteria used.

The second European directive important for marine protection is the Marine Strategy Framework Directive (MSFD, directive 2008/56/EG) aiming at the sustainable use of all marine resources. This goal is to be reached through conservation and protection of the marine environment. In Appendix III the latter is divided into predominant and special habitat types. While the predominant habitat types are reflected in the EUNIS levels 2 and 3, the special habitat types are those that are already certified as being of particular importance by European, Federal and regional law.

Establishment of a baseline concerning predominant and special biotopes (excluding Natura 2000 habitats) according to MSFD was initiated in 2011. Concepts for monitoring and evaluation are, however, still under development and depend strongly on external decisions and findings, and are thus expected to change substantially. Large-scale distributions of predominant habitat types could be largely resolved by BIOCONSULT et al. (2014) and SCHIELE et al. (2015). However, the precise location of most “special” biotope types cannot be illustrated with sufficient accuracy at the scale provided by those maps. The §30 biotope “species rich gravel, coarse sand and shell gravel areas” in particular occurs at such small scales outside the Natura 2000 - habitats “sandbanks”

and “reefs” in the German EEZ of the Baltic Sea that a separate monitoring and evaluation programme is not possible.

Currently, regional conventions are on the forefront in promoting the development of status indicators. Often insufficient data and the lack of operationalised indicators limit a meaningful evaluation to date. Following the initial evaluation in 2012 a first complete evaluation of the status following Art. 8 of the MSFD is to take place in 2018 at the beginning of the second six-year cycle (BLANO 2012). The goal of a good environmental status is expected to be missed in both the North Sea and the Baltic Sea, even when considering the on-going lack of useable indicators. Up to now, no monitoring obligation existed for the predominant habitat types yet and consequently suitable evaluation procedures were not yet available. Based on the negative assessment of the Natura 2000 habitats and the evaluations within the Water Framework Directive the predominant habitat types are expected to fall short of a good environmental status as well.

Additionally, the population status of the species *Arctica islandica* protected according to OSPAR makes its ability to self-preservation questionable. For the representative assessment of predominant biotopes defined by MSFD additional sampling sites have to be established using the concurrent efforts for biotope mapping.

For the upcoming year tests of alternative sampling methods and extensive studies of epibenthic communities, in particular the macroalgae, and a substantial advancement of the monitoring concept for reefs in the German EEZ of the Baltic Sea are planned. Moreover, development of national and international status indicators is expected to contribute significantly to the development of the monitoring programme for predominant habitats. However, for some of the special biotope types (macrophyte grounds, coarse substrata and shell hash, burrowing megafauna) additional adaptations will be necessary after 2015 as a reliable data density will not be reached before that time.

1 Einführung

Die Biotope¹ des Meeresbodens (Benthal) sind Zielgrößen zum Erhalt der natürlichen Vielfalt und wesentliche Bewertungselemente für den ökologischen Zustand der Meere in mehreren europäischen Richtlinien und regionalen Meeresübereinkommen. Die Bundesrepublik Deutschland ist durch diese Richtlinien verpflichtet, den Zustand der benthischen Lebensräume innerhalb ihrer Meeresgewässer regelmäßig zu erfassen und zu bewerten. Die Durchführung bzw. die Gewährleistung der ordnungsgemäßen Umsetzung des Monitorings in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) obliegt dem Bundesamt für Naturschutz (BfN).

Eine der wesentlichen Richtlinien ist in diesem Zusammenhang die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, Richtlinie 92/43/EWG). Neben Meeressäugtieren, Meeres- und Rastvogel-Arten sowie Fischen bilden die Lebensraumtypen (LRT) und deren charakteristischen Lebensgemeinschaften die wesentlichen Schutzgüter der FFH-Richtlinie im Meer. Sowohl in der Nordsee als auch in der Ostsee treten in der deutschen AWZ die LRT „Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser“ (EU-Code 1110, im Folgenden kurz „Sandbänke“) und „Riffe“ (EU-Code 1170) auf. Die Vorarbeiten zur Aufnahme des Monitorings starteten in der Ostsee im Jahr 2009 (IOW 2009) und in der Nordsee im Jahr 2011 (IOW & AWI 2012a). Der Erhaltungszustand der FFH-LRT wird nach den Vorgaben der Richtlinie über die Parameter „natürliches Verbreitungsgebiet (range)“, „aktuelle Fläche (area)“, „Spezifische Strukturen und Funktionen (specific structures and functions, einschl. typisches Arteninventar)“ sowie die „Zukunftsaussichten (future prospects)“ bewertet. Für die Bewertung des Parameters „Spezifische Strukturen und Funktionen“ hat der Bund-Länder-Arbeitskreis "FFH-Berichtspflichtigen Meere und Küsten" national drei Bewertungskriterien definiert: (1) Habitatstrukturen, (2) Arteninventar und (3) anthropogene Beeinträchtigungen (KRAUSE et al. 2008). Das Monitoring zielt ausschließlich auf die Überwachung der Veränderungen der Habitatstrukturen und des typischen Arteninventars ab. Das zugrundeliegende Monitoringkonzept wurde in IOW (2009) sowie in IOW & AWI (2012a) beschrieben. Die Bewertung des

¹ Der Begriff Biotop subsumiert in diesem Bericht alle natürlichen Lebensraumtypen gemäß FFH-RL, Anhang I sowie alle hierarchischen Ebenen von klassifizierten Biotopen bzw. Biotoptypen und Biotopkomplexen des Meeresbodens.

Kriteriums „Habitatstrukturen“ befindet sich derzeit in der Überarbeitung und wird in diesem Bericht nicht berücksichtigt. Das typische Arteninventar wird derzeit ausschließlich über das Makrozoobenthos bewertet, für das gebiets- und LRT-spezifische Artenlisten erstellt wurden (Anhang dieses Berichts). Um die Aussagen des Arteninventars zu untermauern, werden für den FFH-LRT „Sandbänke“ testweise für die Wasserrahmenrichtlinie entwickelte Indizes (Nordsee: AMBI, Ostsee: BQI) für die Bewertung herangezogen. Eine Überarbeitung bzw. Anpassung der Bewertungsschemata befindet sich derzeit in der nationalen Abstimmung.

Der Erhaltungszustand der LRT wird in sechsjährigen Zyklen bewertet. Letzter Bewertungszeitpunkt war 2013, zu dem der Zustand der beiden LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ national in der zur atlantischen biogeografischen Region gehörenden Nordsee als „ungünstig – schlecht (U2)“ und in der zur kontinentalen biogeografischen Region zählenden Ostsee als „ungünstig - unzureichend (U1)“ eingestuft wurde (BfN 2013). Die nächste Bewertung wird sich auf den Zeitraum 2013-2018 beziehen. Ziel der jährlichen Monitoringberichte ist daher die Beschreibung LRT-assoziierten Gemeinschaften mit besonderer Berücksichtigung des charakteristischen Arteninventars im Hinblick auf potenzielle Veränderungen des Erhaltungszustandes.

Die zweite für den Meeresnaturschutz bedeutende europäische Richtlinie ist die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL, Richtlinie 2008/56/EG), deren Ziel, die nachhaltige Nutzung aller Ökosysteme der Meere, durch den Erhalt und Schutz der Meeresumwelt erreicht werden soll. Die Beschreibung des Umweltzustandes erfolgt über verschiedene Zustandsdeskriptoren (z.B. Nahrungsnetze, Biodiversität) und Belastungsdiskriptoren (z.B. Eutrophierung, Vermüllung, ...), die im Anhang I der MSRL aufgeführt werden. Anders als in der FFH-Richtlinie werden benthische Biotope nicht als eigenständige Zustandsparameter definiert, sondern gehen in die Bewertung über die Deskriptoren 1 (Biodiversität) und 6 (Unversehrtheit des Meeresbodens, „seafloor integrity“) ein. Für Überwachung und Bewertung unterscheidet die MSRL vorherrschende (predominant) und besondere (special) Biotoptypen (Anhang III, Tabelle 1). Während die vorherrschenden Biotoptypen die EUNIS-Level 2 und 3 darstellen, werden unter den besonderen Biotoptypen diejenigen verstanden, deren besondere Bedeutung durch das Gemeinschaftsrecht (z.B. FFH-RL), durch regionale Übereinkommen (OSPAR, HELCOM) oder nationales Recht (BNatSchG) bereits anerkannt ist. Dabei heben die unterschiedlichen Rechtsgrundlagen oftmals die Bedeutung ähnlicher Biotope hervor. Nomenklatur und Definitionen der daraus abgeleiteten Biotoptypen divergieren jedoch oft. So werden Kies und Grobsande sowie Schillgründe sowohl nach HELCOM als auch nach BNatSchG als schützenswert hervorgehoben. Anders als das BNatSchG trennt HELCOM aber in biogen dominierte Substrate (Schillgründe) und geogene Substrate. Neu hinzugekommen ist durch die Veröffentlichung der HELCOM „Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and

biotope complexes“ (HELCOM 2013a) der Typ „Schlicksubstrate in der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von der Islandmuschel *Arctica islandica*“ (Tabelle 1).

Tabelle 1: Übersicht der in der deutschen AWZ (potenziell) vorkommenden besonderen Biotoptypen nach MSRL, deren weitere Rechtsgrundlagen sowie das dazu gehörige Kapitel in diesem Bericht.

| Besonderer Biotoptyp | FFH-RL | BNatSchG | OSPAR | HELCOM | Kapitel |
|--|--------|----------|-------|--------|---------|
| Sandbänke | x | x | | X | 3.1 |
| Riffe | x | x | | X | 3.2 |
| artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe | | x | | | 4.2 |
| Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna | | x | | | 4.3 |
| Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände | | x | | | 4.4 |
| Sea-pen and burrowing megafauna communities | | | x | | 4.3 |
| Shell gravel bottoms | | | | X | 4.2 |
| Gravel bottoms with <i>Ophelia</i>-species | | | | X | 4.2 |
| Macrophyte meadows and beds | | | | X | 4.4 |
| Muddy sediments in the aphotic zone dominated by <i>Arctica islandica</i> | | | | X | 4.5 |

Die vorherrschenden Biotoptypen leiten sich von den Substrattypen und der Tiefenzonierung (EUNIS-Level 2 und 3) ab. In beiden Seegebieten ist in der AWZ ausschließlich die Tiefenzone „shallow sublittoral“ für die vorherrschenden Biotoptypen relevant. Während Fein- und Mittelsande sowohl in Nord- als auch in der Ostsee zu den dominanten Substraten zählen, sind Schlickböden in der deutschen AWZ der Nordsee nicht vorherrschend:

- shallow sublittoral sand (Nord- und Ostsee)
- shallow sublittoral mud (nur Ostsee)

Die MSRL sieht eine Bewertung sowohl der besonderen als auch der vorherrschenden Biotoptypen mittels Indikatoren vor. Die Indikatoren sollen spezifische Komponenten des Biotops bzw. der assoziierten Gemeinschaft bewerten und nach Möglichkeit Stressoren-bezogen sein. Im Fokus steht bei der Bewertung der Weichboden-Biotope die Anwendung und Anpassung von Indizes, die ursprünglich für die Belange der WRRL entwickelt wurden. Diese befinden sich ebenso wie andere Zustandsindikatoren derzeit, unter der Koordination der regionalen Meereskonventionen (OSPAR, HELCOM), in der Entwicklung bzw. Abstimmung. Eine indikatorbasierte Bewertung der Biotope in diesem Bericht ist daher nicht sinnvoll möglich. Die Monitoringberichte fokussieren vorläufig auf eine Beschreibung der Veränderung der Gemeinschaftsstrukturen und geben expertenbasierte Einschätzungen zu möglichen Abweichungen vom guten Umweltzustand im Sinne der MSRL.

Neben benthischen Biotopen stehen auch einige wirbellose Arten des Meeresbodens unter Schutz des BNatSchG bzw. unter besonderer Beobachtung durch die Meeresübereinkommen. Die Zahl dieser Arten ist im Vergleich zu Vögeln oder terrestrischen Insekten ausgesprochen gering und wird noch einmal dadurch reduziert, dass einige Arten, beispielsweise die nach BNatSchG geschützten Arten *Nucella lapillus* und *Crossaster papposus*, natürlicherweise nicht in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee vorkommen. Insgesamt waren vier Arten im Monitoring besonders zu berücksichtigen (Tabelle 2). Davon entfallen drei Arten auf das Seegebiet der Nordsee und eine auf das Seegebiet der Ostsee. Auch für die Bewertung der Populationen dieser Arten stehen (noch) keine Indikatoren oder vergleichbare Bewertungsverfahren zur Verfügung. Eine Einschätzung zum Zustand der Population erfolgt, wo möglich, expertenbasiert.

Tabelle 2: Übersicht der in der deutschen AWZ (potenziell) vorkommenden geschützten Arten, Herkunft des Schutzstatus sowie das dazu gehörige Kapitel in diesem Bericht.

| geschützte Art | Trivialname | BNatSchG | OSPAR | HELCOM | Kapitel |
|---------------------------|--------------------------|----------|-------|--------|---------|
| <i>Echinus esculentus</i> | Essbarer Seeigel | x | | | 7.2 |
| <i>Homarus gammarus</i> | Europäischer Hummer | x | | | 7.3 |
| <i>Arctica islandica</i> | Islandmuschel | | x | | 7.1 |
| <i>Mya truncata</i> | Abgestutzte Klaffmuschel | | | x | 7.4 |

2 Methodik

2.1 Probenahme auf See

Aufgrund des anstehenden Projektendes im Oktober 2014 wurde eine erste Fahrt in der Nordsee bereits vom 17.-20.02.2014 mit der R/V „Grinna“ durchgeführt. Ziel war das Schutzgebiet „Sylter Außenriff“ und die dort vorkommenden FFH-LRTen „Sandbänke“ und „Riffe“ sowie die Grobsubstrate und Schlickgebiete im Übergang zum Elbe-Urstromtal (Tabelle 3). Die Untersuchungen wurden im April mit dem R/V „Heincke“ fortgesetzt. Aufgrund sehr ungünstiger Wetterbedingungen konnten auf beiden Fahrten nur insgesamt 27 Stationen realisiert werden.

Die schiffsgestützten Untersuchungen in der Ostsee erfolgten auf Seefahrten des Forschungsschiffs „Elisabeth Mann-Borgese“ (Abbildung 1) im April und Mai sowie der MS „Laura“ im Juni 2014. Schwerpunkt des FFH-Monitorings war im Jahr 2014 die Sandbank (Megarippelfeld) im Schutzgebiet „Fehmarnbelt“. Zur gezielten Erfassung der epibenthischen Hartbodengemeinschaften auf dem Adlergrund wurden 3 Monitoring-Stationen zusätzlich durch den Einsatz von Forschungstauchern untersucht. Darüber hinaus wurde die Basisaufnahme der vorherrschenden Biotoptypen und des besonderen Biotoptyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ fortgesetzt (Abbildung 2, Tabelle 3). Insgesamt wurden 69 Stationen, darunter 3 tauchergestützt, untersucht.



Abbildung 1: Forschungsschiffe „Elisabeth Mann-Borgese“ des IOW (links, Photo: IOW), „Heincke“ des AWI (Mitte, Photo: AWI) und „Grinna“ (rechts, Photo: briese.de).

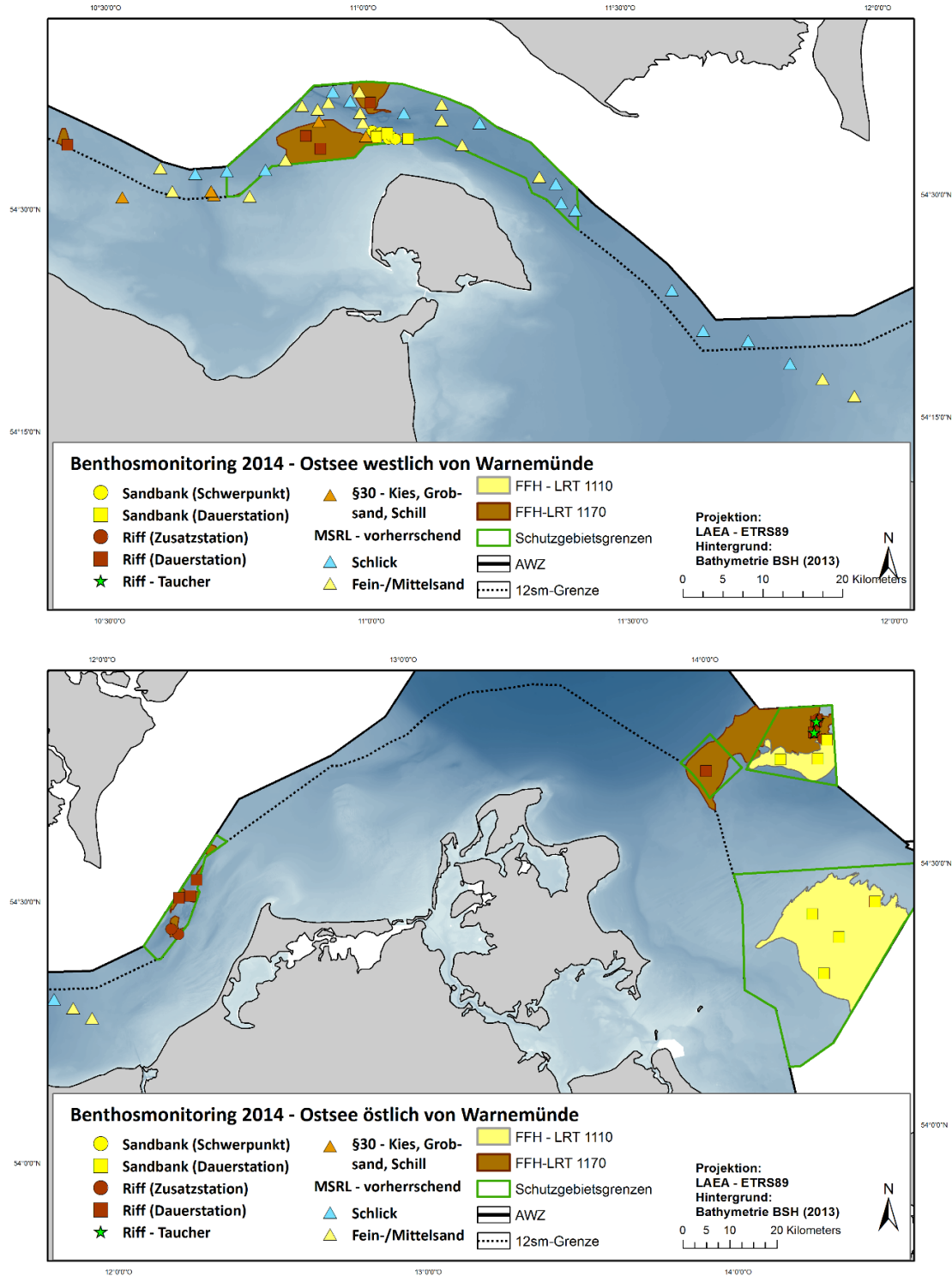


Abbildung 2: Insgesamt 69 Stationen wurden im Jahr 2014 in der Ostsee westlich (oben) und östlich (unten) von Warnemünde untersucht.

Tabelle 3: Verteilung der realisierten Stationen auf die Biotope.

| Biotope | Nordsee | Ostsee |
|---|---------|--------|
| Riffe | 7 | 14 |
| Riffe - Phytalaspekt (Taucher) | - | 3 |
| Sandbänke | 10 | 17 |
| Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe | 5 | 5 |
| Schlickgründe mit grabender Bodenmegafauna | 5 | - |
| Vorherrschende Feinsande | 0 | 16 |
| Schlicksubstrate (z.T. mit <i>Arctica</i>) | - | 14 |

-: nicht relevant für das Seegebiet

Untersuchungsaufwand und eingesetzte Technik orientierten sich in beiden Seegebieten an den Vorgaben des StUK 4 und den Empfehlungen des BLMP (Abbildung 3). Die Aufnahme der Infauna-Gemeinschaften erfolgte mit van Veen-Greifern (0,1 m², 70-90 kg). An jeder Station wurden vier Hols durchgeführt: drei für die Bestimmung der endobenthischen Besiedlung und einer als Sedi-menthol. Für alle Stationen wurden Korngrößenverteilung und organischer Gehalt (ausgedrückt als Glühverlust der Trockenmasse) ermittelt. Da insbesondere in den Riffgebieten mit sehr hete-rogenen Sedimenten zu rechnen war, erfolgte vor Ort für jeden Greifer eine Grobansprache des Substrats. Die Infauna-Proben wurden über einer Maschenweite von 1 mm gesiebt und die Tiere zusammen mit dem verbleibenden Substrat in 4%-igem Formalin-Seewasser-Gemisch fixiert. Be-sonders grobes Sediment wurde zur Reduzierung des Probenvolumens dekantiert. Hierzu wurde das gesamte Sediment in kleineren Unterproben in Seewasser suspendiert und der Überstand mit den auftreibenden Organismen über das Sieb gegossen. Nach wiederholter Suspension wurde das Sediment optisch und taktil nach verbliebenen Organismen untersucht.

Zur Erfassung schnell flüchtender, seltener oder großer epibenthischer Arten wurde zusätzlich eine Dredge (innere Öffnungsbreite: 80-100 cm, Maschenweite: 10 mm) eingesetzt. Die Dredge wurde mit einer Geschwindigkeit von ein bis zwei Knoten über den Grund gezogen (in der Ostsee langsamer). Die Schleppzeit über Grund richtete sich dabei vorwiegend nach dem Substrat. In Schlick- und Steingebieten betrug sie meist nicht mehr als 2 min, auf Sandböden rund 5 min. In der Nordsee wurden die epibenthischen Organismen unmittelbar nach Fang an Bord lebend be-stimmt und semiquantitativ (Häufigkeitsklassen) oder zumindest qualitativ (Präsenz) erfasst. Nach

der Artbestimmung wurden die Organismen wieder in das Meer zurückgegeben. War eine gesicherte Artbestimmung an Bord nicht möglich, wurden einzelne Individuen in gepuffertem Formol fixiert und im Labor bestimmt. Aufgrund der überwiegend geringen Individuengröße der epibenthischen Arten der Ostsee wurde in diesem Seegebiet grundsätzlich eine Unterprobe zur Bestimmung im Labor fixiert. Die Auswertung erfolgte in diesem Seegebiet rein qualitativ, da die meisten Arten nicht quantitativ von dem Netz mit der gewählten Maschenweite zurückgehalten werden.

Auf jeder Station wurde eine geschleppte Unterwasservideokamera eingesetzt, um einen visuellen Eindruck von den generellen Biotopeigenschaften zu erhalten. Bei einer Schleppgeschwindigkeit von 0,5 bis 1,0 kn wurde die Kamera möglichst flach über dem Grund geschleppt. Die Schleppdauer betrug mindestens fünf Minuten (homogene Sandgebiete), wurde aber in heterogenen Gebieten und in Riffen auf bis zu 30 min ausgedehnt. Die Videoaufnahmen wurden auf digitalen Datenträgern gespeichert. Am Bildschirm wurden die Videos qualitativ hinsichtlich des Vorkommens (Präsenz) identifizierbarer Organismen der Epifauna und Flora (Ostsee) sowie Habitatstrukturen analysiert. In der Nordsee wurden Videos an neun Riff-Stationen des Sylter Außenriffs sowie im Schlickgebiet nordwestlich des FFH-Gebietes realisiert. An 19 Stationen waren die Sichtbedingungen wetterbedingt und aufgrund dichten marinen Schnees in der Wassersäule zu schlecht, weshalb die Videos nicht ausgewertet werden konnten. Die erfolgreich an Riff- und Grobsandstationen gewonnenen Filme sind jedoch von guter Qualität und wurden entsprechend ausgewertet.

In der Ostsee wurden zudem parallel zu den Untersuchungen wichtige Wasserparameter bodennah aufgenommen. Der Salzgehalt wurde mit einer bordeigenen CTD-Sonde gemessen, der Sauerstoffgehalt einer Wasserschöpfer-Probe mittels automatischer Titration nach Winkler (TITRINO) ermittelt.

Neben den etablierten Monitoring-Programmen der Weichboden-Gemeinschaften fehlen geeignete Verfahren zur routinemäßigen Erfassung und Zustandsbewertung von marinen Makroalgenbeständen und anderer epibenthischer Gemeinschaften der Hartböden in küstenfernen Gebieten. Da der Einsatz von Forschungstauchern aufgrund der großen Wassertiefen und des sehr dichten Schiffsverkehrs vor allem in den Schutzgebieten Fehmarnbelt und Kadetrinne nur unter hohem Aufwand bzw. stellenweise gar nicht möglich ist, werden seit 2013 folgende Methoden auf ihre Anwendbarkeit und Vergleichbarkeit hin überprüft: UW-Video (Schleppkamera, Blickrichtung voraus) sowie tauchergestützte Beprobung per Sammelrahmen. Letzteres konnte im Jahr 2014 an drei Positionen am Adlergrund realisiert werden. Die Untersuchungen zum Methodenvergleich dienen gleichzeitig der Basisaufnahme der Makroalgen-Vielfalt und werden in den kommenden Jahren fortgesetzt. Daher fließen die bisherigen Ergebnisse lediglich in Form von Artenlisten in den diesjährigen Monitoringbericht ein.

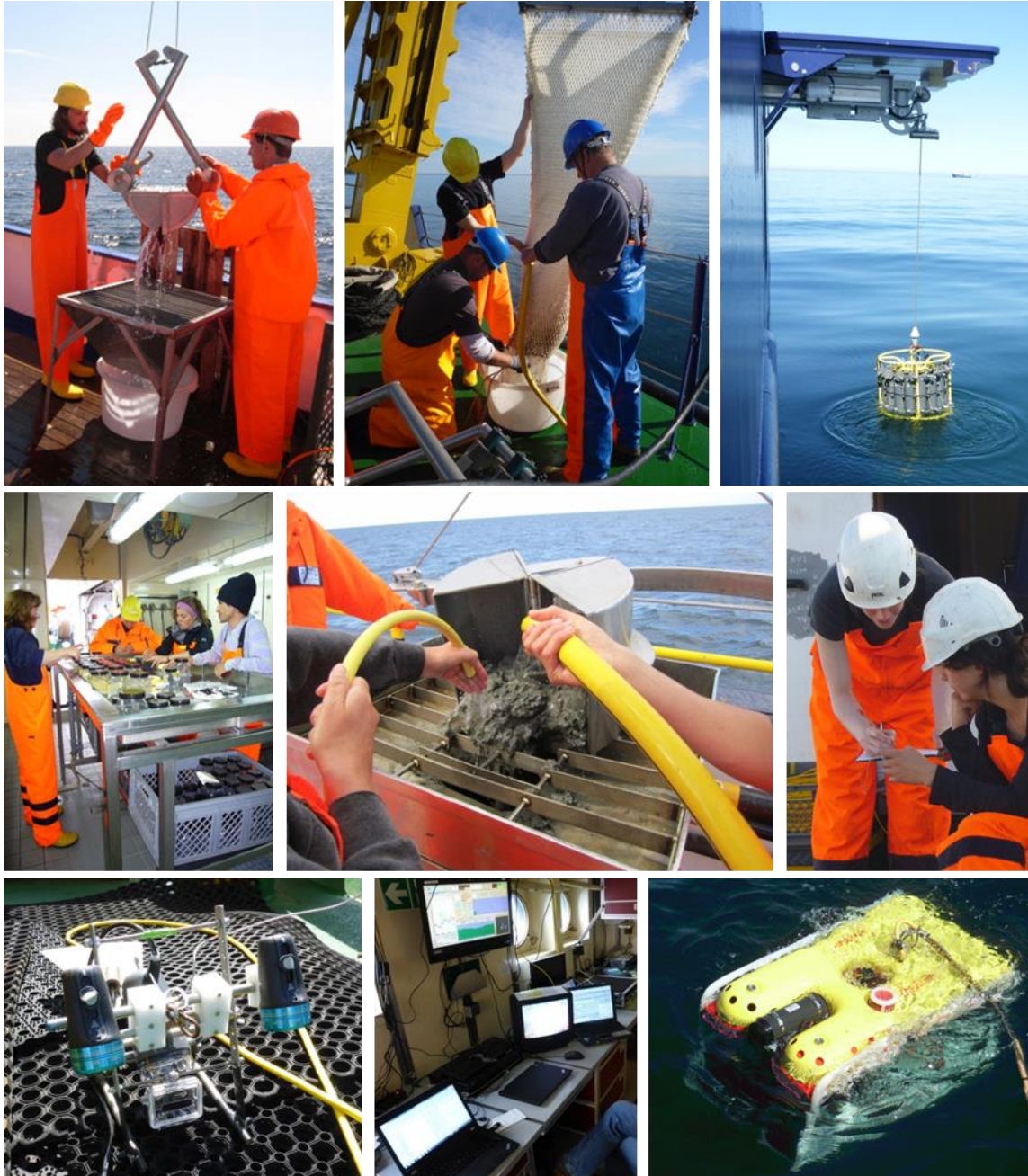


Abbildung 3: Zur Erfassung der benthischen Gemeinschaften und Habitatcharakteristika wurde eine Vielzahl von Methoden eingesetzt.

Oben (v.l.n.r.): van Veen-Greifer, Dredge (Typ Kieler Kinderwagen), CTD (Bilder: IOW)

Mitte: Arbeitsschritte Infauna-Beprobung – GefäÙe vorbereiten, Spülen, Protokollieren (Bilder: AWI)

Unten: Schleppkamera, Bedien- und Aufzeichnungseinheit Kamera, ROV (Bilder: IOW)

2.2 Datenanalyse

Für die Biotoptypen der Nordsee wurden die Analysen getrennt für Infauna und Epifauna (Dredge-Daten) durchgeführt. In der Ostsee ist eine separate Auswertung epibenthischer Organismen aus den Dredge- und Videodaten nicht sinnvoll, da die hier dominierenden Arten in der Regel zu klein sind, um sie gleichermaßen systematisch zu erfassen. Die in den Ostsee-Kapiteln aufgeführten Ergebnisse beziehen sich mit Ausnahme der Angaben zu Artenzahlen daher ausschließlich auf die Infauna-Untersuchungen.

Die strukturelle Ähnlichkeit der jeweiligen Gemeinschaften der Gebiete wurde in nMDS-Plots oder als Dendrogramm einer Clusteranalyse basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit visualisiert. Eine Analysis of Similarity (ANOSIM), ebenfalls basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit, wurde zum multivariaten Vergleich der Gemeinschaften unterschiedlicher Jahre durchgeführt. Auf die Proben aus der Beprobung des OSPAR-Biotoptyps „Schlickgründe mit tiefbohrender Bodenmegafauna“ wurde eine SIMPROF-Analyse (basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit) mit 999 Permutationen angewendet, um Cluster unterschiedlicher Struktur der Benthosgemeinschaften auf der Basis des 95 %igen Konfidenzintervalls zu identifizieren. Die strukturelle Ähnlichkeit der Gemeinschaften der identifizierten Cluster wurde anschließend ebenfalls in nMDS-Plots visualisiert. Während die Analysen der Infauna-Daten unter Einbeziehung der Abundanz erfolgte, wurden die entsprechenden Analysen für die Epifauna und die Mega-Epifauna mit presence/absence-Daten durchgeführt. Die Gemeinschaften jedes Gebietes wurden zusätzlich anhand univariater Gemeinschaftsdeskriptoren wie Artenvielfalt (Anzahl der Taxa), Gesamtabundanz, Shannon-Diversität, Äquität und Gesamtbiomasse beschrieben. Ferner wurde auf Basis der Infauna-Daten der Nordsee-Sandbänke der AMBI-Index als ein Maß der anthropogenen Störung berechnet (BORJA et al. 2000). Da für die Epifauna und die Mega-Epifauna keine Abundanzdaten zur Verfügung standen, wurden diese Gemeinschaften ausschließlich anhand der Artenvielfalt beschrieben. Die univariaten Parameter wurden anhand von Varianzanalysen (ANOVA) auf Variationen zwischen den Gebieten bzw. Clustern getestet. Zuvor wurden die Daten mit Hilfe des Bartlett's Tests auf Varianzhomogenität getestet. Waren die Varianzen nicht homogen, so wurde statt einer parametrischen ANOVA ein nicht-parametrischer Kruskal-Wallis-Test durchgeführt. War der Stichprobenumfang einer Gruppe zu gering für den Test auf Varianzhomogenität, so wurde diese optisch durch den Vergleich der Standardabweichungen beurteilt. Im Zweifelsfall wurde ein nicht-parametrisches Testverfahren angewendet. Im Falle eines signifikanten Testergebnisses wurden die Wertegruppen aller Gebiete gegeneinander mit Hilfe des Tukey Multiple Comparisons Test (parametrisch) bzw. des Dunn's Test (nicht-parametrisch) verglichen. Wurden nur zwei Gebiete bzw. Cluster miteinander verglichen, so wurde ein t-Test anstatt einer ANOVA durchgeführt. Allen Testverfahren lag das 95 %ige Konfidenzintervall zugrunde.

Für die Sandbänke der Ostsee wurde zusätzlich der BQI (ROSENBERG et al. 2004) berechnet. Bislang wurde dafür die für die südliche Ostsee angepasste Interpretation des BQI nach FLEISCHER & ZETTLER (2009) angewandt (IOW 2009). Mit der Erarbeitung und Publikation neuer Sensitivitätswerte (SCHIELE et al. 2015a) und eines ostseeweit abgestimmten Bewertungsansatzes (HELCOM 2013c) wird die Anwendung des Index angepasst. Neben der Aktualisierung der Sensitivitätswerte (ES50_{0.05}) betrifft dies insbesondere die Bezugsgröße der Berechnung. Wurden bislang nach FLEISCHER & ZETTLER (2009) die drei Hols einer Station vor der Berechnung des BQI zusammengefasst, erfolgt nun die Berechnung separat für jeden Hol. Da Aggregationsregeln und GES-Schwellen national und international noch nicht festgelegt wurden, wird der BQI ohne Bewertung dargestellt.

3 Lebensraumtypen nach Anhang I Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie

Für die Umsetzung der FFH-RL sind sowohl in der Nordsee (atlantische biogeographische Region) als auch in der Ostsee (kontinentale biogeographische Region) der Zustand der Lebensraumtypen 1110 (Sandbänke) und 1170 (Riffe) zu überwachen und zu bewerten. In der Nordsee liegen ausgewiesene und überwachungspflichtige Sandbänke in den Schutzgebieten „Borkum Riffgrund“, „Sylter Außenriff“ (Amrumbank) und „Doggerbank“ (Abbildung 4). Weitere Sandbänke außerhalb der Schutzgebiete (z.B. Sandbank 24) unterliegen nicht dem Monitoring. Die Riffe in der Nordsee-AWZ liegen in den Schutzgebieten „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff“ (SAR), sowie in kleineren Flächen verstreut um das Schutzgebiet „Sylter Außenriff“ herum. Anders als bei den Sandbänken unterliegen diese außerhalb der Schutzgebiete liegenden Flächen zumindest teilweise ebenfalls dem Monitoring.

In der Ostsee-AWZ finden sich die drei ausgewiesenen Sandbänke in den Schutzgebieten „Fehmarnbelt“ (Megarippelfeld), „Adlergrund“ und „Pommersche Bucht mit Oderbank“ (Abbildung 4). Die Riffflächen sind weiter verstreut und finden sich in der Kieler Bucht, im Fehmarnbelt, in der Kadetrinne, am Kriegers Flak, auf dem Adlergrund sowie im Schutzgebiet „Westliche Rönnebank“. Mit Ausnahme des Kriegers Flak unterliegen alle Riffflächen in der Ostsee-AWZ dem Monitoring.

Basis für die Erarbeitung des Monitoringprogramms waren für beide Seegebiete die Vorschläge von NEHLS et al. (2008). Im Laufe der Jahre wurde das Konzept an die sich ändernden Anforderungen und den erzielten Erkenntnisgewinn angepasst und ergänzt. Bedingt durch die unterschiedlichen Gegebenheiten unterscheiden sich die Monitoringansätze zwischen den beiden Seegebieten. In der Nordsee werden aufgrund der räumlichen Distanzen zwischen den einzelnen Schutzgebieten „Doggerbank“, „Sylter Außenriff“ und „Borkum Riffgrund“ deren Sandbänke und Riffe ab-

wechselnd im Turnus von drei Jahren und damit je zweimal pro Berichtszeitraum vollständig aufgenommen. Das Monitoring der beiden FFH-LRT startete 2011 mit deren Basisaufnahme im Sylter Außenriff (inklusive Amrumbank), im Jahr 2012 erfolgte dann ihre erste Aufnahme im Borkum Riffgrund und 2013 die Erstaufnahme der Doggerbank einschließlich des nördlichen Abhanges (Spitze des „Entenschnabels“). Im aktuellen Berichtsjahr 2014 begann die zweite Komplettaufnahme der FFH-Lebensraumtypen in der deutschen AWZ der Nordsee mit den Riffen und der Amrumbank im Sylter Außenriff. Da die FFH-Gebiete in der Nordsee räumlich sehr weit auseinander liegen, wird jedes Gebiet jeweils zweimal pro Berichtszeitraum beprobt, d.h. alle drei Jahre. Die interannuelle Variabilität wird mit diesem Monitoring-Design nicht jährlich erfasst. Langfristige und damit nachhaltige Trends in der Veränderung des Umweltzustandes sollten jedoch mit einer Frequenz von drei Jahren verlässlich belegt werden können, zumal Daten aus weiteren Forschungsprogrammen und Langzeituntersuchungen zur Verfügung stehen, die eine Einschätzung der beobachteten Veränderungen ermöglichen werden.

In der Ostsee sind die Distanzen zwischen den zu untersuchenden Flächen deutlich geringer, so dass der interannuellen Variabilität im Monitoringkonzept Rechnung getragen werden konnte. Analogieschlüsse von einer Fläche auf eine andere sind dagegen aufgrund der unterschiedlichen Wirkfaktoren (z.B. Salzwasserzustrom, Sauerstoffmangel, anthropogene Beeinträchtigungen) nicht möglich. Daher werden alle drei Sandbänke und Riffgebiete jährlich im späten Frühjahr mit jeweils 3-4 Dauerstationen aufgenommen. Zusätzlich erfolgt einmal im Berichtszeitraum eine vollständige Aufnahme jedes Gebietes mit einem Aufwand von 10 (Fehmarnbelt, Adlergrund) bzw. 15 (Oderbank) Stationen. Im aktuellen Untersuchungsjahr lag der Schwerpunkt der Untersuchungen auf dem Megarippelfeld (Sandbank) im Fehmarnbelt.

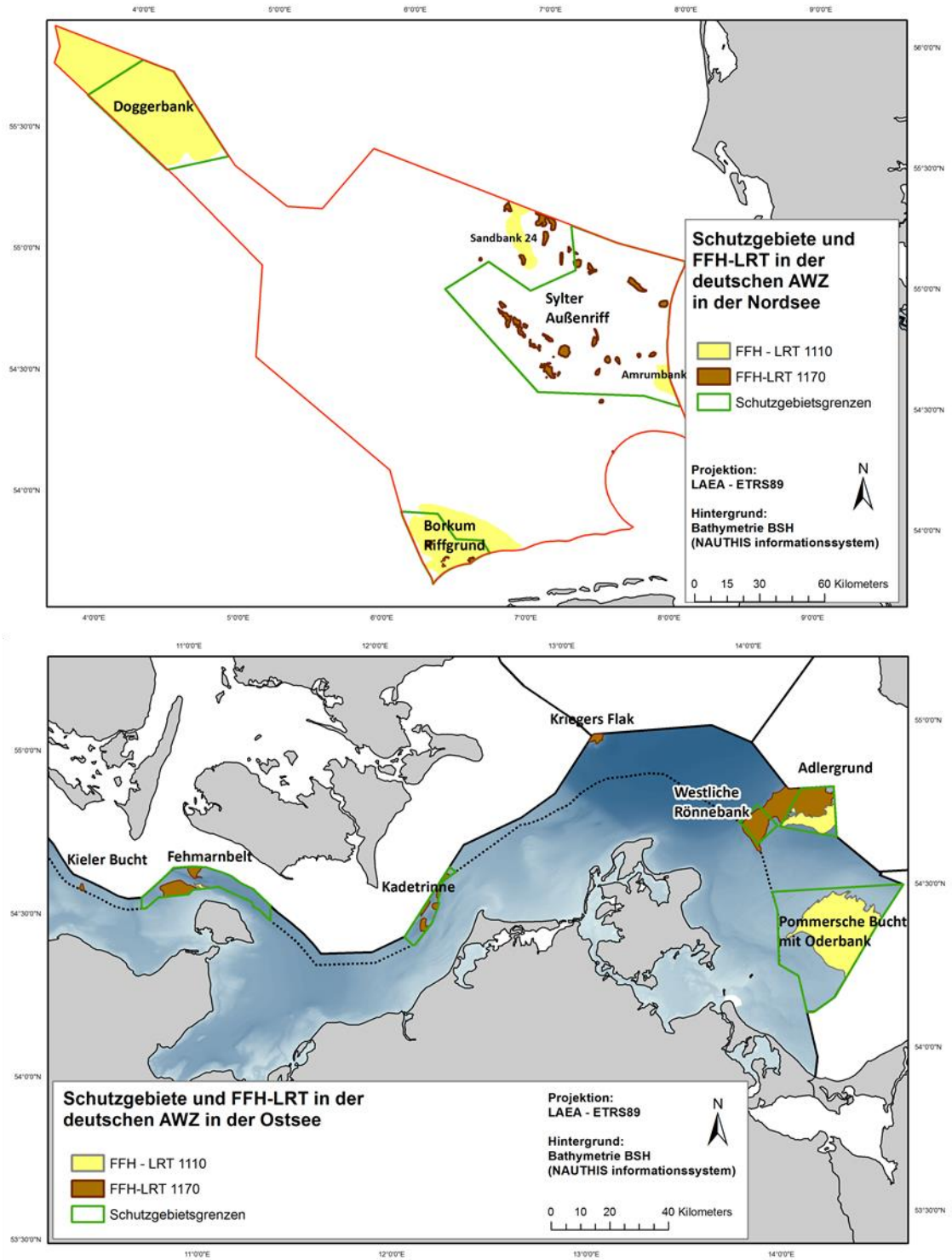


Abbildung 4: Lage der Schutzgebiete und FFH-Lebensraumtypen in der deutschen AWZ von Nord- (oben) und Ostsee (unten).

3.1 1110 - Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser

3.1.1 Atlantische Region: Nordsee

NEHLS et al. (2008) schlagen eine einmalige Beprobung jeder Sandbank pro Berichtszeitraum vor. Abweichend von diesem Vorschlag soll im Rahmen dieses Monitorings jede Sandbank zweimal pro Berichtszeitraum beprobt werden. Nachdem die Amrumbank im FFH-Gebiet Sylter Außenriff im Jahr 2011 erstmalig beprobt wurde, erfolgte im Jahr 2014 turnusgemäß die zweite Beprobung dieser Sandbank (Abbildung 5). Wie geplant, konnten die Epifauna und die Infauna aller 10 Stationen beprobt werden. Ferner wurden auf allen 10 Stationen Videotransekte gefahren. Aufgrund schlechter Witterung war die Sicht unter Wasser jedoch schlecht, so dass die Videos keine verwertbare Information lieferten.

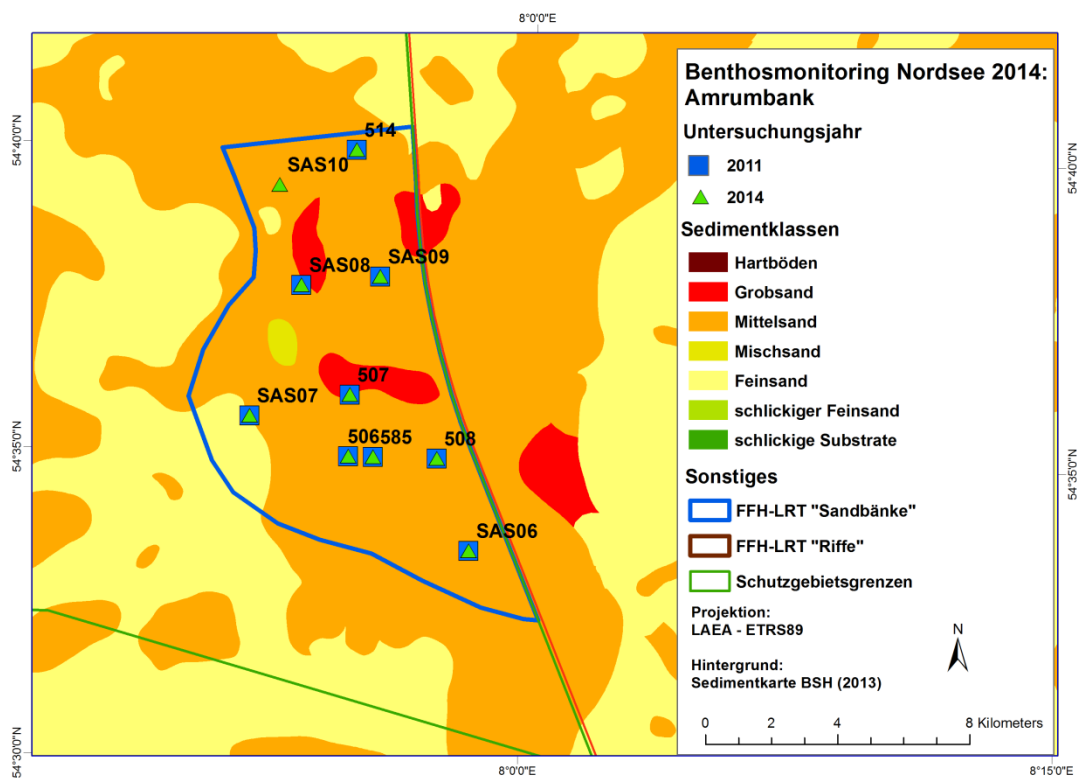


Abbildung 5: Stationen zur Beprobung des Makrozoobenthos auf der Amrumbank (FFH-Lebensraumtyp „Sandbänke“) in den Jahren 2011 und 2014.

Die räumliche und zeitliche Variabilität der Infauna der Amrumbank wurde anhand uni- und multivariater Statistik analysiert. Die Infauna war in beiden Jahren der Beprobung mit insgesamt etwa 50-60 Arten und einer mittleren Artenzahl von 17-19 pro Station recht artenarm. Die erste systematische Beprobung von 2011 zu 2014 zeigte eine strukturelle Veränderung der Infauna der Amrumbank auf, die sich aufgrund der wenigen beprobten Jahre noch nicht abschließend interpretieren lässt. So deutete der nMDS-Plot auf eine deutliche Differenzierung der Gemeinschaften beider Jahre hin (Abbildung 6). Im oberen Bereich des Plots siedeln sich die Stationen des Jahres 2011 an, während die Stationen des Jahres 2014 im unteren Bereich des Plots zu finden sind. Augenscheinlich unterscheiden sich die Gemeinschaften beider Jahre. Der ANOSIM-Test bestätigt zwar einen signifikanten Unterschied zwischen den Gemeinschaften der beiden Jahre ($p = 0,01$), eine deutliche strukturelle Trennung bestätigt er jedoch nicht: ein R-Wert von 0,215 deutet eher auf eine geringfügige Differenzierung hin.

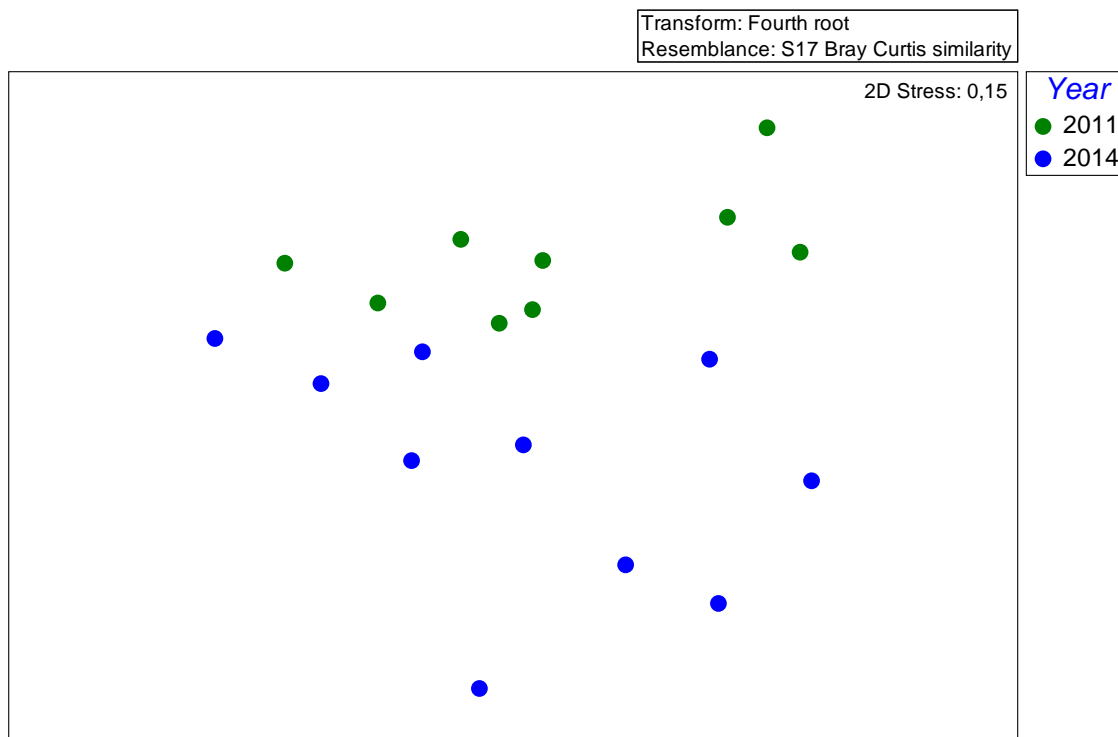


Abbildung 6: nMDS-Plot zum strukturellen Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Sandbänke“ auf der Amrumbank in den Jahren 2011 und 2014.

Die Gesamtabundanz der Infaunagemeinschaft der Amrumbank war im Jahr 2014 im Durchschnitt um rund 35 % geringer als im Jahr 2011 (Abbildung 7A). Vor allem im Jahr 2014 schwankte die Gesamtabundanz jedoch zwischen den einzelnen Stationen stark, so dass statistisch keine Veränderung in diesem Parameter belegt werden konnte (t-Test: $p = 0,38$).

Im Gegensatz zur Gesamtabundanz blieb die Artenvielfalt der Infaunagemeinschaft der Amrumbank zwischen den Jahren 2011 und 2014 praktisch unverändert (Abbildung 7B). Entsprechend ergab auch die statistische Analyse keine signifikante Veränderung der Gesamtabundanz (t-Test: $p = 0,85$).

Trotz der nahezu identischen Artenvielfalt der Infauna in den beiden Untersuchungsjahren war die Shannon-Diversität im Jahr 2014 höher als im Jahr 2011 (Abbildung 7C). Dieser zeitliche Anstieg der Diversität war statistisch signifikant (t-Test: $p < 0,01$). Der Anstieg der Diversität wird durch die höhere Äquität der Infaunagemeinschaft im Jahr 2014 erklärt (Abbildung 7D). Diese stieg von 2011 bis 2014 signifikant um rund 35 % an (t-Test: $p < 0,01$).

Im Untersuchungsjahr 2014 war die Gesamtbiomasse der Infauna etwa halb so hoch wie 2011 (Abbildung 7E), was auch auf jahreszeitliche Schwankungen zurückzuführen sein könnte. Aus Gründen der Schiffsverfügbarkeit fanden die Feldarbeiten 2014 bereits im Februar statt, während im Jahr 2011 im Oktober beprobt wurde. Im Gegensatz zu 2011 wurde 2014 also die Winterpopulation erfasst. Die Variationen zwischen den Stationen waren jedoch aufgrund des vereinzelt Auftretens sehr großer Organismen wie dem Herz-Seeigel *Echinocardium cordatum* oder dem Gemeinen Seestern *Asterias rubens* sehr hoch. Dem entsprechend war der Unterschied statistisch nicht signifikant (t-Test: $p = 0,18$).

Derzeit werden geeignete Indizes für die Bewertung des Umweltzustandes des Benthos der Nordsee entwickelt. Zur Bewertung des Zustandes der Infauna der Amrumbank wurde hier testweise der AMBI-Index verwendet. Dieser wurde ursprünglich für die WRRL entwickelt und stellt einen Indikator für die organische Belastung dar, nicht jedoch für den mechanischen Stress, beispielsweise durch grundberührende Schleppnetzfischerei. Der AMBI-Index zeigte für die Infauna zwischen 2011 und 2014 im Durchschnitt nahezu konstante Werte (t-Test: $p = 0,56$) und deutet damit an, dass sich die Störungsintensität nicht geändert hat (Abbildung 7F). Dieses Gebiet unterliegt intensiver grundberührender Schleppnetzfischerei, die anhand des AMBI-Index jedoch nicht hinreichend abgebildet wird. Es muss daher davon ausgegangen werden, dass der tatsächliche Grad der Störung der Infaunagemeinschaft höher liegt als es der AMBI-Index ausdrückt. Von der Anwendung des AMBI-Index wird daher in den folgenden Kapiteln abgesehen.

Ähnlich wie bei der Analyse der gesamten Infauna ergab sich auch bei der Gegenüberstellung der häufigsten Arten aus den Jahren 2011 und 2014 weitgehende Übereinstimmung, zumindest in der

Frequenz (Tabelle 4). Die teilweise recht großen Schwankungen in der Abundanz, wie z.B. bei *Ophelia limacina*, *Spio gonocephala* und *Goniadella bobrezkii* werden jahreszeitlichen Effekten zugeschrieben, zumindest bis neue Daten einen eventuellen Trend aufzeigen.

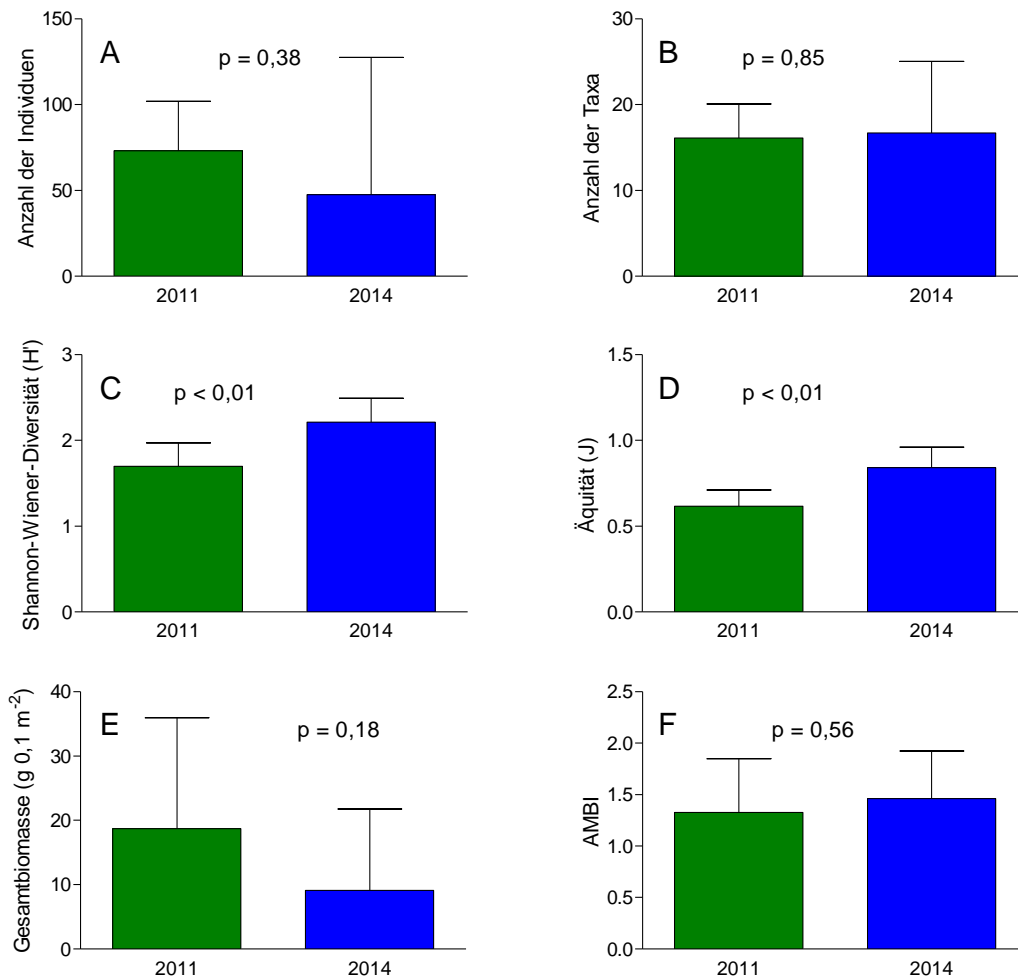


Abbildung 7: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) (A) Gesamtanzahl, (B) Artenzahl, (C) Shannon-Diversität, (D) Äquität, (E) Gesamtbiomasse und (F) AMBI-Index der Infaunagemeinschaft der Amrumbank in den Jahren 2011 und 2014. p-Werte geben die Ergebnisse der t-Tests wieder (2011: N = 9; 2014: N = 10)

Tabelle 4: Gegenüberstellung der häufigsten Infauna-Arten auf der Amrumbank zwischen den beiden Aufnahmen 2011 und 2014.

| Taxon | Charakterart | 2011 | | 2014 | |
|--------------------------------|--------------|----------|----------|----------|----------|
| | | Frequenz | Abundanz | Frequenz | Abundanz |
| <i>Ophelia limacina</i> | X | 100% | 635 | 100% | 83 |
| <i>Spio gonioccephala</i> | X | 100% | 237 | 70% | 19 |
| <i>Spiophanes bombyx</i> | | 66% | 227 | 50% | 471 |
| <i>Scoloplos armiger</i> | | 66% | 159 | 60% | 83 |
| <i>Goniadella bobrezkii</i> | X | 78% | 122 | 50% | 20 |
| <i>Aonides paucibranchiata</i> | X | 56% | 119 | 60% | 45 |
| <i>Ensis sp.</i> | | 78% | 68 | 30% | 20 |
| <i>Magelona johnstoni</i> | X | 56% | 53 | 60% | 127 |
| <i>Pisione remota</i> | X | 33% | 44 | 10% | 7 |
| <i>Orbinia sertulata</i> | X | 44% | 32 | 30% | 5 |
| <i>Eteone longa</i> | | 66% | 22 | 50% | 24 |
| <i>Nephtys caeca</i> | X | 78% | 21 | 70% | 23 |
| <i>Scolelepis bonnierii</i> | X | 56% | 7 | 30% | 6 |
| <i>Spisula sp.</i> | X | 56% | 6 | 70% | 18 |
| <i>Nephtys longosetosa</i> | X | 56% | 5 | 100% | 39 |
| <i>Lanice conchilega</i> | | 33% | 5 | 40% | 123 |
| <i>Tellina fabula</i> | | 11% | 10 | 30% | 27 |
| <i>Bathyporeia elegans</i> | X | 22% | 2 | 50% | 22 |

Epifauna

Wie auch für die Infauna deutet der nMDS-Plot der Epifauna-Daten eine leichte strukturelle Veränderung der Gemeinschaft von 2011 zu 2014 an (Abbildung 8). Die Stationen des Jahres 2014 finden sich im unteren Bereich des Plots, während die Stationen des Jahres 2011 im oberen Bereich des Plots zu finden sind. Die strukturelle Trennung der Gemeinschaften beider Jahre war für die Epifauna stärker ausgeprägt als für die Infauna (ANOSIM: $R = 0,588$), was möglicherweise auf die Verwendung von presence/absence-Daten zurückzuführen ist. Nach wie vor gibt es jedoch noch eine deutliche strukturelle Überlappung (gemeinsames Arteninventar) der Gemeinschaften beider Jahre. Die Trennung war statistisch dennoch signifikant (ANOSIM: $p < 0,01$).

Die Artenzahl der Epifauna auf der Amrumbank stieg von 2011 bis 2014 deutlich an (Abbildung 9). Im Durchschnitt war der Artenreichtum der Epifauna im Jahr 2014 um fast 50 % höher als im Jahr 2011. Dieser Anstieg war signifikant (t-Test: $p < 0,01$).

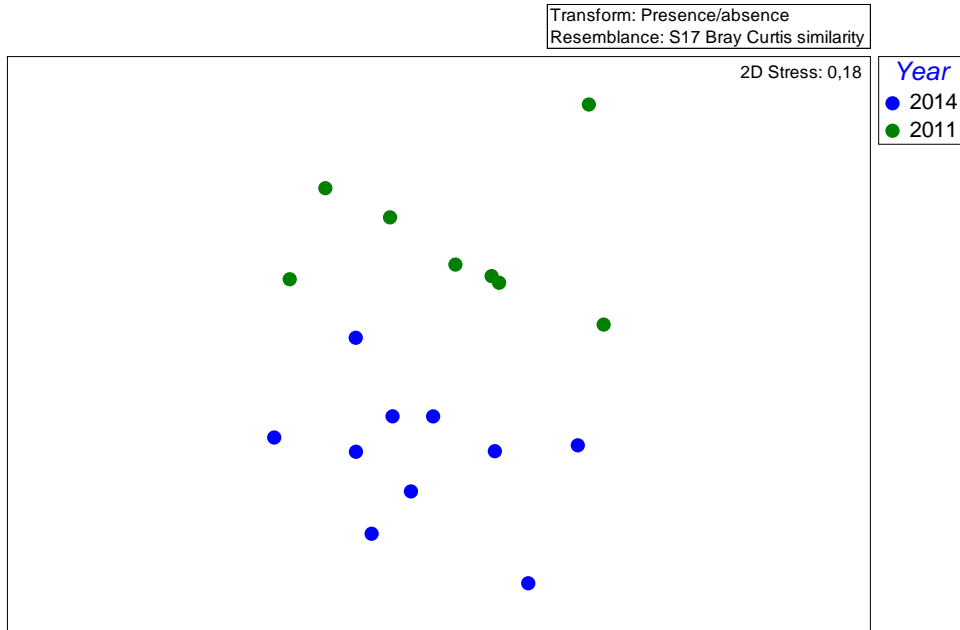


Abbildung 8: nMDS-Plot zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Sandbänke“ auf der Amrumbank in den Jahren 2011 und 2014.

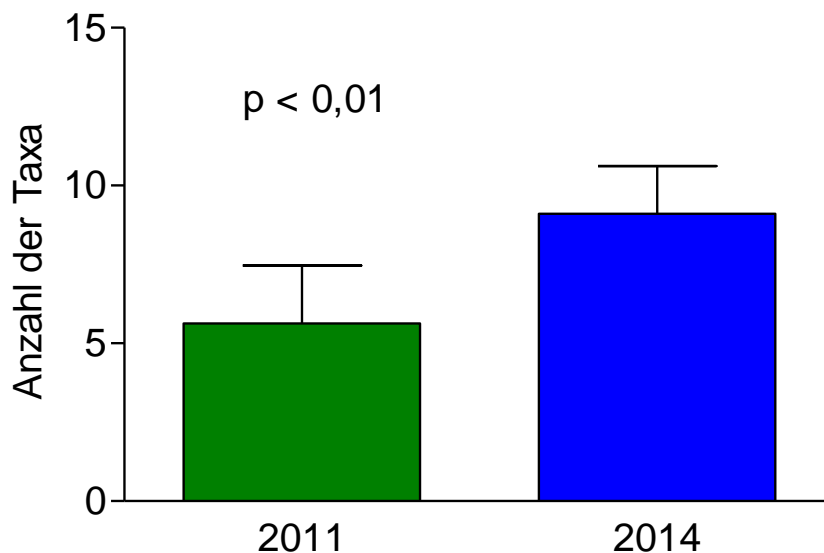


Abbildung 9: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Epifauna im FFH-Lebensraumtyp „Sandbänke“ auf der Amrumbank in den Jahren 2011 und 2014. Der p-Wert gibt das Ergebnis des t-Tests wider. (2011: N = 8; 2014: N = 10)

3.1.2 Kontinentale Region: Ostsee

In der deutschen AWZ der Ostsee wurden durch das BfN drei Sandbänke ausgewiesen: die Oderbank, die schluffarmen Sandflächen am Südhang des Adlergrunds und das Megarippelfeld im Schutzgebiet „Fehmarnbelt“. In allen drei Flächen wurde das Monitoring im Jahr 2009 aufgenommen. Das Monitoring-Konzept nach IOW (2009) sieht vor, jährlich in allen drei Flächen 3 bzw. 4 Dauerstationen zur Erfassung der interannuellen Variabilität aufzunehmen. Das Netz der Dauerstationen wurde in den vergangenen Jahren nur geringfügig angepasst. Eine Dauerstation wurde bereits 2010 vom Fehmarnbelt (von 4 auf 3) auf den Adlergrund (von 2 auf 3) verlegt, um der deutlich größeren Fläche dieser Sandbank Rechnung zu tragen. Auf der Oderbank musste die südlichste, flachste Station (OBS 01, Abbildung 10) ersetzt werden, da sie bei starkem Wellengang mehrfach nicht angefahren werden konnte. Sie wurde durch OBS 10 ersetzt.

Jede der drei Sandbänke wird zusätzlich einmal pro Berichtszeitraum mit 10 bzw. 15 (Oderbank) Stationen erfasst („Schwerpunktuntersuchung“). Bis 2012 erfolgte die Basisaufnahme mit einer ersten vollständigen Aufnahme aller drei Sandbänke. Im Jahr 2014 startete der zweite Turnus mit dem Megarippelfeld im Fehmarnbelt.

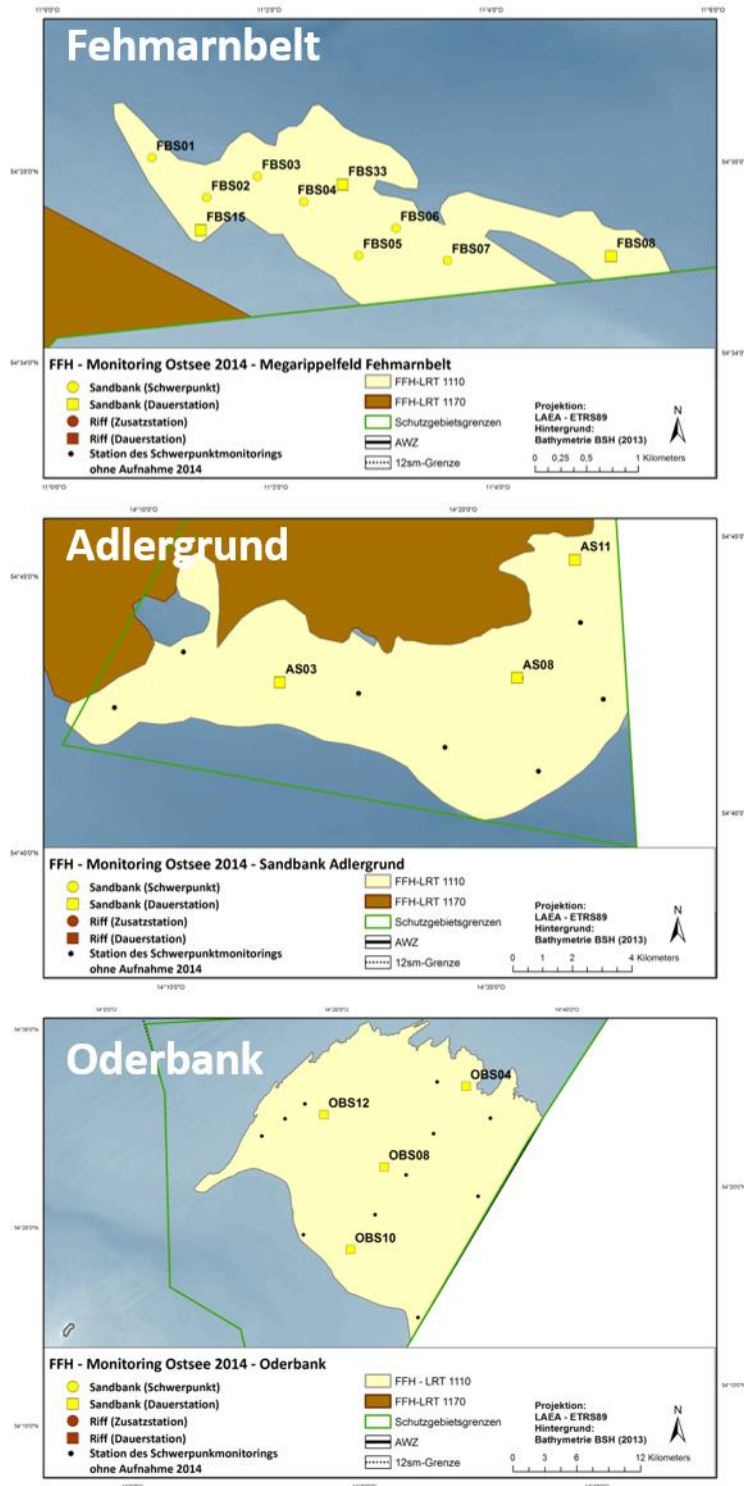


Abbildung 10: Stationsnetz Monitoring FFH-LRT 1110 „Sandbänke“ im Fehmarnbelt (oben), auf dem Adlergrund (Mitte) und der Oderbank (unten).

Oderbank

Die Oderbank ist die mit Abstand größte Sandbank in der deutschen AWZ der Ostsee und umfasst eine Fläche von 48 000 ha. Anders als die beiden anderen Sandbänke ist sie aufgrund ihrer Genese nicht mit Hartböden assoziiert. Homogene Feinsande prägen das Substrat. Aufgrund der geringen Wassertiefe wirken sich die Phytoplanktonblüten insbesondere im Frühjahr direkt auf den Meeresboden aus, wie es z.B. während der Untersuchungen 2014 der Fall war (Abbildung 11).

Die Gemeinschaft der Oderbank ist aufgrund des mittleren Salzgehalts von ca. 7 psu natürlicherweise artenarm (15-25 Arten pro Station), so dass Veränderungen in der Dominanzstruktur i.d.R. deutlich auf die Ergebnisse multivariater Analysen durchschlagen. Im vorherigen Untersuchungsjahr (2013) wurde eine leichte Verschiebung in der Dominanzstruktur der Gemeinschaft festgestellt (IOW & AWI 2014). Dies wurde zum einen auf die geringe Abundanz des Sandflohkrebses *Bathyporeia pilosa* zurückgeführt, vor allem aber auf einen Larvenfall der Sandklaffmuschel *Mya arenaria*, der zu einer deutlich höheren Abundanz und damit auch Dominanz dieser Art führte. Durch eine etwas höhere Dichte des Sandflohkrebses *B. pilosa* sowie einer etwas geringeren Abundanz der Sandklaffmuschel *M. arenaria* zeigt sich auf dem Abbild einer nMDS für die Untersuchungen aus dem Jahr 2014 eine leichte Rücktendenz der Gemeinschaft in Richtung der Untersuchungsjahre 2010-12 (Abbildung 12). Die Unterschiede in der Gemeinschaftsstruktur zwischen den Aufnahmen aus den Untersuchungsjahren 2009-14 liegen allerdings alle im Rahmen der natürlichen Variabilität. Eine grundlegende Veränderung der Artenzusammensetzung lag nicht vor. Auch die Zahl der im Mittel an den Monitoringstationen identifizierten Arten blieb nahezu konstant (Abbildung 17). Alle charakteristischen Arten (vgl. Tabelle 15 im Anhang) waren nahezu an allen Stationen präsent.

Eine deutlich ansteigende Tendenz zeigt sich dagegen bei der Biomasse auf der Oderbank (Abbildung 17). Mit dem Larvenfall der Sandklaffmuschel verdoppelte sich die Biomasse im Jahr 2013 im Vergleich zu den Vorjahren nahezu von 5,5-6 g afTM/m² auf 11,5 g afTM/m² und blieb im Jahr 2014 nahezu konstant. Ein Großteil der Biomasse entfiel auf die drei endobenthischen Muschelarten *Cerastoderma glaucum*, *Macoma balthica* und *Mya arenaria*. Driftende Miesmuschelklumpen spielten an den Monitoringstationen hinsichtlich der Biomasse eine untergeordnete Rolle.

Ebenfalls Veränderungen über die Zeit zeigten sich beim BQI, einem der Kandidaten für eine indikatorbasierte Bewertung der Sandbänke (Abbildung 18). Der BQI stieg von 2009 (Median 5,1) bis 2014 (Median 6,0) kontinuierlich an. Da die GES-Schwellen national und international noch nicht festgelegt sind, lassen sich daraus derzeit noch keine Aussagen zur Bewertung des Umweltzustands ableiten.

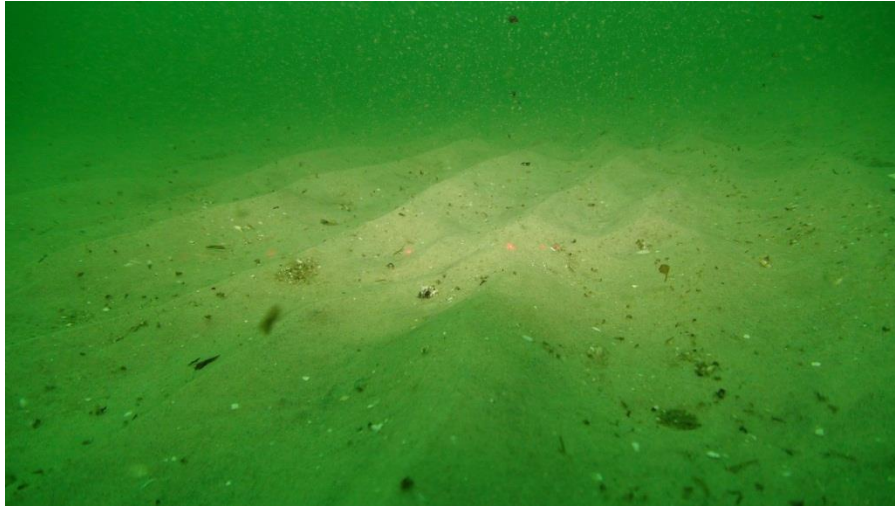


Abbildung 11: Homogene Feinsande prägen die Oderbank. Aufgrund der geringen Wassertiefen erreicht die Phytoplanktonblüte im Frühjahr direkt den Meeresboden

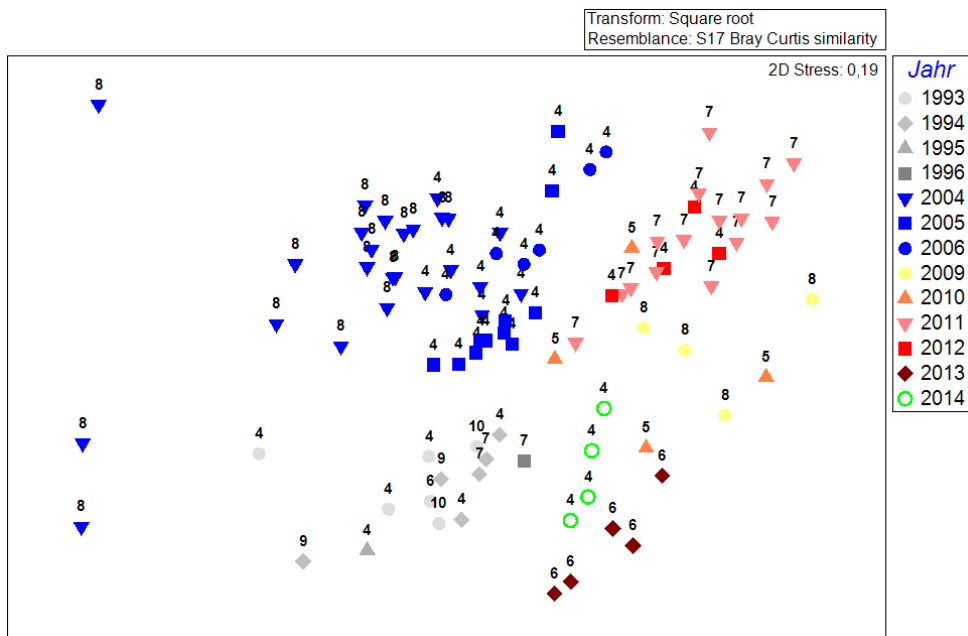


Abbildung 12: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, Quadratwurzeltransformation, Verlinkung über Gruppen-Mittelwert) für die Stationen der Oderbank aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-14 sowie älterer Daten.

Zahl über den Stationen: Monat der Beprobung

Adlergrund

Die Sandbank am Adlergrund umfasst eine Fläche von ca. 8 700 ha und schließt sich südlich an die Riffstrukturen im gleichnamigen Schutzgebiet an. Im nördlichen Teil wird die Sandbank-Gemeinschaft durch die auslaufenden Hartböden und deren Gemeinschaften durch teils hohe Dichten von Driftalgen und driftenden Miesmuschelkonglomeraten beeinflusst (Abbildung 13).

Die Sandbank-Gemeinschaft am Adlergrund ist aber auch aufgrund der größeren Spanne der abgedeckten Substrate (Feinsand bis Kies) sowie der unterschiedlichen Wassertiefen (12–22 m) deutlich variabler als auf den homogenen Feinsanden der Oderbank. Infolgedessen sind die räumlichen Unterschiede in der Gemeinschaftsstruktur anders als auf der Oderbank von vergleichbarer Dimension wie die interannuelle Variabilität, was im Abbild der nMDS deutlich wird (Abbildung 14). Insbesondere in den flachen, nördlichen Bereichen wird die Gemeinschaft von driftenden Miesmuscheln überprägt (z.B. AS 11: 2011). Die etwas tiefer gelegene Station zeichnet sich durch eine etwas höhere Artenvielfalt aus. In den dortigen Mittelsanden sind beispielsweise die Polychaeten-Arten *Streptosyllis websteri* und *Travisia forbesii* regelmäßig anzutreffen, die in den flacheren Bereichen trotz geeigneter Substrate weitgehend fehlen. Eine grundlegende Verschiebung des Arteninventars in den vergangenen Jahren lässt sich allerdings auch für diese Sandbank nicht erkennen. Die Biomasse auf dem Adlergrund ist in etwa um den Faktor fünf geringer als auf der Oderbank (Abbildung 17), zeigt aber ebenso wie die Artenzahl und der BQI (Abbildung 18) keinerlei zeitlichen Trend. Auch auf dieser Sandbank waren 2014 nahezu alle charakteristischen Arten an allen drei Monitoring-Stationen präsent.

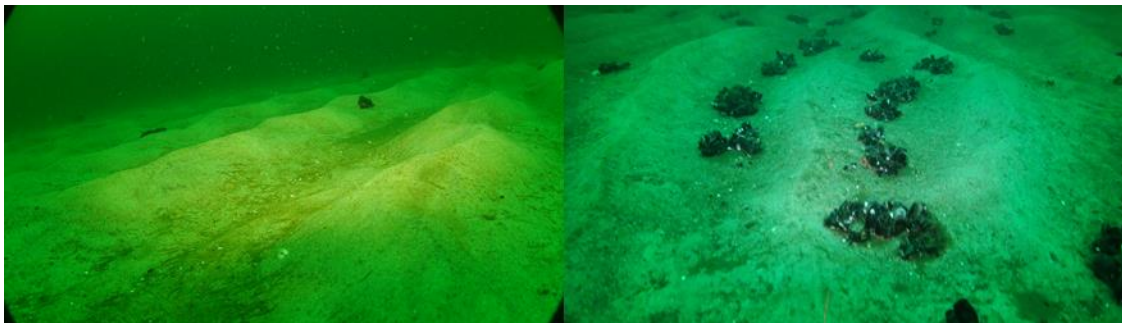


Abbildung 13: Die Sandbank am Adlergrund weist deutlich heterogener Substrate auf. Lokal wird die Gemeinschaft durch driftende Miesmuschelklumpen überprägt (rechts).

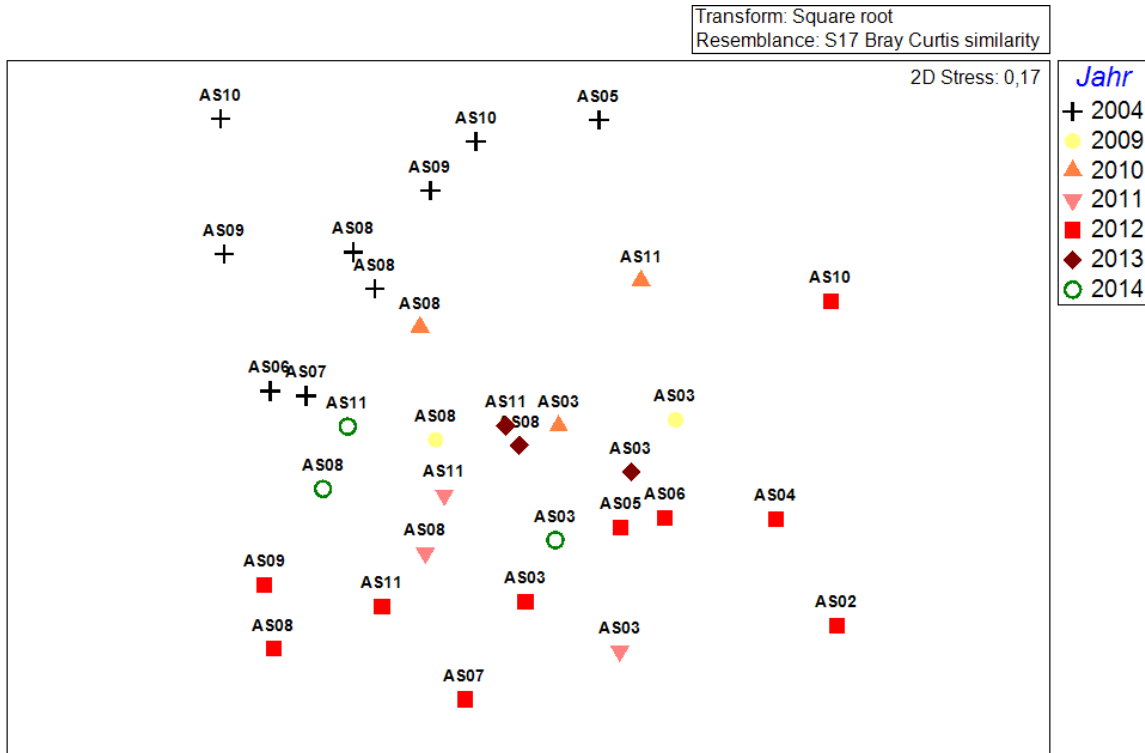


Abbildung 14: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, Quadratwurzeltransformation, Verlinkung über Gruppen-Mittelwert) für die Stationen von der Sandbank Adlergrund aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-14 sowie älterer Daten.

Fehmarnbelt (Megarippelfeld)

Die Sandbank im Fehmarnbelt ist mit 500 ha deutlich kleiner als die beiden östlichen Bänke und weist eine extrem hohe kleinräumige Variabilität auf. Unterschiedliche Sande wechseln sich auf den Rippelkämmen mit Kiesflächen ab, in den Tälern stehen lokal Geschiebemergel und kleine Steine an (Abbildung 15). Im Strömungslee der Megarippel sammeln sich örtlich Driftalgen oder *Arctica*-Schill an. Entsprechend variabel ist auch die kleinräumige Artenvielfalt und -zusammensetzung, was sich in den univariaten Parametern wie Artenzahl und Biomasse (Abbildung 17) und dem BQI (Abbildung 18) widerspiegelt. Lediglich die im äußersten Osten der Sandbank gelegene Station FBS 08 ist durch homogene Feinsande geprägt und weist daher eine konstant unterschiedliche Gemeinschaft zu der Mehrzahl der anderen Stationen auf (Abbildung 16).

Im Megarippelfeld Fehmarnbelt erfolgte im Jahr 2014 die zweite turnusmäßige Gesamtaufnahme im Rahmen des Monitorings des FFH-LRT „Sandbank“ (Erstaufnahme: 2010). Die Gemeinschaft im Fehmarnbelt unterschied sich im Jahr 2014 leicht von denen in den Untersuchungsjahren 2010 (erste vollständige Aufnahme), 2009 und 2011 (Abbildung 16). Zurückzuführen ist dies vor allem auf Unterschiede in der Häufigkeit von Begleitarten, darunter vielen der in IOW & AWI (2014) als charakteristisch eingestuften Taxa. Die dominanten, stetigen Arten wiesen dagegen eine deutlich geringere Variabilität auf. Mit wenigen Ausnahmen wurden sämtliche Arten, die 2010 an allen 10 Stationen gefunden wurden, auch 2014 in vergleichbarer Abundanz an allen Stationen nachgewiesen (Tabelle 5). Ausnahme davon war *Kurtiella bidentata*, die 2014 mit im Durchschnitt 812 Ind./m² eine deutlich höhere Besiedlungsdichte erreichte als vier Jahre zuvor (219 Ind./m²). Mit Ausnahme von *Ophelia limacina* kamen alle Charakterarten 2014 im Gebiet vor, wiesen aber teils erhebliche Unterschiede in der Bestandsdichte auf. Während *Chaetozone setosa*, *Eteone longa* und *Tanaissus lilljeborgi* deutlich seltener anzutreffen waren als 2010, waren *Gastrosaccus spinifer* und *Nephtys caeca* deutlich häufiger. Aber auch habitat-untypische Arten wie die Tangbeere *Dendrodoa grossularia* und die Bauchige Wattschnecke *Peringia ulvae* erreichten 2014 höhere Dichten. Während die Tangbeeren vor allem auf eingedrifteten Makroalgen und *Arctica*-Schalen siedeln, ist die Bauchige Wattschnecke vermutlich aus den flacheren Bereichen des Fehmarnbelts eingewandert. Eine grundlegende und dauerhafte Veränderung der Gemeinschaft ist anhand der Monitoringdaten derzeit jedoch nicht zu erkennen.



Abbildung 15: Die Substrate auf den Kämmen der 1-2 m hohen Megarippeln unterschieden sich deutlich von denen in den Tälern.

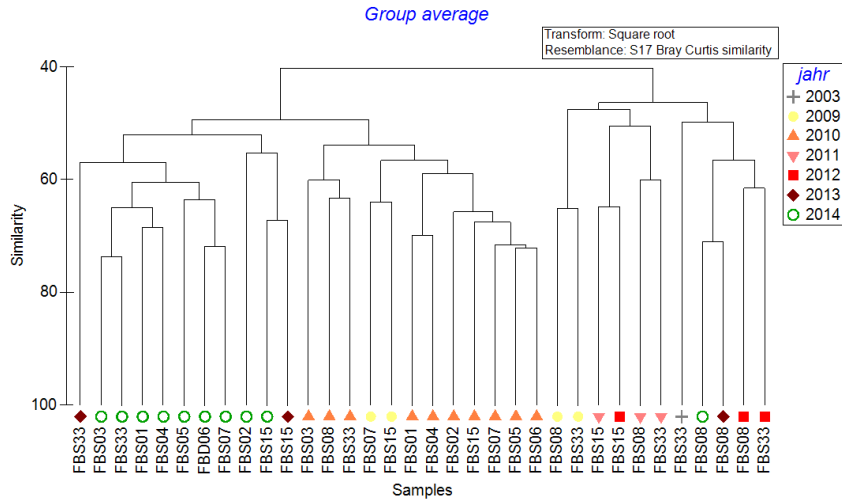


Abbildung 16: Dendrogram einer Clusteranalyse (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, Quadratwurzeltransformation, Verlinkung über Gruppen-Mittelwert) für die Stationen der Sandbank im Fehmarnbelt aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-14 sowie älterer Daten.

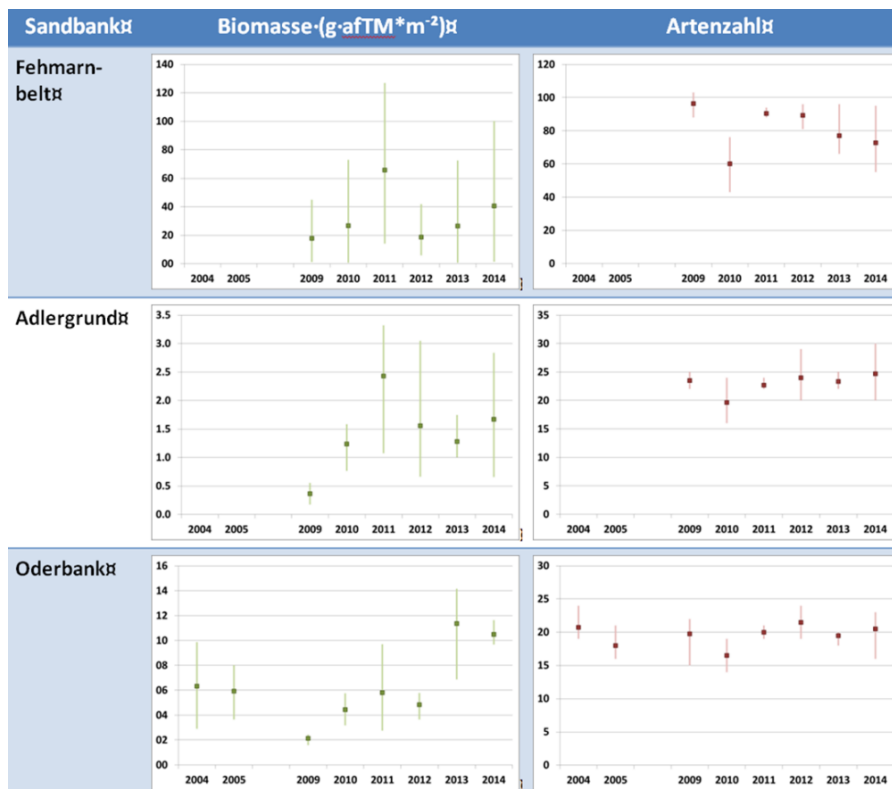


Abbildung 17: Interannuelle Variabilität der Gesamt-Biomasse (links) und Artenzahl (rechts) in den drei Ostsee-Sandbänken. Angegeben sind Maxima, Minima und Mittelwert für die Dauerstationen.

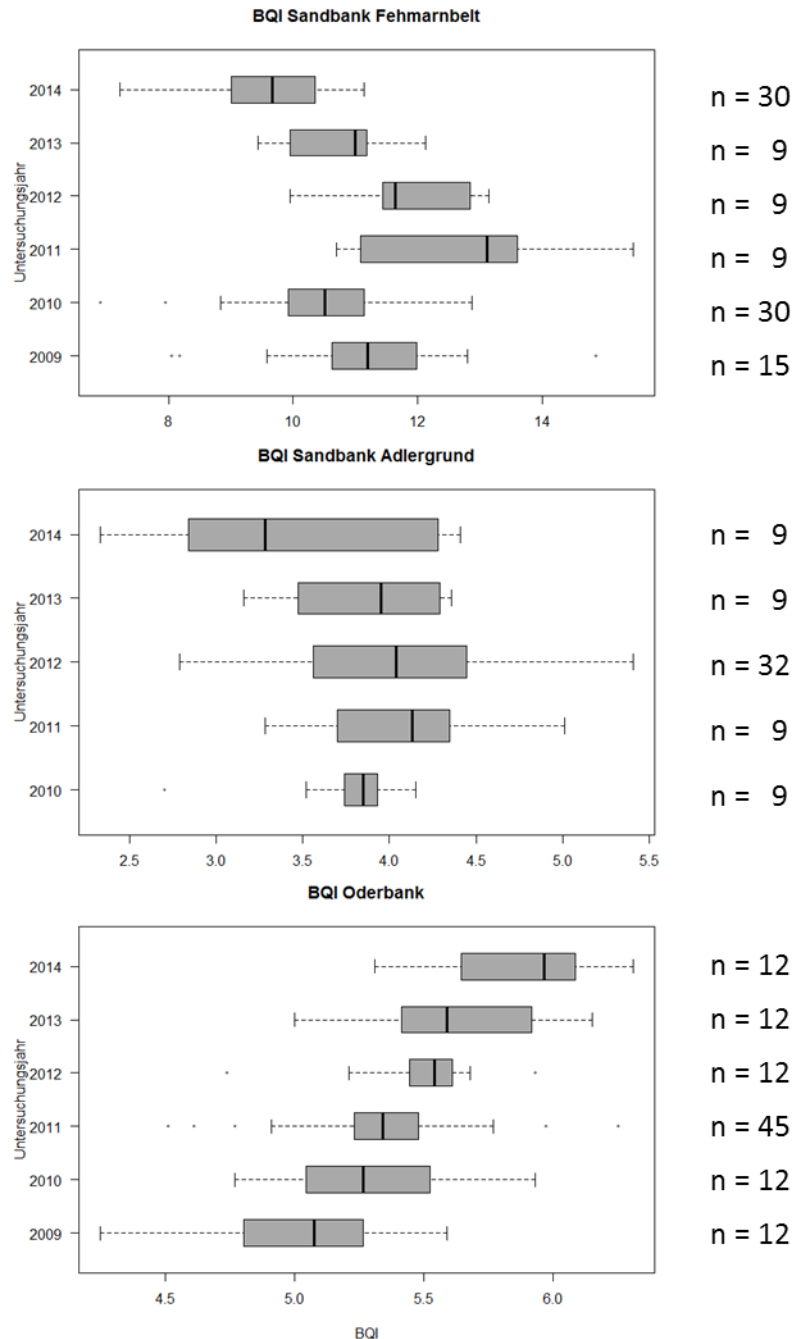


Abbildung 18: Boxplots des BQI (Box: 25% und 75%-Quartile mit Darstellung des Medians) auf den Sandbänken Fehmarnbelt (oben), Adlergrund (Mitte) und Oderbank (unten) mit Angabe zur Zahl der Hols im jeweiligen Untersuchungsjahr.

Tabelle 5: Gegenüberstellung der häufigsten Arten im Megarippelfeld Fehmarnbelt zwischen den ersten beiden vollständigen Aufnahmen in den Jahren 2010 und 2014.

| Taxon | Charakterart | 2010 | | 2014 | |
|------------------------------------|--------------|----------|----------|----------|----------|
| | | Frequenz | Abundanz | Frequenz | Abundanz |
| <i>Abra alba</i> | X | 80% | 26 | 50% | 106 |
| <i>Ampharete baltica</i> | | 70% | 3 | 100% | 33 |
| <i>Arctica islandica</i> | | 100% | 16 | 100% | 91 |
| <i>Aricidea</i> spp. | X | 40% | 12 | 40% | 35 |
| <i>Astarte borealis</i> | X | 90% | 12 | 70% | 18 |
| <i>Bathyporeia guilliamsoniana</i> | X | 50% | 3 | 40% | 3 |
| <i>Bylgides sarsi</i> | | 50% | 2 | 100% | 16 |
| <i>Chaetozone setosa</i> | X | 90% | 22 | 10% | < 1 |
| <i>Corbula gibba</i> | | 100% | 102 | 90% | 122 |
| <i>Crassikorophium crassicorne</i> | X | 90% | 8 | 70% | 17 |
| <i>Dendrodoa grossularia</i> | | 40% | 6 | 100% | 45 |
| <i>Dipolydora quadrilobata</i> | X | 30% | 3 | 60% | 8 |
| <i>Echinocyamus pusillus</i> | X | 60% | 5 | 30% | 1 |
| <i>Eteone longa</i> | X | 100% | 47 | 60% | 2 |
| <i>Parexogone hebes</i> | | 60% | 12 | 30% | 2 |
| <i>Exogone naidina</i> | X | 50% | 6 | 30% | 2 |
| <i>Gastrosaccus spinifer</i> | X | 30% | 1 | 90% | 86 |
| <i>Heteromastus filiformis</i> | | 60% | 12 | 80% | 17 |
| <i>Kurtiella bidentata</i> | X | 100% | 219 | 100% | 812 |
| <i>Mytilus edulis</i> | | 90% | 51 | 70% | 14 |
| <i>Nephtys caeca</i> | X | 90% | 9 | 100% | 25 |
| <i>Onoba semicostata</i> | | 30% | 2 | 90% | 8 |
| <i>Ophelia limacina</i> | X | 80% | 13 | 0% | 0 |
| <i>Ophelia rathkei</i> | X | 50% | 12 | 40% | 11 |
| <i>Ophiura albida</i> | | 10% | < 1 | 60% | 10 |
| <i>Parvicardium pinnulatum</i> | X | 100% | 20 | 90% | 20 |
| <i>Peringia ulvae</i> | | 20% | 1 | 80% | 69 |
| <i>Pholoe assimilis</i> | X | 30% | 2 | 60% | 5 |
| <i>Phoxocephalus holbolli</i> | X | 100% | 83 | 100% | 95 |
| <i>Polycirrus medusa</i> | X | 100% | 156 | 100% | 77 |
| <i>Pygospio elegans</i> | X | 90% | 11 | 70% | 32 |
| <i>Retusa truncatula</i> | | 20% | 1 | 80% | 13 |
| <i>Scoloplos armiger</i> | X | 100% | 109 | 100% | 122 |

| Taxon | Charakterart | 2010 | | 2014 | |
|------------------------------|--------------|----------|----------|----------|----------|
| | | Frequenz | Abundanz | Frequenz | Abundanz |
| <i>Spio gonocephala</i> | X | 100% | 97 | 100% | 57 |
| <i>Spisula subtruncata</i> | X | 0% | 0 | 10% | < 1 |
| <i>Tanaissus lilljeborgi</i> | X | 90% | 24 | 70% | 6 |
| <i>Thracia phaseolina</i> | X | 80% | 8 | 10% | < 1 |
| <i>Travisia forbesii</i> | X | 100% | 39 | 100% | 24 |
| <i>Tubificoides benedii</i> | | 70% | 65 | 60% | 24 |

3.2 1170 - Riffe

3.2.1 Atlantische Region: Nordsee

Für das Monitoring des Makrozoobenthos im FFH-Lebensraumtyp „Riffe“ wurde ebenfalls der Vorschlag von NEHLS et al. (2008) zugrunde gelegt, der für jede ausgewiesene Riffstruktur eine Beprobung von zwei Stationen vorsieht. Aufgrund der teilweise geringen räumlichen Ausdehnung der Riffstrukturen wurden diese jedoch, abweichend von NEHLS et al. (2008), mit jeweils nur einer Station belegt, die mit den oben beschriebenen Methoden beprobt wurde. Vor allem die Riffstrukturen des südwestlichen Bereiches des Sylter Außenriffs, wo die Steindichte relativ hoch ist, eignen sich für ein Monitoring. Die Existenz einiger ausgewiesener Riffstrukturen vor allem im Norden des FFH-Gebiets „Sylter Außenriff“ konnte aufgrund geringer Steindichte mit den bisherigen Untersuchungsmethoden nicht zuverlässig bestätigt werden (Abbildung 19). Es wird daher vorgeschlagen, diese Strukturen bei dem weiteren Monitoring solange nicht zu berücksichtigen, bis Riffstrukturen durch die Biotopkartierung in hinreichender Ausdehnung nachgewiesen werden.

Das aktuelle Monitoring sieht, abweichend von NEHLS et al. (2008), eine zweimalige Beprobung der Riffgebiete des Sylter Außenriffs und des Borkum Riffgrundes während einer Berichtsperiode vor. Aufgrund widriger Witterungsbedingungen erstreckte sich die erstmalige Aufnahme der Riffe im SAR über die Jahre 2011 bis 2013. Im Jahr 2014 wurde mit der zweiten Beprobung innerhalb des Berichtszeitraums begonnen (Abbildung 20). In diesem Jahr wurden acht Stationen in FFH-Gebiet „Sylter Außenriff“ beprobt. Weitere Stationen des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ in diesem Gebiet werden in den kommenden Jahren folgen.

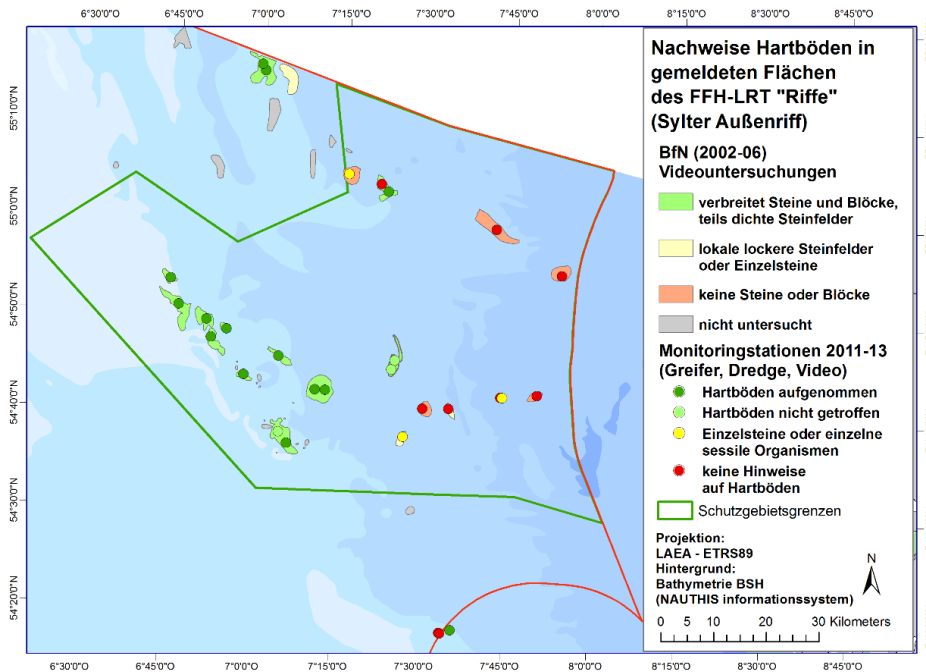


Abbildung 19: Untersuchungsstationen steiniger Riffstrukturen im FFH-Gebiet Sylter Außenriff

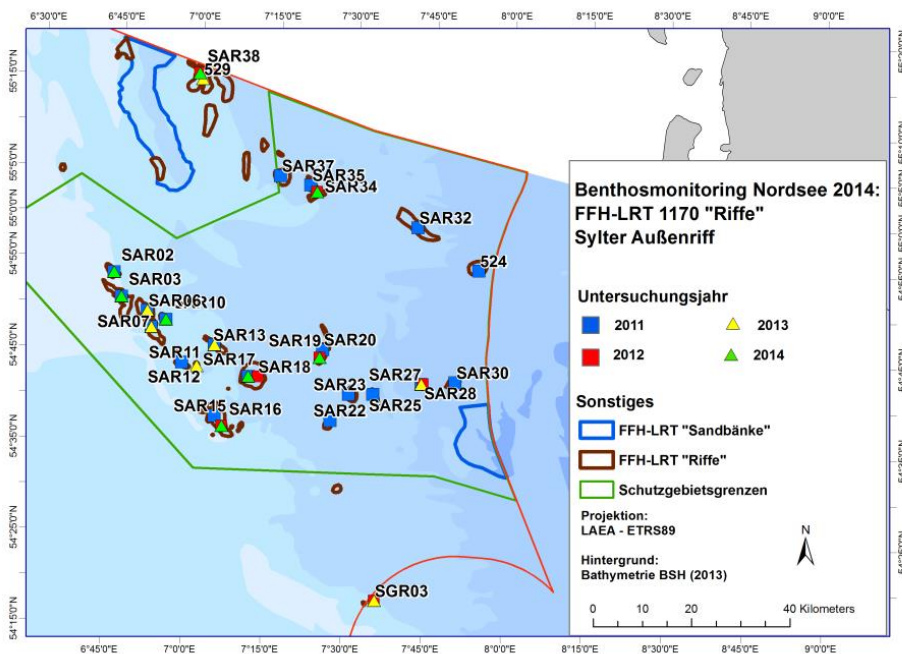


Abbildung 20: Stationen zur Beprobung des Makrozoobenthos im FFH-Lebensraumtyp „Riffe“ im Schutzgebiet „Sylter Außenriff“ und nahegelegenen Bereichen mit bekannten Riffstrukturen in den Jahren 2011 - 2014.

Infauna

Die Infaunagemeinschaften des Sylter Außenriffs zeigten in allen Jahren eine hohe Heterogenität, die sich im nMDS-Plot durch eine starke Streuung der Symbole zeigt (Abbildung 21). Diese Heterogenität wurde auch für das Jahr 2014 bestätigt. Ferner war keine eindeutige, gerichtete zeitliche Entwicklung der Infauna der Riffe des Sylter Außenriffs erkennbar. Es kann davon ausgegangen werden, dass diese ausgeprägte zeitliche und räumliche Heterogenität das Resultat der hohen kleinräumigen Variabilität der Infaunagemeinschaft ist, die wiederum die Folge des heterogenen Riffhabitats ist.

Der durch den nMDS-Plot vermittelte Eindruck der starken Heterogenität auch innerhalb der Jahre wird durch die Werte des ANOSIM-Tests zum Vergleich der Gemeinschaften bestätigt (Tabelle 6). Maximale R-Werte von ca. 0,3 weisen auf deutliche strukturelle Überlappungen hin. Die Maximalwerte wurden für den Vergleich der Jahre 2012 und 2013 mit 2014 ermittelt.

Hinsichtlich univariater Gemeinschaftsdeskriptoren der Infauna der Riffe des FFH-Gebiets Sylter Außenriff konnten zum Teil beträchtliche und statistisch signifikante Variationen zwischen den Jahren aufgezeigt werden. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass zwischen den Jahren auch zum Teil unterschiedliche Stationen beprobt wurden, so dass hier räumliche und zeitliche Effekte nicht voneinander getrennt werden können.

Die Gesamtabundanz der Infauna war 2012 am höchsten und betrug dort durchschnittlich rund 300 Ind./0,1 m² (Abbildung 22A). Am niedrigsten war die Gesamtabundanz in den Jahren 2011 und 2014. Die Schwankungen waren jedoch nur zwischen den Jahren 2011 und 2012 signifikant.

Die Artenvielfalt war 2013 höher als in den übrigen Jahren (Abbildung 22B). Von 2011 bis 2013 stieg im FFH-Gebiet Sylter Außenriff die Artenvielfalt von durchschnittlich rund 40 Taxa auf rund 60 Taxa an, fiel aber 2014 auf das Niveau von 2011 zurück.

Die Gesamtbiomasse der Infauna schwankte selbst innerhalb der Jahre erheblich, so dass aufgrund der starken Variabilität keine statistisch signifikanten Unterschiede belegt werden konnten (Abbildung 22C). Die höchste durchschnittliche Gesamtbiomasse wurde im Jahr 2012 gemessen, während die durchschnittliche Gesamtbiomasse der Infauna im FFH-Gebiet Sylter Außenriff im Jahr 2013 am geringsten war.

Die Variation der Shannon-Diversität (Abbildung 22D) wie auch die Äquität (Abbildung 22E) der Infauna war zwischen den Jahren statistisch nicht signifikant.

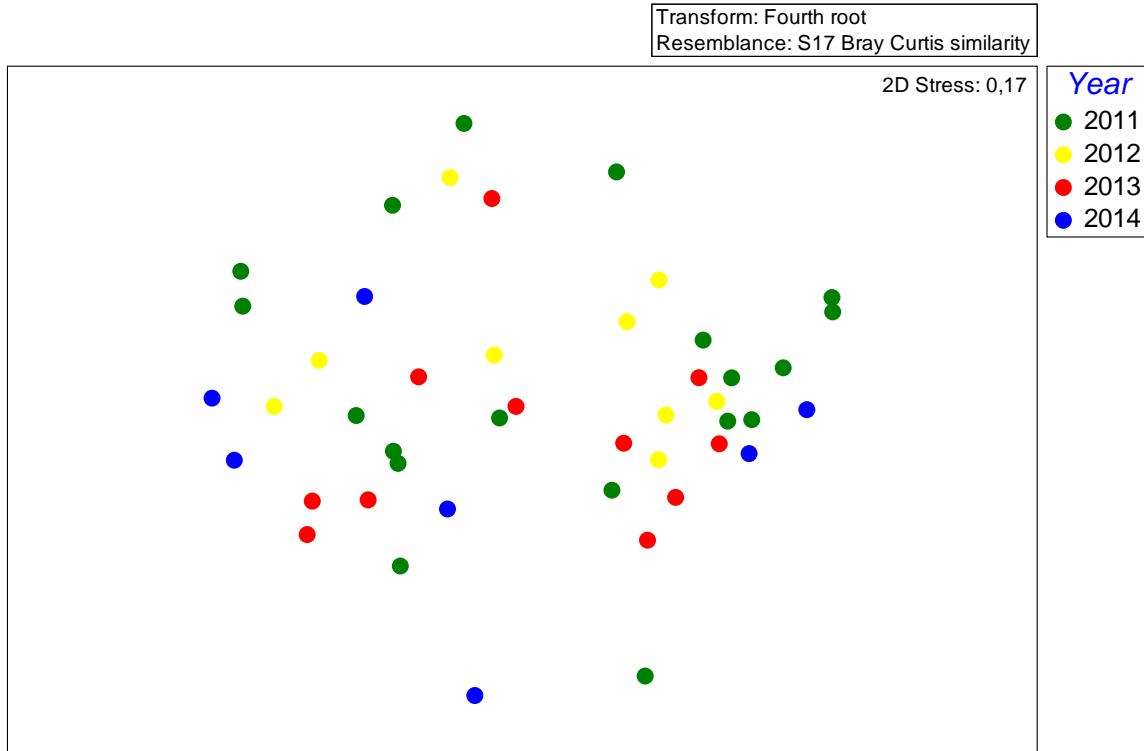


Abbildung 21: nMDS-Plot zum Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ im Sylter Außenriff 2011-2014.

Tabelle 6: R-Werte der ANOSIM zum Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ im Sylter Außenriff in den Jahren 2011 bis 2014.

| Pairwise Tests | | |
|----------------|----------------|-------------------------|
| Groups | R Statistic | Significance Level % |
| 2011, 2012 | 0,022 | 32,5 |
| 2011, 2013 | 0,089 | 9,5 |
| 2011, 2014 | 0,145 | 4,6 |
| 2012, 2013 | 0,123 | 6,4 |
| 2012, 2014 | 0,301 | 1,9 |
| 2013, 2014 | 0,307 | 0,7 |

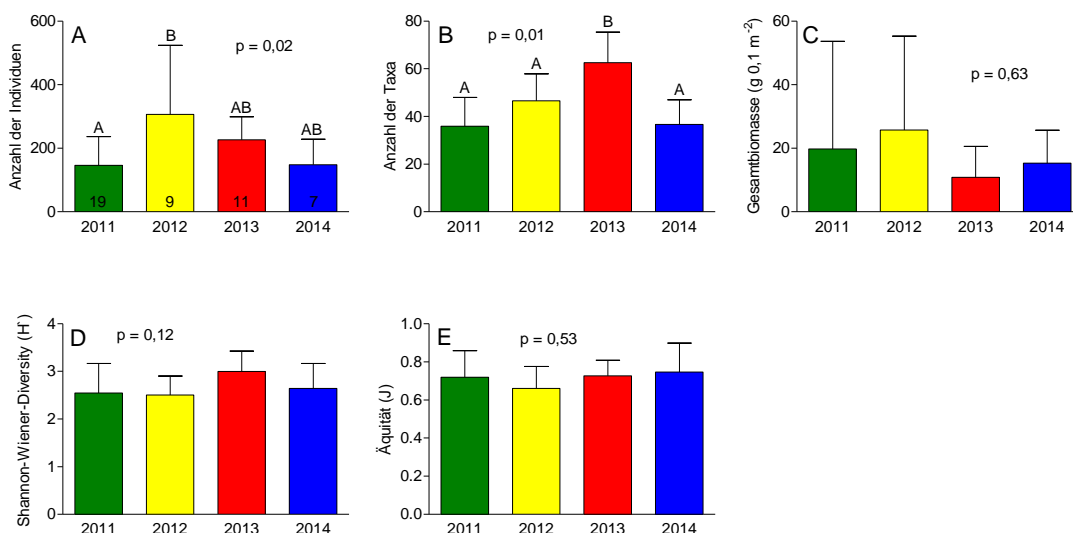


Abbildung 22: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) (A) Gesamtabundanz, (B) Artenzahl, (C) Gesamtbiomasse, (D) Shannon-Diversität und (E) Äquität der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2014. Gemeinschaften mit signifikanten unterschiedlichen Artenzahlen sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Die Anzahl der Stationen ist in den Balken von (A) angegeben.

Epifauna – Dredge

Wie für die Infauna zeigt der nMDS-Plot auch für die Epifauna eine große Streuung der Proben aus den einzelnen Jahren und damit eine große Heterogenität selbst innerhalb der Untersuchungsjahre (Abbildung 23). Die Proben der Epifauna der einzelnen Jahre gruppierten deutlicher zusammen als für die Infauna, was aber auch darauf zurück zu führen sein könnte, dass hier mit presence/absence-Daten gearbeitet wurde und nicht quantitativ wie bei der Infauna. Dabei scheinen sich die Proben des Jahres 2014 von den Proben der Jahre 2012 und 2013 abzusetzen.

Dies wurde auch durch die R-Werte der ANOSIM zum Vergleich der Infaunagemeinschaften bestätigt (Tabelle 7). Diese waren für den Vergleich der Jahre 2012 und 2013 mit dem Jahr 2014 jeweils am höchsten. Dennoch weisen R-Werte von maximal 0,462 immer noch auf eine deutliche strukturelle Überlappung zwischen den Gemeinschaften der unterschiedlichen Untersuchungsjahre hin. Diese ist zum Teil auch der hohen kleinräumigen Variabilität in dem komplexen Lebensraum der Riffe geschuldet.

Die Artenvielfalt der Epifauna stieg im Gebiet des Sylter Außenriffs von 2011 bis 2013 an und fiel 2014 auf das Niveau von 2011 zurück, so dass ab 2012 bis 2013 eine signifikant höhere Anzahl an Taxa gezählt wurde (Abbildung 24). Da die Probenahme 2014 im Februar stattgefunden hat, können jahreszeitlich bedingte Effekte nicht ausgeschlossen werden.

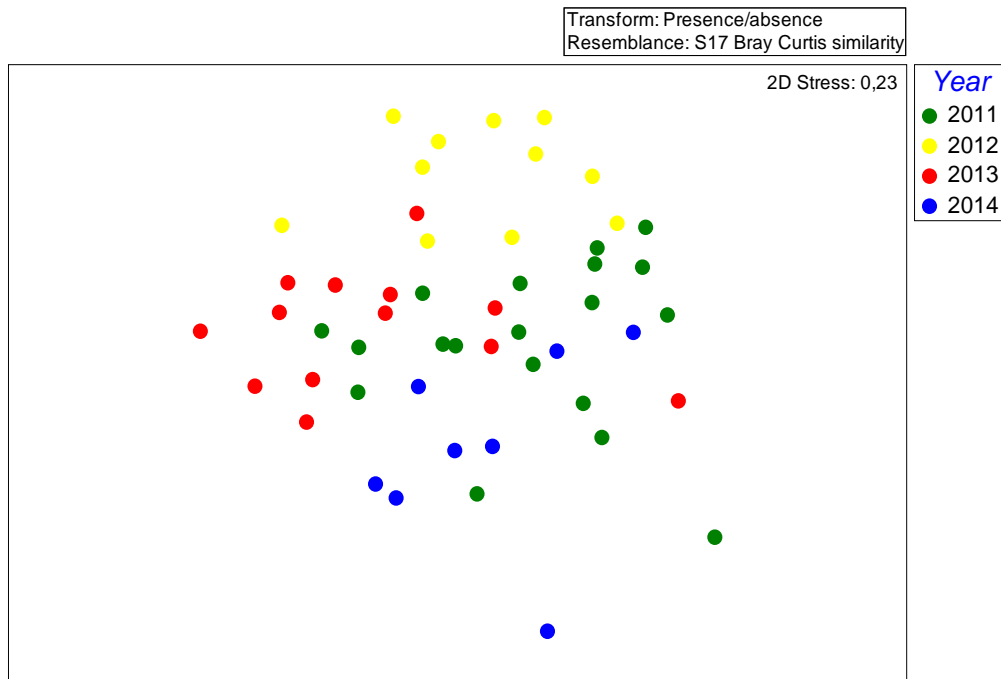


Abbildung 23: nMDS-Plot zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ im Sylter Außenriff 2011 bis 2014.

Tabelle 7: R-Werte der ANOSIM zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ im Sylter Außenriff in den Jahren 2011 bis 2014.

| Pairwise Tests | | |
|----------------|----------------|-------------------------|
| Years | R Statistic | Significance Level % |
| 2011, 2012 | 0,346 | 0,1 |
| 2011, 2013 | 0,331 | 0,1 |
| 2011, 2014 | 0,253 | 0,8 |
| 2012, 2013 | 0,387 | 0,1 |
| 2012, 2014 | 0,462 | 0,1 |
| 2013, 2014 | 0,349 | 0,2 |

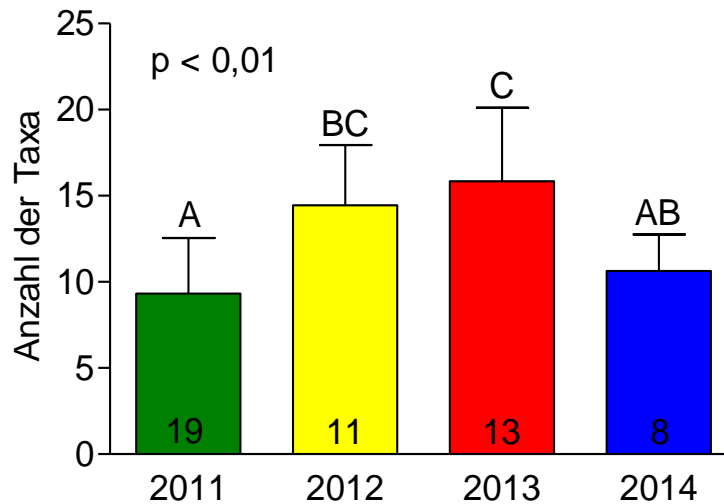


Abbildung 24: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Epifauna im FFH-Lebensraumtyp „Riffe“ im Sylter Außenriff in den Jahren 2011 bis 2014. Die Anzahl der Stationen ist jeweils in den Balken angegeben.

Mega-Epifauna – Video

Die Videos der südlichsten Riffstationen des südwestlichen Bereichs des Sylter Außenriffs zeigten Sandrippel, häufig mit Kies in den Rippeltälern. Die Epifauna beschränkte hier sich auf einige Seesterne (*Asterias rubens*), Einsiedlerkrebse (*Pagurus bernhardus*) und, im Falle von SAR16, einen kleinen Stein mit einer Seenelke (*Metridium senile*). Im Norden des südwestlichen Bereichs wurden die Stationen SAR02, SAR03 und SAR10 beprobt. An den letzten beiden wurden Riffstrukturen mit reichem Bewuchs gefunden (*Hydrozoen*, *Asciidiella aspersa*, *Alcyonium digitatum*, *Metridium senile*), eingebettet in heterogene Sedimente. Wie in vorangegangenen Jahren wurden auch Seeigel der Art *Echinus esculentus* angetroffen. Auf der Station SAR02 konnten die Riffstrukturen mit den zur Verfügung stehenden Methoden nicht bestätigt werden. Die beiden nördlichsten Stationen SAR34 und SAR38 konnten wegen des extrem hohen Anteils an Fluff und Schnee in der Wassersäule nur eingeschränkt ausgewertet werden. Einige dichtere Ansammlungen von *Chaetopterus*-Röhren, die 2012 zum ersten Mal an der Station SAR38 gesehen worden waren, konnten erneut dokumentiert werden.

Zusammenfassend waren sowohl die Infauna als auch die Epifauna durch hohe zeitliche und räumliche Variabilität charakterisiert. Dennoch traten die Charakterarten für den LRT „Riffe“ regelmäßig auf (Tabelle 8).

Tabelle 8: Gegenüberstellung der Charakterarten für den LRT „Riffe“ im Sylter Außenriff und Störtebekergrund zwischen 2011 und 2014.

| Jahr | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 |
|----------------------------------|------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|------------------|
| Anzahl Stationen | 19 | 18 | 15 | 8 |
| Gebiet | Sylter Außenriff | Sylter Außenriff Störtebekergrund | Sylter Außenriff Störtebekergrund | Sylter Außenriff |
| <i>Alcyonium digitatum</i> | X | X | X | X |
| <i>Aonides paucibranchiata</i> | X | X | X | X |
| <i>Ascidella scabra</i> | X | X | X | X |
| <i>Asterias rubens</i> | X | X | X | X |
| <i>Branchiostoma lanceolatum</i> | X | X | X | X |
| <i>Cancer pagurus</i> | X | X | X | X |
| <i>Ciona intestinalis</i> | | | | X |
| <i>Echinocyamus pusillus</i> | X | X | X | X |
| <i>Echinus esculentus</i> | X | X | X | X |
| <i>Electra pilosa</i> | X | | X | |
| <i>Flustra foliacea</i> | X | X | X | X |
| <i>Galathea intermedia</i> | X | X | X | X |
| <i>Glycera lapidum</i> | X | X | X | X |
| <i>Goniadella bobrezkii</i> | X | X | X | X |
| <i>Goodallia triangularis</i> | X | | | |
| <i>Lanice conchilega</i> | X | X | X | X |
| <i>Metridium senile</i> | X | X | X | X |
| <i>Nephtys caeca</i> | X | X | X | X |
| <i>Nephtys longosetosa</i> | X | X | X | X |
| <i>Ophiothrix fragilis</i> | X | | X | X |
| <i>Orbinia sertulata</i> | X | | X | X |
| <i>Pisone remota</i> | X | X | X | X |
| <i>Polygordius</i> sp. | X | X | X | X |
| <i>Pomatoceros triqueter</i> | X | X | X | |

| Jahr | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 |
|-----------------------------------|------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|------------------|
| Anzahl Stationen | 19 | 18 | 15 | 8 |
| Gebiet | Sylter Außenriff | Sylter Außenriff Störtebekergrund | Sylter Außenriff Störtebekergrund | Sylter Außenriff |
| <i>Protodorvillea kefersteini</i> | X | X | X | X |
| <i>Sertularia cupressina</i> | X | X | X | |
| <i>Spisula solida</i> | X | X | X | X |
| <i>Tellina tenuis</i> | X | X | | X |
| <i>Thracia aff. villosiuscula</i> | X | X | X | X |

3.2.2 Kontinentale Region: Ostsee

Anders als in der Nordsee gibt es in der Ostsee neben zahlreichen kleinen auch mehrere große Riffflächen. Die größte zusammenhängende Rifffläche in der deutschen AWZ bildet der Adlergrund, der zum Teil durch die Schutzgebiete „Adlergrund“ und „Westliche Rönnebank“ erfasst wird. Im Bereich der Kieler Bucht wurden zwei, im Fehmarnbelt drei und in der Kadetrinne fünf Flächen ausgewiesen, die dem Monitoring unterliegen. Der Kriegers Flak ist derzeit nicht in das Monitoring integriert.

Ähnlich wie auf den Sandbänken werden auch für die Riffe in der Ostsee ausgewählte Stationen in den Bereichen westliche Riffe (Kieler Bucht und Fehmarnbelt), Kadetrinne und Adlergrund jährlich untersucht. Die schwerpunktmäßige Aufnahme der drei Bereiche ist bislang ein Mal pro Berichtszeitraum vorgesehen (Fehmarnbelt: 2013, Kadetrinne: 2015, Adlergrund: 2017).

Das derzeitige Monitoringkonzept bewertet neben dem Arteninventar der Hartböden vor allem die Gemeinschaften der assoziierten Sande und Kiese. Die Epifauna der anliegenden Hartsubstrate wird mit den angewendeten Methoden nicht quantitativ erfasst. Das charakteristische Arteninventar der Hartböden wird dagegen durch die Kombination aus Greifer, Dredge und Video qualitativ nahezu vollständig aufgenommen. Makroalgen werden im Monitoring erfasst, fließen aber derzeit noch nicht in die Bewertung ein. Eine Überarbeitung sowohl der Probenahmemethodik als auch der Bewertungsverfahren erfolgt derzeit in Abstimmung mit der Fach-AG „Benthos“ des BLMP.

Keine der untersuchten Flächen erreichte im Berichtszeitraum 2007-12 einen guten ökologischen Zustand (IOW & AWI 2012a). Drei der Teilflächen in der Kadetrinne wurden mit „U2 – ungünstig, schlecht“ bewertet, alle anderen Riffflächen erhielten das Prädikat „U1 - ungünstig, unzureichend“. Hauptursache für den Zustand sind vor allem die Verschlickung der tiefer gelegenen

Riffe und der eutrophierungsbedingte Rückgang der photischen Zone mit dem damit verbundenen Rückzug der Vegetationszonen in den flacheren Bereichen.

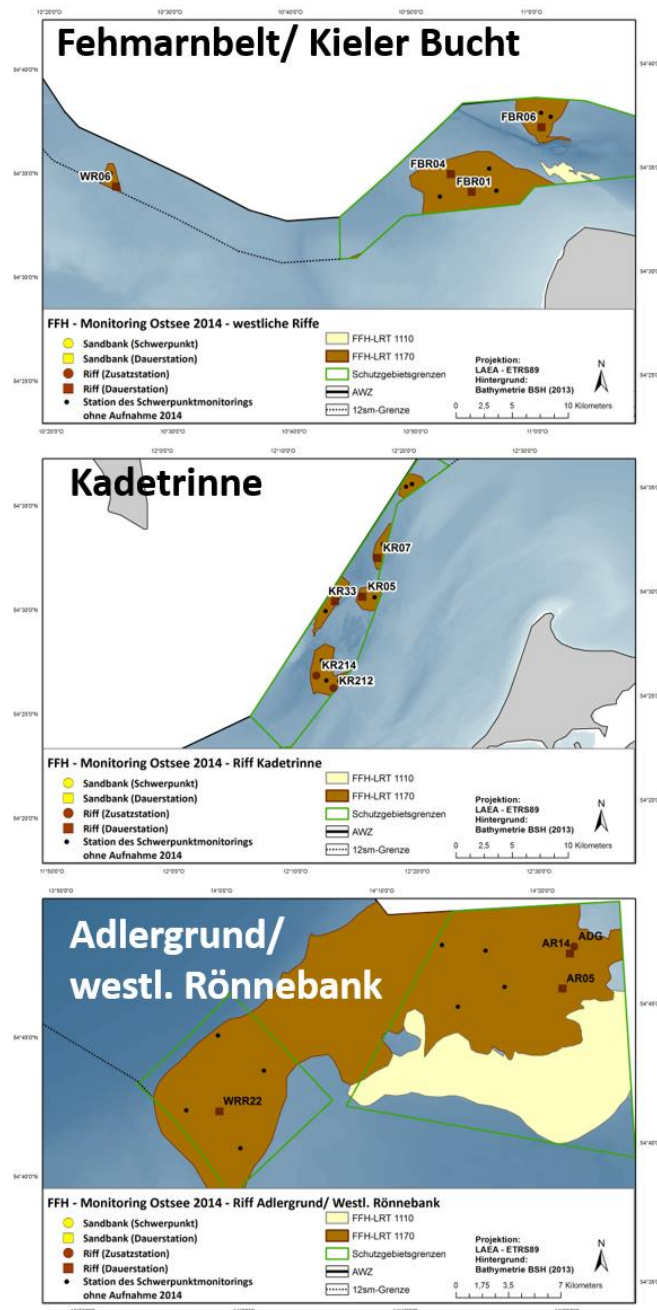


Abbildung 25: Stationsnetz Monitoring FFH-LRT 1170 „Riffe“ in der westlichen Ostsee (oben), Kadetrinne (Mitte) und im Bereich Adlergrund/westliche Rönnebank (unten).

Adlergrund/ Westliche Rönnebank

Die Hartbodengebiete im Bereich Adlergrund/ Westliche Rönnebank stellen die größten und geologisch abwechslungsreichsten Riffgebiete in der deutschen AWZ der Ostsee dar. Dichte glaziale Blockwälle wechseln sich mit anstehenden Geschiebemergel-Rippen und schlecht sortierten Restsedimenten ab. Die Hartböden decken einen Tiefenbereich von 6-35 m ab. Die dichtesten und abwechslungsreichsten Riffstrukturen sind im Schutzgebiet „Adlergrund“ zu finden. Dafür sind im Schutzgebiet „westliche Rönnebank“ aufgrund der räumlichen Nähe zur Salzgehaltssprungschicht häufiger Tiefenwasserarten anzutreffen.

Im Schutzgebiet „Adlergrund“ wurden im Jahr 2014 vier Stationen (2 Monitoring-, 2 Zusatzstationen) und im Schutzgebiet „Westliche Rönnebank“ 1 Station mit dem klassischen Probenahmedesign (Greifer, Dredge, Video) aufgenommen. Hinzu kamen tauchergestützte Untersuchungen an drei der Stationen im Schutzgebiet „Adlergrund“.

Die Hartbodengemeinschaft am Adlergrund und im Schutzgebiet Westliche Rönnebank ist aufgrund des konstant niedrigen Salzgehaltes trotz des unregelmäßigen Einflusses des Tiefenwassers auf die unteren Hanglagen artenarm. Im Mittel werden 25-30 Makrozoobenthosarten pro Station identifiziert (Abbildung 29). Dominiert wird die Gemeinschaft in allen untersuchten Tiefen von Miesmuscheln (*Mytilus* spp.) und deren Begleitfauna (zumeist Amphipoden und Asseln). In flacheren Bereichen kommen fädige, meist einjährige Braun- und Rotalgen hinzu, die die Miesmuscheln saisonal teils vollständig bedecken (Abbildung 26). Lokal treten Gabeltang (*Furcellaria lumbicalis*) und an den flachsten Stellen Säge tang (*Fucus serratus*) auf. Insgesamt wurden in den vergangenen zwei Jahren 11 Makrophyten-Taxa identifiziert (Tabelle 9). Zustand und Ausdehnung der *Fucus*-Bestände auf den Flachgründen werden noch nicht systematisch erfasst. Das Arteninventar der Algen-Begleitfauna unterscheidet sich nur wenig von dem der Miesmuschel-Begleitfauna. Die beiden Flohkrebs-Arten *Calliopius laeviusculus* und *Ampithoe rubricata* sowie die Kahnschnecke *Theodoxus fluviatilis* gehören zu den wenigen Arten, die vorwiegend auf den mehrjährigen Algen vorkommen.

Das charakteristische Arteninventar war in beiden Schutzgebieten vollständig vorhanden und wurde auch an den einzelnen Stationen nahezu vollständig angetroffen. Größere Veränderungen in der Besiedlungsstruktur zu den Vorjahren waren nicht zu erkennen.

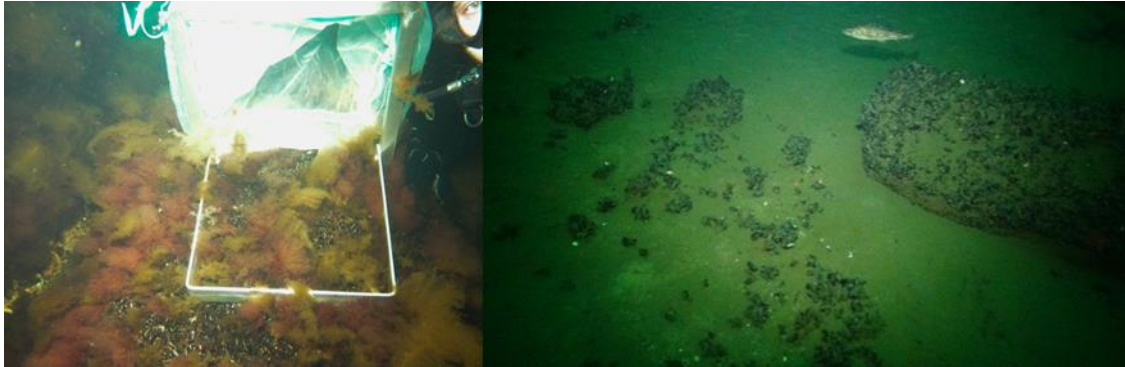


Abbildung 26: Miesmuscheln dominieren die epibenthische Gemeinschaft am Adlergrund (links) und im Schutzgebiet Westliche Rönnebank (rechts).

Kadetrinne

Das Schutzgebiet „Kadetrinne“ umfasst die seeseitigen Ausläufer der Schorre und das Rinnensystem, durch das ein Großteil des Wasseraustauschs zwischen Nord- und Ostsee erfolgt. Die Bodentopographie ist daher durch steile Hänge und schmale Rinnen geprägt. Auf der Schorre und in oberen Hanglagen prägen aufgrund der starken Strömungen glaziale Restsedimente und Geschiebemergel den Meeresboden in den ausgewiesenen Riffflächen. Stellenweise erreichen Blöcke und Steine große Dichten. Dazwischen befinden sich aber auch immer wieder größere Sandlinsen ohne Hartböden. In den unteren Hanglagen ragen aufgrund der höheren Sedimentationsrate zumeist nur noch große Blöcke in geringer Dichte aus dem Untergrund. Es überwiegen schlackige Substrate von zumeist geringer Mächtigkeit. Insgesamt umfassen die ausgewiesenen Riffflächen eine Fläche von rund 2 300 ha.

In der Kadetrinne wurden die Gemeinschaften an 5 Stationen (3 Monitoring- und 2 Zusatzstationen) mit van Veen-Greifer, Dredge und optischen Methoden untersucht. Insgesamt wurden 107 Makrozoobenthos-Taxa identifiziert. Davon waren 26 sessile epibenthische Arten wie Schwämme, Polypen, Seeanemonen und Miesmuscheln. Weitere 20 Arten zählten zu den hartbodengebundenen, mobilen Arten (Asseln, Nacktschnecken u.a.). Die restlichen Arten waren entweder typische Bewohner des zwischen den Steinen befindlichen Weichbodens oder indifferente mobile epibenthische Arten (z.B. Strandkrabben, Seesterne). Mit mittleren 60 identifizierten Taxa pro Station war die Artenvielfalt an den drei Monitoringstationen deutlich höher als im Bereich Adlergrund und höher als in den Vorjahren (Abbildung 32). Dieser scheinbar positive Trend wird jedoch durch den häufigen Wechsel der Monitoringstationen in den ersten Jahren relativiert. Ausgehend vom Untersuchungskonzept nach NEHLS et al. (2008) wurden 2009 drei Stationen für eine erste Auf-

nahme ausgewählt. Aufgrund der damals noch fehlenden Kenntnisse zur genauen Lage der Hartböden wurden die Riffstrukturen sowohl 2009 als auch in den beiden Folgejahren an verschiedenen Stationen verfehlt und der deutlich artenärmere umliegende Sand- bzw. Schlickboden beprobt. Erst nach einer umfassenden Aufnahme der benthischen Gemeinschaften im Schutzgebiet „Kadetrinne“ im Jahr 2012 wurde das aktuell gültige Stationsnetz festgelegt (IOW & AWI 2013).

Ergänzt wird die Liste der sessilen Arten um Makroalgen, die erstmals aufgenommen wurden. Insgesamt sieben Taxa wurden im Schutzgebiet identifiziert, darunter der Zuckertang *Saccharina latissima*, der Blutrote Meerampfer *Delesseria sanguinea* und der Gabeltang *Furcellaria lumbri-calis* (Tabelle 9). Insgesamt blieb der Bedeckungsgrad mit Makrophyten aber selbst in den flachen Bereichen (15-16 m) gering. Dort dominierten Miesmuscheln die epibenthische Gemeinschaft auf anstehendem Geschiebemergelrücken, Steinen und Blöcken. Ihre Siedlungsdichte wurde jedoch durch eine Vielzahl von Seesternen begrenzt (Abbildung 27), so dass die mittlere Biomasse an den Monitoringstationen der Kadetrinne geringer war als im Vorjahr. In größeren Tiefen (> 18 m) sind Makrophyten und Miesmuscheln zunächst nur noch sporadisch und später gar nicht mehr zu finden. Hier wird die epibenthische Gemeinschaft durch Schwämme, Manteltiere und Polypen geprägt. In den unteren, stark sedimentationsbelasteten Hanglagen (> 24 m) dominieren ausschließlich Hydroid-Polypen die epibenthische Gemeinschaft (Abbildung 27).

Mit Ausnahme der Nacktschnecken-Art *Acanthodoris pilosa* wurden alle charakteristischen Arten in der Kadetrinne nachgewiesen. An den einzelnen Stationen wurden dagegen lediglich 6-12 Arten gefunden und damit weniger charakteristische Arten als in den Vorjahren nachgewiesen. Die geringste Zahl charakteristischer Arten wurde an der flachsten Station KR 214 gefunden. Dieser Tiefenbereich wurde bislang im Monitoring kaum berücksichtigt, so dass die dort vorherrschende Gemeinschaft nur einen geringen Einfluss auf die Erstellung der Charakterartenliste hatte. So werden die hier vorkommenden Makroalgen und die meisten der dort typischen Begleitarten bislang nicht in der Charakterartenliste geführt.

Die Riffflächen der Kadetrinne erhielten in der FFH-Bewertung 2012 die schlechtesten Bewertungen in der Ostsee. Eingeschränkt wurde die Aussagefähigkeit durch die unzureichende Kenntnis zur Lage der Hartböden (IOW & AWI 2012a). Trotz mittlerweile stark verbesserter Datenlage und einem angepassten Stationsnetz bleibt der Eindruck eines unzureichenden Erhaltungszustands der Riffe in der Kadetrinne weiterhin bestehen. Hohe Trübung und Sedimentation führen zu einer deutlich reduzierten Tiefenausdehnung der Makroalgen und sichtbarem Stress für alle epibenthischen Gemeinschaften.



Abbildung 27: Seesterne reduzierten die Bestände der dominierenden Miesmuscheln in den flachen Bereichen (links). In unteren Hanglagen überwiegen Polypenstöcke (rechts).

Fehmarnbelt/Kieler Bucht

Die westlichen Riffe in der Kieler Bucht und im Schutzgebiet „Fehmarnbelt“ sind die artenreichsten Gebiete, die im Rahmen des FFH-Monitorings in der deutschen AWZ der Ostsee aufgenommen werden. An den vier Monitoringstationen wurden im Jahr 2014 fast 150 Makrozoobenthos-Taxa identifiziert (im Mittel 81 Arten pro Station). Hinzu kamen insgesamt 22 Makroalgen-Taxa (Tabelle 9). Im Vergleich zu den Vorjahren waren jedoch sowohl die Biomasse als auch die Zahl charakteristischer Arten und die Gesamt-Artenvielfalt etwas geringer (Abbildung 29). Von den 34 gelisteten Charakterarten wurden insgesamt 30 nachgewiesen. Die Zahl der Charakterarten an den einzelnen Stationen variierte zwischen 18 und 23.

Das Monitoring deckt einen Tiefenbereich von ca. 15-19 m ab, in dem blättrige Rotalgen (v.a. *Desmarestia sanguinea*) teils dichte Bestände bilden. Zuckertang (*Saccharina latissima*) ist dort häufig zu finden, wo kleine Steine oder *Arctica*-Schalen Möglichkeiten zur Anheftung bieten. Wichtige Epifauna-Gruppen sind im gesamten Gebiet Schwämme (v.a. *Halichondria panicea*), Manteltiere, Seenenken und Moostierchen (v.a. *Flustra* sp.). Miesmuscheln spielen auf den Hartböden im Schutzgebiet „Fehmarnbelt“ nur eine untergeordnete Rolle. Die vagile Begleitfauna ist artenreich und umfasst neben den typischen Artengruppen wie Flohkrebse, Asseln und Nacktschnecken auch vergleichsweise große Arten wie das Wellhorn (*Buccinum undatum*), die Gemeine Spindelschnecke (*Neptunea antiqua*), die Strandkrabbe (*Carcinus maenas*) und andere marine Arten wie den Strandseeigel *Psammechnius milliaris*. Die Riffflächen setzen sich außerhalb des Schutzgebietes in der aphotischen Zone fort (bis ca. 28 m Wassertiefe). Dort dominieren vor allem Schwämme

me, lokal auch Manteltierchen (*Ciona intestinalis*) oder Seenelken die Gemeinschaft (Abbildung 28).

Die leicht veränderte Artenzusammensetzung und das Fehlen einzelner Charakterarten sind sehr wahrscheinlich nicht auf anthropogen bedingte Veränderungen der Riffgemeinschaften zurückzuführen. Vielmehr zeigt sich hier die hohe interannuelle und saisonale Variabilität insbesondere der kleinen, mobilen und kurzlebigen Begleitarten der Riffgemeinschaft. Es wurden hingegen alle mehrjährigen, vorwiegend sessilen und z.T. biotopbildenden Charakterarten angetroffen. Von einer Veränderung der Habitatcharakteristik und der Funktion des Riffes durch das leicht reduzierte Arteninventar ist daher nicht auszugehen.



Abbildung 28: Im Übergangsbereich von der photischen zur aphotischen Zone (links) sowie in den unteren Hanglagen dominieren zumeist Schwämme die Gemeinschaft (Mitte). Lokal erreichen auch Seenelken (rechts), Moos- oder Manteltierchen hohe Dichten.

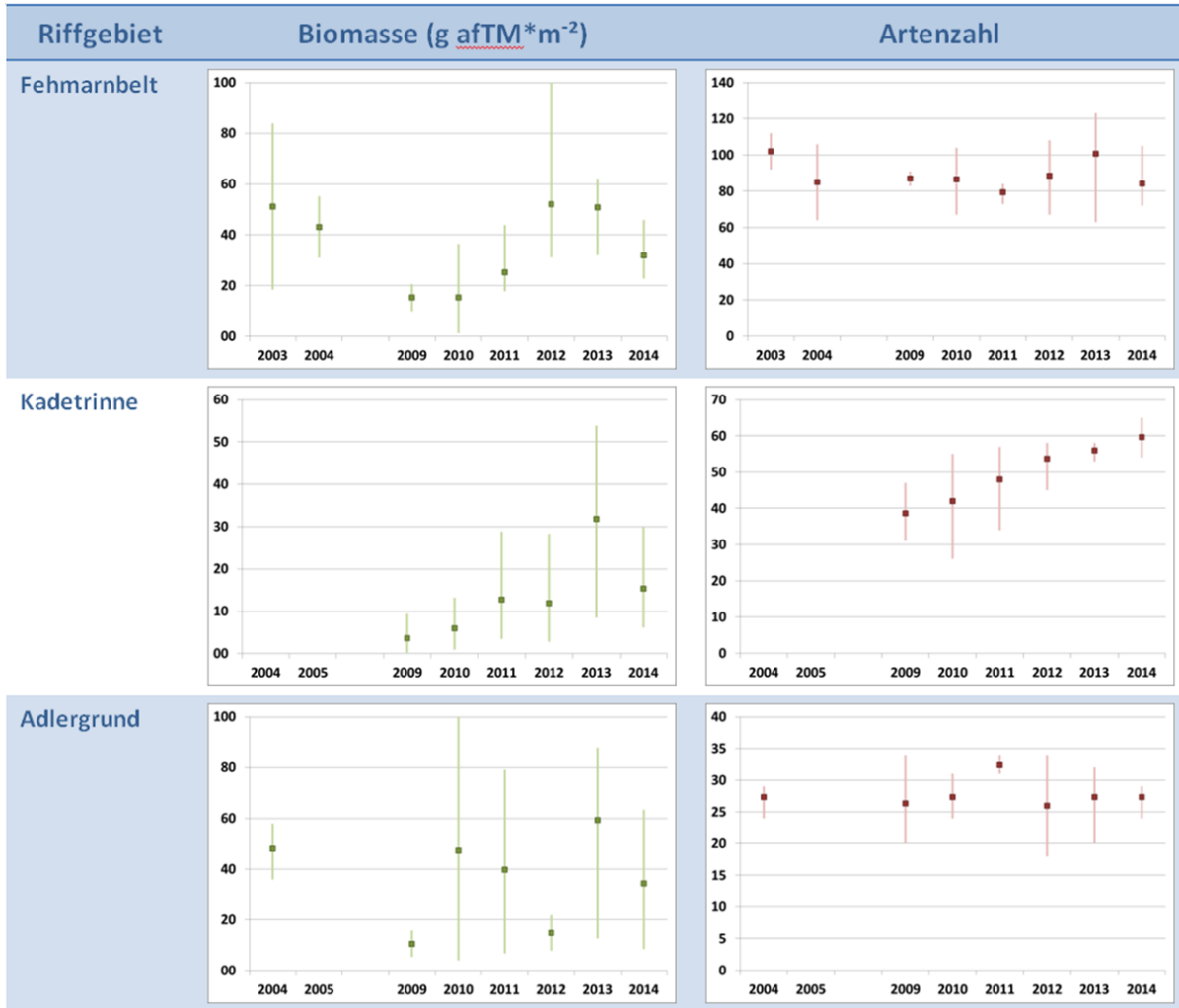


Abbildung 29: Trend für Gesamt-Biomasse (links) und Artenzahl (rechts) in den drei Riffgebieten, die in der Ostsee dem Monitoring unterliegen. Angegeben sind Maxima, Minima und Mittelwert für die jährlichen Monitoringstationen.

Tabelle 9: Auf Basis der Untersuchungen 2013/14 in den Schutzgebieten nachgewiesene Makrophyten-Arten (x), SDB: in den Standarddatenbögen des BfN als „bedeutende Arten“ für das jeweilige Schutzgebiet geführt

| Gruppe | Taxon | Fehmarnbelt | Kadetrinne | Adlergrund |
|-------------|---------------------------------|-------------|------------|------------|
| Chlorophyta | <i>Chaetomorpha linum</i> | X | | |
| | <i>Chaetomorpha melagonium</i> | X | | |
| Rhodophyta | <i>Brongniartella byssoides</i> | X | | |
| | <i>Ceramium</i> spp. | X | | X |

| Gruppe | Taxon | Fehmarnbelt | Kadetrinne | Adlergrund |
|-------------------|-------------------------------------|-------------|------------|------------|
| | <i>Coccotylus truncatus</i> | x | x | x |
| | <i>Cystoclonium purpureum</i> | x | | |
| | <i>Delesseria sanguinea</i> | x/SDB | x/SDB | SDB |
| | <i>Furcellaria lumbricalis</i> | x | x | x/SDB |
| | <i>Membranoptera alata</i> | x | | |
| | <i>Phycodrys rubens</i> | x | x | |
| | <i>Phyllophora pseudoceranoides</i> | x | x | |
| | <i>Polyides rotunda</i> | x | | |
| | <i>Polysiphonia spp.</i> | x | x | x |
| | <i>Rhodomela confervoides</i> | x | | x |
| Phaeophyta | <i>Chaetopteris plumosa</i> | x | | x |
| | <i>Desmarestia aculeata</i> | x | | |
| | <i>Desmarestia viridis</i> | x | | |
| | <i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> | x | | |
| | <i>Ectocarpus siliculosus</i> | x | | |
| | <i>Ectocarpus spp.</i> | | | x |
| | <i>Eudesme virescens</i> | | | x |
| | <i>Fucus serratus</i> | | | SDB |
| | <i>Halosiphon tomentosus</i> | | | x/SDB |
| | <i>Pylaiella littoralis</i> | | | x |
| | <i>Saccharina latissima</i> | x/SDB | x/SDB | |
| | <i>Stictyosiphon tortilis</i> | x | | x |
| | <i>Striaria attenuata</i> | x | | |

3.3 Zwischenfazit FFH-Monitoring

Das Monitoring der FFH-LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ in der deutschen AWZ wurde in der Ostsee im Jahr 2009 und in der Nordsee im Jahr 2011 jeweils mit Basisaufnahmen gestartet. Das Monitoring ist auf die Bewertungskriterien „Habitatstrukturen“ sowie „Arteninventar“ innerhalb des Parameters „Spezifische Strukturen und Funktionen“ ausgerichtet. Die Bewertung des Kriteriums „Habitatstrukturen“ befindet sich derzeit in der Überarbeitung und wird in diesem Bericht nicht berücksichtigt.

Zur Bewertung der Vollständigkeit des charakteristischen Arteninventars wurden in den vergangenen Jahren gebietsspezifische Artenlisten erstellt (Tabellen im Anhang). Die Artenlisten umfassen derzeit nur das Inventar charakteristischer Makrozoobenthos-Arten. Sie sind zumindest für den LRT „Riffe“ zukünftig um Makroalgen zu ergänzen, da diese eine entscheidende Bedeutung für die Funktion und Ausprägung dieses Lebensraumes haben. Zudem ist zu bedenken, ob und wie auch höhere trophische Ebenen eingebunden werden können. Da die Artenlisten zudem in mehreren Gebieten basierend auf einer einmaligen Erhebung erstellt wurden, sind sie vor der nächsten turnusmäßigen Bewertung zu evaluieren und ggf. anzupassen.

Die Gemeinschaftsstruktur wurde in der Nordsee testweise zusätzlich mit dem weit verbreiteten WRR-Index AMBI und in der Ostsee mit dem BQI bewertet. Der AMBI hat sich in der Anwendung auf die Infauna der „Sandbänke“ nicht als geeignetes Bewertungstool dargestellt. Dieser Index wurde für die Bewertung organischer Verschmutzung in Küstengewässern entwickelt und reagiert nicht auf physikalische Störungen wie grundberührende Schleppnetzerei. In den kommenden Jahren wird daher alternativ der aus der OSPAR ACG COBAM heraus vorgeschlagene „Multimetrische Index (Indikator BH-2)“ getestet werden. Sollte sich dieser Indikator als besser geeignet erweisen, wäre auch eine kongruente Bewertung anderer nach MSRL zu bewertenden Biotoptypen sichergestellt. Der BQI hat sich in der Ostsee dagegen als zusätzliche Bewertungskomponente für die Sandbänke bewährt. Damit wäre für diesen LRT die Vergleichbarkeit der Bewertung mit den nach MSRL zu bewertenden Biotoptypen gewährleistet.

Das Bewertungskonzept für die Riffe ist dagegen in beiden Regionen noch nicht abgeschlossen. Hauptproblem ist hier die methodisch schwierige (quantitative) Erfassung der typischen Hartbodenfauna und -flora. Die bislang eingesetzten Methoden (Greifer, Dredge und Schleppvideo) ermöglichen lediglich eine qualitative Aufnahme der eigentlichen Hartbodengemeinschaft, die über das charakteristische Arteninventar in die Bewertung eingeht. Aufgrund der eher zufälligen Erfassung und der hohen interannuellen Variabilität vor allem der kleinen, mobilen Arten ist die Aussagefähigkeit dieser auf Artenlisten basierten Bewertung des Erhaltungszustands der Riffe jedoch begrenzt. Daher sollen in beiden Seegebieten andere Methoden zur Erfassung der benthischen Gemeinschaften (weiter) getestet werden. Der regelmäßige Einsatz von Tauchern ist in der AWZ aufgrund der großen Wassertiefen und zusätzlichen in den Gebieten Fehmarnbelt und Kadetrinne aufgrund des dichten Schiffsverkehrs extrem anspruchsvoll. Optische Methoden bieten dagegen nur eine eng begrenzte taxonomische Auflösung, die für die bisher geführten Artenlisten nicht ausreicht. Die Eignung dieser Methoden für das routinemäßige Monitoring muss vor allem in der Nordsee auch unter dem Aspekt der verlässlichen Wiederauffindbarkeit der untersuchten Riffstrukturen geprüft werden. In Zusammenarbeit mit der Fach-AG Benthos des BLMP werden

derzeit alternative bzw. ergänzende Bewertungsverfahren basierend auf verschiedenen methodischen Ansätzen diskutiert.

Die Bewertung der FFH-LRT erfolgt für jeweils einen sechsjährigen Berichtszeitraum. Die nächste Bewertung wird sich auf den Zeitraum 2013-18 beziehen. In der letzten Bewertung (Zeitraum 2007-12) wurde der Erhaltungszustand der beiden LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ national in der atlantischen Region (Nordsee) als „ungünstig – schlecht (U2)“ und in der kontinentalen Region (Ostsee) als „ungünstig - unzureichend (U1)“ eingestuft. Bezüglich der betrachteten Bewertungskriterien lassen sich bislang keine Trends belegen, die zu einer Veränderung dieser Bewertung führen können.

4 Besondere Biotoptypen nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

4.1 Einführung

Neben den FFH-LRTen „Sandbänke“ und „Riffe“ fallen auch die durch regionale Übereinkommen (OSPAR, HELCOM) oder nationales Recht (§ 30 BNatSchG) als besonders schützenswert oder gefährdeten Biotoptypen unter die besonderen Biotoptypen im Sinne der MSRL. Die dort gelisteten Biotoptypen lassen sich in vier Komplexen zusammenfassen:

- Makrophytenfluren (AWZ nur Ostsee),
- Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe
- Schlicksubstrate mit bohrender Bodenmegafauna (nur Nordsee).
- Schlicksubstrate der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von *Arctica islandica* (NEU: HELCOM 2013a)

Insbesondere die ersten drei Typen sind von teils sehr speziellen Gemeinschaften besiedelt, deren charakteristische Arten direkt mit dem jeweiligen Lebensraum assoziiert sind und in anderen Biotopen sehr selten oder gar nicht vorkommen. Diesen Typen ist jedoch auch gemein, dass sie in den bisherigen Monitoringprogrammen keine Berücksichtigung fanden und daher über ihre Verbreitung sowie über die räumliche und zeitliche Variabilität des Arteninventars vergleichsweise wenig bekannt ist. Die Monitoringkonzepte und Bewertungssysteme für diese besonderen Biotoptypen sind demzufolge z.T. als völlige Neuentwicklungen zu betrachten. Sie befinden sich daher teilweise noch in frühen Phasen der Entwicklung bzw. in der nationalen und internationalen Abstimmung. Belastbare Aussagen zum Zustand der Biotope sind daher bislang nicht möglich.

4.2 Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe

4.2.1 Einführung

Kiese, Grobsande und Schill (im Folgenden zusammenfassend „Grobsubstrate“ genannt) werden oftmals durch eine hoch spezialisierte Gemeinschaft besiedelt, deren charakteristischen Arten auf bzw. in anderen Substraten nicht anzutreffen sind. Das Vorkommen von Grobsubstraten ist vor allem von geologischen Prozessen und lokalen Strömungsverhältnissen abhängig. Gleichzeitig sind sie durch die marine Rohstoffgewinnung (Sand- und Kiesabbau) einem zusätzlichen Nutzungsdruck ausgesetzt. Daher wird ihre Bedeutung und Gefährdung sowohl im BNatSchG als auch nach HELCOM (1998) hervorgehoben. Allerdings unterscheiden sich die Definitionen für den Biotoptyp zwischen den beiden Rechtsgrundlagen. Während nach BNatSchG zusätzlich zu den Grobsubstra-

ten die Schillflächen in die Definition einbezogen werden, unterscheidet HELCOM sowohl 1998 als auch 2013 zwischen geologischen Grobsubstraten sowie Schillflächen und stellt für beide Typen separat eine Gefährdung fest. Ein analoger Typus nach OSPAR existiert nicht.

Abseits der Schorre sind Grobsubstrate in der westlichen Ostsee zumeist kleinräumig anzutreffen. Schillflächen sind bislang in den Monitoringprogrammen gar nicht erfasst worden und lassen sich aufgrund ihrer extrem kleinräumigen Verbreitung (oftmals nur wenige Quadratmeter große Flächen) nur schwer quantifizieren. Sie entziehen sich daher bislang einer Bewertung, so dass der Biotopkomplex mittelfristig ausschließlich über die Grobsubstrate bewertet wird.

In der Nordsee sind Grobsand- und Kiesflächen mit mehr oder weniger großen Schillanteilen (nach BNatSchG) in der Regel in unmittelbarer Nähe zu Riffen, also innerhalb der FFH-Gebiete anzutreffen. Der Habitattyp wurde daher 2014 im Gebiet des Sylter Außenriffes beprobt. Wie in der Ostsee sind die Flächen in der Nordsee klein und fleckhaft zwischen den Steinvorkommen verstreut. Eine eindeutige Abgrenzung zu den Riffbiotopen steht jedoch noch aus.

4.2.2 Atlantische Region: Nordsee

Die Grobsubstrate, die das nach § 30 BNatSchG zu schützenden Biotop „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ kennzeichnen, liegen im Sylter Außenriff zwischen den Steinen des FFH-Riffs und entsprechen weitgehend der Definition des „*Amphioxus*-Sandes“. Die Lebensgemeinschaften an den Stationen, die diesem Biotoptyp entsprechen, sind durch hohe Abundanzen von *Branchiostoma lanceolatum*, *Aonides paucibranchiata* und anderen der *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft für Grobsand und Kies (RACHOR & NEHMER 2003) zuzuordnenden Arten gekennzeichnet. Präsenz und Abundanz einzelner Arten dieser Gemeinschaft können räumlich und vermutlich auch zeitlich stark schwanken, was der Dynamik des Substrats geschuldet ist. Auch die nördlich des Natura 2000-Gebietes im Sylter Außenriff liegende Station SAR 38 und ihre besondere *Chaetopterus-Ascidiella*-Gemeinschaft kann wahrscheinlich zu diesem Typ gezählt werden.

Eine erste Teilbeprobung des Biotoptyps hat 2012 stattgefunden, eine weitere Aufnahme des Biotoptyps konnte 2014 realisiert werden (Abbildung 30). Für die Erstellung eines eigenen Monitoring- und Bewertungskonzepts bedarf es jedoch genauerer Kenntnis zur Lage der Grobsubstratflächen und einer klaren Trennung von den als FFH-Lebensraumtypen „Riffe“ ausgewiesenen Flächen.

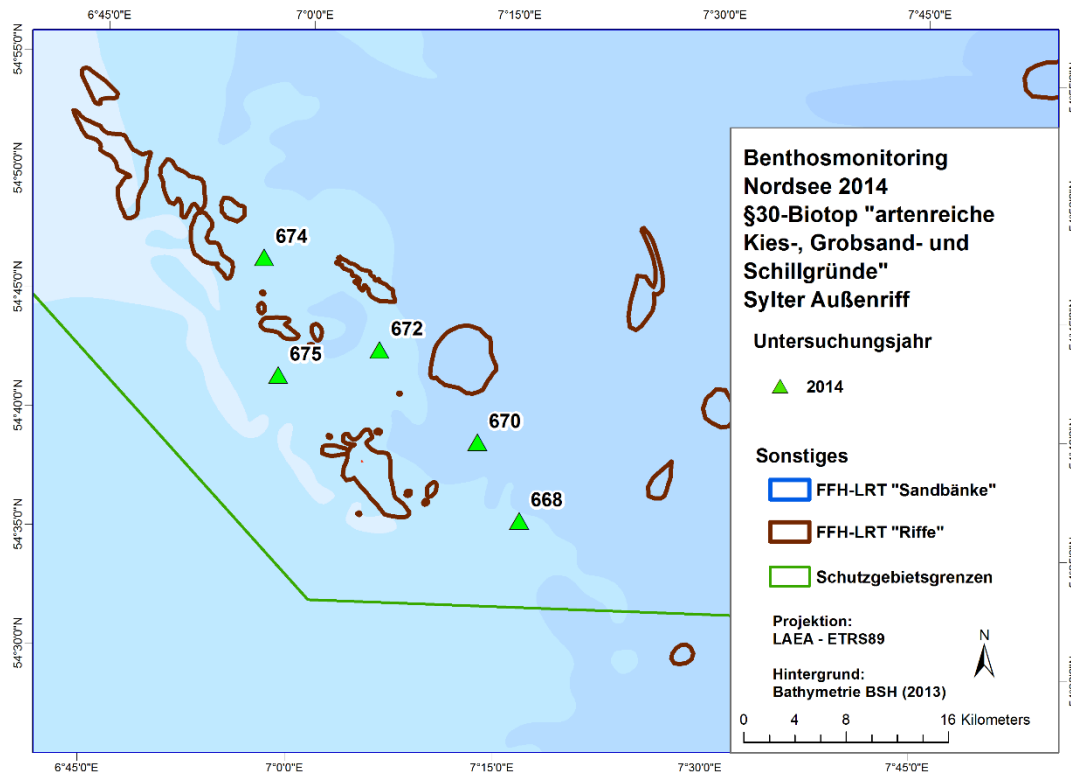


Abbildung 30: Stationen zur Beprobung des Makrozoobenthos im §30-Biotop „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ in der deutschen AWZ der Nordsee 2014.

4.2.3 Kontinentale Region: Ostsee

Die Beschreibungen von BNatSchG und HELCOM (1998) zur Ausprägung der Grobsubstrate in der Ostsee sind ähnlich. Beide ziehen die Polychaeten-Gattung *Ophelia* als biologisches Charakteristikum ein. In der Beschreibung zum BNatSchG-Typ heißt es in BfN (2011): „Dieser Biotoptyp umfasst Rein- oder Mischvorkommen von Kies-, Grobsand- oder Schillsedimenten des Meeresbodens, die unabhängig von der großräumigen Lage von einer spezifischen Endofauna (u.a. Sandlückenfauna) und Makrozoobenthos-Gemeinschaft besiedelt werden. [...] In der Ostsee sind die entsprechenden Sedimente mit den primär charakteristischen Polychaetengattungen *Ophelia* und *Travisia* besiedelt. Die Besiedlung ist räumlich stark heterogen.“ Damit sind die in HELCOM (2013a) und Schiele et al. (2015b) beschriebenen Biotoptypen „(Grob-) Sand und Grobsubstratbiotope mit *Ophelia* und/oder *Travisia forbesii*“ direkt dem § 30-Typ zuzuordnen. Weitere Lebensgemeinschaften, die als besonders artenreich gelten und daher potenziell dem § 30-Typ zuzuord-

nen sind, sind die von „*Astarte* spp. und weiteren seltenen marinen Muschelarten“ dominierte Gemeinschaft sowie die Gemeinschaft dominiert von *Astarte borealis*, die vor allem rund um Fehmarn häufig räumlich eng assoziiert vorkommen (Abbildung 31, oben). In küstenfernen Gebieten östlich der Darßer Schwelle und im Flachwasserbereich (< 5-10 m) entlang der gesamten Küste werden Grobsubstrate verbreitet von anderen Arten dominiert (z.B. *Bathyporeia* spp., *Mya arenaria*, *Mytilus* spp.). Ein besonderer Artenreichtum ist in den assoziierten Gemeinschaften zumeist nicht gegeben. Fehlen in solchen Gebieten Vertreter der Gattungen *Ophelia* und *Travisia*, fallen diese Grobsubstrate nicht unter die Definition des § 30-Biotops. Ein Beispiel für solche „artenarmen“ Grobsubstrate ohne *Ophelia/Travisia* sind die Grobsande und Kiese auf der Kuppe des Adlergrunds. Dort ergibt sich allerdings die Besonderheit, dass die lokal noch vorkommende Polychaeten-Art *Travisia forbesii* einer Brackwassersubmergenz unterliegt: Auf den eigentlich bevorzugten Grobsubstraten in den exponierten flachen Bereichen fehlt die Art aufgrund des geringen Salzgehalts, dafür ist sie im tieferen, etwas salzreicheren Wasser v.a. auf Mittelsanden anzutreffen (Abbildung 25, unten; vgl. ZETTLER et al. 2013). Die dortigen Sande sind daher trotz der Präsenz einer der Charakterarten aufgrund der fehlenden Grobsubstrate ebenfalls nicht dem § 30-Biotop zuzuordnen. Dieser Biotop kommt daher höchst wahrscheinlich am Adlergrund nicht oder nur sehr kleinräumig vor.

Aus Abbildung 25 wird ersichtlich, dass das § 30-Biotop „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ in der deutschen AWZ der Ostsee vorwiegend als Binnendifferenzierung in den gemeldeten Flächen der FFH-LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ anzutreffen ist. Die wenigen nach TAUBER (2013) kartierten Grobsubstrate außerhalb der FFH-LRTen wurden in den vergangenen Jahren z.T. gezielt untersucht. In der überwiegenden Zahl der Fälle wurden dort gar keine oder nur räumlich sehr eng begrenzte Grobsubstrate angetroffen. Ein separates Monitoring dieses § 30-Biotops wird daher in der deutschen AWZ derzeit nicht durchgeführt, kann jedoch ggf. zu einem späteren Zeitpunkt aufgenommen werden, wenn neue Erkenntnisse zur Verbreitung relevanter Substrate in der AWZ vorliegen.

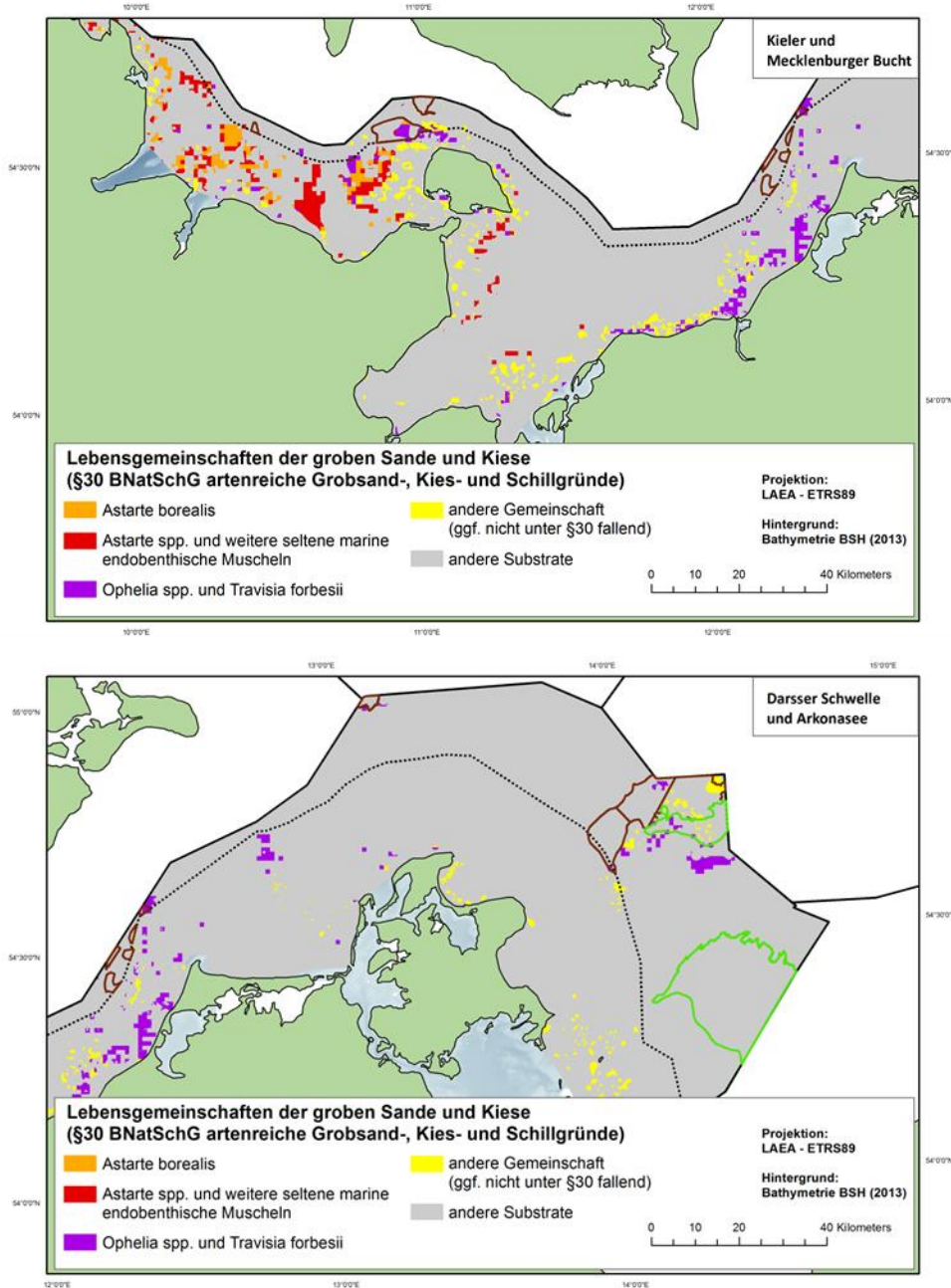


Abbildung 31: Verbreitung von Gemeinschaften, die potenziell mit dem § 30-Biotop „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ im westlichen (oben) und östlichen (unten) Teil der deutschen Ostsee assoziiert sind (angepasst nach SCHIELE et al. 2015b).

4.3 Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna

Im Rahmen einer Erstaufnahme des gemäß MSRL als besonderer Biotoptyp zu überwachende OSPAR-Habitats „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ wurden 2012 anhand vorliegender Daten zum Vorkommen der zur bohrenden Bodenmegafauna zählenden Krebsarten *Callianassa subterranea*, *Upogebia deltaura* und *Nephrops norvegicus* ausgewählt. An nahezu allen Stationen wurden Individuen der charakteristischen Gattungen *Callianassa* und *Upogebia* nachgewiesen. Die maximale Abundanz pro Gattung überstieg jedoch an keiner Station 50 Ind./m² und war damit geringer als beispielsweise als die von *Upogebia* spp. an der Riffstation SGR 02 am Störtebekergrund (287 Ind./m²). Der Kaisergranat *Nephrops norvegicus* wurde bedingt durch die Wahl der Methode nicht nachgewiesen.

Ein weiteres Schlickgebiet nordwestlich des Sylter Außenriffs wurde 2014 nach Ausweisung eines geeigneten Gebietes durch das BfN-Projekt „Cluster 6: Biotopkartierung“ festgelegt. Insgesamt wurden für diesen Biotoptyp fünf Stationen beprobt (Abbildung 32). Dabei wurde die benthische Epifauna, abweichend von der standardisierten Methodik, nicht mit der Epibenthos-Dredge, sondern mit einer 2 m-Baumkurre mit einer Netzmaschenweite von 1 cm beprobt. Der Grund für die methodische Abweichung liegt in der Durchführung dieser Beprobung während einer Expedition mit dem R/V „Heincke“, deren primäres Ziel nicht die Beprobung im Rahmen des Benthosmonitorings war. Die Schleppzeit für die Baumkurre betrug 10-11 min und deckte dabei eine Strecke von 426-890 m Länge ab. Daraus ergibt sich eine beprobte Fläche von 852-1780 m².

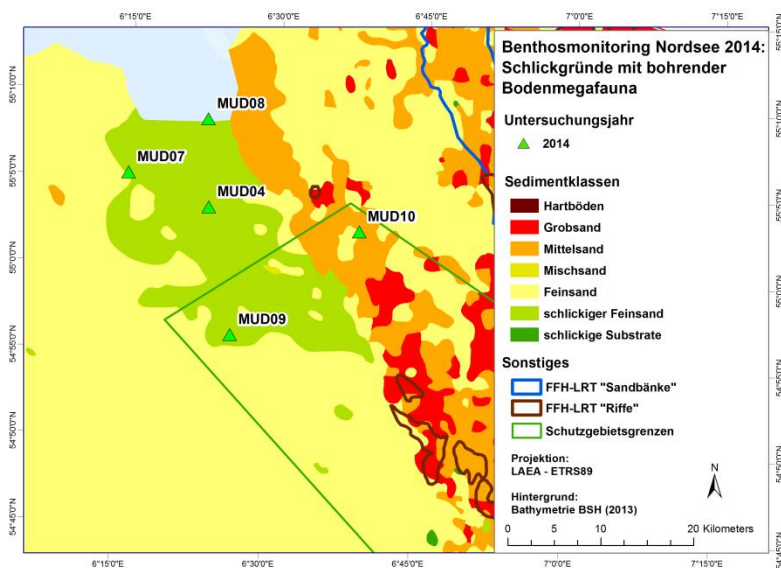


Abbildung 32: Stationen zur Beprobung der Infaunagemeinschaften des Schlicksubstrats in der deutschen AWZ der Nordsee im Jahr 2014.

Infauna

Insgesamt wurden auf den fünf Stationen 84 Arten der benthischen Infauna angetroffen. Dabei schwankte die Artenvielfalt zwischen den Stationen zwischen 28 und 45 (Tabelle 10). Die häufigsten Arten waren der Schlangensterne *Amphiura filiformis*, die Schnecke *Cylichna cylindracea* und der Herzseeigel *Echinocardium cordatum*. Die Gesamtabundanz variierte zwischen den Stationen von 48 bis 118 Ind. 0,1 m⁻². Der höchste Wert von 118 Ind. 0,1 m⁻² kam maßgeblich durch eine sehr hohe Abundanz von *A. filiformis* von rund 81 Ind. 0,1 m⁻² zustande. Aufgrund der Dominanz des Schlangensterns auf dieser Station war die Äquität dort mit einem Wert von 0,4 entsprechend niedrig, was schließlich auch die geringste Shannon-Diversität von 1,54 zur Folge hatte. Die höchste Äquität betrug 0,8, während der Shannon-Index auf den Schlickstationen einen Maximalwert von 3,0 erreichte.

Tabelle 10: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenvielfalt, Gesamtabundanz, Shannon-Diversität, Äquität und Gesamtbiomasse der benthischen Infauna des MSRL-Biototyps „Schlickbiotope des flachen Sublitorals“ in der deutschen AWZ der Nordsee im Jahr 2014.

| | |
|---|-----------------|
| Artenvielfalt | 37,0 \pm 6,2 |
| Gesamtabundanz (ind. / 0,1 m ²) | 74,0 \pm 27,4 |
| Shannon-Wiener-Diversität (H') | 2,4 \pm 0,6 |
| Äquität (J) | 0,7 \pm 0,2 |
| Gesamtbiomasse (g / 0,1 m ²) | 58,1 \pm 33,9 |

Epifauna – Kurre

Die Kurrenholts erbrachten insgesamt 31 Taxa. Deutlich dominant war der Herzseeigel *Echinocardium cordatum*, der auch zu den häufigen Arten in den Greiferproben zählte (siehe oben). Fast zwei Drittel aller Individuen (65,8%) gehörten zu dieser Art, die an allen 5 Stationen gefunden wurde. Weitere häufige Epifauna-Arten waren die Turmschnecke *Turritella communis* (10%, nur an 1 Station), die Garnele *Crangon allmani* (4,8%), der Schlangensterne *Ophiura albida* (4,5%, nur an 1 Station) und der Seestern *Asterias rubens* (4,4%). Einige wenige Individuen des Kaisergranats *Nephrops norvegicus* wurden ebenfalls gefangen.

Mega-Epifauna - Video

Unterwasser-Videoaufnahmen zeigten erwartungsgemäß fast keine Epifauna. Am häufigsten wurde der Gemeine Seestern *Asterias rubens* angetroffen. Hinzu kamen einzelne Individuen des Gemeinen Einsiedlers *Pagurus bernhardus*, der Schwimmkrabbe *Liocarcinus* spp. und des Schlangensterns *Ophiura* sp.

Status

Die Beprobung des OSPAR-Biototyps „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ im Jahr 2012 hatte gezeigt, dass die Benthosgemeinschaft in den ausgewählten Gebieten durch eine deutliche räumliche Strukturierung gekennzeichnet ist. Das bedeutet, dass innerhalb dieses Biototyps Infaunagemeinschaften vorliegen, die mit Hilfe multivariater statistischer Methoden voneinander unterschieden werden können. Diese Gemeinschaften waren meist räumlich gut voneinander abgegrenzt. Das 2014 beprobte Sediment war deutlich schlickiger als das im Jahr 2012 im Elbe-Urstromtal beprobte Sediment. Folglich wies es auch eine andere In- und Epifauna auf.

4.4 Makrophytenfluren

Neben den höheren Pflanzen wie den Laichkräutern in den inneren Küstengewässern oder den Seegräsern an den äußeren Küsten bilden auch Großalgen und Tange wie Zuckertang, Blutroter Meerampfer und Sägetang lokal dichte Bestände aus, die aufgrund ihrer ökologischen Funktion bedeutende Lebensräume darstellen. Diese sind durch das BNatSchG als „Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände“ und als „macrophyte meadows and beds“ nach HELCOM (1998) geschützt. Da Seegräser in der deutschen AWZ nicht vorkommen, betreffen die beiden Typen die gleichen Makroalgen-Vorkommen und sind synonym anwendbar.

In den küstenfernen Gebieten sind alle relevanten Makroalgen-Arten zudem Hartboden-gebunden, so dass die Makrophytenfluren in den küstenfernen Gebieten gleichzeitig einen besonderen Typus des FFH-LRT „Riffe“ darstellen. Sie werden daher im Monitoring als Sondertypus dieses Lebensraumtyps berücksichtigt und zukünftig stärker in dessen Bewertung einbezogen (Kap. 3.2.2).

4.5 Schlickige Substrate in der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von *Arctica islandica*

Mit der Veröffentlichung der überarbeiteten Roten Liste gefährdeter Habitate und Biotoptypen durch HELCOM (2013a), wurde eine Anpassung der Liste besonderer Biotoptypen erforderlich. Neu aufgenommen wurde der Biotoptyp „schlickige Substrate der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von *Arctica islandica*“. Hauptgefährdungsursache dieses Biotoptyps ist die zunehmende Exposition gegenüber saisonalen Sauerstoffmangel-Ereignissen. Adulte Organismen der namensgebenden Islandmuschel sind zwar vergleichsweise robust gegenüber Sauerstoffmangel, Larven und junge Muscheln sind jedoch deutlich sensibler. Sollten die älteren Kohorten aufgrund der Dauer des sommerlichen Sauerstoffmangels absterben, ist eine erfolgreiche Regeneration der Population und damit des ökologischen Potentials des Biotoptyps extrem langwierig. Dies liegt zum einen an der Langlebigkeit der Art (in unseren Bereichen wahrscheinlich 70-80 Jahre) und eben der deutlich höheren Empfindlichkeit junger Individuen gegenüber Sauerstoffmangel. Aufgrund der Regelmäßigkeit der bereits heute auftretenden sommerlichen Hypoxie haben diese Individuen kaum mehr Möglichkeit heranzuwachsen.

Die Populationsstruktur der Islandmuschel ist in Teilen der Mecklenburger Bucht bereits nachhaltig gestört (ZETTLER et al. 2001). Dieses Gebiet stellt das Hauptverbreitungsgebiet dieses Biotoptyps dar. Betroffen vom saisonalen Sauerstoffmangel (< 2 ml/l) sind insbesondere die tiefen Bereiche der Lübecker Bucht. Modellierungen ergeben, dass die Dauer des sommerlichen Sauerstoffmangels in etwa einem Drittel der Fläche des Biotoptyps in der Mecklenburger Bucht im Mittel etwa einen Monat beträgt (R. Friedland, pers. comm). Diese Zeitspanne ist für adulte Islandmuscheln noch akzeptabel (VON OERTZEN & SCHLUNGBAUM 1972), für jüngere Kohorten aber bereits letal.

Das Monitoringkonzept für diesen Biotoptyp befindet sich noch in der Entwicklung und wird im Jahr 2015 in der Praxis getestet. Da die Gefährdungsanalyse für HELCOM (2013a) jedoch vorwiegend auf den Daten aus deutschen Gebieten basierte, ist von einem schlechten Umweltzustand und einer akuten Gefährdung des Biotoptyps auszugehen.

5 Vorherrschende Biotoptypen nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

Als „vorherrschend“ werden die im jeweiligen Seegebiet flächenmäßig dominierenden Biotoptypen bezeichnet. Die EU Kommission gibt dazu eine Liste von 18 potenziell vorherrschenden benthischen Biotoptypen vor (CSWP 2011):

- Littoral rock & biogenic reef
- Littoral sediment
- Shallow sublittoral rock & biogenic reef
- Shallow sublittoral coarse sediment
- Shallow sublittoral sand
- Shallow sublittoral mud
- Shallow sublittoral mixed sediment
- Shelf sublittoral rock & biogenic reef
- Shelf sublittoral coarse sediment
- Shelf sublittoral sand
- Shelf sublittoral mud
- Shelf sublittoral mixed sediment
- Upper bathyal rock & biogenic reef
- Upper bathyal sediment
- Lower bathyal rock & biogenic reef
- Lower bathyal sediment
- Abyssal rock & biogenic reef
- Abyssal sediment

Die zuständige Arbeitsgruppe des BLMP identifiziert davon sechs als in Deutschland nicht vorkommend (Tiefenzonen Bathyal und Abyssal, KRAUSE et al. 2012). Drei weitere Typen werden über den FFH-Lebensraumtyp „Riffe“ (rock & biogenic reefs) abgedeckt und fallen daher in den deutschen Gewässern in die Kategorie der besonderen Biotoptypen. Der Kontinentalschelf („shelf sublittoral“) kommt in der deutschen AWZ nur in der Nordsee am äußersten Ende des Entenschnabels vor und fällt dort vollständig in den FFH-Lebensraumtyp „Sandbänke“. Von den verbleibenden Biotoptypen kommen die „littoral sediments“ ausschließlich küstennah vor, so dass für die deutsche AWZ ausschließlich die Tiefenzone „shallow sublittoral“ zu betrachten ist. Die weitere Unterteilung erfolgt entsprechend der Substrate in Schlicker, Sand, Grobsubstrate (v.a. Kiese) und Mischsedimente. Nach Analysen von IOW & AWI (2012b) herrscht in der Deutschen Bucht der Biotoptyp „Sande des flachen Sublittorals“ (= shallow sublittoral sand) vor. Die Verbreitung von reinen Schlicksubstraten und Mischsubstraten bedarf noch weiterer Untersuchungen bzw. Kartierungen. Erste Schritte zur Untersuchung möglicher Unterschiede zwischen den Gemeinschaften

verschiedener Schlickgebiete werden derzeit auf der Basis vorhandener Daten vorgenommen. In der Ostsee-AWZ dominieren dagegen sowohl Sande und Schlicke des flachen Sublitorals.

5.1 Sande des flachen Sublitorals

5.1.1 Atlantische Region: Nordsee

Der Biotoptyp „Shallow sublittoral sand“ ist in der deutschen AWZ in der gesamten Fläche außerhalb der Riff- und Sandbankgebiete vor Sylt und Borkum vertreten und umfasst im Wesentlichen das Elbe-Urstromtal (z.B. „oyster ground“ nach REISS & KRÖNCKE 2005). Diesem Biotoptyp sind u.a. die in Kap. 4.3 beschriebenen Stationen zuzuordnen, die letztendlich nicht dem besonderen Biotoptyp „Schlick mit tiefbohrender Megafauna“ angehören.

Unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus der Modellierung zur Verbreitung der Lebensgemeinschaften in der Nordsee (BIOCONSULT et al. 2014), der weiteren Absprachen zwischen den beteiligten Küstenländern und dem BfN sowie den weiteren Arbeiten zur Indikatoren-Entwicklung in den nationalen und internationalen (OSPAR COBAM) Expertengremien wird der Entwurf eines Monitoring- und Bewertungskonzepts im kommenden Jahr abgeschlossen werden.

5.1.2 Kontinentale Region: Ostsee

Sande bilden vor allem in den flacheren Bereichen der Ostsee zwischen Flensburg und Usedom das vorherrschende Substrat. Durch SCHIELE et al. (2015b) wurden insgesamt neun Sand-Gemeinschaften in den äußeren Küstengewässern identifiziert (Abbildung 33). Die Gemeinschaften mit den namensgebenden Arten „(1) *Ophelia* spp. und *Travisia forbesii*“, „(2) *Astarte borealis*“ und „(3) *Astarte* spp. sowie weitere seltene marine Muschelarten“ sind vor allem auf größeren Sanden anzutreffen und daher dem besonderen Biotoptyp „artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ zuzuordnen (vgl. Kap. 4.2.3).

Auf den Fein- und Mittelsanden dominiert unterhalb der Sprungschicht von der Kieler Bucht bis zur Kadetrinne eine *Arctica-islandica*-Gemeinschaft (4). Östlich der Darßer Schwelle und im Flachwasser wird sie von einer Mischgemeinschaft, die von den drei Brackwasser-Muschelarten *Cerastoderma glaucum*, *Macoma balthica* und *Mya arenaria* (5) dominiert wird, abgelöst. Entlang des Tiefengradienten hin zu den schlickigen Substraten dominiert auch *Macoma balthica* (6), in exponierteren Bereichen und wiederum im Flachwasser auch einzig *Mya arenaria* (7). Driftende Miesmuscheln (8) prägen dagegen die Gemeinschaft der Sandböden insbesondere in Nachbar-

schaft zu Riffflächen oder größeren Substraten, z.B. am Adlergrund, vor dem Fischland oder vor Poel. Insbesondere rund um Fehmarn und in der westlichen Mecklenburger Bucht dominieren auch verschiedene größere Polychaeten-Arten (z.B. *Nephtys* spp.) die Gemeinschaft (9). Für einige, meist kleinere Bereiche konnte keine Gemeinschaft eindeutig identifiziert werden. Dies kann einerseits mit einer bereits vorhandenen Veränderung der autochthonen Gemeinschaft durch regelmäßigen Stress (z.B. saisonalen Sauerstoffmangel im Bereich der Mecklenburger Bucht) oder andererseits mit einer hohen natürlichen Variabilität in Zusammenhang stehen.

Von den neun Gemeinschaften sind nur solche für das Monitoring des vorherrschenden Biotoptyps auszuwählen, die einerseits als typisch für weite Teile des Gebietes gelten können und andererseits sich klar gegenüber anderen Gemeinschaften abgrenzen lassen. Die drei Grobsand-Gemeinschaften (1-3) waren *a priori* auszuschließen (s.o.). Ebenso ungeeignet für das Monitoring sind die von driftenden Miesmuscheln (8) dominierten Gebiete und die Polychaeten-Gemeinschaft (9). Während letztere in den äußeren Küstengewässern lokal stark begrenzt auftritt, ist die Miesmuschel-Gemeinschaft aufgrund ihrer extrem hohen Variabilität (fehlende Lagestabilität der dominierenden Art) nicht für ein Monitoring geeignet. Für das Monitoring des vorherrschenden Biotoptyps „Sande des flachen Sublitorals“ wurden daher die *Arctica*-Gemeinschaft als typische Ausprägung westlich der Darßer Schwelle und die „Mischgemeinschaft der drei Brackwasser-Muschelarten *Cerastoderma glaucum*, *Macoma balthica* und *Mya arenaria*“ als typische Gemeinschaft der östlichen Gebiete vorgeschlagen. Die nach den Modellergebnissen ausschließlich von *M. arenaria* bzw. *M. balthica* dominierten Gebiete stellen spezielle bzw. Übergangsformen dieser Gemeinschaft dar und sind daher nicht gesondert zu berücksichtigen. Vom Monitoring auszuschließen sind darüber hinaus die Bereiche, die dem FFH-LRT „Sandbänke“ zuzuordnen sind (z.B. Oderbank). Darauf aufbauend wird zurzeit ein Monitoringkonzept erstellt, das sich noch in der nationalen Abstimmung befindet. Ein erster Praxistest ist für 2015 zu erwarten.

Auch das Bewertungssystem für die vorherrschenden Biotoptypen in der Ostsee befindet sich derzeit noch in der Entwicklung und wird national (BLMP) und international (HELCOM) abgestimmt. Eine Bewertung basierend auf den bisher vorliegenden Indikatorentwürfen ist daher nicht sinnvoll. Aufgrund der im Vergleich zu den Schlickgebieten etwas exponierteren Lage (s.u.) sind die Sandflächen in der Regel weniger stark bzw. weniger regelmäßig von den Auswirkungen des saisonalen Sauerstoffmangels betroffen. Zeitgleich unterliegen sie jedoch zumindest regional anderen anthropogenen Einflüssen wie zunehmender Sedimentation, Fischerei oder Offshore-Installationen. Es ist daher nicht zu erwarten, dass sich die Sand-Biotope flächendeckend in einem guten Zustand befinden.

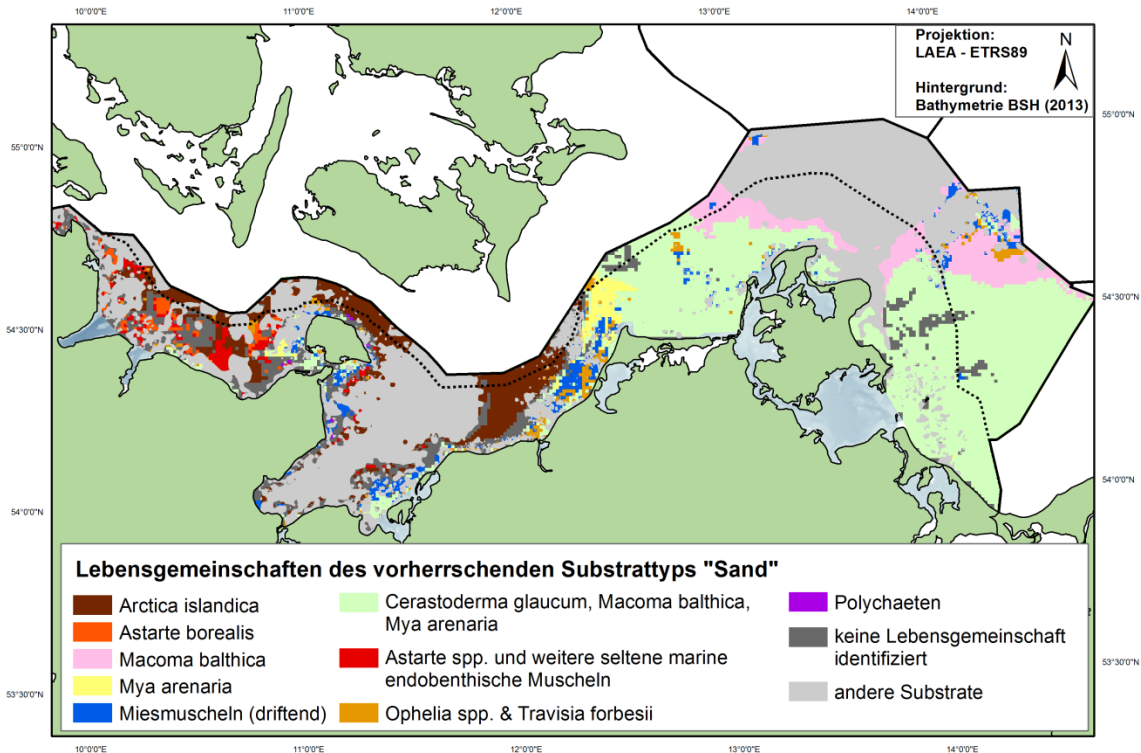


Abbildung 33: Verbreitung von Gemeinschaften in den Sanden in den äußeren Küstengewässern der deutschen Ostsee (verändert nach SCHIELE et al. 2015b).

5.2 Schlickböden des flachen Sublitorals (nur Ostsee)

An die feinen Sande der Schorre schließen sich in den unteren Hanglagen und Becken von Kieler Bucht, Lübecker Bucht, Kadetrinne und Arkonabecken meist mit organischem Material angereicherte Schluffe (= Schlick) an. Für dieses Substrat wurden von SCHIELE et al. (2015b) wiederum acht Gemeinschaften identifiziert, von denen die meisten allerdings sehr punktuell auftreten (Abbildung 34). Möglicherweise handelt es sich bei einigen von ihnen um Modellierungsartefakte. Letztendlich sind lediglich zwei Gemeinschaften relevant: in den Gebieten westlich der Darßer Schwelle (Kieler und Mecklenburger Bucht) dominiert *A. islandica*, östlich davon *Macoma balthica* (Arkonabecken).

Aufgrund des regelmäßig in der Mecklenburger Bucht und anderen Gebieten auftretenden Sauerstoffmangels sind die von *Arctica islandica* dominierten Schlickbereiche in HELCOM (2013a) als gefährdeter Biotoptyp eingestuft worden und gelten damit im Sinne der MSRL als „besonderer

Biotoptyp“ (vgl. Kap. 4.5). Das zukünftige Monitoring des vorherrschenden Biotoptyps „Schlickböden des flachen Sublitorals“ wird daher ausschließlich das von *Macoma balthica* dominierte Arkonabecken umfassen. Auch für diesen Biotoptyp ist mit einer ersten Bewertung nach einem Praxistest im Jahr 2015 zu rechnen.

Die unteren Hanglagen und Becken sind jedoch die am stärksten von den saisonalen Sauerstoffmangelereignissen betroffenen Gebiete. Auch in den Analysen zur Verbreitung benthischer Biotoptypen durch IOW & AWI (2012b) wurden für beide Schlick-Gemeinschaften Degradationsstadien mit deutlich verringerter Artenzahl, Abundanz und Biomasse festgestellt (IOW & AWI 2014). Im Arkonabecken wurde die Gemeinschaft noch bis vor wenigen Jahrzehnten von *Macoma calcarea* dominiert. Ob der Rückzug der Art mit zunehmendem Sauerstoffmangel oder ausbleibendem Salzwasserzustrom zusammenhängt, ist jedoch unklar. Auch die rezent von *Macoma balthica* dominierte Gemeinschaft zeigt im Arkonabecken aperiodisch Anzeichen von Störungen durch Sauerstoffmangel. Der Zustand der Schlickböden ist daher zumindest lokal als schlecht zu bezeichnen.

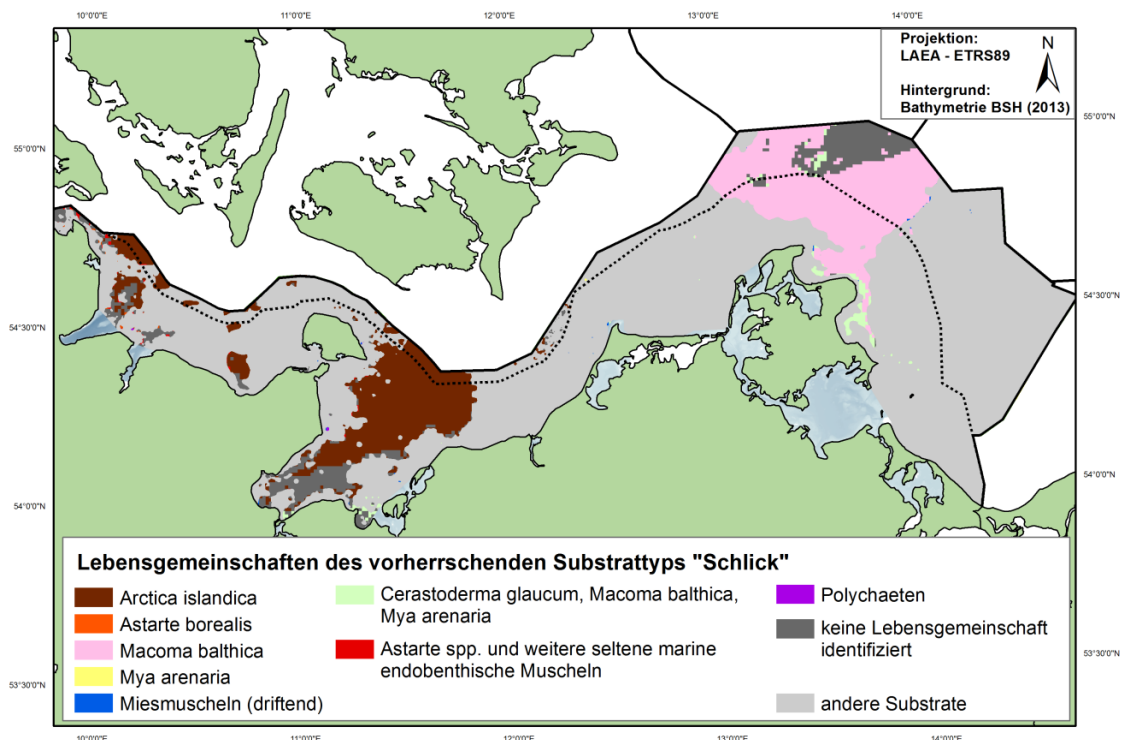


Abbildung 34: Verbreitung von Gemeinschaften in den Schlickgebieten in den deutschen äußeren Küstengewässern und der deutschen AWZ der Ostsee (verändert nach SCHIELE et al. 2015b).

6 Zwischenfazit besondere und vorherrschende Biotoptypen nach MSRL

Die Basisaufnahme der vorherrschenden und besonderen (mit Ausnahme der FFH-LRT) Biotope nach MSRL wurde 2011 gestartet. Aufbauend auf deren Ergebnissen wird derzeit das Monitoring- und Bewertungskonzept entwickelt. Der Fortschritt dieser Arbeiten ist stark von den Ergebnissen anderer Projekte (z.B. Sedimentkartierung) und der für die Weiterentwicklung der Indikatoren zuständigen Fachgruppen der Meeresübereinkommen abhängig. So wurde durch das HELCOM HUB-System (HELCOM 2013a) und die Arbeiten in Cluster 6 (BIOCONSULT et al. 2014) mit der Schaffung von Klassifikationssystemen der Biotope eine wesentliche Voraussetzung erfüllt. Durch das aktuell laufende Projekt „Rote Liste Biotope Deutschlands“ sind hierfür jedoch in naher Zukunft möglicherweise noch einmal Anpassungen erforderlich. Auch auf die Zahl und die Verbreitung „besonderer“ Biotoptypen kann dies noch einmal Auswirkungen haben.

Die großräumige Verbreitung der vorherrschenden Biotoptypen konnte durch BIOCONSULT et al. (2014) und SCHIELE et al. (2015b) weitgehend geklärt werden, die genaue Lage der meisten „besonderen“ Biotoptypen bleibt dagegen noch zu klären. Derzeit wird davon ausgegangen, dass das § 30-Biotop „artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ in der deutschen AWZ der Ostsee so kleinräumig außerhalb der FFH-LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ vorkommt, dass ein eigenständiges Monitoring- und Bewertungsprogramm dafür nicht möglich ist.

Die Entwicklung von Zustandsindikatoren wird vor allem durch die regionalen Konventionen OSPAR und HELCOM vorangetrieben. Wichtigster vorgesehener Indikator ist in beiden Regionen ein Index zur Bewertung des Zustands der Weichboden-Gemeinschaften (OSPAR: Multimetric Index, BH-2-HELCOM: state of soft-bottom communities). Während in der Nordsee innerhalb OSPAR derzeit zwei Varianten getestet werden, wird in der Ostsee unter HELCOM eine ostsee-weite Anpassung des BQI priorisiert (SCHIELE et al. 2015a). Im vorliegenden Monitoringbericht wurde der AMBI in der Nordsee testweise für die Sandbänke angewandt. Da er sich dort als insensitiv gegenüber physikalischer Störungen erwies, wurde er für die Bewertung der weiteren Biotope nicht angewandt und wird in den kommenden Monitoringberichten gar nicht mehr berücksichtigt werden. Eine Zustandsbewertung ist aufgrund der überwiegend geringen Datenlage und der fehlenden operationalisierten Indikatoren derzeit nicht zielführend möglich.

Nach der Anfangsbewertung von 2012 ist eine erste vollständige Zustandsbewertung nach Art. 8 MSRL zu Beginn des zweiten Bewirtschaftungszyklus 2018 erforderlich (BLANO 2012). Trotz weiterhin fehlender einsatzbereiter Indikatoren ist abzusehen, dass sowohl in der Nord- als auch in der Ostsee das Ziel des guten Umweltzustands für die meisten der bewerteten Biotoptypen teils deutlich verfehlt wird.

Der aktuelle Stand zur Entwicklung eines Überwachungskonzepts nach Art. 11 MSRL für die vorherrschenden und besonderen Biotope (außer FFH-LRT) nach Anhang III, Tabelle 1 der MSRL lässt sich wie folgt zusammenfassen:

- **Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe**
 - Deutsche AWZ Nordsee: starke räumliche Überlappung mit FFH-LRT „Riffe“, kleinräumige Vorkommen vor allem im Bereich Sylter Außenriff und Borkum Riffgrund; letzte Fallstudien zur Inventarisierung des Makrozoobenthos für 2015 vorgesehen
 - Deutsche AWZ Ostsee: fast vollständige räumliche Überlagerung mit FFH-LRT „Sandbänke“ und „Riffe“, daher derzeit kein separates Monitoring vorgesehen
- **Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna**
 - Deutsche AWZ Nordsee: Basisaufnahme weitgehend abgeschlossen, Indikatoren und Stationsnetz noch unklar
- **Makrophytenfluren**
 - Deutsche AWZ Ostsee: Makrophyten in der AWZ fast nur auf Hartböden, daher nur Berücksichtigung als „Sondertypus“ innerhalb des FFH-LRT „Riffe“; Erfassungs- und Bewertungskonzept in der Entwicklung
- **Schlickböden der Ostsee dominiert von der Islandmuschel *Arctica islandica***
 - Deutsche AWZ Ostsee: Verbreitung: Kieler und Mecklenburger Bucht, Fallstudie zum Monitoring in der Mecklenburger Bucht für 2015 vorgesehen; geplante Indikatoren: BQI und Populationsstruktur der Islandmuschel
- **Vorherrschende Biotoptypen**
 - Deutsche AWZ Nordsee: Monitoringkonzept in Vorbereitung und Abstimmung mit dem BLMP, Bewertung über OSPAR-Indikator BH-2 (MMI) vorgesehen
 - Deutsche AWZ Ostsee: Monitoringkonzept in Vorbereitung und Abstimmung mit dem BLMP, Bewertung über BQI vorgesehen

7 Gefährdete und geschützte Arten

Neben der Überwachung der benthischen Biotope ist auch der Zustand der Populationen von den Arten zu dokumentieren und zu bewerten, die gemäß BNatSchG geschützt bzw. gemäß regionaler Abkommen als gefährdet eingestuft sind. Dies sind für die deutsche AWZ der Nordsee die Islandmuschel *Arctica islandica* (OSPAR) sowie der Essbare Seeigel *Echinus esculentus* und der Europäische Hummer *Homarus gammarus* (BArtSchV). Die Purpurschnecke *Nucella lapillus* und der Sonnenstern *Crossaster papposus* wurden in der deutschen AWZ der Nordsee bisher nicht nachgewiesen und sind daher von dieser Studie ausgenommen. Das Hauptvorkommen von *H. gammarus* in der deutschen Nordsee befindet sich auf dem felsigen Sublitoral der Insel Helgoland und damit außerhalb der deutschen AWZ. In der AWZ der Nordsee kommt die Art im Bereich von Wracks vor (KRONE & SCHRÖDER 2011). Eine Erfassung des Bestandes kann im Rahmen des regulären Monitorings nicht geleistet werden, da hierfür taucherische Beprobung anspruchsvoller sublitoraler Habitate erforderlich ist, die routinemäßig nur mit extrem hohem Aufwand zu leisten ist. Der Populationszustand wird daher anhand vorhandener Literaturangaben eingeschätzt.

In der deutschen AWZ der Ostsee ist nach HELCOM (2007) ausschließlich der Zustand der Population der Abgestutzten Klaffmuschel *Mya truncata* zu bewerten. Monitoringverpflichtungen durch die überarbeitete Rote Liste (HELCOM 2013b) ergeben sich bislang nicht.

7.1 Islandmuschel *Arctica islandica*

Die Islandmuschel *Arctica islandica* ist mit einer Lebensspanne von deutlich über 100 Jahren eine der langlebigsten einheimischen marinen Wirbellosen. Während sie in der nördlichen Nordsee, Skagerrak, Kattegat und westlichen Ostsee noch recht verbreitet ist, sind rezente Funde aus der Deutschen Bucht selten. Um den Populationsstatus von *A. islandica* zu dokumentieren, wurden mit Hilfe vorliegender Daten Stationen identifiziert, an denen die Art im Rahmen früherer Untersuchungen angetroffen wurde. Die Ergebnisse dieser Studie ergaben, dass *A. islandica* wiederholt (i) in einem Gebiet am nördlichen Hang des Elbe-Urstromtals sowie (ii) in der äußersten Spitze der deutschen AWZ der Nordsee, im sog. „Entenschnabel“, jenseits des FFH-Gebietes „Doggerbank“, gefunden wurde (Abbildung 35).

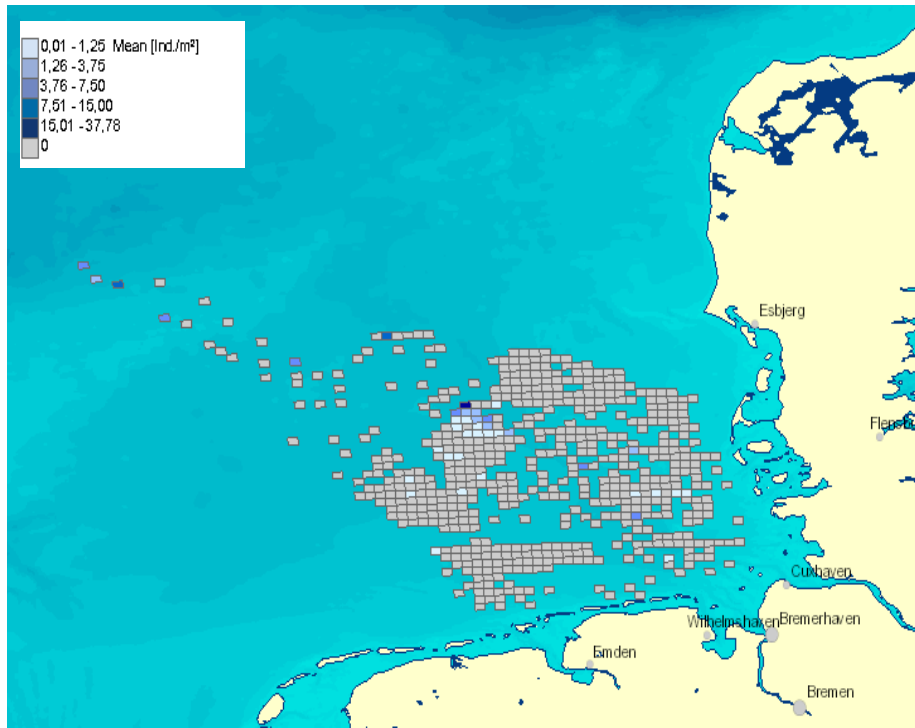


Abbildung 35: Historische Nachweise von *Arctica islandica* in der deutschen AWZ der Nordsee (Quelle: BSH/AWI 2014; <https://www.geoseaportal.de/gdi-bsh-portal/ui>).

Diese Gebiete decken sich teilweise mit den Gebieten, die im Rahmen des Monitorings (i) des OSPAR-Biototyps „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ und (ii) des FFH-Lebensraumtyps „Sandbänke“ beprobt wurden. Damit wurde das Populationsmonitoring von *A. islandica* durch die im Jahr 2012 erfolgte Beprobung der 13 Stationen am nördlichen Rand des Elbe-Urstromtals sowie der 10 Stationen in der nordwestlichen Spitze der deutschen AWZ der Nordsee im Jahr 2013 durchgeführt (Abbildung 36).

Von den auf diesen Stationen mit der Dredge gefangenen *A. islandica* wurde mit Hilfe einer Schieblehre individuell die Schale vermessen (längster Durchmesser und maximale Dicke). Nach der Vermessung wurde das Tier wieder ins Meer zurückgegeben. Ferner wurde die Gesamtbiomasse sowie die Abundanz von *A. islandica* in jeder Greiferprobe bestimmt, auch wenn diese nicht aus den Gebieten stammten, die für das Populationsmonitoring dieser Art ausgewählt waren.

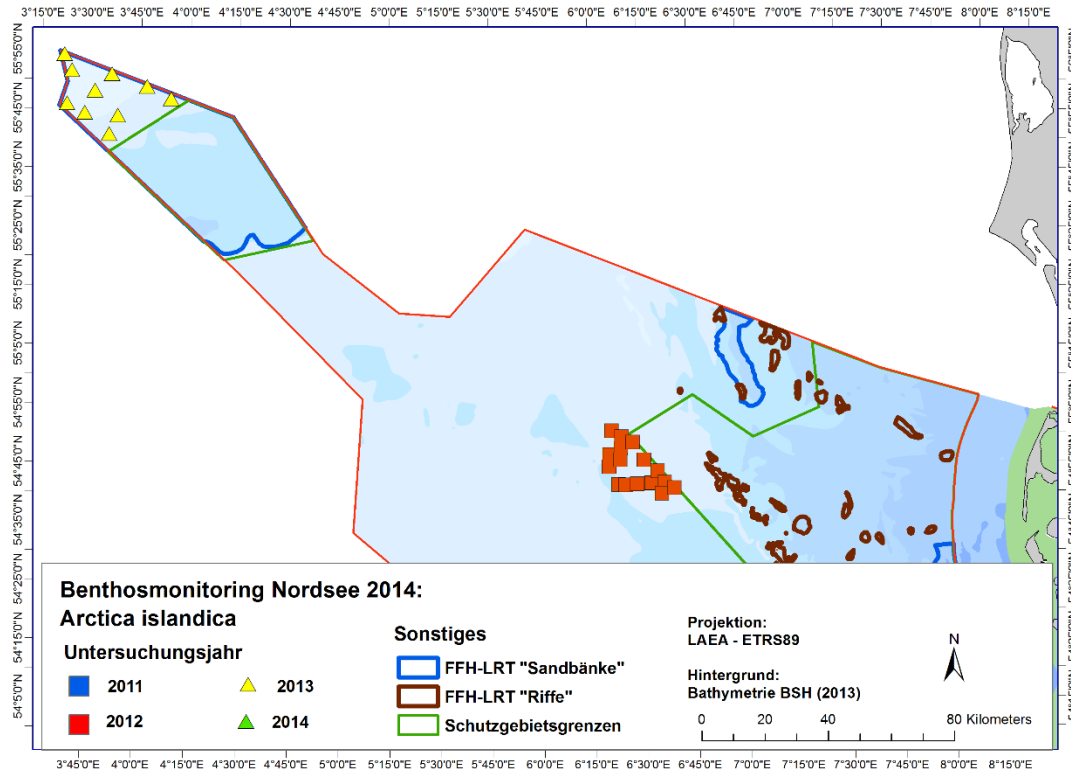


Abbildung 36: Stationen zur Erfassung der Populationsstruktur der Art *Arctica islandica* in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2012 und 2013.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurde nur ein einziges adultes Exemplar der Islandmuschel *Arctica islandica* gefunden. Dieses Individuum hatte einen Schalendurchmesser (max. Länge) von 95 mm und eine Schalendicke von 50 mm. Alle weiteren Individuen waren Juvenile und wurden mit dem van Veen-Greifer gefangen. Juvenile Individuen wurden auf der Doggerbank, dem Schlickgebiet am nördlichen Hang des Elbe-Urstromtals, im Sylter Außenriff sowie auf dem Störtebekergrund gefunden (Abbildung 37). Die durchschnittliche Individuendichte auf den Stationen mit Positivfunden variierte zwischen 3 und 93 Ind./m². Die durchschnittliche Masse (Feuchtgewicht + Schale) der Juvenilen variierte auf den Stationen mit Positivfunden zwischen 0,1 und 812 mg.

Diese Abundanzen von annähernd 100 Ind./m² sind recht beachtlich. Es muss jedoch davon ausgegangen werden, dass sich diese Juvenilabundanzen aufgrund von Mortalität in der Zukunft erheblich relativieren werden. Die Funde belegen, dass eine Rekrutierung von *A. islandica* in der deutschen AWZ der Nordsee erfolgt. Die auffällig geringe Zahl an Adultfunden deutet jedoch darauf hin, dass diese Rekrutierung nicht aus einer in der deutschen AWZ der Nordsee ansässigen

Population erfolgt, sondern durch die Einwanderung planktonischer Larven aus einem anderen Seegebiet. Damit stellt sich der Bestand in der deutschen AWZ derzeit nicht als eine Population mit dem Potenzial zur Selbsterhaltung dar.

Aufgrund dieser Untersuchung ist es jedoch nicht möglich zu beurteilen, ob sich der Status von *A. islandica* in der deutschen Nordsee verschlechtert hat. Bisher liegen keine Informationen über die mittel- bis langfristige Populationsentwicklung der Art in diesem Seegebiet vor. Somit ist auch nicht bekannt, ob ein zyklisches Verschwinden adulter Tiere möglicherweise ein natürliches Phänomen darstellt. Angesichts der extremen Langlebigkeit dieser Tiere wäre jedoch zu erwarten, dass auch bei wiederholtem Ausfall der jährlichen Rekrutierung mehr Individuen mittlerer und größerer Größenklassen gefunden würden. kann Der Populationszustand der OSPAR-Art *A. islandica* in der deutschen AWZ der Nordsee ist aufgrund des fast vollständigen Fehlens größerer, reproduktiver Tiere als „schlecht“ einzustufen.

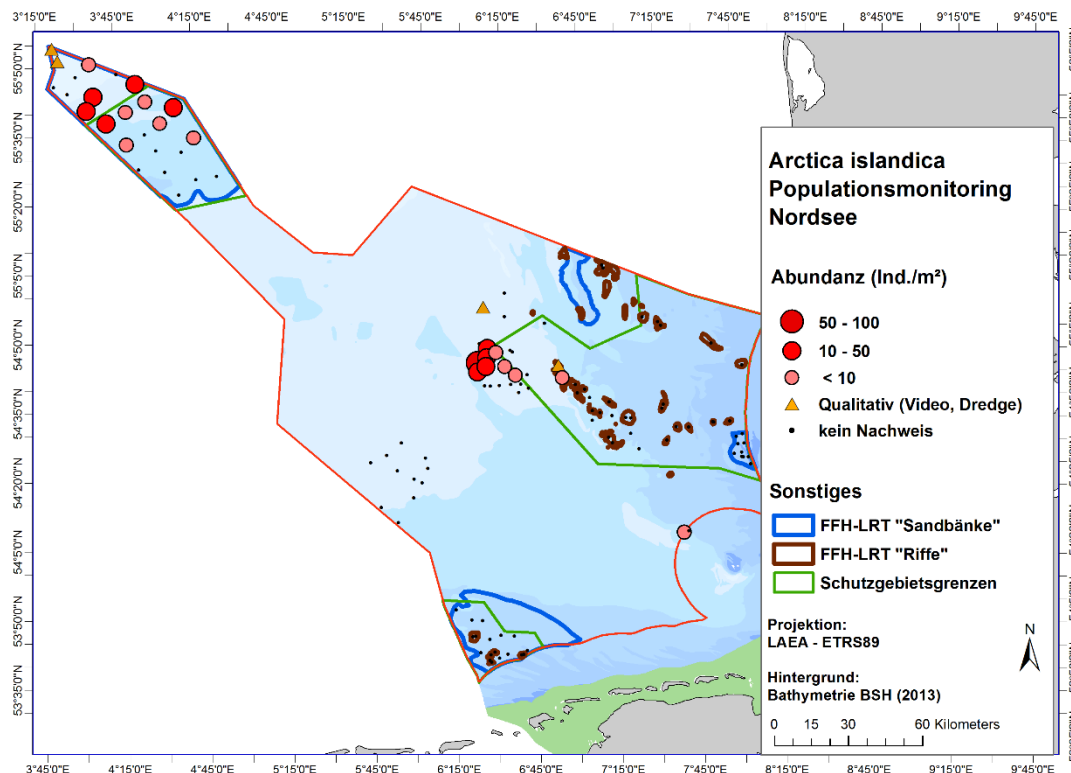


Abbildung 37: Funde juveniler *Arctica islandica* in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2014.

7.2 Essbarer Seeigel *Echinus esculentus*

Der Essbare Seeigel *E. esculentus* ist ein Bewohner natürlicher, sublitoraler Hartsubstrate und konnte daher im Rahmen des Monitorings des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ erfasst werden. Dabei dienten die Dredge-Fänge sowie die Unterwasservideos dem qualitativen Nachweis (presence) dieser Art an Riffstationen. Mit dem van Veen-Greifer wurde diese Art nur zufällig und äußerst selten erfasst. Von den mit der Dredge gefangenen Individuen wurde mit Hilfe einer Schieblehre der maximale Körperdurchmesser ermittelt. Anschließend wurden die Tiere wieder ins Meer zurückgegeben.

Der Essbare Seeigel *Echinus esculentus* wurde in Dredgefängen sowie auf Unterwasservideos der Riffstrukturen der FFH-Gebiete Sylter Außenriff und Borkum Riffgrund angetroffen (Abbildung 38). Der Schwerpunkt der Verbreitung dieser Art in der deutschen AWZ der Nordsee scheint die Ansammlung von Riffstrukturen im südwestlichen Sylter Außenriff zu sein, wo der Seeigel auf den meisten Stationen beobachtet wurde. Im nördlichen Bereich des Sylter Außenriffs sowie auf dem Borkum Riffgrund kam *E. esculentus* eher sporadisch vor. Der Essbare Seeigel *Echinus esculentus* wurde 2014 als Einzelfund sowie auf Unterwasservideos in Riffstrukturen im FFH-Gebiet Sylter Außenriff an zwei Stationen angetroffen. Der Bestand auf dem Felssockel der Insel Helgoland wurde nicht berücksichtigt, da sich dieser außerhalb der AWZ befindet und daher im Rahmen dieses Monitorings nicht abgedeckt wird.

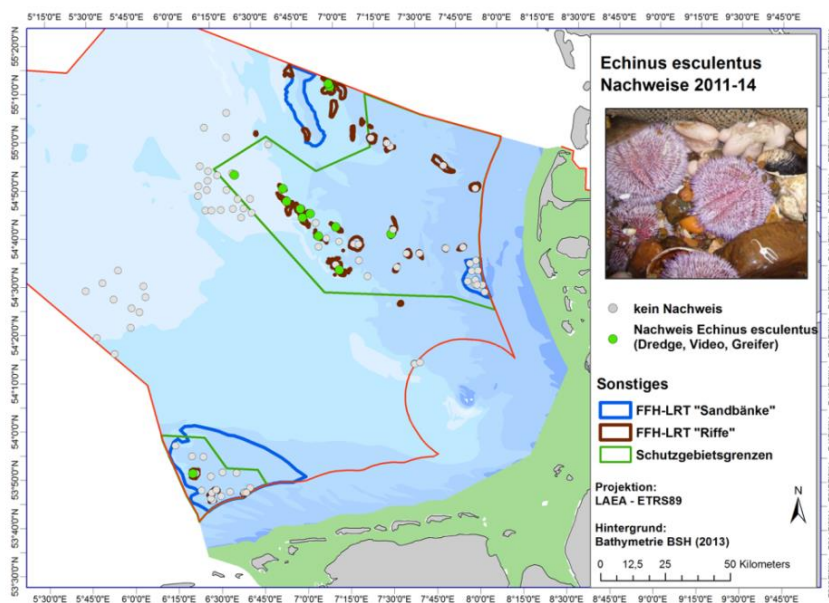


Abbildung 38: Vorkommen des Seeigels *Echinus esculentus* in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2014.

Im Jahr 2011 wurden im Gebiet des Sylter Außenriffs Tiere unterschiedlicher Größe gefunden. Das Größenspektrum der Individuen erstreckte sich im Jahr 2011 von 2 bis 11 cm Durchmesser (Abbildung 39). Im Jahr 2012 hingegen wurden ausschließlich größere Tiere mit einem Durchmesser von 10 bis 12 cm gefunden. Im Jahr 2013 wurden schließlich die größten Tiere mit einem Durchmesser von bis zu 13 cm festgestellt. Das kleinste Individuum des Jahres 2013 hatte einen mittleren Durchmesser von 5 cm. Für den gesamten Untersuchungszeitraum erstreckte sich das Größenspektrum demnach von 2 bis 13 cm Durchmesser. Insgesamt wurden mehr große (>10 cm Durchmesser) als kleine (<10 cm Durchmesser) Tiere beobachtet.

Der gemäß BNatSchG geschützte Seeigel *Echinus esculentus* ist im Rahmen des FFH-Riffmonitorings verlässlich angetroffen worden. Diese großen, langlebigen Tiere sind strikt mit Hartsubstraten assoziiert, so dass erwartet werden kann, dass die Verfügbarkeit geeigneter Habitate ein limitierender Faktor für die Populationsgröße von *E. esculentus* in der deutschen Nordsee ist. Aus früheren Studien ist nicht ersichtlich, dass sich diese Art mit künstlichen Hartsubstraten wie Wracks oder den Gründungsstrukturen von Offshore-Windenergieanlagen assoziiert (ZINTZEN et al. 2006, KRONE et al. 2013).

Die Populationsstruktur von *E. esculentus* weist Tiere in einem weiten Größenspektrum mit Durchmessern von 2-13 cm auf, was darauf hindeutet, dass reproduktive Tiere in der Population der deutschen Nordsee vorhanden sind. Die Populationsstruktur ließ jedoch juvenile Tiere vermissen, die natürlicherweise den größten Anteil einer gesunden Population einnehmen sollten. Angesichts des verlässlichen Auftretens dieser Art gehen wir jedoch davon aus, dass das Fehlen der Jungtiere methodische Gründe hat. Es ist zu erwarten, dass juvenile Tiere aufgrund hohen Räuberdrucks nicht exponiert auf den Riffstrukturen siedeln, sondern eher in geschützten Spalten, so dass sie mit Dredge und Video nicht zu erfassen sind. Um dies zu bestätigen, wären tauchergestützte Untersuchungen erforderlich, die jedoch unter den vor Ort herrschenden Bedingungen (Wassertiefe, Strömungen) sehr aufwendig wären. Grundsätzlich schätzen wir den Zustand der Population aufgrund der Stetigkeit der Art in den Proben als gefestigt ein. Bei dem weiteren Monitoring der Population wird es jedoch wichtig sein, die Riffstrukturen zu beobachten, an denen *E. esculentus* während unserer Studie nicht gefunden wurde. Standortfaktoren, die für das Fehlen der Art an diesen Standorten verantwortlich sein könnten, waren nicht erkennbar. Ein fortwährendes Fernbleiben der Art von diesen Strukturen könnte ein Indiz dafür sein, dass die Rekrutierung von *E. esculentus* in der deutschen Nordsee beeinträchtigt sein könnte. Die Bedeutung der im Vergleich zu vorangegangenen Jahren im Jahr 2014 sehr spärlichen Vorkommen kann erst nach der nächsten Beprobung des Sylter Außenriffs beurteilt werden. Für eine langfristige Beobachtung der *E. esculentus*-Population könnte eventuell der Anteil der mit großen Seeiegeln besetzten Riffstrukturen in Betracht gezogen werden. Vorab wäre festzulegen, ob alle beobachteten

Riffstrukturen oder nur der Teil mit großen Blöcken einbezogen wird. Eine Grundvoraussetzung dafür ist in jedem Fall die verlässliche Wiederauffindbarkeit solcher Strukturen.

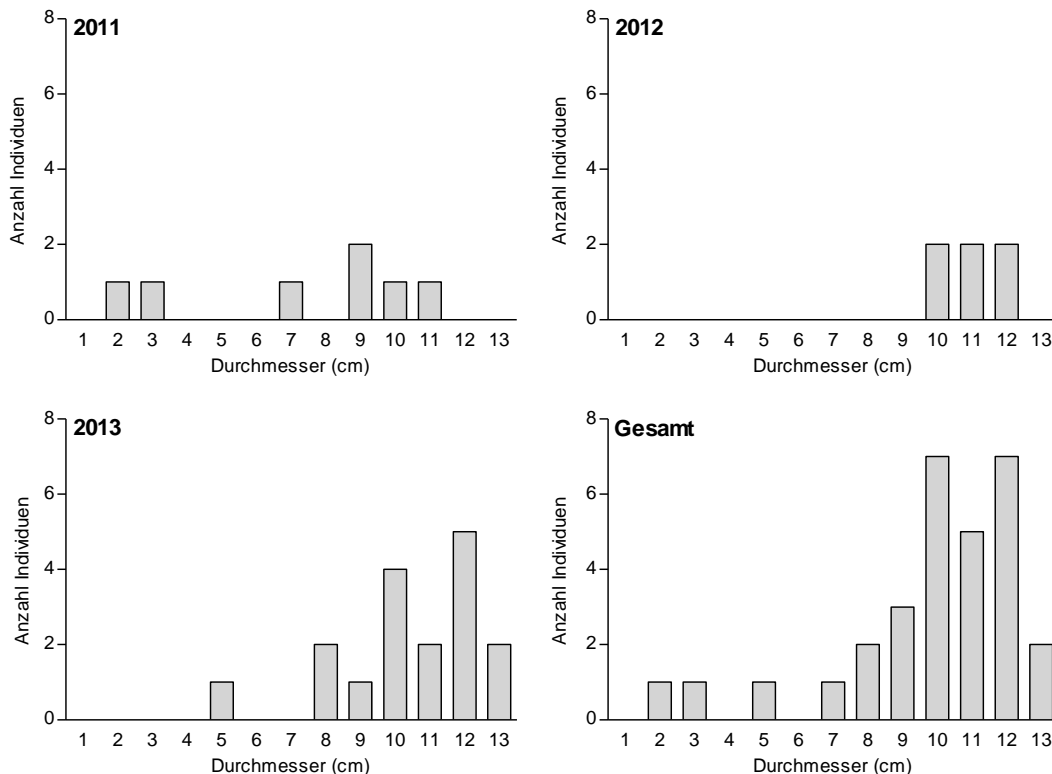


Abbildung 39: Größenverteilung (Durchmesser) des Seeigels *Echinus esculentus* in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011, 2012 und 2013 sowie über den gesamten Untersuchungszeitraum integriert.

7.3 Europäischer Hummer *Homarus gammarus*

Der Europäische Hummer *Homarus gammarus* wird mit den in dieser Studie verwendeten Methoden nicht erfasst. Daher wird hier auf Literaturangaben zurückgegriffen, um den Zustand der Hummerpopulation einzuschätzen. Der Verbreitungsschwerpunkt von *H. gammarus* in der deutschen Nordsee befindet sich auf dem Felssockel der Insel Helgoland und damit außerhalb der AWZ. Der Zustand der Helgoländer Hummerpopulation ist jedoch bedeutend für den Zustand der Gesamtpopulation, da die regionale Rekrutierung wahrscheinlich maßgeblich von den Helgoländer Tieren ausgeht.

Die Helgoländer Hummerpopulation hat zu Beginn der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts einen massiven Einbruch erfahren, der sich in den Fangquoten der Helgoländer Hummerfischer widerspiegelte (SCHMALENBACH et al. 2011). Die genauen Gründe für den Zusammenbruch der Hummerpopulation sind nicht bekannt, wahrscheinlich ist jedoch ein Zusammenspiel verschiedener Faktoren wie Habitatverlust in der Folge des 2. Weltkriegs, Überfischung und Verschmutzung (ANGER & HARMS 1994, WALTER et al. 2008). Eine Erholung der Population wird durch die geographische Isolierung der Helgoländer Hummerpopulation erschwert (ULRICH et al. 2001). Ferner prognostizieren SCHMALENBACH & FRANKE (2010) eine Beeinträchtigung des Rekrutierungserfolges von *H. gammarus* durch steigende Wassertemperaturen im Rahmen des globalen Klimawandels.

KRONE & SCHRÖDER (2011) konnten nachweisen, dass *H. gammarus* in der deutschen Nordsee mit Wracks assoziiert vorkommt (Abbildung 40). Das Migrationspotential adulter Tiere ermöglicht dabei theoretisch die Paarung geschlechtsreifer Tiere. KRONE et al. (2013) folgern, dass Populationen von Arten wie *H. gammarus*, die sich mit künstlichen Hartsubstraten assoziieren, von einer zunehmenden Zahl künstlicher Hartsubstrate in der Nordsee, z.B. durch den Ausbau der Offshore-Windenergie, profitieren könnten. Angesichts der früheren Größe der Hummerpopulation auf dem vergleichsweise kleinen Felssockel der Insel Helgoland ist jedoch davon auszugehen, dass Habitatlimitierung nicht der primäre Grund für die derzeit geringe Populationsgröße ist. Vermutlich sind die Faktoren, die zu einem Einbruch der Population geführt haben, heute noch wirksam und verhindern eine vollständige Regeneration der Population. Daher wird der Zustand der Population von *H. gammarus* in der deutschen AWZ der Nordsee als deutlich beeinträchtigt eingestuft.

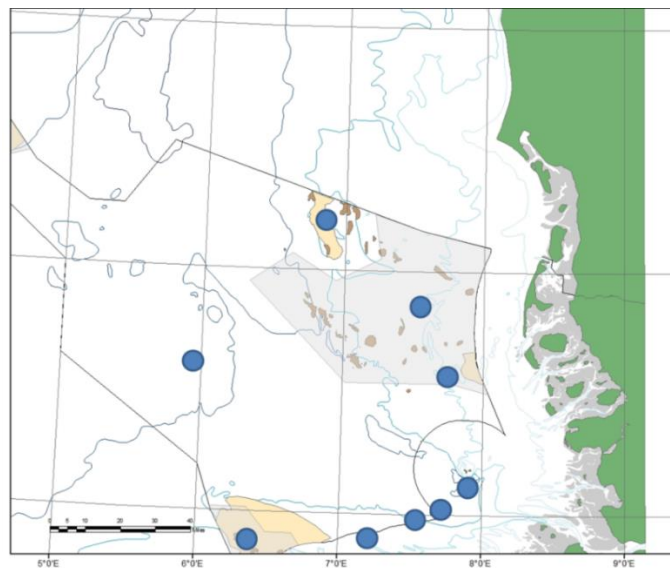


Abbildung 40: Vorkommen von *Homarus gammarus* in Wracks in der deutschen AWZ der Nordsee (nach KRONE & SCHRÖDER 2011).

7.4 Abgestutzte Klaffmuschel *Mya truncata*

Die Abgestutzte Klaffmuschel war vor der Jahrtausendwende in ihrer Verbreitung in der Ostsee deutlich zurückgegangen und daher auf die Liste der gefährdeten Arten nach HELCOM (2007) gesetzt worden. In den vergangenen Jahren, seit Aufnahme des Monitorings 2009, wurde sie jedoch an über 70 Stationen nachgewiesen (Abbildung 41). Schwerpunkte in der Verbreitung sind die Sandböden der Kieler Bucht und des Fehmarnbelts unterhalb der Halokline. Eine starke Substratbindung scheint dabei nicht zu bestehen. Hohe Abundanzen wurden auf Fein-, Mittel- und Grobsandböden angetroffen. Vereinzelt werden auch Schlicksande besiedelt. An den meisten Stationen ist die Besiedlungsdichte jedoch gering (< 10 Ind./m²). Es werden verbreitet sowohl kleine, junge als auch größere, ältere Individuen angetroffen. Aufgrund der geringen Besiedlungsdichte sind Aussagen über die Populationsstruktur jedoch schwierig. Die aktuelle Verbreitung in der Mecklenburger Bucht wird im kommenden Jahr (2015) überprüft werden. Nachweise aus dem Arkonabecken liegen mit Ausnahme des Gebietes um den Kriegers Flak seit über 25 Jahren nicht mehr vor (IOW-Datenbank). Die Abgestutzte Klaffmuschel *Mya truncata* gilt jedoch als weniger tolerant gegenüber geringen Salzgehalten als die andere Art der Gattung in der Ostsee (*M. arenaria*) und bleibt daher in ihrer Verbreitung wahrscheinlich grundsätzlich auf die Bereiche westlich der Darßer Schwelle beschränkt.

Der indikative Wert der Art ist aufgrund der starken Bindung an hohe Salzgehalte, die insgesamt geringe Dichte und die offensichtlich schwache Substratbindung sehr gering. Aufgrund der aktuellen Bestandsentwicklung und dem verbesserten Wissensstand zur Verbreitung und zur Ökologie der Art wird sie in der aktuellen Roten Liste gefährdeter Arten nach HELCOM (2013b) nur noch als NT (near threatened) geführt. In der deutschen Roten Liste gefährdeter Arten wird sie dagegen weiterhin als stark gefährdet (Kategorie 2) eingestuft (Rachor et al. 2013). Daher wird ihre Bestandentwicklung trotz geringem indikativen Wert hinsichtlich anthropogener Beeinflussungen weiter beobachtet.

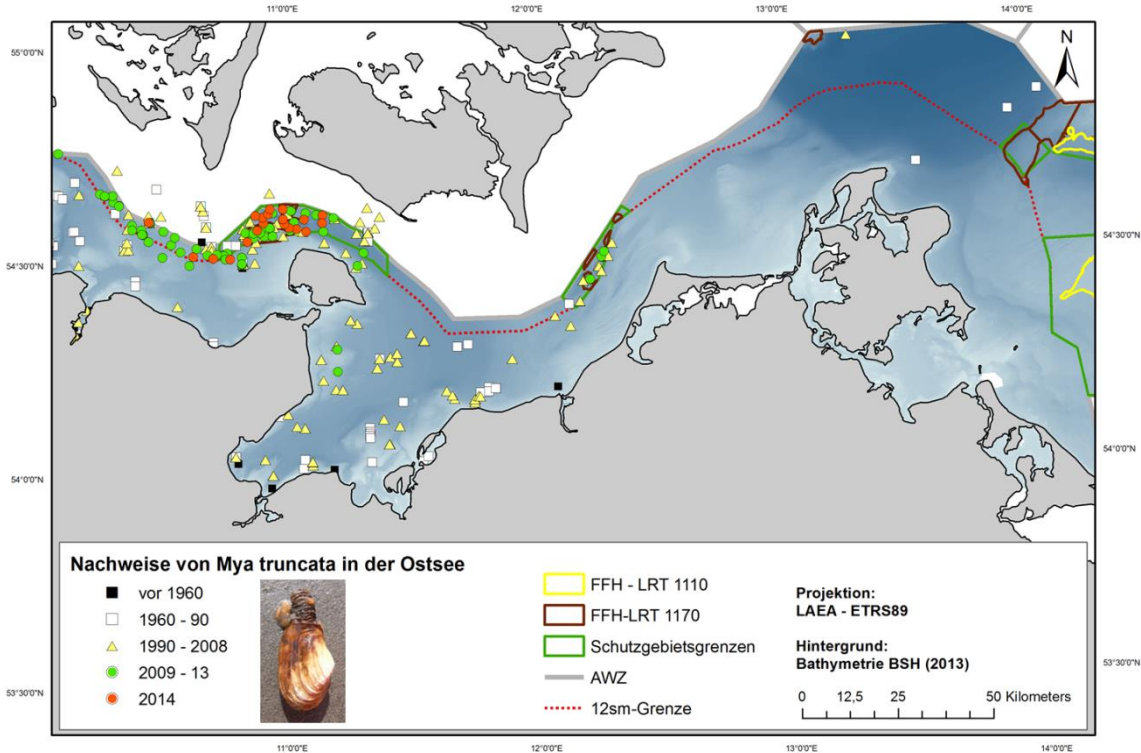


Abbildung 41: Nachweise der Abgestutzten Klaffmuschel *Mya truncata* in der deutschen Ostsee seit 1850.

8 Ausblick

Das dem vorliegenden Bericht zugrunde liegende Monitoring- und Bewertungskonzept befindet sich für viele der Biotope noch in der Entwicklung. Der Fortschritt der Arbeiten ist eng mit den Ergebnissen anderer Projekte (z.B. Sedimentkartierung, Rote Liste Biotope Deutschland) verknüpft und wird stark von nationalen (BLMP, BLANO) und internationalen Prozessen (EU Commission, OSPAR, HELCOM) beeinflusst. Sowohl zur Umsetzung der FFH-RL als auch der MSRL steht eine Zustandsbewertung in den Jahren 2017/18 an. Bis dahin sind folgende Arbeitsschritte umzusetzen, an denen das Projekt „Erfassung, Bewertung und Kartierung benthischer Arten und Biotope (AWZ-P4, Benthos)“ mitwirken wird.

1. FFH-Monitoring
 - National abgestimmte Anpassung des Überwachungskonzepts (Methodik: ggf. Integration Taucheruntersuchungen, stärkerer Fokus auf optische Verfahren)

- Darauf aufbauend bzw. daran angepasstes Bewertungsverfahren der biologischen Parameter (Charakterarten, Gemeinschaftsstruktur und Vegetationszonen) des LRT „Riffe“ in Nord- und Ostsee, inkl. Aufnahme der Makrophyten in die Listen charakteristischer Arten (AWZ: nur in der Ostsee relevant)

- Überarbeitung Bewertungskonzept „Habitatstrukturen“ beider relevanten FFH-LRT

2. MSRL-Monitoring

- Festlegung der Beprobungsstrategien für großräumige Weichboden-Biotope in Abstimmung mit den Nachbarstaaten in der Nordsee und der Ostseeregion
- Monitoring- und Bewertungskonzept für „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ (z. Zt. nur Nordsee) als Grundlage für Zustandsbewertung und Eingriffsbewertung
- Begleitung und Abschluss MSRL-Indikatorentwicklung unter OSPAR (MMI) und HELCOM (BQI) sowie Test und Anwendung in Fallstudien in Abstimmung mit den Nachbarstaaten
- Weiterentwicklung anderer Indikatoren (z.B. Populationsstruktur *Arctica islandica*)

Schwerpunkte der Arbeiten im nächsten Jahr (2015):

- FFH-Monitoring deutsche AWZ Nordsee: Borkum Riffgrund (Riffe und Sandbänke)
- FFH-Monitoring deutsche AWZ Ostsee: Dauerstationen (Sandbänke und Riffe) sowie Schwerpunktuntersuchung Kadetrinne (Riffe)
- MSRL: Fallstudie artenreiche Kies-, Grobsand und Schillgründe Nordsee (Borkum Riffgrund und umliegende Gebiete)
- MSRL: Fallstudie Beprobungs- und Bewertungskonzept vorherrschende Biotoptypen südliche Nordsee und Mecklenburger Bucht
- Operationalisierung der MSRL-Zustandsindikatoren (Nordsee BH-2: MMI, Ostsee: BQI)

9 Literaturverzeichnis

- ANGER K, HARMS J (1994) The Helgoland lobster: a disappearing island population. Lobster Newsletter 7, 11-12.
- BFN (2011): Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe im Meeres- und Küstenbereich - Definition und Kartieranleitung. 5 S.
- <http://www.bfn.de/habitatmare/de/downloads/marine-biotope/Biototyp-Kies-Sand-Schillgruende.pdf>
- BFN (2013): Nationaler FFH-Bericht 2013. Online. [12.10.2017]
https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/Nat_Bericht_2013/Lebensraumbtypen/LRT_Erhaltungszustand_2007_2013_Gesamttrend_AuditTrail.pdf
- BIOCONSULT, HOCHSCHULE VECHTA, IOW (2014) Cluster 6 Biotopkartierung: Zusammenfassung der ersten Projektphase 2011 – 2014. Unveröffentlichter Abschlussbericht im Auftrag des BfN
- BOON AR, GITTENBERGER A, VAN LOON WMGM (2011) Review of Marine Benthic Indicators and Metrics for the WFD and design of an optimized BEQI. Report Deltares: 55 S.
- BORJA Á, FRANCO J, PÉREZ V (2000) A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. Marine Pollution Bulletin 40: 1100-1114.
- COMMISSION STAFF WORKING PAPER (2011) Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status. SEC 1255 final: Brussels, 14.10.2011, 95 pp.
- FLEISCHER D, ZETTLER ML (2009) An adjustment of benthic ecological quality assessment to effects of salinity. Marine Pollution Bulletin 58: 351-357.
- FÜRHAUPTER K, MEYER T (2008) Handlungsanweisung zum Monitoring in den äußeren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Qualitätskomponente Makrophyten –BALCOSIS-Verfahren (Version 1). MariLim, Abschlussbericht für das LANU-SH, Flintbek und das LUNG-MV, Güstrow (unveröffentl.).
- HELCOM (1998) Red list of marine and coastal biotopes and biotope complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat - Including a comprehensive description and classification system for all Baltic marine and coastal biotopes. Baltic Sea Environment Proceedings No. 75.
- HELCOM (2007) HELCOM lists of threatened and/or declining species and biotopes/ habitats in the Baltic Sea area. Baltic Sea Environment Proceedings No. 113.

HELCOM (2013a) Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and biotope complexes. Baltic Sea Environmental Proceedings 138, 69 S.

HELCOM (2013b) HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Baltic Sea Environmental Proceedings 138, 106 S.

HELCOM (2013c) State of soft-bottom macrofauna community. HELCOM Core Indicator Report. Online, zuletzt aufgerufen: 30.09.2015.

http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/HELCOM-CoreIndicator_State_of_the_soft-bottom_macrofauna_communities.pdf

IOW (2009) Erprobung eines Fachvorschlags für das langfristige benthologische Monitoring der Natura 2000 Lebensräume in der deutschen AWZ der Ostsee als Grundlage für die Erfüllung der Natura 2000 – Berichtspflichten (FFH - Berichtsperiode 2007 – 2012). Gutachten des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 97 S.

IOW, AWI (2012A) Monitoring und Bewertung des Benthos, der Lebensraumtypen/ Biotope und der Gebietsfremden Arten (Cluster 4, Benthosmonitoring) - 2. Synthetischer Jahresbericht. Gutachten des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde und des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 342 S.

IOW, AWI (2012B) Fachvorschlag zur Identifikation und Typologisierung vorherrschender Biotoptypen in der AWZ (Nord- und Ostsee), 1. überarbeitete Fassung Stand: 23.11.2012. Gutachten des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde und des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 45 S.

IOW, AWI (2013) Fachvorschlag zur Bewertung des Biotoptyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe im Meeres- und Küstenbereich“ in der Ostsee. Gutachten des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde und des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 24 S.

IOW, AWI (2014) Zustand der Lebensräume und Biotope in der Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord- und Ostsee, Untersuchungsjahr 2013. BERICHT des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde und des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 73 S.

KRAUSE J, VON DRACHENFELS O, ELLWANGER G, FARKE H, FLEET DM, GEMPERLEIN J, HEINICKE K, HERRMANN C, KLUGKIST H, LENSCHOW U, MICHALZCYK C, NARBERHAUS I, SCHRÖDER E, STOCK M, ZSCHEILE K (2008)

Bewertungsschemata für die Meeres- und Küstenlebensraumtypen der FFH-Richtlinie- 11er Lebensraumtypen: Meeresgewässer und Gezeitenzonen: 23 S.

http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/marin_11.pdf

KRAUSE J, WEIGELT M, ABEL C, KOßMAGK-STEPHAN K, VOß J (2012) MSRL reporting 2012: Übersicht zu den Reporting Sheets unter Beteiligung des BfN / Zuordnung der MSRL-Inhalte zu Berichten nach FFH und V-RL, Stand: 09.05.2012.

KRONE R, GUTOW L, BREY T, DANNHEIM J, SCHRÖDER A (2013) Mobile demersal megafauna at artificial structures in the German Bight – Likely effects of offshore wind farm development. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 125, 1-9.

KRONE R, SCHRÖDER A (2011) Wrecks as artificial lobster habitats in the German Bight. *Helgoland Marine Research* 65:11–16.

NEHLS G, DIEDERICHS A, GRÜNKORN T, KRAUSE S, MACZASSEK K, VORBERG R (2008) Konzept zur Umsetzung der Natura 2000 Monitoring- und Berichtspflichten in den küstenfernen Gebieten der deutschen Nord- und Ostsee. Gutachten der BioConsult SH, der MariLim Gewässeruntersuchung und des Marine Science Service im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 203 S.

http://www.bfn.de/habitatmare/de/downloads/monitoring/Natura_2000_Monitoring_AWZ.pdf

OERTZEN JA VON, SCHLUNGBAUM G (1972) Experimentell-ökologische Untersuchungen über O₂-Mangel- und H₂S-Resistenz an marinen Evertebraten der westlichen Ostsee. *Beiträge zur Meereskunde* 29: 79-92.

RACHOR E, NEHMER P (2003) Erfassung und Bewertung ökologisch wertvoller Lebensräume in der Nordsee. Abschlussbericht für das F+E-Vorhaben FKZ 899 85 310 im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, 175 pp. + Anlagen.

RACHOR E, BÖNSCH R, BOOS K, GOSSELCK F, GROTHJAHN M, GÜNTHER C-P, GUSKY M, GUTOW L, HEIBER W, JANTSCHIK P, KRIEG HJ, KRONE R, NEHMER P, REICHERT K, REISS H, SCHRÖDER A, WITT J, ZETTLER ML (2013) Rote Liste und Artenlisten der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere. – In: Becker, N.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G. & Nehring, S. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 2: Meeresorganismen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (2): S. 81-176.

REISS H, KRÖNCKE I (2005) Seasonal variability of benthic indices: An approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. *Marine Pollution Bulletin* 50: 1490–1499.

- ROSENBERG R, BLOMQVIST M, NILSSON CH, CEDERWALL H, DIMMING A (2004) Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions; a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive Mar Poll Bull 49: 728–739.
- SCHIELE KS, DARR A, ZETTLER ML, BERG T, BLOMQVIST M, DAUNYS D, JERMAKOV V, KORPINEN S, KOTTA J, NYGÅRD H, VON WEBER M, VOSS J, WARZOCHA J (2015a) Rating species sensitivity throughout gradient systems – a consistent approach for the Baltic Sea, Ecol Ind, accepted for publication.
- SCHIELE KS, DARR A, ZETTLER ML, FRIEDLAND R, TAUBER F, VON WEBER M, VOSS J (2015b) Biotope map of the German Baltic Sea. Marine Pollution Bulletin 96: 127-135.
- SCHMALENBACH I, FRANKE H-D (2010) Potential impact of climate warming on the recruitment of an economically and ecologically important species, the European lobster (*Homarus gammarus*) at Helgoland, North Sea. Marine Biology 157, 1127-1135.
- SCHMALENBACH I, MEHRTENS F, JANKE M, BUCHHOLZ F (2011) A mark-recapture study of hatchery-reared juvenile European lobsters, *Homarus gammarus*, released at the rocky island of Helgoland (German Bight, North Sea) from 2000 to 2009. Fisheries Research 108, 22-30.
- TAUBER F (2013) Neue Reliefkarten der deutschen Ostsee. Hydrogr. Nachrichten 30: 6-9.
- ULRICH I, MÜLLER J, SCHÜTT C, BUCHHOLZ F (2001) A study of population genetics in the European lobster, *Homarus gammarus* (Decapoda, Nephropidae). Crustaceana 74, 825-837.
- WALTER I, SCHMIDT M, BUCHHOLZ F (2008) Der Einfluss von Erdöl auf das Verhalten von Hummern. Effekte auf Nahrungssuche und Aggression. VDM Verlag Dr. Müller Aktiengesellschaft & Co. KG, Saarbrücken, 192 pp.
- WIEKING G, KRÖNCKE I (2003) Benthic communities of the Dogger Bank (central North Sea) in the late 90s: Spatial distribution, species composition and trophic structure. Helgoland Marine Research 57: 34-46.
- ZETTLER ML, BÖNSCH R, GOSSELCK F (2001) Distribution, abundance and some population characteristics of the ocean quahog, *Arctica islandica* (Linnaeus, 1767), in the Mecklenburg Bight (Baltic Sea). Journal of Shellfish Research 20: 161-169.
- ZETTLER ML, PROFFITT CE, DARR A, DEGRAER S, DEVRIESE L, GREATHEAD C, KOTTA J, MAGNI P, MARTIN G, REISS H, SPEYBROECK J, TAGLIAPIETRA D, VAN HOEY G, YSEBAERT T (2013) On the myths of indicator species: issues and further consideration in the use of static concepts for ecological applications. PLoS ONE 8(10): e78219.

ZINTZEN V, MASSIN C, NORRO A, MALLEFET J (2006) Epifaunal inventory of two shipwrecks from the Belgian Continental Shelf. *Hydrobiologia* 555, 207-219.

10 Anhang

Tabelle 11: Charakterarten-Liste für Sandbänke Nordsee: Sylter Außenriff und Borkum Riffgrund (Stand: 2012)

| Art | AMBI | Rachor & Nehmer | Nehls et al. | Krause et al. | Anmerkung |
|--------------------------------|------|----------------------------|--------------|---------------|--|
| <i>Aonides paucibranchiata</i> | III | GS K | | x | nur Einzelstationen |
| <i>Bathyporeia elegans</i> | I | Begl. gsMS | FS | x | Einzelfunde |
| <i>Echinocyamus pusillus</i> | I | GS-FS Tiefe Rinne | GS K (R) | x | -- |
| <i>Glycera lapidum</i> | II | GS-Schlick Tiefe Rinne | S K (R) | x | Einzelfunde |
| <i>Goniadella bobretzkii</i> | II | GS K, gsMS | GS | x | abundant |
| <i>Goodallia triangularis</i> | II | Char. gsMS | GS | -- | -- |
| <i>Liocarcinus holsatus</i> | I | -- | FS, GS | -- | verbreitet (Dredge) |
| <i>Magelona mirabilis</i> | I | Char. (<i>johnstoni</i>) | FS | x | als <i>M. johnstoni</i> abundant |
| <i>Nephtys caeca</i> | II | überall | GS | -- | wenig abundant |
| <i>Nephtys longosetosa</i> | II | GS-Schlick | GS | x | Einzelfunde |
| <i>Ophelia limacina</i> | I | Begl. gsMS, FS | -- | x | dominant |
| <i>Ophiura albida</i> | II | überall | FS, GS | -- | vereinzelt (Dredge) |
| <i>Ophiura ophiura</i> | II | überall | FS, GS | -- | vereinzelt (Dredge) |
| <i>Orbinia sertulata</i> | I | GS K | GS | -- | wenig abundant, lokal |
| <i>Pisone remota</i> | I | GS-FS | -- | x | wenig abundant |
| <i>Scolelepis bonnierii</i> | III | Begl. gsMS, FS | -- | x | Einzelfunde |
| <i>Spio filicornis</i> | III | Begl. gsMS | -- | x | <i>S. goniocephala</i> Rang 2, <i>S. filicornis</i> Einzelfunde |
| <i>Spio goniocephala</i> | III | GS-Schlick | -- | -- | dominant* |
| <i>Spiophanes bombyx</i> | III | FS | FS | -- | abundant |
| <i>Spisula solida</i> | I | GS-Schlick | GS | x | Einzelfunde, als <i>Spisula</i> sp. |
| <i>Thracia papyracea</i> | I | Begl. gsMS | -- | x | -- |
| <i>Urothoe poseidonis</i> | I | Char. FS | FS | x | wenig abundant, lokal |

Tabelle 12: Charakterarten-Liste für Sandbänke Nordsee: Doggerbank (Stand: 2014)

| Art | Wieking & Kröncke 2003 | Nehls et al. 2008 | Rachor & Nehmer 2003 | FFH-Monitoring | Anmerkung | Status Charakterart? |
|------------------------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|--------------------------------|-------------------|----------------------|
| <i>Abra prismatica</i> | | | | x | nur DGB und DGB-N | ja |
| <i>Acrocniida brachiata</i> | x (<i>Amphiura</i>) | x (<i>Amphiura</i>) | x (<i>Amphiura</i>) | x | nur DGB und DGB-N | ja |
| <i>Ampelisca tenuicornis</i> | | | x | x | | ja |
| <i>Argissa hamatipes</i> | | | | x | | ja |
| <i>Bathyporeia elegans</i> | x | x | x | x | DGB und DGB-N | ja |
| <i>Bathyporeia guilliamsoniana</i> | x | x | | x | | ja |
| <i>Bathyporeia nana</i> | | x | x | | Taxonomie unklar | ja |
| <i>Bathyporeia pilosa</i> | | | | x | nur DGB-N | ja |
| <i>Bathyporeia tenuipes</i> | x | x (<i>tenuis</i>) | | (x) | | ja |
| <i>Cerianthus lloydii</i> | | x | x | (x) | haupts. DGB-N | ja |
| <i>Chaetozone</i> sp. F group | x | | | x (cf. <i>setosa</i>) | DGB und DGB-N | ja |
| <i>Dosinia lupinus</i> | | | x (sp.) | x | DGB und DGB-N | ja |
| <i>Echinocyamus pusillus</i> | | x | | x | | ja |
| <i>Echiurus echiurus</i> | | | | x | nur DGB-N | ja |
| Edwardsiidae spp. | x | | | x (<i>Edwardsia</i> sp. gelb) | DGB und DGB-N | ja |
| <i>Eudorellopsis deformis</i> | | | | x | nur DGB-N | ja |
| <i>Gari fervensis</i> | | | x | (x) | R&N Begleitart DB | ja |
| <i>Harpinia antennaria</i> | | | | x | DGB-N | ja |
| <i>Magelona johnstoni</i> | x | x | | (x) | | ja |
| <i>Megaluropus agilis</i> | | | x | (x) | | ja |
| <i>Myriochele oculata</i> | | | | x | nur DGB-N | ja |
| <i>Nephtys assimilis</i> | x | | | (x) | nur DGB | ja |
| <i>Ophelia limacina</i> | | | | x | | ja |
| <i>Perioculodes longimanus</i> | x | x | | x | | ja |
| <i>Philine scabra</i> | | | | x | DGB-N | ja |
| <i>Phyllodoce rosea</i> | | | | x | | ja |
| <i>Sigalion mathildae</i> | | | x | (x) | R&N Begleitart DB | ja |
| <i>Siphonoecetes kroeyeranus</i> | | | x | (x) | R&N Begleitart DB | ja |
| <i>Tellina fabula</i> | x (<i>Fabulina</i>) | | x | x | | ja |
| <i>Thracia papyracea</i> | | | | x | DGB-N | ja |
| <i>Urothoe poseidonis</i> | x | | | x | | ja |
| <i>Westwoodilla caecula</i> | | | | x | nur ES | ja |

Tabelle 13: Charakterarten-Liste für Riffe Nordsee (Stand: 2012)

| Art | AMBI | Rachor & Nehmer | Nehls et al. | Krause et al. | Anmerkung |
|----------------------------------|------|-------------------------|--------------|---------------|-------------------------------------|
| <i>Alcyonium digitatum</i> | I | GS-FS Tiefe Rinne | Ans.HS | x | mäßig verbreitet und abundant |
| <i>Alcyonium glomeratum</i> | I | FS MS | Ans.HS | -- | mäßig verbreitet und abundant |
| <i>Aonides paucibranchiata</i> | III | GS K | -- | x | verbreitet |
| <i>Ascidia scabra</i> | III | MS- Schlick | Ans.HS | -- | dominant |
| <i>Asterias rubens</i> | III | überall | -- | x | verbreitet, Rang 3 |
| <i>Branchiostoma lanceolatum</i> | I | GS | GS (R) | -- | dominant |
| <i>Cancer pagurus</i> | III | MS-GS Küste | Ans.HS | x | mäßig verbreitet, wenig abundant |

| Art | AMBI | Rachor & Nehmer | Nehls et al. | Krause et al. | Anmerkung |
|-----------------------------------|------|-----------------|--------------|---------------|---|
| | | Tiefe Rinne | | | |
| <i>Ciona intestinalis</i> | III | -- | Ans.HS | x | -- |
| <i>Echinocyamus pusillus</i> | I | GS K | GS K (R) | -- | mäßig verbreitet und abundant |
| <i>Echinus esculentus</i> | I | -- | Ans.HS | x | abundant, lokal verbreitet |
| <i>Electra pilosa</i> | II | FS Tiefe Rinne | -- | x | Einzelfunde |
| <i>Flustra foliacea</i> | n.a. | GS-Schlick | Ans.HS | x | mäßig verbreitet, wenig abundant |
| <i>Galathea intermedia</i> | I | -- | -- | x | -- |
| <i>Glycera lapidum</i> | II | GS K | GS K (R) | -- | mäßig verbreitet und abundant |
| <i>Goniadella bobretzkii</i> | II | GS K, gsMS | GS K (R) | -- | Einzelfunde |
| <i>Goodallia triangularis</i> | II | Char. gsMS | GS MS (R) | -- | mäßig verbreitet, wenig abundant |
| <i>Lanice conchilega</i> | II | Begl. FS | -- | x | dominant (Röhren) |
| <i>Membranipora membranacea</i> | I | -- | -- | x | -- |
| <i>Metridium senile</i> | I | GS-Schlick | Ans.HS | x | mäßig abundant, verbreitet auf Steinen |
| <i>Nephtys caeca</i> | II | gsMS | GS MS (R) | -- | Einzelfunde |
| <i>Nephtys longosetosa</i> | II | gsMS | GS MS (R) | -- | mäßig verbreitet, wenig abundant |
| <i>Ophiothrix fragilis</i> | I | GS-Schlick | -- | x | Einzelfunde |
| <i>Orbinia sertulata</i> | I | gsMS | MS GS (R) | -- | Einzelfunde, nur SAR 22 |
| <i>Pisione remota</i> | I | GS K | GS K (R) | -- | mäßig verbreitet und abundant |
| <i>Polygordius appendiculatus</i> | I | GS K | GS K (R) | -- | lokal abundant, evtl. mit <i>P. lacteus</i> |
| <i>Pomatoceros triqueter</i> | II | K Tiefe Rinne | Ans.HS | x | mäßig verbreitet (Röhren) |
| <i>Protodorvillea kefersteini</i> | II | GS K | GS K (R) | -- | Einzelfunde |
| <i>Sertularia cupressina</i> | II | GS-Schlick | Ans.HS | x | Einzelfund |
| <i>Spisula solida</i> | I | Char. gsMS | -- | x | lokal abundant, sonst Einzelfunde (<i>Spisula</i> sp.) |

| Art | AMBI | Rachor & Nehmer | Nehls et al. | Krause et al. | Anmerkung |
|-----------------------------------|------|-----------------|--------------|---------------|-------------------------------|
| <i>Tellina tenuis</i> | I | Char. gsMS | MS GS (R) | -- | -- |
| <i>Thracia aff. villosiuscula</i> | I | gsMS | MS GS (R) | -- | wenig verbreitet und abundant |

Tabelle 14: Charakterarten-Liste für westliche Sandbänke Ostsee (Fehmarnbelt, Stand: 2014)

| Vorschlag für LRT-typische Art | KRAUSE et al. (2008) | NEHLS et al. (2008) | Begründung für die Aufnahme, wenn abweichend von Vorschlägen von KRAUSE et al. (2008) und NEHLS et al. (2008) |
|--------------------------------|----------------------|---------------------|---|
| <i>Abra alba</i> | x | x | |
| <i>Aricidea</i> spp. | x | | |
| <i>Astarte borealis</i> | x | x | |
| <i>Bathyporeia</i> spp. | x | | Zusammenfassung mehrerer Taxa |
| <i>Chaetozone setosa</i> | | | typisch für Sandboden oberhalb der Halokline |
| <i>Corophium crassicornes</i> | x | | |
| <i>Crangon crangon</i> | | | typisch für Sandboden unterhalb der Halokline |
| <i>Dipolydora quadrilobata</i> | x | | |
| <i>Echinocyamus pusillus</i> | | | typisch für Sandboden unterhalb der Halokline |
| <i>Eteone longa</i> | x | | |
| <i>Exogone naidina</i> | | | Sandbodenart, fehlt auf umgebendem Schlick |
| <i>Gastrosaccus spinifer</i> | x | | |
| <i>Kurtiella bidentata</i> | x | x | |
| <i>Nephtys caeca</i> | x | x | |
| <i>Ophelia</i> spp. | | | typische Mittel- bis Grobsandbewohner |
| <i>Parvicardium ovale</i> | x | x | |
| <i>Pholoe</i> spp. | x | | Zusammenfassung mehrerer Taxa |
| <i>Phoxocephalus holbolli</i> | | x | |
| <i>Polycirrus medusa</i> | | | Sandbodenart, fehlt auf umgebendem Schlick |
| <i>Pygospio elegans</i> | x | | |
| <i>Scoloplos armiger</i> | x | x | |

| Vorschlag für LRT-typische Art | KRAUSE et al. (2008) | NEHLS et al. (2008) | Begründung für die Aufnahme, wenn abweichend von Vorschlägen von KRAUSE et al. (2008) und NEHLS et al. (2008) |
|--------------------------------|----------------------|---------------------|---|
| <i>Spio gonocephala</i> | | | Sandbodenart, fehlt auf umgebendem Schlick |
| <i>Spisula subtruncata</i> | | | Sandbodenart, fehlt auf umgebendem Schlick |
| <i>Tanaissus lilljeborgi</i> | | | Sandbodenart, fehlt auf umgebendem Schlick |
| <i>Thracia pubescens</i> | | | Sandbodenart, fehlt auf umgebendem Schlick |
| <i>Travisia forbesii</i> | | | typischer Mittel- bis Grobsandbewohner |

Tabelle 15: Charakterarten-Liste für östliche Sandbänke Ostsee (Adlergrund, Oderbank, Stand: 2014)

| Vorschlag für LRT-typische Art | Krause et al. (2008) | Nehls et al. (2008) | Begründung, wenn abweichend von IOW (2009) |
|------------------------------------|----------------------|---------------------|---|
| <i>Bathyporeia pilosa</i> | x | x | |
| <i>Cerastoderma glaucum</i> | x | x | |
| <i>Crangon crangon</i> | | x | |
| <i>Peringia (= Hydrobia) ulvae</i> | x | x | |
| <i>Marenzelleria</i> spp. | | x | |
| <i>Mya arenaria</i> | x | x | |
| <i>Pygospio elegans</i> | x | x | |
| <i>Ecrobia ventrosa</i> | | | hohe Frequenz und Abundanz, nur Oderbank (weitere Jahre abwarten) |
| <i>Streblospio shrubsoli</i> | | | |

Tabelle 16: Charakterarten-Liste für westliche Riffe Ostsee (Kieler Bucht, Fehmarnbelt, Stand: 2009)

| Vorschlag für LRT-typische Art | KRAUSE et al. (2008) | NEHLS et al. (2008) | Begründung für die Aufnahme, wenn abweichend von Vorschlägen von KRAUSE et al. (2008) und NEHLS et al. (2008) |
|--------------------------------|----------------------|---------------------|---|
| <i>Actinia equina</i> | | | typische Aufwuchsart, weit verbreitet |
| <i>Ampithoe rubricata</i> | | | typische Begleitart, weit verbreitet |
| <i>Apherusa bispinosa</i> | | | typische Begleitart, weit verbreitet |
| <i>Bittium reticulatum</i> | | | typische Begleitart, weit verbreitet |
| <i>Buccinum undatum</i> | x | x | |

| Vorschlag für LRT-typische Art | KRAUSE et al. (2008) | NEHLS et al. (2008) | Begründung für die Aufnahme, wenn abweichend von Vorschlägen von KRAUSE et al. (2008) und NEHLS et al. (2008) |
|----------------------------------|----------------------|---------------------|---|
| <i>Callipalene brevirostris</i> | x | x | |
| <i>Calliopaea bellula</i> | | | typische Aufwuchsart, weit verbreitet |
| <i>Caprella septentrionalis</i> | | | typische Begleitart, weit verbreitet |
| <i>Carcinus maenas</i> | x | x | |
| <i>Cheirocratus sundevalli</i> | | | typische Begleitart, weit verbreitet |
| <i>Ciona intestinalis</i> | x | x | |
| <i>Corophium insidiosum</i> | | | typische Begleitart, weit verbreitet |
| <i>Dendrodoa grossularia</i> | x | x | |
| <i>Dexamine spinosa</i> | | | typische Begleitart, weit verbreitet |
| <i>Edwardsia danica</i> | | | typische Begleitart, weit verbreitet |
| <i>Electra pilosa</i> | x | | |
| <i>Erichthonius punctatus</i> | | | typische Begleitart, weit verbreitet |
| <i>Escharella immersa</i> | | | typische Aufwuchsart, weit verbreitet |
| <i>Farrella repens</i> | | | typische Aufwuchsart, weit verbreitet |
| <i>Flabelligera affinis</i> | x | x | |
| <i>Flustra foliacea</i> | | | typische Aufwuchsart, weit verbreitet |
| <i>Halcampa duodecimcirrata</i> | | | typische Aufwuchsart, weit verbreitet |
| <i>Halichondria panicea</i> | | x | |
| <i>Haliclona oculata</i> | | | typische Aufwuchsart, weit verbreitet |
| <i>Halisarca dujardini</i> | x | x | |
| <i>Harmothoe imbricata</i> | | | typische Begleitart, weit verbreitet |
| <i>Hartlaubella gelatinosa</i> | | | typische Aufwuchsart, weit verbreitet |
| <i>Idotea granulosa</i> | x | | |
| <i>Leucosolenia</i> sp. | x | x | |
| <i>Metridium senile</i> | x | x | |
| <i>Microdeutopus gryllotalpa</i> | | | typische Begleitart, weit verbreitet |
| <i>Modiolarca subpicta</i> | | | typische Begleitart, weit verbreitet |
| <i>Molgula manhattensis</i> | | | typische Aufwuchsart, weit verbreitet |
| <i>Musculus discors</i> | | x | |

| Vorschlag für LRT-typische Art | KRAUSE et al. (2008) | NEHLS et al. (2008) | Begründung für die Aufnahme, wenn abweichend von Vorschlägen von KRAUSE et al. (2008) und NEHLS et al. (2008) |
|--------------------------------|----------------------|---------------------|---|
| <i>Mytilus edulis</i> | | | typische Aufwuchsart, weit verbreitet |
| <i>Neptunea antiqua</i> | x | x | |
| <i>Onchidoris muricata</i> | x | x | |
| <i>Onoba semicostata</i> | | | typische Begleitart, weit verbreitet |
| <i>Pariambus typicus</i> | | | typische Begleitart, weit verbreitet |
| <i>Psammechinus miliaris</i> | x | | |
| <i>Sertularia cupressina</i> | x | x | |
| <i>Spirorbis</i> spp. | | | typische Aufwuchsart, weit verbreitet |
| <i>Streptosyllis websteri</i> | x | x | |

Tabelle 17: Charakterarten-Liste für mittlere Riffe Ostsee (Kadetrinne, Stand: 2009)

| Vorschlag für LRT-typische Art | Kadetrinne | KRAUSE et al. (2008) | NEHLS et al. (2008) | Begründung für die Aufnahme, wenn abweichend von diesen |
|--------------------------------|------------|----------------------|---------------------|---|
| <i>Acanthodoris pilosa</i> | x | | | häufige Begleitart in der Kadetrinne |
| <i>Alcyonidium polyoum</i> | x | | | häufige Miesmuschel-Begleitart |
| <i>Balanus</i> spp. | x | x | x | |
| <i>Dendrodoa grossularia</i> | x | | | häufige Begleitart in der Kadetrinne |
| <i>Edwardsia</i> sp. | x | | | häufige Begleitart in der Kadetrinne |
| <i>Electra</i> spp. | x | x | x | |
| <i>Eucratea loricata</i> | x | | | häufige Begleitart in der Kadetrinne |
| <i>Gammarus oceanicus</i> | x | x | x | |
| <i>Gammarus salinus</i> | x | x | x | |
| <i>Halichondria panicea</i> | x | x | | |
| <i>Jaera albifrons</i> | x | | | häufige Miesmuschel-Begleitart |
| <i>Metridium senile</i> | x | | | häufige Begleitart in der Kadetrinne |
| <i>Molgula manhattensis</i> | x | | | häufige Begleitart in der Kadetrinne |
| <i>Mytilus edulis</i> | x | x | x | |
| <i>Nereimyra punctata</i> | x | | | typische Begleitart in der Kadetrinne |
| <i>Nymphon brevirostre</i> | x | | | häufige Begleitart in der Kadetrinne |
| <i>Sertularia cupressina</i> | x | | | häufige Begleitart in der Kadetrinne |

Tabelle 18: Charakterarten-Liste für östliche Riffe Ostsee (Adlergrund, westliche Rönnebank, Stand: 2014)

| Vorschlag für LRT-typische Art | Adlergrund | westliche Rönnebank | IOW (2009) | Anmerkung |
|----------------------------------|------------|---------------------|------------|--|
| <i>Alcyonidium polyoum</i> | x | x | x | |
| <i>Amphibalanus improvisus</i> | x | x | (x) | Spezifizierung |
| <i>Calliopius laeviusculus</i> | x | | x | |
| <i>Callopora lineata</i> | x | x | x | |
| <i>Clava multicornis</i> | | x | x | |
| <i>Einhornia crustulenta</i> | x | x | (x) | Spezifizierung |
| <i>Eucratea loricata</i> | | x | | regelmäßiger Vertreter des sessilen Epibenthos auf Muschelbänken in der aphotischen Zone |
| <i>Fabricia stellaris</i> | x | x | x | |
| <i>Gammarus oceanicus</i> | x | x | x | |
| <i>Gammarus salinus</i> | x | x | x | |
| <i>Gammarus zaddachi</i> | x | x | | |
| <i>Hartlaubella gelatinosa</i> | x | x | x | |
| <i>Idotea</i> spp. | x | | x | |
| <i>Jaera albifrons</i> | x | x | x | |
| <i>Melita palmata</i> | x | | x | |
| <i>Microdeutopus gryllotalpa</i> | x | | x | |
| <i>Mytilus edulis</i> | x | x | x | |
| <i>Praunus</i> spp. | x | | | häufiger Vertreter der vagilen Epifauna in den Riffen der photischen Zone |
| <i>Saduria entomon</i> | | x | x | |
| <i>Theodoxus fluviatilis</i> | x | | x | |
| Gesamt | 17 | 14 | | |