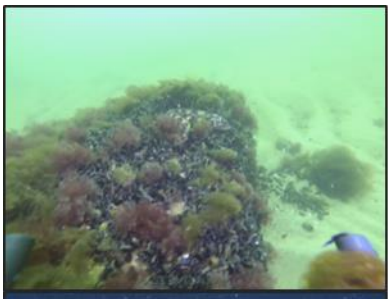
Bundesamt für Naturschutz

HABITAT MARE
aktiv für die marine Lebensvielfalt



Monitoringbericht:

Zustand benthischer Arten und Biotope in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord- und Ostsee

Untersuchungsjahr 2018

Stand: 30.11.2019

Bearbeiter:

Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde

Dr. Alexander Darr
Dr. Kolja Beisiegel
Anja Zettler
Katharina Romoth
Dr. Michael L. Zettler

Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung

Dr. Brigitte Ebbe
Dr. Lars Gutow

Erstellt im Rahmen des Projekts:

Erfassung, Bewertung und Kartierung benthischer Arten und Biotope

(AWZ-P4, Benthos)

Fachbetreuung im BfN:

Kathrin Heinicke, Fachgebiet II 5.2 Meeresschutzgebiete, Management, Monitoring, Insel Vilm

Dieter Boedeker, Fachgebiet II 5.1 Grundlagen, internationaler Meeresnaturschutz, 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

Zusammenfassung **1**

Summary **3**

1 Einführung **6**

2 Methodik **12**

2.1 Probenahme auf See 12

2.2 Datenanalyse 16

3 Lebensraumtypen nach Anhang I Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie **17**

3.1 1110 - Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser 23

3.1.1 Atlantische Region: Nordsee 23

3.1.2 Kontinentale Region: Ostsee 30

3.2 1170 – Riffe 43

3.2.1 Atlantische Region: Nordsee 43

3.2.2 Kontinentale Region: Ostsee 51

3.3 Zwischenfazit FFH-Monitoring 58

4 Weit verbreitete Lebensräume nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie **60**

4.1 Einführung 60

4.2 Sandböden des Circalitorals 60

4.2.1 Atlantische Region: Nordsee 60

4.2.2 Kontinentale Region: Ostsee 60

4.3 Schlickböden des Circalitorals 62

4.3.1 Atlantische Region: Nordsee 62

4.3.2 Kontinentale Region: Ostsee 63

5 Weitere geschützte und gefährdete Biotope **70**

5.1 Einführung 70

5.2 Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe 71

5.2.1 Atlantische Region: Nordsee – Sylter Außenriff 72

5.2.2 Kontinentale Region: Ostsee 79

5.3 Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna 82

5.4 Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände 82

5.5 Schlickige Substrate in der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von *Arctica islandica* 83

6 Zwischenfazit MSRL-Monitoring 84

7 Gefährdete und geschützte Arten 85

7.1 Islandmuschel *Arctica islandica* 85

7.2 Europäischer Hummer *Homarus gammarus* 86

7.3 Essbarer Seeigel *Echinus esculentus* 86

7.4 Abgestutzte Klaffmuschel *Mya truncata* 86

8 Ausblick 88

9 Literaturverzeichnis 89

10 Anhang 94

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Forschungsschiffe „Elisabeth Mann-Borgese“ des IOW (links, Photo: IOW), „Heincke“ des AWI (rechts, Photo: Darr). 12

Abbildung 2: Zur Erfassung der benthischen Gemeinschaften und Habitatcharakteristika wurden verschiedene Methoden eingesetzt. 15

Abbildung 3: Lage der Schutzgebiete und FFH-Lebensraumtypen in der deutschen AWZ von Nord- (oben) und Ostsee (unten). 19

Abbildung 4: Stationen zur Beprobung des Makrozoobenthos auf den Sandbankstationen im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012 (blaue Kreise), 2015 (türkise Dreiecke) und 2018 (gelbe Dreiecke). Braune Flächen markieren Riffvorkommen. 24

Abbildung 5: nMDS-Plot zum strukturellen Vergleich der Infauna-Gemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018. 24

Abbildung 6: (a) Gesamtabundanz, (b) Anzahl der Taxa, (c) Shannon-Wiener-Diversität, (d) Äquität, (e) Gesamtbiomasse und (f) normierter Margalef-Index der Infaunagemeinschaften des Lebensraumtyps Sandbank im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018. Ergebnisse der Analyse der interannuellen Variabilität (ANOVA) sind angegeben. Buchstaben über den Boxen zeigen die Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey’s Test): Gruppen, die mit dem gleichen Buchstaben gekennzeichnet sind, unterscheiden sich nicht signifikant voneinander. 26

Abbildung 7: nMDS-Plot zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence; Dredge) des Lebensraumtyps Sandbank im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018. 28

Abbildung 8: Artenzahl der Epifauna (Dredge) im Lebensraumtyp Sandbank im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018. 29

Abbildung 9: Stationsnetz Monitoring FFH-LRT 1110 „Sandbänke“ im Fehmarnbelt, auf der Oderbank und auf dem Adlergrund (Schwerpunkt 2018). 31

Abbildung 10: Homogene Feinsande mit geringem Schillanteil prägen die Oderbank. 33

Abbildung 11: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, doppelte Quadratwurzeltransformation) für die Stationen der Oderbank aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-18. 33

Abbildung 12: Grobsand- und Kiesflächen (oben) sind nur lokal das vorherrschende Substrat, auf weiten Teilen der Sandbank Adlergrund dominieren Feinsande (unten). 37

Abbildung 13: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, doppelte Quadratwurzeltransformation) für die Stationen von der Sandbank Adlergrund aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-18.Als Vektoren sind die charakteristischen Arten hinterlegt. 38

Abbildung 14: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, doppelte Quadratwurzeltransformation) für die Schwerpunktuntersuchungen 2012 und 2018. 38

Abbildung 15: Fein- bis Grobsande, Kies, Schill und einzelne Steine treten im Megarippelfeld Fehmarnbelt eng verzahnt auf. 40

Abbildung 16: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, doppelte Quadratwurzeltransformation) für die Dauer-Stationen der Sandbank im Fehmarnbelt aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-18. 41

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. 42

Abbildung 18: Boxplots des BQI für die drei Sandbänke im Untersuchungszeitraum 2019-18. Die gestrichelte Linie indiziert den Schwellenwert nach HELCOM (2018) 42

Abbildung 19: Verteilung der Stationen zur Beprobung der benthischen In- und Epifauna des Lebensraumtyps „Riff“ im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012 (blaue Kreise), 2015 (türkise Dreiecke) und 2018 (gelbe Dreiecke). Braune Flächen markieren Riffvorkommen. 44

Abbildung 20: nMDS-Plot zum strukturellen Vergleich der Infaunagemeinschaften in den Riffgebieten des FFH-Gebiets „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018. 45

Abbildung 21: (a) Gesamtabundanz, (b) Anzahl der Taxa, (c) Shannon-Wiener-Diversität, (d) Äquität, (e) Gesamtbiomasse und (f) normierter Margalef-Index der Infaunagemeinschaft der Riffe des FFH-Gebiets „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018. Ergebnisse der Analyse der interannuellen Variabilität (ANOVA) sind angegeben. 47

Abbildung 22: nMDS-Plot zum strukturellen Vergleich (presence/absence) der Epifaunagemeinschaften des Lebensraumtyps Riff im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018. Die Epifauna wurde mit (a) Dredge und (b) Video erfasst. 49

Abbildung 23: Artenzahl der Epifauna der Riffe im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018. Die Epifauna wurde mit (a) Dredge und (b) Video erfasst. 49

Abbildung 24: Vollständigkeit des charakteristischen Arteninventars der benthischen Epifauna (erfasst mit Dredge und Video) des Lebensraumtyps Riff im FFH-Gebiet Borkum Riffgrund in den Jahren 2012, 2015 und 2018. 50

Abbildung 25: Stationsnetz Monitoring FFH-LRT 1170 „Riffe“ in der westlichen Ostsee (oben), Kadetrinne (Mitte) und im Bereich Adlergrund/westliche Rönnebank (unten). 52

Abbildung 26: Miesmuscheln dominieren die epibenthische Gemeinschaft am Adlergrund (links) und im Schutzgebiet Westliche Rönnebank (rechts). In den flachen Bereichen des Adlergrundes werden die Miesmuschelbestände durch fädige Braun- und Rotalgen überdeckt (links). 54

Abbildung 27: Die flachen, normalerweise von Makroalgen dominierten Bereiche, waren 2018 von einem intensiven Larvenfall der Miesmuschel betroffen (rechts), in den tieferen Bereichen dominieren dagegen Hydrozoen und *Dendrodoa grossularia* die epibenthische Gemeinschaft (links) . 55

Abbildung 28: 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. 57

Abbildung 29: Verbreitung von Gemeinschaften in den Sanden der äußeren Küstengewässern der deutschen Ostsee (verändert nach SCHIELE et al. 2015b). 62

Abbildung 30: Verbreitung von Gemeinschaften in den Schlickgebieten in den deutschen äußeren Küstengewässern und der deutschen AWZ der Ostsee (verändert nach SCHIELE et al. 2015b). 64

Abbildung 31: Stationen des MSRL-Monitorings 2017/18 im Arkonabecken sowie der Vergleichsdaten von 2007. 65

Abbildung 32: Biomasse (afTM) und dominante Taxa (im Sinne der HUB-Level 5/6) an den Stationen im Arkonabecken (Untersuchungen seit 2015). 68

Abbildung 33: Biomasse (afTM) und dominante Taxa (im Sinne der HUB-Level 5/6) an den Stationen im Arkonabecken (Vergleichsdaten 2007). 68

Abbildung 34: Boxplot des BQI, Datensatz Arkonabecken 2017/18. 69

Abbildung 35: Verteilung der Grobsandstationen im FFH-Gebiet Sylter Außenriff in den Jahren 2016 (blaue Kreise), 2017 (türkise Kreise) und 2018 (gelbe Dreiecke). Die Stationen wurden in Polygone gelegt, die zuvor anhand von Seitensichtsonar-Untersuchung als Verdachtsflächen für den Biotoptyp „artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ ausgewiesen wurden. 73

Abbildung 36: nMDS-Plot zum Vergleich der Infaunagemeinschaften der Grobsubstrate im FFH-Gebiet „Sylter Außenriff“ in den Jahren 2016, 2017 und 2018. Die Stationen der verschiedenen Untersuchungsjahre waren nicht identisch. 75

Abbildung 37: Gesamtabundanz, Anzahl der Taxa, Shannon-Wiener-Diversität, Äquität, Gesamtbiomasse und Margalef-Diversität der benthischen Infauna auf Grobsandstationen im FFH-Gebiet Sylter Außenriff in den Jahren 2016, 2017 und 2018. Die Stationen der verschiedenen Untersuchungsjahre waren nicht identisch. 76

Abbildung 38: nMDS-Plot zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence; Dredge) auf Grobsubstraten im FFH-Gebiet „Sylter Außenriff“ in den Jahren 2016, 2017 und 2018. Die Stationen der verschiedenen Untersuchungsjahre waren nicht identisch. 78

Abbildung 39: Artenzahl der Epifauna auf Grobsubstraten im FFH-Gebiet „Sylter Außenriff“ in den Jahren 2016, 2017 und 2018. Die Stationen der verschiedenen Untersuchungsjahre waren nicht identisch. 79

Abbildung 40: 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). 81

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht der in der deutschen AWZ (potenziell) vorkommenden geschützten oder gefährdeten Biotope, deren Rechtsgrundlagen sowie das dazu gehörige Kapitel in diesem Bericht. 9

Tabelle 2: Übersicht der in der deutschen AWZ (potenziell) vorkommenden geschützten Arten, Herkunft des Schutzstatus sowie das dazu gehörige Kapitel in diesem Bericht. 11

Tabelle 3: Verteilung der realisierten Stationen auf die Biotope. 13

Tabelle 4: Eckdaten zum Monitoring der beiden FFH-LRT „Sandbank“ und „Riffe“ in der deutschen AWZ in Nord- und Ostsee. 20

Tabelle 5: Stetigkeit (%) und mittlere (± Standardabweichung) Abundanz (Ind.*0,1m^{-2}) der häufigsten Infauna-Taxa des Lebensraumtyps Sandbank im FFH-Schutzgebiet Borkum Riffgrund in den Jahren 2012, 2015 und 2018. 27

Tabelle 6: Stetigkeit (%) und mittlere Abundanz (Ind./1m^2) der Infauna-Taxa auf der Sandbank Adlergund in den Jahren 2012 und 2018. 36

Tabelle 7: Artenliste Makrophyten in den drei Schutzgebieten aus den Untersuchungen 2013-18. 57

Tabelle 8: Artenliste der Schlickböden des Circalitorals im Arkonabecken (Monitoring seit 2015) mit Angaben zur Frequenz (n=62), mittlerer Abundanz (Ind./m²) und aschefreie Trockenmasse (afTM in g/m²). 66

Tabelle 9: Taxonomische Übersicht über die Makroinfauna auf Grobsandstationen im FFH-Gebiet „Sylter Außenriff“ in den Jahren 2016, 2017 und 2018. Aufgelistet sind Stetigkeit und artspezifische mittlere (± Standardabweichung) Abundanzen aller Arten, die in allen Untersuchungsjahren mit einer Stetigkeit ≥ 50 % auftraten sowie alle angetroffenen Charakterarten (mit * gekennzeichnet) gemäß BfN-Kartieranleitung für den Biotoptyp „artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ (BfN 2011) 74

Tabelle 10: Taxonomische Übersicht über die Epifauna auf Grobsandstationen im FFH-Gebiet „Sylter Außenriff“ in den Jahren 2016, 2017 und 2018. Aufgelistet ist die Stetigkeit aller Arten, die in allen Untersuchungsjahren auftraten. 77

Tabelle 11: Liste der LRT-typischen Arten der benthischen Epifauna in den Riffen des Sylter Außenriffs und des Borkum Riffgrundes (Stand: 2017) 94

Abkürzungsverzeichnis

afTM	aschefreie Trockenmasse
AMBI	Index nach 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
BArtSchV	Bundesartenschutzverordnung
BaSIS	Baltic Sea Imaging System
BfN	Bundesamt für Naturschutz
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
EMB	Elisabeth Mann-Borgese (Forschungsschiff des IOW)
EU	Europäische Union
EUNIS	European Nature Information System
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG)
FS	Forschungsschiff
HELCOM	Helsinki Kommission zum Schutz der Ostsee
HUB	HELCOM Underwater Biotope and Habitat Classification System
IOW	Leibniz Institut für Ostseeforschung Warnemünde
KGS	artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe

Kn	Knoten
LANA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung
LRT	Lebensraumtyp nach Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (Richtlinie 2008/56/EG)
nMDS	nicht-metrische multidimensionale Skalierung
OSPAR	Oslo-Paris Konvention zum Schutz des Nordostatlantiks
SAR	Sylter Außenriff
SD	Standardabweichung (engl.: standard deviation)
SDB	Standard-Datenbogen
StUK	Standarduntersuchungskonzept des BSH zur Bestimmung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt
UW	Unterwasser-

Zusammenfassung

Die Biotope des Meeresbodens (Benthal) sind Zielgrößen in mehreren europäischen Richtlinien und regionalen Meeresübereinkommen zum Erhalt der natürlichen Vielfalt und wesentliche Bewertungselemente für den ökologischen Zustand der Meere. 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). Sowohl in der Nordsee als auch in der Ostsee treten in der deutschen AWZ die gemäß Anhang I dieser Richtlinie geschützten Lebensraumtypen „Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser“ (EU-Code 1110, im Folgenden kurz „Sandbänke“) und „Riffe“ (EU-Code 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 begonnen. Schwerpunkt des Monitorings im Jahr 2018 waren in der deutschen AWZ in der Nordsee die Lebensraumtypen Riffe und Sandbänke des Borkum Riffgrundes sowie in der Ostsee die Sandbank im Schutzgebieten Adlergrund. Das Monitoring ist auf die FFH-Bewertungskriterien „Habitatstrukturen“ und „Arteninventar“ innerhalb des Parameters „Spezifische Strukturen und Funktionen“ ausgerichtet. 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.

Die Bewertung des Erhaltungszustandes der FFH-LRT erfolgt jeweils für einen sechsjährigen Berichtszeitraum. In der letzten Bewertung (Zeitraum 2013-2018) wurde der Erhaltungszustand 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. Bezüglich der im Monitoring betrachteten Bewertungskriterien Habitatstruktur und Arteninventar 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 (Revision der EU COM von 2017) großflächige Biotopklassen und andere Biotoptypen. Die großflächigen Biotopklassen entsprechen den EUNIS-Ebenen 2 und 3 und sind daher von allen EU-Mitgliedstaaten gleichermaßen

zu bewerten. Unter den anderen Biotoptypen können die Nationalstaaten dagegen diejenigen Biotope separat bewerten, denen sie, durch deren Nennung im Gemeinschaftsrecht (FFH-LRT), in regionalen Übereinkommen (OSPAR, HELCOM) bzw. im nationalen Recht (§ 30 BNatSchG) oder aus anderen Gründen eine besondere Bedeutung zugestehen.

Eine erste gezielte Basisaufnahme der nach MSRL zu überwachenden Lebensräume startete 2015 nach Festlegung der Bezugs-Klassifikationssysteme (EUNIS+ bzw. HELCOM HUB) und der erstmaligen Kartierung benthischen Biotoptypen. Die Aufnahme der weitverbreiteten Lebensräume wurde 2018 in der Ostsee im westlichen Arkonabecken fortgeführt. In der Nordsee wurden mit der fortgesetzten Erfassung der Grobsubstrate im Sylter Außenriff andere Arbeitsschwerpunkte gesetzt. Die entsprechenden Monitoring- und Bewertungskonzepte befinden sich weiterhin in der Entwicklung und sind in ihrem Fortschritt stark von parallelen Entwicklungen in den regionalen Seekonventionen (OSPAR, HELCOM) abhängig. Bereits entwickelte Überwachungs- und Bewertungskonzepte sind durch die geänderten Rahmenbedingungen (Überarbeitung EU-COM Leitfaden 2017) anzupassen und zu überarbeiten.

Nach der Anfangsbewertung von 2012 war eine erste vollständige Zustandsbewertung nach Art. 8 MSRL zu Beginn des zweiten Bewirtschaftungszyklus 2018 erforderlich (BLANO 2012). Unter der Führung der regionalen Seekonventionen wurden in den vergangenen Jahren Zustandsindikatoren entwickelt. Allerdings ist zurzeit keiner der unter OSPAR und HELCOM vorangetriebenen Indikatoren vollständig im gesamten Seegebiet anwendbar. Unabhängig davon wird derzeit in Nord- und Ostsee davon ausgegangen, dass das Ziel des guten Umweltzustands für die meisten der bewerteten Biotoptypen teils deutlich verfehlt wird (BMU 2018a und b).

Ebenfalls nicht vollständig entwickelt ist das Überwachungskonzept der „weiteren“ Biotoptypen. Deren genaue Lage lässt sich derzeit in dem Maßstab der bislang vorliegenden Karten 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 hierfür derzeit nicht möglich ist. In der Nordsee wurde für diesen Biotoptyp im Schutzgebiet Sylter Außenriff in den Jahren 2016 und 2017 eine umfangreiche Basisaufnahme durchgeführt, in der Seitensichtsonar-Untersuchungen des Meeresbodens im Rahmen des AWZ-Projekts 6 mit benthosökologischen Untersuchungen des AWZ-Projekts 4 kombiniert wurden. Im Jahr 2018 wurde dieser Biotoptyp im Sylter Außenriff ebenfalls beprobt, um eine Datenbasis für ein zukünftiges Effektmonitoring zur Wirksamkeit von Managementmaßnahmen zu schaffen.

Neben den Biotopen ist auch der Erhaltungszustand der Populationen einzelner geschützter oder gefährdeter Arten des Makrozoobenthos aufzunehmen. Insbesondere die Population der nach

OSPAR geschützten Islandmuschel *Arctica islandica* war in der Nordsee in einem Zustand, der die Fähigkeit zur Selbsterhaltung fraglich erscheinen lässt. Der Zustand des essbaren Seeigels *Echinus esculentus* wird hingegen als weniger kritisch eingeschätzt. Weitere geschützte Arten wie der europäische Hummer *Homarus gammarus*, der Sonnenstern *Crossaster papposus* und die nordische Purpurschnecke *Nucella lapillus* sind in den natürlichen Habitaten der deutschen AWZ der Nordsee nicht vertreten, weshalb sich der Populationszustand dieser Arten nicht im Rahmen des Monitorings dieses AWZ-Projekts erfassen lässt. In der Ostsee ist keine der geschützten Arten relevant.

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, Directive 92/43/EEC) is one of the relevant directives. The annex 1 natural habitats “sandbanks which are slightly covered by sea water all the time” (EU code 1110) and “reefs” (EU code 1170) occur both in the North Sea and the Baltic Sea. HD monitoring in 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 2018 focused on sandbanks and reefs on Borkum Reef Ground in the German EEZ of the North Sea and on the sandbank in the Natura 2000-site Adlergrund 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 for sandbanks as well as reefs were assembled to evaluate the completeness of the pertinent species inventories.

Article 17 of habitats directive requires member states to report every six years about the progress made with the implementation including an update of the assessment of conservation status of annex 1 habitats. For the reporting period (2013-2018), the conservation 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 Marine Strategy Framework Directive (MSFD, directive 2008/56/EC) aims at the sustainable use of all marine resources and at reaching a good environmental state in 2020. This goal is to be reached through conservation and protection of the complete marine environment including benthic habitats. Ecosystem types are differentiated into Broad Habitat Types and "other" Habitats Types in Appendix III (revision of the EU COM 2017). Broad habitat types correspond to EUNIS levels 2 and 3 and consequently must be assessed in the same way by all EU member states. In contrast, biotopes belonging to "other" habitats may be assessed individually by each member state if they are considered of particular importance, e.g. based on their status in European legislation (HD), regional conventions (OSPAR, HELCOM), national conservation acts (BNatSchG), or for other reasons.

An extensive baseline study identifying relevant broad habitat types and their inhabiting communities started in 2015. This initial monitoring was continued for the Baltic Sea in 2018 in the western part of the Arkona Basin focussing on circalitoral muddy substrates. For the North Sea, investigations focussed on different activities related to the assessment of coarse substrates. Respective concepts for monitoring and evaluation are still under development, and progress is strongly dependent on concurrent developments in regional sea conventions (OSPAR, HELCOM) as currently proposed monitoring and assessment concepts have to be adapted to changes in the general MSFD framework (revision EU-COM guideline 2017). Indicators for the environmental status have been developed in recent years under the leadership of regional sea conventions. However, to date none of the indicators promoted by OSPAR and HELCOM are fully applicable for the entire area.

Nevertheless, after the initial reporting in 2012, the first complete re-evaluation of the status according to Art. 8 MSFD was due at the beginning of the second management cycle in 2018. Independent of the continuing work on indicator and assessment concepts, the national assessment of benthic habitats was reported in 2018, basing to a better part on the data gathered by this baseline study. The goal of reaching the good environmental status for benthic habitats was missed in both the North Sea and the Baltic Sea, in some cases considerably (BMU 2018a und b).

Also the monitoring concepts for nationally protected ("other") habitats have not yet been completed as even the exact mapping has not yet been finished. In particular, regional distribution and patch size of the § 30 biotope "Species-rich gravel, coarse sand and shell gravel areas" in the EEZ of the Baltic Sea are too limited for a separate monitoring and assessment concept. In the North Sea, this habitat type has been mapped in the protected area Sylt Outer Reef, and an initial comprehensive assessment has been implemented in 2016 and 2017 based on a combination of side scan sonar investigations of the seafloor. In 2018, this habitat type has been sampled as well

at Sylt Outer Reef in order to generate baseline data for future monitoring on the effectiveness of management measures.

In addition to monitoring of the condition of the communities in the mentioned habitats, the population status of individual protected species has to be surveyed. Particularly the status of the ocean quahog *Arctica islandica*, protected according to OSPAR, in the North Sea renders its ability to self-preservation questionable. The status of the edible sea urchin *Echinus esculentus*, on the other hand, is viewed as less critical. Further protected species such as the European lobster *Homarus gammarus*, the sun star *Crossaster papposus* and the dog whelk *Nucella lapillus* are not found in natural habitats in the German EEZ of the North Sea and are therefore not included in the monitoring of the EEZ. In the Baltic Sea, none of the protected species is relevant.

1 Einführung

Die Biotope[1] 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 Meeressäugetieren, 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“ (1110, im Folgenden kurz „Sandbänke“) und „Riffe“ (1170) auf. Die Vorarbeiten zur Aufnahme des Monitorings begannen 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 (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-Berichtspflichten Meere und Küsten" national drei Bewertungskriterien definiert: (1) Habitatstrukturen, (2) Gemeinschaften und charakteristische Arten 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

[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.

des Kriteriums „Habitatstrukturen“ befindet sich derzeit in der nationalen Abstimmung und wird in diesem Bericht nicht berücksichtigt. Das typische Arteninventar wird derzeit vorwiegend über das Makrozoobenthos, in lichtdurchfluteten Riffen der Ostsee auch über das Makrophytobenthos bewertet, für das gebiets- und LRT-spezifische Artenlisten erstellt wurden. Für die Sandbänke der Ostsee wird ferner der BQI als ein multimetrischer Index zur Bewertung herangezogen. Für die Sandbänke der Nordsee liegt derzeit kein vergleichbarer Index vor. In der Vergangenheit wurde aus Mangel an Alternativen der M-AMBI zur Bewertung herangezogen. Dieser ist jedoch primär entwickelt worden, um Beeinträchtigung von Habitaten durch Eutrophierung anzuzeigen. Er ist somit kein geeigneter Anzeiger für Störungen, die durch mechanische Beanspruchung des Meeresbodens, beispielsweise durch die grundberührende Schleppnetzfischerei, entstehen. Diese stellt jedoch eine maßgebliche Form der Beeinträchtigung in der Nordsee dar. Daher wurden in den vergangenen Jahren intensiv alternative Indizes getestet und mit dem Margalef-Index eine gegenüber mechanischer Beanspruchung des Meeresbodens sensitive Alternative zum M-AMBI vorgeschlagen (van Loon et al. 2018). Eine universelle Anwendung dieses Indexes zur Bewertung ist derzeit jedoch noch nicht möglich, da für zahlreiche Habitate und Biotope noch spezifische Referenzwerte für einen ungestörten Zustand sowie Schwellenwerte für eine Beurteilung des Zustandes fehlen.

Der Erhaltungszustand der verschiedenen FFH-Lebensraumtypen wird in sechsjährigen Zyklen unter Verwendung der festgelegten Bewertungsschemata (s.o., Krause et al. 2008) ermittelt. In der aktuellen Bewertung (2019) wird der Zustand der beiden LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ in Deutschland in der atlantischen biogeografischen Region gehörenden Nordsee als „ungünstig – schlecht (U2)“ und in der zur kontinentalen biogeografischen Region zählenden Ostsee als „ungünstig – unzureichend (U1)“ eingestuft (BfN 2019). Das Ziel der jährlichen Monitoringberichte ist die Beschreibung LRT-assoziierter Gemeinschaften mit besonderer Berücksichtigung des charakteristischen Arteninventars im Hinblick auf potenzielle Veränderungen des Erhaltungszustandes. Da das Bewertungskonzept jedoch an eine Gesamtbetrachtung des jeweiligen Berichtszyklus angepasst ist, erfolgt die Einschätzung verbal-argumentativ und nicht über die Berechnung der jeweiligen Metrices.

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. Die Beschreibung des Umweltzustandes erfolgt über verschiedene Zustandsdeskriptoren (z.B. Nahrungsnetze, Biodiversität) und Belastungsdeskriptoren (z.B. Eutrophierung, Vermüllung), die im Anhang I der MSRL aufgeführt werden. Anders als in der FFH-Richtlinie werden die benthischen

Biotope nicht als eigenständiger 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 nach Revision des EU-COM-Leitfadens weit verbreitete Lebensräume (broad habitat types) und andere (other) Lebensräume (Anhang III, Tabelle 1 in EU COM 2017). Während die weit verbreiteten Lebensräume den Ebenen 2 und 3 des EUNIS-Biotopklassifikationssystems entsprechen, werden unter den anderen Biotoptypen in Deutschland diejenigen zusammengefasst, 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 können sich jedoch unterscheiden. So werden artenreiche Kiese, Grobsande und Schillgründe (KGS) sowohl nach HELCOM als auch nach § 30 BNatSchG als schützenswert hervorgehoben. Anders als das BNatSchG trennt HELCOM in seinem Habitatklassifikationssystem (HELCOM Underwater Biotope and Habitat Classification System HUB) in biogen dominierte Substrate (Schillgründe) und geogene Substrate (HELCOM 2013a). Durch die Veröffentlichung der HELCOM „Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and biotope complexes“ (HELCOM 2013b) wurde 2013 der Typ „Schlicksubstrate in der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von der Islandmuschel *Arctica islandica“* (AB.H3L3, Tabelle 1) in das für die deutsche AWZ der Ostsee aufgestellte Monitoring-Programm aufgenommen. Dieser Typus ist nicht deckungsgleich mit dem gemäß der Deutschen Roten Liste als gefährdet eingestuften Biotoptyp „Sublitoraler Schlickgrund der Ostsee mit Islandmuscheln (*Arctica islandica*)“ (05.02.11.02.03.05, Finck et al. 2017), da im HUB die photische und die aphotische Zone des Sublitorals zusammengefasst werden. Gefährdete Biotoptypen der nationalen Roten Liste werden derzeit im Monitoring nicht gesondert erfasst.

Tabelle 1: Übersicht der in der deutschen AWZ (potenziell) vorkommenden geschützten oder gefährdeten Biotope, deren Rechtsgrundlagen sowie das dazu gehörige Kapitel in diesem Bericht.

Geschützter oder gefährdeter Biotoptyp	FFH-RL	BNatSchG	OSPAR	HELCOM	Kapitel
Sandbänke	x	x		x	3.1
Riffe	x	x		x	3.2
artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe (KGS)		x			5.2
Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna		x			5.3
Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände		x			5.4
Sea-pen and burrowing megafauna communities			x		5.3
Shell gravel bottoms				x	5.2
Gravel bottoms with *Ophelia*-species				x	5.2
Macrophyte meadows and beds				x	5.4
Muddy sediments in the aphotic zone dominated by *Arctica islandica*				x	5.5

Die weit verbreiteten Lebensräume leiten sich von der Tiefenzonierung und den Substrattypen ab (EUNIS-Ebenen 2 und 3). In der Nordsee-AWZ sind die Tiefenzonen Circalitoral und küstenfernes Circalitoral relevant. In der Ostsee kommen in der AWZ Infra- und Circalitoral[2] vor. Schlicke sowie Fein- und Mittelsande zählen in Nord- und Ostsee zu den dominanten Substraten. Misch- und Grobsubstrate sind im Circalitoral in der deutschen AWZ der Nordsee ebenfalls als weit verbreitet eingestuft worden (BMU 2018a).

Aufgrund des geringen Flächenanteils (jeweils unter 2 %) und der unzureichenden Datenlage unterliegen sie derzeit keinem stetigen Monitoring. Grobsubstrate werden auch zukünftig vorwiegend im Rahmen des § 30-Typs KGS erfasst (s.o.). In der Ostsee wurden Grobsubstrate national bislang nicht als weit verbreiteter Lebensraum ausgewiesen. Der Flächenanteil der Mischsubstrate ist vernachlässigbar (BMU 2018b).

Die MSRL sieht für die Bewertung des ökologischen Zustands in allen Deskriptoren jeweils verschiedene Kriterien vor. Die Bewertung der Kriterien wiederum wird über wissenschaftliche Indikatoren umgesetzt, die jeweils auf spezifischen Komponenten des Biotoptyps bzw. der assoziierten Gemeinschaft basieren. Bedingt durch die Revision des EU-Leitfadens zur Festlegung der Kriterien und methodischen Standards für die Beschreibung des guten Umweltzustands (EU COM 2017) bedarf es für die gesicherte Bewertung des Umweltzustandes über den Flächenanteil deutlich gestörter Lebensräume eines sehr umfangreichen Datensatzes, der sukzessive über den gesamten Berichtszeitraum gesammelt wird. Eine Anwendung von Indikatoren und Schwellenwerten auf im Rahmen des Projektes erhobene Teildaten ist daher nicht sinnvoll. Der vorliegende Monitoringbericht fokussiert daher auch im Teils MSRL auf die Beschreibung von Veränderungen der Gemeinschaftsstrukturen und gibt expertenbasierte Einschätzungen zu möglichen Abweichungen vom guten Umweltzustand im Sinne der MSRL.

[2] In regionalen Gremien wird basierend auf den Ergebnissen von EU SeaMaps auch in der Ostsee zwischen dem küstenfernen und dem küstennahen Circalitoral unterschieden. Dieser Ansicht wird national und damit auch in diesem Bericht nicht gefolgt.

Neben benthischen Biotopen stehen auch einige wirbellose Arten des Meeresbodens unter Schutz des BNatSchG bzw. unter besonderer Beobachtung durch die Meeresübereinkommen (s. Tab. 2). Die Zahl dieser Arten ist im Vergleich zu Vögeln oder terrestrischen Insekten ausgesprochen gering. Sie wird noch einmal dadurch reduziert, dass einige Arten, beispielsweise die nach § 44 BNatSchG geschützten Arten *Nucella lapillus* und *Crossaster papposus*, natürlicherweise keine stabilen Populationen in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee bilden. 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 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	§ 44 BNatSchG	OSPAR	HELCOM	Kapitel
Echinus esculentus	Essbarer Seeigel	x			7.3
Homarus gammarus	Europäischer Hummer	x			7.2
Arctica islandica	Islandmuschel		x		7.1
Mya truncata	Abgestutzte Klaffmuschel			x	7.4

2 Methodik

2.1 Probenahme auf See

Untersuchungen in der **Nordsee** wurden im Juni 2018 mit dem Forschungsschiff FS „Heincke“ durchgeführt. Ein Schwerpunkt der Untersuchungen des Jahres 2018 war das FFH-Monitoring der LRT „Sandbank“ und „Riff“ auf dem Borkum Riffgrund (Tabelle 3). Dabei wurden die in früheren Jahren des Monitorings festgelegten Sandbank- und Riffstationen beprobt. Zusätzlich wurden im Sylter Außenriff ausgewählte Grobsandflächen beprobt. Diese Stationen liegen in Flächen, die anhand früherer Untersuchungen in den Jahren 2016 und 2017 dem Biotoptyp „artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ zugeordnet wurden. Die Beprobung im Jahr 2018 diente der Schaffung einer Datengrundlage für ein zukünftiges Effektmonitoring zur Wirksamkeit von Managementmaßnahmen in dem Schutzgebiet.

Die 21 FFH-Stationen auf Borkum Riffgrund wurden nach Standardmethoden des FFH-Monitorings beprobt. Diese umfassen die Beprobung der Infauna mit dem van Veen-Greifer und der Epifauna mit der Epibenthosdredge sowie die optische Erfassung von Epifauna und Habitateigenschaften mit dem Unterwasservideo. Auf den Grobsandstationen im Sylter Außenriff wurde die Infauna mit dem van Veen-Greifer und die Epifauna mit der Epibenthosdredge beprobt.

Die schiffsgestützten Untersuchungen in der **Ostsee** erfolgten auf einer Fahrt des Forschungsschiffs „Elisabeth Mann-Borgese“ (Abbildung 1) im Juni 2018 (EMB 185). Ziele der Ausfahrt waren die Erfassung der benthischen Gemeinschaften in den Schutzgebieten (FFH-Monitoring) mit Schwerpunkt auf der Sandbank am Adlergrund sowie der abschließenden Aufnahme des weit verbreiteten Lebensraums „Schlickböden des Circalitorals“ im Arkonabecken bzw. der Sandböden des Circalitorals in der Kieler Bucht (MSRL-Monitoring, Tabelle 3).

Abbildung 1: Forschungsschiffe „Elisabeth Mann-Borgese“ des IOW (links, Photo: IOW), „Heincke“ des AWI (rechts, Photo: Darr).

Tabelle 3: Verteilung der realisierten Stationen auf die Biotope.

Biotope	Nordsee	Ostsee
Riffe	1	11
Sandbänke	10	17
Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	38	2
Schlickgründe mit grabender Bodenmegafauna	0	-
MSRL –Sandböden des (küstenfernen) Circalitorals	0	13
MSRL – Schlickböden des (küstenfernen) Circalitorals	0	10

Untersuchungsaufwand und eingesetzte Technik orientierten sich im FFH-Monitoring in beiden Seegebieten an den Vorgaben des StUK 4 und den Empfehlungen des BLMP (Abbildung 2). 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 Sedimenthol.

Im MSRL-Monitoring im Arkonabecken wurde an den meisten Stationen nur 1 Hol mit dem van Veen-Greifer genommen. Lediglich an ausgewählten Dauerstationen wurde das vollständige Programm nach StUK 4 abgearbeitet. Diese punktuelle Reduktion wurde als Kompromiss zwischen dem erforderlichen Aufwand in der Fläche, der aufgrund der Größe des zu bewertenden Gebiets erforderlichen Stationszahl und der kleinräumigen Homogenität des Lebensraums gewählt.

Für alle Stationen wurden Korngrößenverteilung und organischer Gehalt (ausgedrückt als Glühverlust der Trockenmasse) ermittelt. Für jeden Greifer erfolgte zusätzlich eine Grobansprache des Substrats vor Ort. 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. Besonders 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 1 mm-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 etwa 1-2 Knoten über den Grund gezogen. Die Schleppzeit über Grund richtete sich dabei vorwiegend nach dem Substrat. In Riffgebieten betrug sie nicht mehr als 2 min, auf Sandböden rund 5 min. In der Nordsee wurden die epibenthischen Organismen unmittelbar nach Fang an Bord lebend bestimmt und qualitativ (Präsenz) bzw. semiquantitativ (Häufigkeitsklassen) 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 der Ostsee zudem qualitativ, da die meisten Arten nicht quantitativ von dem Netz mit der gewählten Maschenweite zurückgehalten werden.

Eine geschleppte Unterwasservideokamera wurde eingesetzt, um einen visuellen Eindruck von den generellen Biotopeigenschaften zu erhalten und um die Mega-Epifauna (im Video erkennbare Organismen) qualitativ zu erfassen. Bei einer Schiffsgeschwindigkeit von 0,5 bis 1,0 kn wurde die Kamera möglichst flach über dem Grund geschleppt. Die Schleppdauer betrug mindestens 5 min (in Riffstrukturen grundsätzlich länger), wurde aber an Stationen mit bisher nicht bestätigten Riffstrukturen auf bis zu 60 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 auf den Riffstationen des Borkum Riffgrundes erstellt. Aufgrund starker Trübung des Wasserkörpers durch aufgewirbeltes Sediment konnten nur vereinzelte Videos auf den Sandbankstationen des Borkum Riffgrundes genommen werden. Auf den Grobsandstationen im Sylter Außenriff kam das Video nicht zum Einsatz.

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 mariner Makroalgenbestände 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 vorwiegend UW-Video- und Fotosysteme eingesetzt. Ein auf den Ergebnissen der optischen Methoden entwickeltes Bewertungssystem ist derzeit noch in der Entwicklung.

Abbildung 2: Zur Erfassung der benthischen Gemeinschaften und Habitatcharakteristika wurden verschiedene Methoden eingesetzt.

Oben: Video-Absetzgestell, van Veen-Greifer (Bilder: IOW), typischer Hol mit dem van Veen-Greifer aus der Nordsee (Bild: AWI)

Mitte: Steuereinheit Video und CTD-Rosette (Bilder IOW)

Unten: Videoschlitten des AWI, typischer Dredgehol auf Grobsubstrat Nordsee (Bilder: AWI), Dredge (Typ Kieler Kinderwagen, Bild: IOW)

2.2 Datenanalyse

Für die Lebensraumtypen der Nordsee wurden die Analysen getrennt für Infauna (Greifer) und Epifauna (Dredge und Video) durchgeführt. In der Ostsee ist eine 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.

Für die FFH-Lebensraumtypen Sandbank und Riff im FFH-Gebiet Borkum Riffgrund wurden jeweils die Infauna-Gemeinschaften aus den Jahren 2012, 2015 und 2018 verglichen. Die zeitlichen Variationen der Artenzahl, Gesamtabundanz, Shannon-Wiener-Diversität, Äquität nach Pielou und Gesamtbiomasse wurden jeweils in Box-Whiskers-Plots visualisiert und anhand 1-faktorieller Varianzanalysen (ANOVA) analysiert. Im Falle signifikanter zeitlicher Variationen wurden paarweise Vergleiche zwischen den einzelnen Jahren mit einem Tukey-Posthoc-Test durchgeführt. Den parametrischen Testverfahren ging jeweils ein Test auf Normalverteilung (Kolmogorov-Smirnov-Test) und Varianzhomogenität (Bartlett's Test) voraus. Als ein Maß für den Zustand der benthischen Infauna wurde der normierte Margalef-Index ermittelt. Als Referenzwert für einen ungestörten Zustand wurde der von van Loon et al. (2018) vorgeschlagene Referenzwert für küstenferne Sandböden von 6,75 verwendet. Der normierte Margalef-Index wurde ebenfalls zwischen den Jahren anhand einer 1-faktoriellen Varianzanalyse mit anschließendem Tukey-Posthoc-Test verglichen. Für die Epifauna wurde die interannuelle Variabilität der anhand von Dredge (Sandbank und Riffe) und Videos (Riffe) ermittelten Artenzahlen analysiert.

Die strukturelle Ähnlichkeit der jeweiligen In- und Epifauna-Gemeinschaften aus den unterschiedlichen Jahren wurde jeweils anhand von nMDS-Plots 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. Hierbei wurden für die Epifauna Presence-Absence-Daten verwendet. Für die Infauna erfolgten die Analysen quantitativ basierend auf den Abundanzen.

Für die Gemeinschaften der Grobsandstationen im Sylter Außenriff wurden ebenfalls univariate Gemeinschaftsdeskriptoren (Artenzahl, Gesamtabundanz, Shannon-Wiener-Diversität, Äquität, Gesamtbiomasse und normierter Margalef-Index) ermittelt und in Box-Whiskers-Plots visualisiert. Dabei wurden die im Jahr 2018 erhobenen Daten verwendet sowie die Daten aus den Basiserhebungen der Jahre 2016 und 2017. Die Proben wurden in den unterschiedlichen Jahren nicht an denselben Stationen erhoben. Sie werden dennoch gemeinsam analysiert, um die zeitliche Variabilität dieses Biotoptyps im FFH-Gebiet Sylter Außenriff abzubilden.

Für die Sandbänke der Ostsee wurde zusätzlich der BQI (ROSENBERG et al. 2004) berechnet. Bislang wird dafür noch die für die südliche Ostsee angepasste Interpretation des BQI nach FLEISCHER & ZETTLER (2009) angewandt (IOW 2009). 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 3). 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).

In der Ostsee-AWZ finden sich die drei ausgewiesenen Sandbänke in den Schutzgebieten „Fehmarnbelt“ (Megarippelfeld), „Adlergrund“ und „Pommersche Bucht mit Oderbank“ (Abbildung 3). Die Riffflächen sind weiter verstreut und finden sich in der Kieler Bucht, im Fehmarnbelt, in der Kadetrinne, am Kriegers Flak, auf dem Adlergrund (innerhalb und außerhalb des Schutzgebietes) sowie im Schutzgebiet „Westliche Rönnebank“. Mit Ausnahme des Kriegers Flak und der Fläche zwischen den FFH-Gebieten „Adlergrund“ und „Westliche Rönnebank“ unterliegen alle Riffflächen in der Ostsee-AWZ dem Monitoring.

Basis für die Erarbeitung des Monitoringprogramms war für beide Seegebiete der Vorschlag von NEHLS et al. (2008). Dieses Konzept wurde seit 2009 durch IOW und AWI an die sich ändernden Anforderungen und den im Monitoring erzielten Erkenntnisgewinn angepasst und ergänzt. Bedingt durch die verschiedenen Gegebenheiten unterscheiden sich die Monitoringansätze zwischen den beiden Seegebieten. In der Nordsee werden aufgrund der räumlichen Distanzen zwischen den Schutzgebieten „Doggerbank“, „Sylter Außenriff“ und „Borkum Riffgrund“ deren Sandbänke und Riffe abwechselnd im Turnus von drei Jahren und damit je zweimal pro Berichtszeitraum vollständig aufgenommen. Die interannuelle Variabilität wird mit diesem Monitoring-Design nicht mit jährlicher Auflösung erfasst. Langfristige und damit nachhaltige Trends in der Veränderung des Umweltzustandes sollten jedoch mit einer Frequenz von drei Jahren verlässlich belegt werden können.

Das Monitoring der beiden FFH-LRT begann in der Nordsee 2011 mit deren Basisaufnahme im Sylter Außenriff (inklusive Amrumbank), 2012 und 2013 gefolgt von den Erstaufnahmen auf dem Borkum Riffgrund bzw. auf der Doggerbank einschließlich des nördlichen Abhanges (Spitze des „Entenschnabels“). Der zweite Turnus wurde für den Borkum Riffgrund im Jahr 2015 realisiert. Im Jahr 2018 wurden auf dem Borkum Riffgrund die Untersuchungen des dritten Turnus durchgeführt, dessen Ergebnisse in diesem Bericht vorgestellt werden.

In der Ostsee sind die Distanzen zwischen den zu untersuchenden Flächen deutlich geringer, so dass der interannuellen Variabilität im Monitoringkonzept in hoher zeitlicher Auflösung Rechnung getragen werden konnte. Analogieschlüsse von einer Fläche auf eine andere sind dagegen aufgrund der unterschiedlichen Wirkfaktoren (z.B. Salzwasserzustrom, Sauerstoffmangel, anthropogene Beeinträchtigungen, vgl. ZETTLER et al. 2017) nicht möglich. Daher werden alle drei Sandbänke und die Riffgebiete seit 2009 jährlich mit insgesamt jeweils 10 Dauerstationen aufgenommen. Zusätzlich erfolgt einmal pro Berichtszeitraum eine vollständige Aufnahme jedes Gebietes (Schwerpunktuntersuchungen). Der Aufwand dieser Schwerpunktuntersuchungen beträgt bei den Sandbänken 10 (Fehmarnbelt, Adlergrund) bzw. 15 (Oderbank) Stationen. Bei den Riffen werden in der Kieler Bucht 5, im Fehmarnbelt 8, in der Kadetrinne 10 sowie in den Schutzgebieten „Westliche Rönnebank“ und „Adlergrund“ jeweils 5 Stationen aufgenommen. Im aktuellen Untersuchungsjahr lag der Schwerpunkt der Untersuchungen auf der Sandbank am Adlergrund.

Die Eckdaten zum Monitoring- und Bewertungskonzept der beiden FFH-LRT in der deutschen AWZ sind in Tabelle 4 zusammenfassend dargestellt.

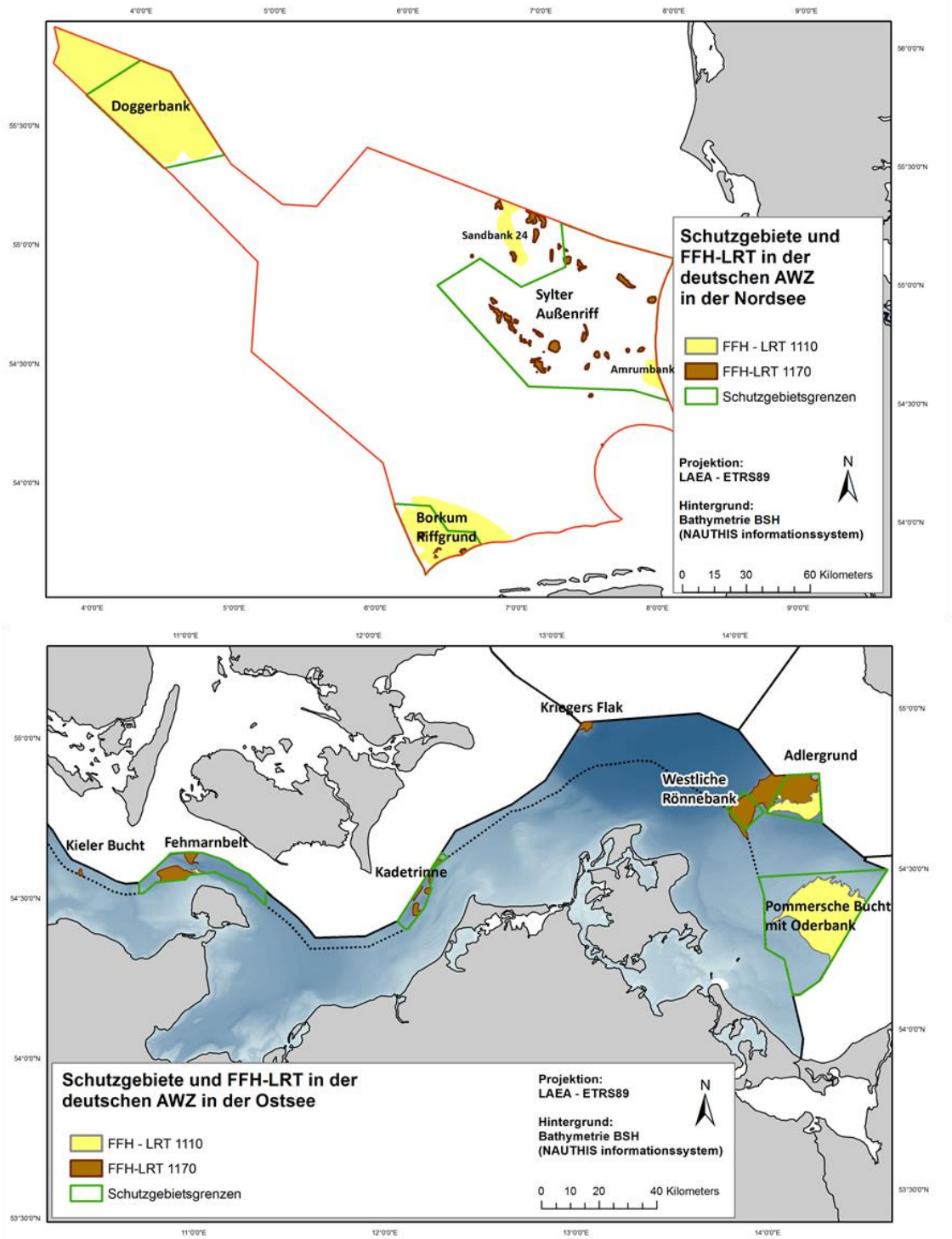


Abbildung 3: Lage der FFH-Gebiete und FFH-Lebensraumtypen in der deutschen AWZ von Nord- (oben) und Ostsee (unten).

Tabelle 4: Eckdaten zum Monitoring der beiden FFH-LRT „Sandbank“ und „Riffe“ in der deutschen AWZ in Nord- und Ostsee.

	Sandbank		Riffe	
	Nordsee	Ostsee	Nordsee	Ostsee
Gebiete im Monitoring	Amrumbank Borkum Riffgrund Doggerbank	Adlergrund Fehmarnbelt Oderbank	Borkum Riffgrund Sylter Außenriff	Adlergrund & Westl. Rönnebank Fehmarnbelt & Westl. Riffe (Kieler Bucht) Kadetrinne
Monitoringzyklus	1 Gebiet pro Jahr im Wechsel = jedes Gebiet 2 Mal pro Berichtszeitraum	3-4 Dauerstationen jährlich, Schwerpunktuntersuchungen (10-15 Stationen) 1 Mal pro Berichtszeitraum	1 Gebiet pro Jahr im Wechsel = jedes Gebiet 2 Mal pro Berichtszeitraum	3-4 Dauerstationen jährlich, Schwerpunktuntersuchungen (10-15 Stationen) 1 Mal pro Berichtszeitraum
Methodik	Pro Station: 3 Hols van-Veen-Greifer 1 Hol Dredge (Typ Kieler Kinderwagen) 5-15min Unterwasser-Video (ergänzend zur Charakterisierung)	Pro Station: 3 Hols van-Veen-Greifer 1 Hol Dredge (Typ Kieler Kinderwagen) 5-15min Unterwasser-Video (ergänzend zur Charakterisierung)	Pro Station (derzeit): 3 Hols van-Veen-Greifer 1 Hol Dredge (Typ Kieler Kinderwagen) 5-15min Unterwasser-Video (bewertungsrelevant) *Umstellung auf / Ergänzung durch andere Methoden in Diskussion*	Pro Station (derzeit): 3 Hols van-Veen-Greifer 1 Hol Dredge (Typ Kieler Kinderwagen) 5-15min Unterwasser-Video (bewertungsrelevant) *Umstellung auf / Ergänzung durch andere Methoden in Vorbereitung*
Begleitparameter	Korngrößenverteilung organischer Gehalt des	Korngrößenverteilung organischer Gehalt des	Korngrößenverteilung organischer Gehalt des	Korngrößenverteilung organischer Gehalt des

	Sandbank		Riffe	
	Nordsee	**Ostsee**	**Nordsee**	**Ostsee**
	Sediments (bewertungsrelevant) Wassertiefe	Sediments (bewertungsrelevant) Wassertiefe, Sauerstoff, Salzgehalt	Sediments Wassertiefe	Sediments Wassertiefe, Sauerstoff, Salzgehalt
Bewertungsparameter Kriterium/Komponente Habitatstruktur	Organischer Gehalt (% Glühverlust) A: < 0,3% B: 0,3 – 0,4% C: > 0,4%	Organischer Gehalt (% Glühverlust) A: < 0,3% B: 0,3 – 0,4% C: > 0,4%	Strukturelle Vielfalt mögliche Strukturen: – Schlick – Feinsand – Mittelsand – Grobsand – Kies – Steine/Blöcke – Strömungsrippel Klassengrenzen: A: 5-7 B: 3-4 C: < 3 *Überarbeitung geplant*	Deskriptiv: Verbreitung von Störungsanzeigern wie Massenauftreten von opportunistischen Algen, Beggiatoa, endobenthisch überprägte Besiedlung und starke Sedimentation
Kriterium Gemeinschaftsstruktur & charakt. Arten Komponente Arteninventar	Regionalisierte Artenliste – Anteil vorhandener Arten	Regionalisierte Artenliste – Anteil vorhandener Arten	Regionalisierte Artenliste – Anteil vorhandener Arten	Regionalisierte Artenliste – Anteil vorhandener Arten

	Sandbank		Riffe	
	Nordsee	Ostsee	Nordsee	Ostsee
	Klasse A > 75 % Klasse B 50-75 % Klasse C < 50 % der in der jeweiligen Liste geführten Arten	Klasse A > 80 % Klasse B > 60-80 % Klasse C <= 60 % der in der jeweiligen Liste geführten Arten	Klasse A > 75% Klasse B 50-75 % Klasse C < 50 % der in der jeweiligen Liste geführten Arten	Klasse A > 62,5% Klasse B 47,5-<=62,5 % Klasse C < 47,5 % der in der jeweiligen Liste geführten Arten
Komponente Gemeinschaftsstruktur	Margalef	BQI *Schwellenwerte derzeit in Abstimmung mit HELCOM in Überarbeitung*	Derzeit keine *In Diskussion/ Abstimmung mit AG-Benthos im BLMP*	Derzeit keine *In Diskussion/ Abstimmung mit AG-Benthos im BLMP*

3.1 1110 - Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser

3.1.1 Atlantische Region: Nordsee

FFH-Lebensraumtyp Sandbank (Amrumbank)

Die Infaunagemeinschaft des Lebensraumtyps Sandbank im FFH-Gebiet Borkum Riffgrund variierte nur geringfügig über den Beprobungszeitraum (2012-2018).

Ein konsistenter Anstieg der Artenzahl und Diversität der Infauna, wie er für die Amrumbank im FFH-Gebiet Sylter Außenriff beobachtet wurde, war auf dem Borkum Riffgrund nicht zu verzeichnen.

Die Artenzahl der Epifauna des Lebensraumtyps Sandbank im FFH-Gebiet Borkum Riffgrund blieb nach einem Abfall im Jahr 2015 konstant. Insgesamt waren die strukturellen Variationen der Epifaunagemeinschaft gering.

Nachdem die Sandbank im FFH-Gebiet Borkum Riffgrund in den Jahren 2012 und 2015 beprobt wurde, erfolgte im Jahr 2018 turnusgemäß die dritte Beprobung dieses Lebensraumtyps. Wie geplant wurden die Epifauna und die Infauna an 10 Stationen beprobt (Abbildung 4). Aufgrund starker Trübung der Wassersäule und damit verbundener schlechter Sichtverhältnisse war eine Erfassung der Epifauna mit dem Video in hinreichender Qualität nicht möglich.

Zur Analyse der zeitlichen Variabilität der Infauna auf der Amrumbank wurden uni- und multivariate statistische Methoden eingesetzt. Im nMDS-Plot ist zu erkennen, dass sich die Infaunagemeinschaft der Sandbank auf dem Borkum Riffgrund in den Jahren 2012, 2015 und 2018 nur geringfügig voneinander unterschieden (Abbildung 5). Während die Infaunagemeinschaften der einzelnen Stationen im Jahr 2012 untereinander noch sehr ähnlich waren, war die Variabilität zwischen den Proben in den Jahren 2015 und 2018 deutlich größer. Insgesamt war die strukturelle Überlappung zwischen Gemeinschaften der drei Jahre deutlich. Die geringe interannuelle Variabilität wurde durch die ANOSIM bestätigt (globales $R = 0{,}32$). Die deutlichste Differenzierung war zwischen den Gemeinschaften der Jahre 2012 und 2015 zu verzeichnen (ANOSIM: $R = 0{,}48$), während sich die Gemeinschaften der Jahre 2015 und 2018 strukturell am ähnlichsten waren (ANOSIM: $R = 0{,}16$). Die Unterschiede zwischen den Gemeinschaften dieser beiden Jahre waren entsprechend statistisch auch nicht signifikant (ANOSIM: $p = 0{,}05$). Die Gemeinschaften des Jahres 2012 waren hingegen trotz der deutlichen strukturellen Überlappung signifikant unterschiedlich von den Gemeinschaften der Jahre 2015 und 2018 (ANOSIM: bei $p < 0{,}05$).

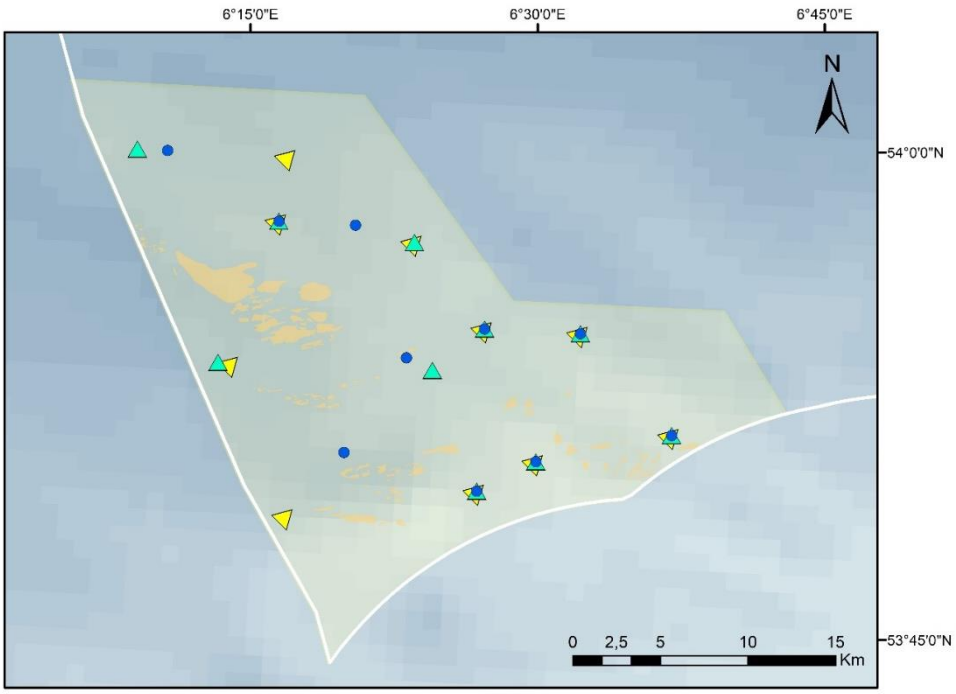


Abbildung 4: Stationen zur Beprobung des Makrozoobenthos auf den Sandbankstationen im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012 (blaue Kreise), 2015 (türkise Dreiecke) und 2018 (gelbe Dreiecke). Braune Flächen markieren Riffvorkommen.

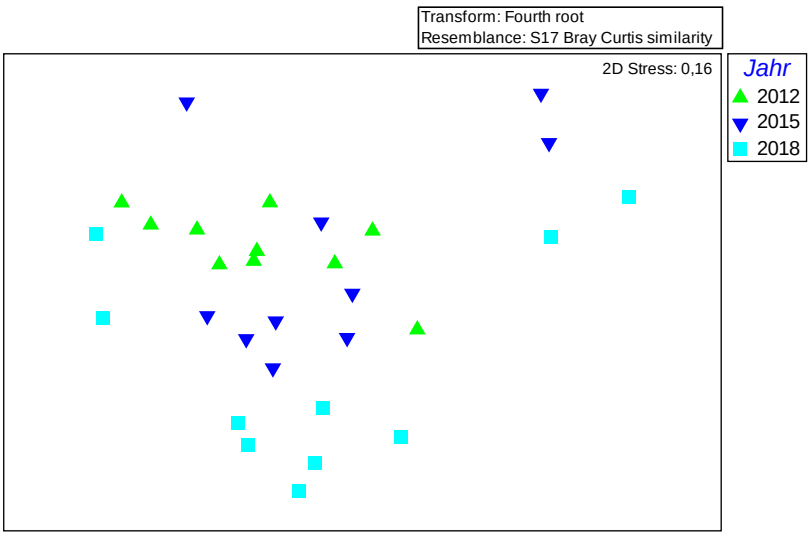


Abbildung 5: nMDS-Plot zum strukturellen Vergleich der Infauna-Gemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018.

Die Gesamtabundanz der Infauna variierte kaum zwischen den Untersuchungsjahren und war mit 98,1 Ind.*0,1 m^{-2} im Jahr 2012 am niedrigsten und mit 101,4 Ind.*0,1 m^{-2} im Jahr 2018 am höchsten (Abbildung 9a). Im Jahr 2015 war die Variabilität der Gesamtabundanz zwischen den Stationen sehr hoch, was durch eine extrem hohe Abundanz des Bäumchen-Röhrenwurms *Lanice conchilega* in einer Probe verursacht wurde. Insgesamt war die Variabilität im Jahr 2012 am geringsten.

Wie die Gesamtabundanz variierte auch die Artenvielfalt der Infaunagemeinschaft auf der Sandbank des Borkum Riffgrundes kaum zwischen den Untersuchungsjahren (Abbildung 9b). Im Durchschnitt sank sie geringfügig von rund 30 bzw. 33 Arten*0,1 m^{-2} in den Jahren 2012 und 2015 auf rund 25 Arten*0,1 m^{-2} im Jahr 2018. Trotz der statistisch nicht belegbaren interannuellen Schwankungen in der Artenvielfalt variierte die Shannon-Wiener-Diversität signifikant während des Untersuchungszeitraums (Abbildung 9c). Im Jahr 2015 war die Shannon-Wiener-Diversität signifikant höher als im Jahr 2018 jedoch nicht höher als im Jahr 2012. Die Schwankungen in der Shannon-Wiener-Diversität waren hauptsächlich auf die interannuellen Unterschiede in der Äquität zurückzuführen. Diese war ebenfalls im Jahr 2015 höher als im Jahr 2018 (Abbildung 9d).

Die durchschnittliche Gesamtbiomasse der Infauna stieg von rund 11,0 g*0,1 m^{-2} im Jahr 2012 auf 15,0 g*0,1 m^{-2} im Jahr 2018 kontinuierlich an (Abbildung 9e). Der Anstieg über die Jahre war statistisch jedoch nicht signifikant.

Der normierte Margalef-Index für die Infauna war im Jahr 2015 signifikant höher als in den anderen Jahren, während sich die Infaunagemeinschaften der Jahre 2012 und 2018 nicht voneinander unterschieden (Abbildung 9f).

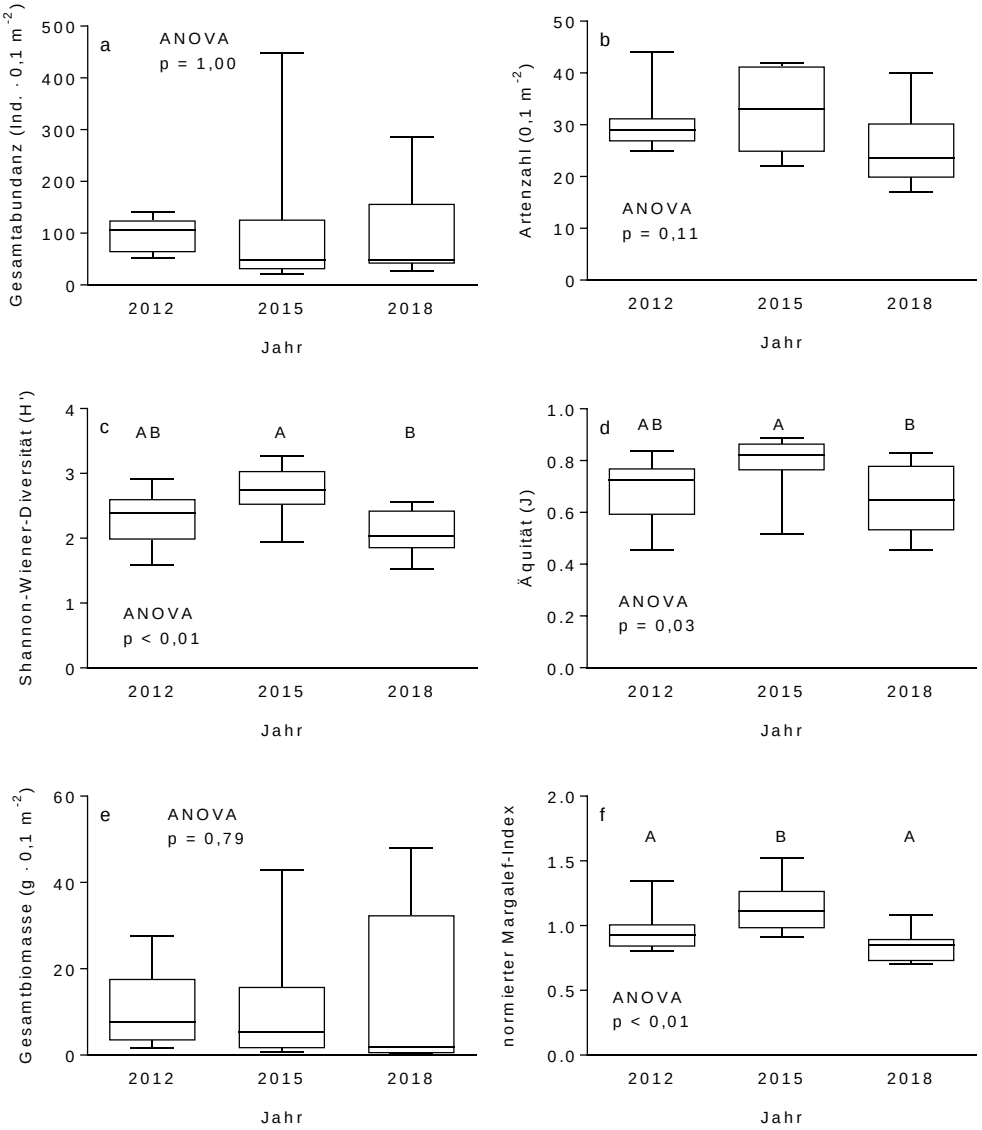


Abbildung 6: (a) Gesamtabundanz, (b) Anzahl der Taxa, (c) Shannon-Wiener-Diversität, (d) Äquität, (e) Gesamtbiomasse und (f) normierter Margalef-Index der Infaunagemeinschaften des Lebensraumtyps Sandbank im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018. Ergebnisse der Analyse der interannuellen Variabilität (ANOVA) sind angegeben. Buchstaben über den Boxen zeigen die Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey’s Test): Gruppen, die mit dem gleichen Buchstaben gekennzeichnet sind, unterscheiden sich nicht signifikant voneinander.

Typischerweise wurde die Infaunagemeinschaft der Sandbank auf dem Borkum Riffgrund von Polychaeten, insbesondere von den Arten *Aonides paucibranchiata*, *Ophelia limacina*, *Spio goniocephala* und *Spiophanes bombyx* dominiert (Tabelle 5). Aber auch Schwertmuscheln der Gattung *Ensis* wurden stetig angetroffen. Einige Arten wiesen zwischen den Untersuchungsjahren erhebliche Schwankungen in Abundanz und Stetigkeit auf. Hierzu gehörten unter anderem der Bäumchen-Röhrenwurm *Lanice conchilega* und der Herzseeigel *Echinocardium cordatum.*

Tabelle 5: Stetigkeit (%) und mittlere (± Standardabweichung) Abundanz (Ind.*0,1m^{-2}) der häufigsten Infauna-Taxa des Lebensraumtyps Sandbank im FFH-Schutzgebiet Borkum Riffgrund in den Jahren 2012, 2015 und 2018.

	2011		2014		2017	
Taxon	Stetigkeit (%)	Abundanz (Ind./0.1 m^2)	Stetigkeit (%)	Abundanz (Ind./0.1 m^2)	Stetigkeit (%)	Abundanz (Ind./0.1 m^2)
Aonides paucibranchiata	90	17,2 ± 27,5	80	11,4 ± 27,9	90	9,7 ± 19,7
Echinocardium cordatum	80	11,1 ± 21,6	90	1,3 ± 1,4	40	0,3 ± 0,4
Ensis sp.	70	0,3 ± 0,3	50	0,7 ± 1,4	70	0,5 ± 0,6
Gastrosaccus spinifer	80	1,3 ± 1,1	60	0,9 ± 1,0	50	1,1 ± 2,7
Goodallia triangularis	70	0,7 ± 1,0	70	1,7 ± 2,4	50	1,5 ± 2,3
Lanice conchilega	70	1,2 ± 1,0	90	20,9 ± 52,9	70	1,7 ± 2,0
Nemertea	80	1,1 ± 0,9	90	2,2 ± 2,7	60	0,3 ± 0,4
Nephtys cirrosa	30	0,2 ± 0,4	70	2,1 ± 1,8	90	1,7 ± 1,3
Ophelia limacina	100	11,6 ± 6,6	70	1,1 ± 1,0	70	0,4 ± 0,4
Spio goniocephala	80	3,0 ± 5,2	90	2,3 ± 2,6	60	3,5 ± 4,9
Spiophanes bombyx	90	6,0 ± 7,3	80	1,4 ± 1,5	80	8,6 ± 9,6
Spisula sp.	70	0,7 ± 1,1	80	1,2 ± 1,7	70	5,1 ± 9,8
Thia scutellata	80	0,8 ± 0,7	80	1,3 ± 1,0	40	0,4 ± 0,9

Epifauna - Dredge

Der nMDS-Plot zeigt nur eine geringfügige interannuelle strukturelle Veränderungen der Epifauna des Lebensraumtyps Sandbank auf dem Borkum Riffgrund (Abbildung 7). Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass ein Stresswert des nMDS-Plots von 0,21 darauf hindeutet, dass der Plot die realen Ähnlichkeitsverhältnisse potentiell nur unzureichend widerspiegelt. Der Eindruck der geringen interannuellen Differenzierung der Epifaunagemeinschaft wurde jedoch durch das Ergebnis der ANOSIM bestätigt (ANOSIM: global R = 0,21). Die größten Unterschiede wiesen die Gemeinschaften der Jahre 2012 und 2015 auf (ANOSIM: R = 0,31), während die Gemeinschaften der Jahre 2015 und 2018 strukturell kaum voneinander zu unterscheiden waren (ANOSIM: R = 0,07). Trotz der deutlichen strukturellen Überlappungen zwischen den Gemeinschaften aller Jahre, unterschied sich die Epifaunagemeinschaft des Jahres 2012 signifikant von den Gemeinschaften der anderen Jahre (ANOVA: beide $p < 0,05$), während sich die Gemeinschaften der Jahre 2015 und 2018 nicht unterschieden (ANOVA: r = 0,11).

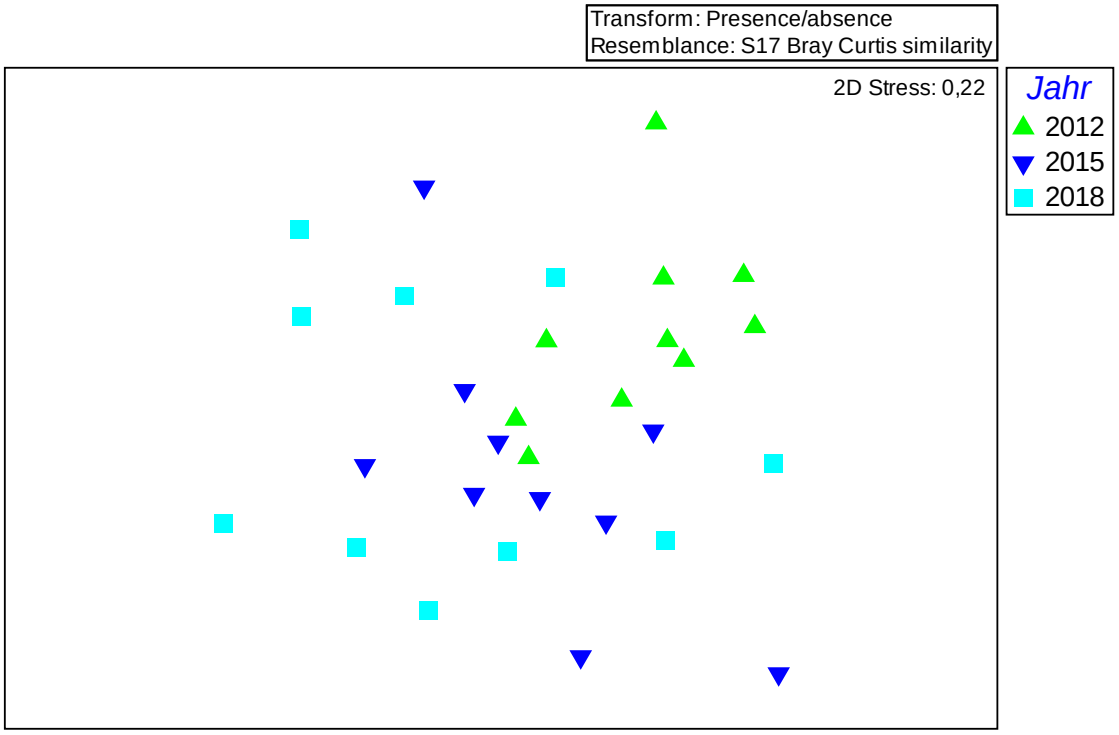


Abbildung 7: nMDS-Plot zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence; Dredge) des Lebensraumtyps Sandbank im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018.

Die Anzahl der Taxa der Epifauna im Lebensrautyps Sandbank auf dem Borkum Riffgrund war mit durchschnittlich 9,1 ± 3,0 Arten im Jahr 2012 signifikant höher als in den Jahren 2015 (5,9 ± 1,9) und 2018 (5,8 ± 2,3) (Abbildung 8).

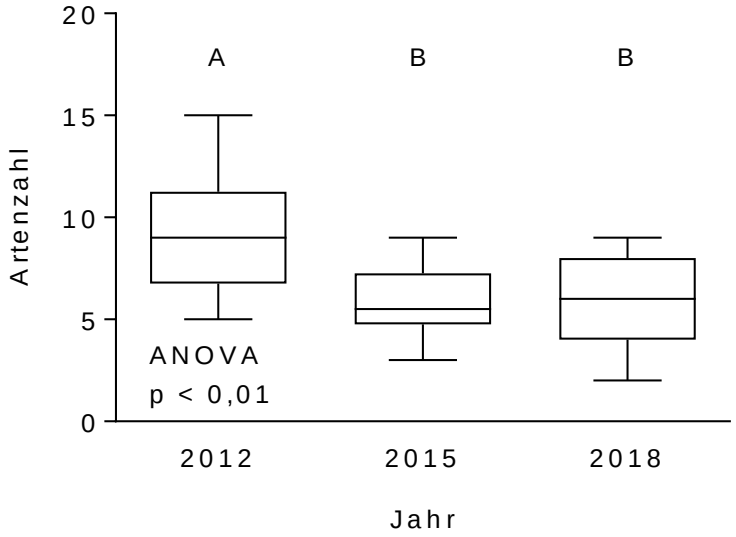


Abbildung 8: Artenzahl der Epifauna (Dredge) im Lebensraumtyp Sandbank im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018.

3.1.2 Kontinentale Region: Ostsee

FFH-Lebensraumtyp Sandbank

Im Berichtsjahr 2018 war die Sandbank am Adlergrund Ziel der Schwerpunktuntersuchungen

Die beobachtete Variabilität der Infauna-Gemeinschaften auf den drei Sandbänken im Beobachtungszeitraum (2009-2018) liegt innerhalb der natürlichen Variabilität.

Tendenzen, die auf eine Veränderung anthropogener Belastungen schließen lassen, sind nicht zu erkennen.

In der deutschen AWZ der Ostsee wurden durch das BfN drei Sandbänke ausgewiesen: die Oderbank, die schluffarmen Sandflächen im südlichen Bereich des Adlergrunds und das Megaripelfeld im Schutzgebiet „Fehmarnbelt“ (Abbildung 9). 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 zu beproben. 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 9) ausgetauscht werden, da sie bei starkem Wellengang mehrfach nicht angefahren werden konnte. Sie wurde durch die Station OBS 10 ersetzt.

Jede der drei Sandbänke wird zusätzlich einmal pro Berichtszeitraum mit 10 bzw. 15 (Oderbank) Stationen beprobt („Schwerpunktuntersuchung“). Bis 2012 erfolgte die Basisaufnahme mit einer ersten vollständigen Aufnahme aller drei Sandbänke. Der zweite Turnus startete 2014 mit dem Megarippelfeld im Fehmarnbelt und wurde 2016 auf der Oderbank fortgesetzt und 2018 auf der Sandbank am Adlergrund abgeschlossen.

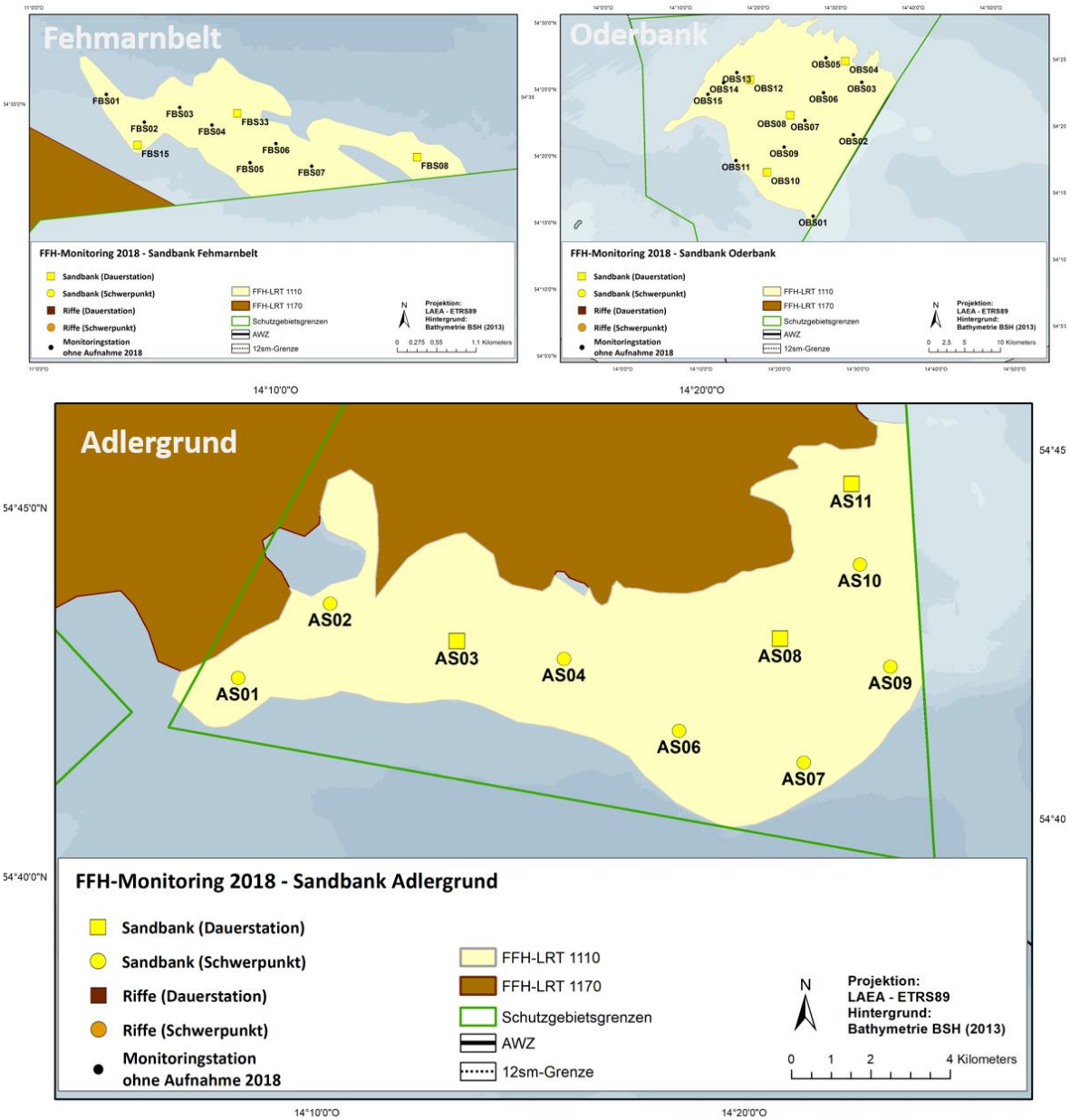


Abbildung 9: Stationsnetz Monitoring FFH-LRT 1110 „Sandbänke“ im Fehmarnbelt, auf der Oderbank und auf dem Adlergrund (Schwerpunkt 2018).

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 mit wenigen lokalen Ausnahmen nicht mit Hartböden assoziiert. Homogene Feinsande prägen das Substrat (Abbildung 10), Driftalgen oder absinkendes Plankton sind vor allem im Sommer lokal ein prägendes Charakteristikum.

Die Gemeinschaft der Oderbank ist aufgrund des mittleren Salzgehalts von ca. 7 psu natürlicherweise artenarm, so dass schon geringe Veränderungen in der Dominanzstruktur in der Regel deutlich auf die Ergebnisse multivariater Analysen durchschlagen (Abbildung 11). Wesentlichen Einfluss haben hier Bestandsschwankungen der Sandklaffmuschel *Mya arenaria*, des Sandflohkrebses *Bathyporeia pilosa* sowie der Miesmuschel *Mytilus* spp.. Die Sandklaffmuschel war 2009 und 2010 mit 1 000-2 000 Ind./m² im Gebiet präsent, bevor die Bestandsdichte 2011 und 2012 deutlich zurückging. 2013 erfolgte dann ein Larvenfall, der die Abundanz auf über 10 000 Ind./m² ansteigen ließ, bevor sie in den Folgejahren sukzessive wieder auf rund 1 000 Ind./m² zurückging (2016-17). Der Sandflohkrebs erreichte in den Jahren 2010 bis 2012 mit 1 000-2 500 Ind./m² die höchsten Dichten, danach nahm sie kontinuierlich ab und betrug 2017 nur noch rund 250 Ind./m². Im aktuellen Untersuchungsjahr ist die Dichte mit mittleren 734 Ind./m² wieder deutlich höher. Die Dichte driftender Miesmuschel-Konglomerate war an den Monitoringstationen im Untersuchungszeitraum grundsätzlich gering. Einzige Ausnahme bildet hier das Jahr 2016, in dem an mehreren Stationen Abundanzen von mehreren Hundert Individuen pro Quadratmeter gemessen wurden. Im aktuellen Untersuchungsjahr lagen auffällig viele Jungmuscheln auf dem Sediment (mittlere Abundanz 125 Ind./m²), größere Konglomerate waren dagegen erneut nicht zu sehen. Sowohl die räumlichen als auch die interannuellen Unterschiede in der Gemeinschaftsstruktur zwischen den Aufnahmen aus den Untersuchungsjahren 2009-17 liegen alle im Rahmen der natürlichen Variabilität. Eine grundlegende Veränderung der Artenzusammensetzung lag in keinem Untersuchungsjahr vor, auch eine tendenziell gerichtete Veränderung der Gemeinschaft über die betrachtete Zeit lässt sich nicht feststellen.

Auch die Zahl der im Mittel an den Monitoringstationen identifizierten Arten ist mit 16-23 Arten (Abbildung 17). In keinem der Jahre konnte an einer der Monitoringstationen ein Defizit hinsichtlich des charakteristischen Arteninventars festgestellt werden. Deutlich variabler als die Artenzahl stellen sich Gesamt-Abundanz und -Biomasse dar. Ein deutlicher Anstieg beider Parameter war 2013 festzustellen (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. In den Folgejahren (2014-16) gingen Abundanz und Biomasse wieder zurück und liegen seit 2016 wieder auf dem Niveau von 2012. Der Großteil der Biomasse (>80%) entfiel auf

die drei endobenthischen Muschelarten *Cerastoderma glaucum*, *Limecola* (=*Macoma*) *balthica* und *Mya arenaria*.

Abbildung 10: Homogene Feinsande mit geringem Schillanteil prägen die Oderbank.

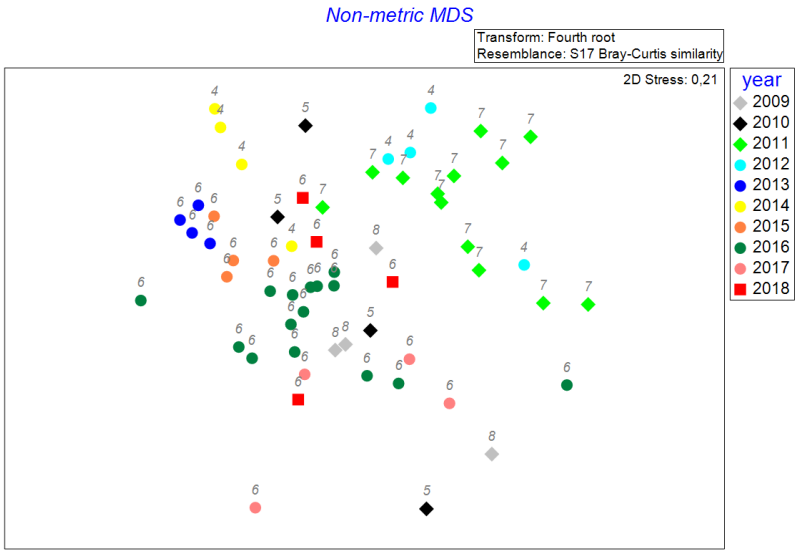


Abbildung 11: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, doppelte Quadratwurzeltransformation) für die Stationen der Oderbank aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-18.

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 12, links). Ähnlich wie auf der Oderbank ist die Gemeinschaft dieser Sandbank aufgrund des geringen Salzgehalts artenarm, aber zumindest lokal sehr individuenreich. Die Sandbank-Gemeinschaft am Adlergrund ist jedoch aufgrund der größeren Spanne der abgedeckten Substrate (Feinsand bis Kies, Abbildung 12, rechts), vor allem aber aufgrund der größeren Tiefenspanne (12-23 m) deutlich variabler als in den homogenen Feinsanden der Oderbank. Räumliche Unterschiede zwischen den flacheren Stationen AS 08 und AS 11 und der tiefer gelegenen Station AS 03 treten im Abbild der nMDS deutlich hervor (Abbildung 13).

An allen drei Dauerstationen besitzt *Pygospio elegans* in den meisten Jahren die höchste Bestandsdichte der endobenthischen Arten, auch die weiteren Charakterarten sind stets an allen Stationen präsent. Die größten räumlichen Unterschiede zwischen den Dauerstationen ergeben sich durch höhere Abundanzen von *Mytilus* spp. und *Marenzelleria* spp. an der Station AS 03 sowie durch höhere Dichten der Bauchigen Wattschnecke *Peringia ulvae* und der Muschelarten *C. glaucum* und *M. arenaria* an den beiden anderen Stationen AS 08 und AS 11. Die zeitliche Variabilität ergibt sich dagegen an allen Stationen vorwiegend aus Schwankungen in der Abundanz der jeweiligen charakteristischen Arten. Besonders auffällig war an beiden flachen Stationen AS 08 und AS 11 die überdurchschnittlich hohen Abundanzen der Lagunen-Herzmuschel *Cerastoderma glaucum* (900-1 100 Ind.*m^{-2}) und der Sandklaffmuschel *M. arenaria* (700-1 000 Ind.*m^{-2}) im Jahr 2015. Beide Arten erreichten an diesen Stationen zuvor selten Dichten von mehr als 100 Ind.*m^{-2}. Da es sich vorwiegend um kleine Individuen handelte, war ein frischer Larvenfall beider Arten wahrscheinlich. Die hohe Abundanz der beiden Muschelarten schlug sich 2015 in einer Verdopplung der Gesamt-Biomasse nieder (Abbildung 17). Die Besiedlungsdichte beider Arten ging 2016 wieder deutlich zurück, war jedoch noch immer höher als in den Untersuchungen vor 2015. In den beiden aktuellen Untersuchungsjahren 2017 und 2018 stabilisierte sich die Dichte von *C. glaucum* an beiden Stationen bei 50 -150 Ind./m^2. Für die Sandklaffmuschel *M. arenaria* war dagegen 2018 ein erneuter, etwas schwächerer, Larvenfall zu beobachten (450-700 Ind./m^2). Diese natürlichen Schwankungen in der Dichte der charakteristischen Arten an den drei Monitoringstationen lassen sich auch im Vergleich der beiden Schwerpunktuntersuchungen 2012 und 2018 wiederfinden. Die Gemeinschaftsstruktur zwischen den beiden Jahren unterscheidet sich systematisch, aber in sehr geringem Umfang (ANOSIM R=0,20, p = 1,2%, Abbildung 14). Die strukturellen Unterschiede las-

sen sich auf geringere Abundanzen von *Limecola balthica*, *Marenzelleria viridis*, *Pygospio elegans* und *Bathyporeia pilosa* sowie höhere Besiedlungsdichten von *Peringia ulvae*, *C. glaucum*, *M arenaria* und *Hediste diversicolor* im aktuellen Untersuchungsjahr 2018 zurückführen. Die im Mittel höherer Dichte der Miesmuschel und einiger Begleitarten (z.B. *Amphibalanus improvisus, Gammarus salinus, Jaera albifrons*) ist vor allem Resultat der zufälligen Beprobung eines größeren driftenden Miesmuschel-Konglomerats an der Station AS 07 (Abundanz > 60 000 Ind./m²). Bei Ausschluss dieses Ausreißers entspricht die mittlere Dichte der Miesmuschel 2018 mit ca. 1 000 Ind./m² der von 2012 (Tabelle 6).

Ein Effekt der starken Salzwasserzuströme 2014 auf die Artenvielfalt und die Gemeinschaftsstruktur war auf dieser Sandbank nicht zu erkennen. Eine grundlegende Verschiebung des Arteninventars in den vergangenen Jahren lässt sich ebenso wenig erkennen wie eine Veränderung der Artenzahl (Abbildung 17). Die Biomasse auf dem Adlergrund zeigt nach einem Larvenfall zweier Muschelarten kurzzeitig (2015, 2016) kurz ansteigende Tendenz, fiel anschließend wieder auf das vorherige Niveau zurück. Auch der aktuelle Larvenfall der Sandklaffmuschel M. arenaria führte nicht zu einer signifikanten Erhöhung der Gesamt-Biomasse.

Tabelle 6: Stetigkeit (%) und mittlere Abundanz (Ind./1m²) der Infauna-Taxa auf der Sandbank Adlergund in den Jahren 2012 und 2018.

Taxon		2012 F%	2012 Ind./m²	2018 F%	2018 Ind./m²
Plathelminthes	Turbellaria	10%	<1	10%	11
Nemertea	*Cyanophthalma obscura*	-	-	10%	4
	Lineus ruber	10%	<1	-	-
	Nemertea	10%	<1	10%	<1
Priapulida	*Halicryptus spinulosus*	10%	2	-	-
Gastropoda	*Peringia ulvae*	100%	43	100%	328
Bivalvia	*Abra alba*	10%	<1	-	-
	Cerastoderma glaucum	70%	5	80%	36
	Limecola balthica	90%	79	80%	20
	Mya arenaria	90%	15	90%	161
	Mytilus edulis	100%	1108	100%	7253 (959)[1]
Oligochaeta	*Baltidrilus costatus*	30%	6	-	-
	Enchytraeidae	90%	39	10%	2
	Tubificinae	70%	303	70%	202
	Tubificoides benedii	40%	94	30%	32
Polychaeta	*Alitta succinea*	10%	<1	20%	<1
	Bylgides sarsi	30%	7	70%	25
	Fabricia stellaris	20%	5	-	-
	Hediste diversicolor	90%	24	100%	96
	Marenzelleria viridis	100%	297	100%	65
	Pygospio elegans	100%	677	100%	282
	Scoloplos armiger	10%	1	-	-
	Streptosyllis websteri	10%	1	10%	2
	Travisia forbesii	10%	2	-	-
Crustacea	*Amphibalanus improvisus*	20%	2	50%	103
	Ampithoe rubricata	-	-	10%	<1
	Bathyporeia pilosa	80%	312	80%	50
	Corophium volutator	20%	73	10%	8
	Crangon crangon	30%	1	20%	1
	Crassicorophium crassicorne	20%	<1	-	-
	Diastylis rathkei	20%	7	40%	5
	Gammarus salinus	50%	5	80%	75
	Gammarus zaddachi	10%	<1	20%	1
	Gastrosaccus spinifer	10%	<1	-	-
	Idotea chelipes	-	-	10%	2
	Jaera albifrons	20%	4	40%	40
	Melita palmata	-	-	10%	<1
	Microdeutopus gryllotalpa	-	-	10%	<1
	Monocorophium insidiosum	10%	<1	-	-
	Praunus flexuosus	10%	0	-	-
Insecta	Chironomidae	-	-	30%	6

[1] ohne AS07

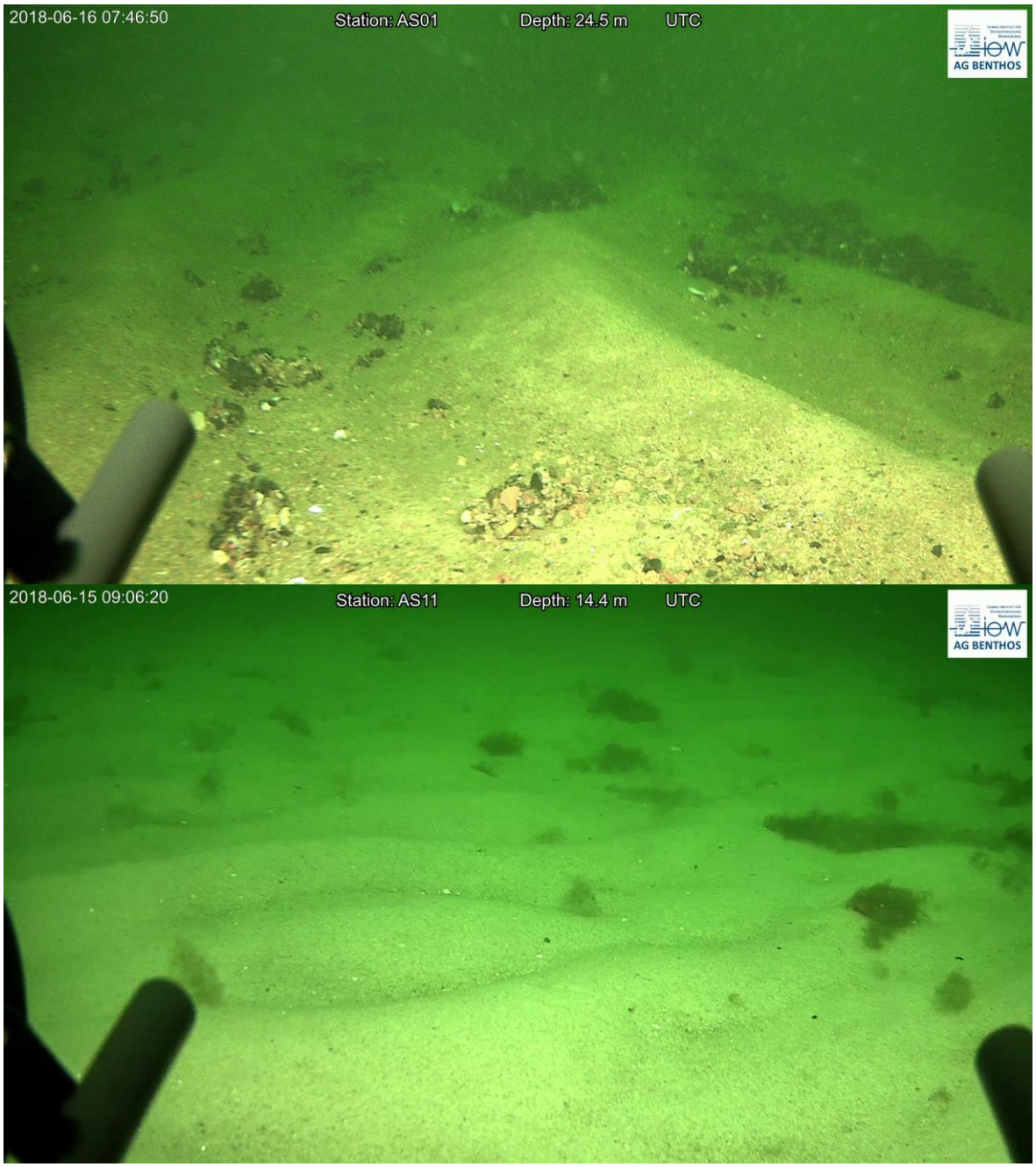


Abbildung 12: Grobsand- und Kiesflächen (oben) sind nur lokal das vorherrschende Substrat, auf weiten Teilen der Sandbank Adlergrund dominieren Feinsande (unten).

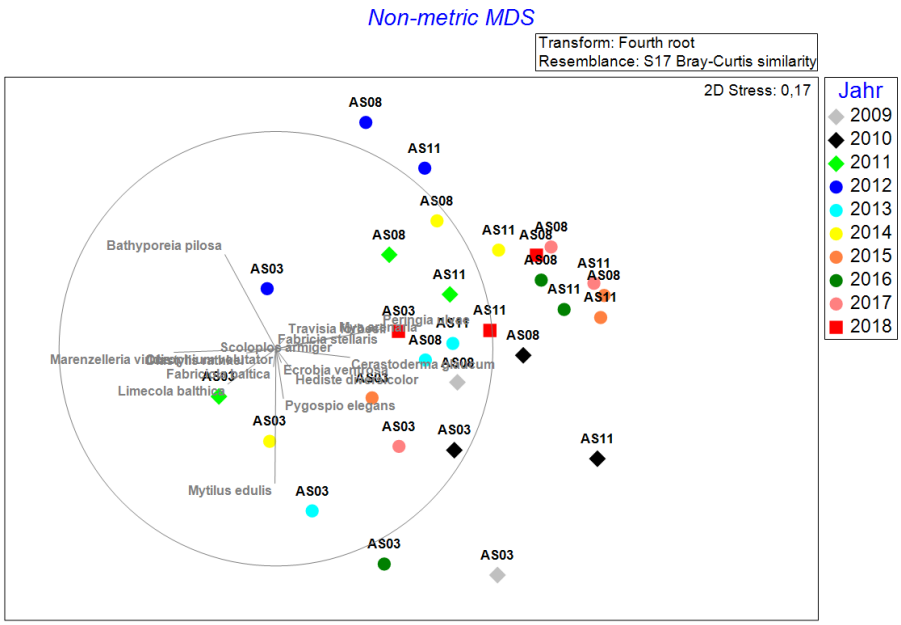


Abbildung 13: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, doppelte Quadratwurzeltransformation) für die Stationen von der Sandbank Adlergrund aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-18.Als Vektoren sind die charakteristischen Arten hinterlegt.

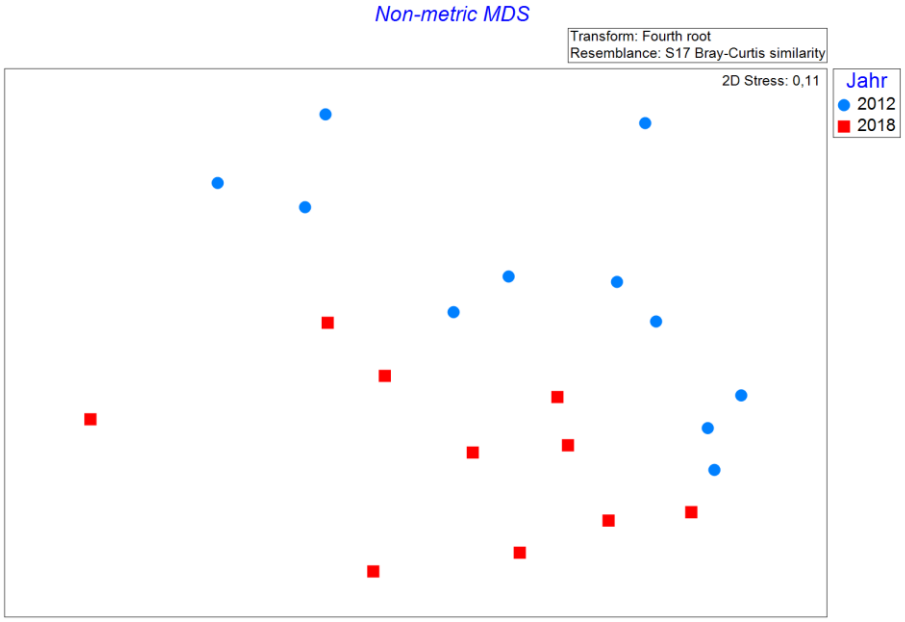


Abbildung 14: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, doppelte Quadratwurzeltransformation) für die Schwerpunktuntersuchungen 2012 und 2018.

Fehmarnbelt (Megarippelfeld)

Das als FFH-LRT „Sandbank“ ausgewiesene Megarippelfeld im Fehmarnbelt ist mit 500 ha deutlich kleiner als die beiden östlichen Sandbänke und weist eine sehr hohe kleinräumige Substrat-Variabilität auf (Abbildung 15). Fein-, Mittel- und Grobsande wechseln sich auf den Rippelkämmen mit Kiesflächen ab, in den Tälern liegt lokal Geschiebemergel mit eingelagerten Steinen an der Sedimentoberfläche an. Im Strömungslee der Megarippel sammeln sich örtlich Driftalgen oder *Arctica*-Schill. Entsprechend kleinräumig variabel sind die Artenvielfalt und die Zusammensetzung der Gemeinschaft, was sich in der Variabilität der univariaten Parametern wie Artenzahl und Biomasse (Abbildung 17) widerspiegelt. Insgesamt ist die Artenvielfalt mit durchschnittlich 60-100 Arten pro Station deutlich höher als in den anderen beiden Sandbänken. Insgesamt wurden bislang über 260 Makrozoobenthos-Arten im Monitoring des Megarippelfeldes identifiziert.

Trotz der lokalen Heterogenität lässt sich ein Trend zu feineren Sedimenten entlang des Tiefengradienten erkennen, was sich auch in der Besiedlungsstruktur an den Monitoringstationen widerspiegelt (Abbildung 16). Vor allem die im äußersten Osten der Sandbank gelegene Station FBS 08 ist durch homogene Feinsande geprägt und weist daher eine konstant unterschiedliche Gemeinschaft auf. Die natürliche räumliche und zeitliche Variabilität der Gemeinschaft ist insbesondere im Vergleich zu den beiden östlichen Sandbänken als sehr hoch einzustufen (vgl. IOW & AWI 2015).

Ein besonders auffälliges Jahr war 2015, in dem sich die Gemeinschaft an allen drei Dauer-Stationen gegenüber allen vorherigen Jahren deutlich unterschied (Abbildung 16). Die Unterschiede machten sich durch niedrige Abundanzen und Biomassen nahezu aller charakteristischen Arten bemerkbar. Besonders stark ausgeprägt war der Rückgang bei den charakteristischen Polychaeten-Arten *Polycirrus medusa, Chaetozone setosa, Pygospio elegans* und *Travisia forbesii* sowie wie bei der charakteristischen Scherenassel *Tanaissus lilljeborgi* und der Schwebegarnele *Gastrosaccus spinifer*. Aber auch die Schneckenarten *Onoba semicostata, Retusa truncatula* und *Bittium reticulatum* sowie andere Phytal-Begleitarten waren deutlich seltener als in den Vorjahren. Die Abundanz von *Diastylis rathkei*, *Corbula gibba*, *Ophiura albida* und *Echinocyamus pusillus* nahm dagegen deutlich zu. Von diesen Arten ist lediglich der letztgenannte Seeigel charakteristisch für die Sandbank-Gemeinschaft. Die anderen drei Arten stellen häufige, substratunspezifische Arten der Infauna im Fehmarnbelt dar. Ähnliche Tendenzen im Rückgang häufiger Polychaeten-Arten wie *Pygospio elegans* und *Scoloplos armiger* und der Zunahme kurzlebiger Muschelarten wie *Corbula gibba* und *Abra alba* sowie des Cumaceen-Krebses *Diastylis rathkei* ließen sich 2015 auch in anderen Seegebieten der westlichen und südliche Ostsee beobachten. Im Jahr 2016 veränderte sich die Gemeinschaft erneut. Während sie an den Stationen FBS 08 und

FBS 15 hinsichtlich ihrer Artenvielfalt und der Gemeinschaftsstruktur wieder den Jahren vor 2015 annäherte, unterschied sich die Besiedlung an der Station FBS 33 noch deutlich von den vorherigen Kampagnen. Mit 236 Ind./m^2 war die Besiedlungsdichte hier sehr gering, typische Sandbank-Arten fehlten weitgehend. Im Untersuchungsjahr 2017 zeigten die Besiedlungsstrukturen an allen drei Dauerstationen deutliche Tendenzen zurück zu den Zuständen vor 2015, allerdings fehlten weiterhin die typischen Arten *Ophelia* spp. und *Tanaissus lilljeborgi*. Dieser Trend setzte sich im aktuellen Untersuchungsjahr 2018 fort. Auch *Ophelia rathkei* (FBS 15) und *Tanaissus lilljeborgi* (FBS 15 und 33) waren wieder Teil des Arteninventars.

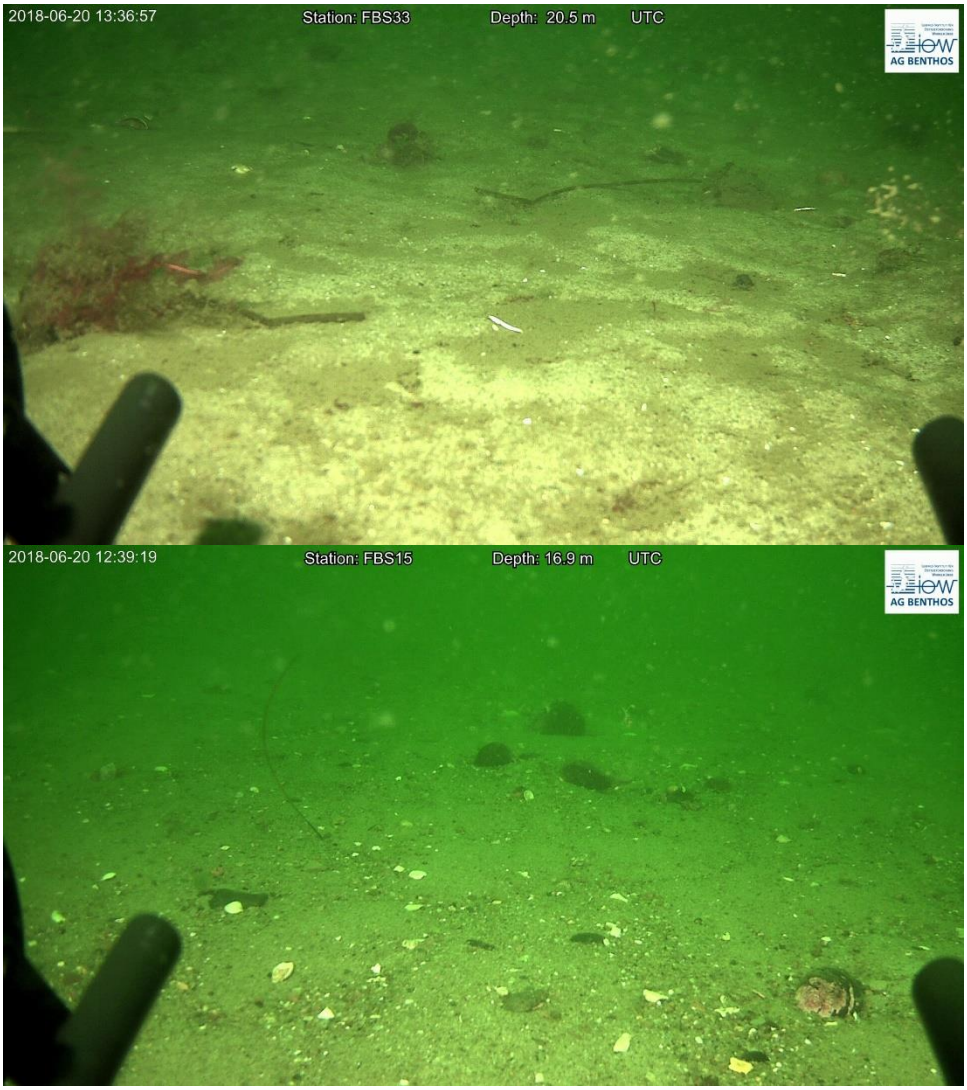


Abbildung 15: Fein- bis Grobsande, Kies, Schill und einzelne Steine treten im Megarippelfeld Fehmarnbelt eng verzahnt auf.

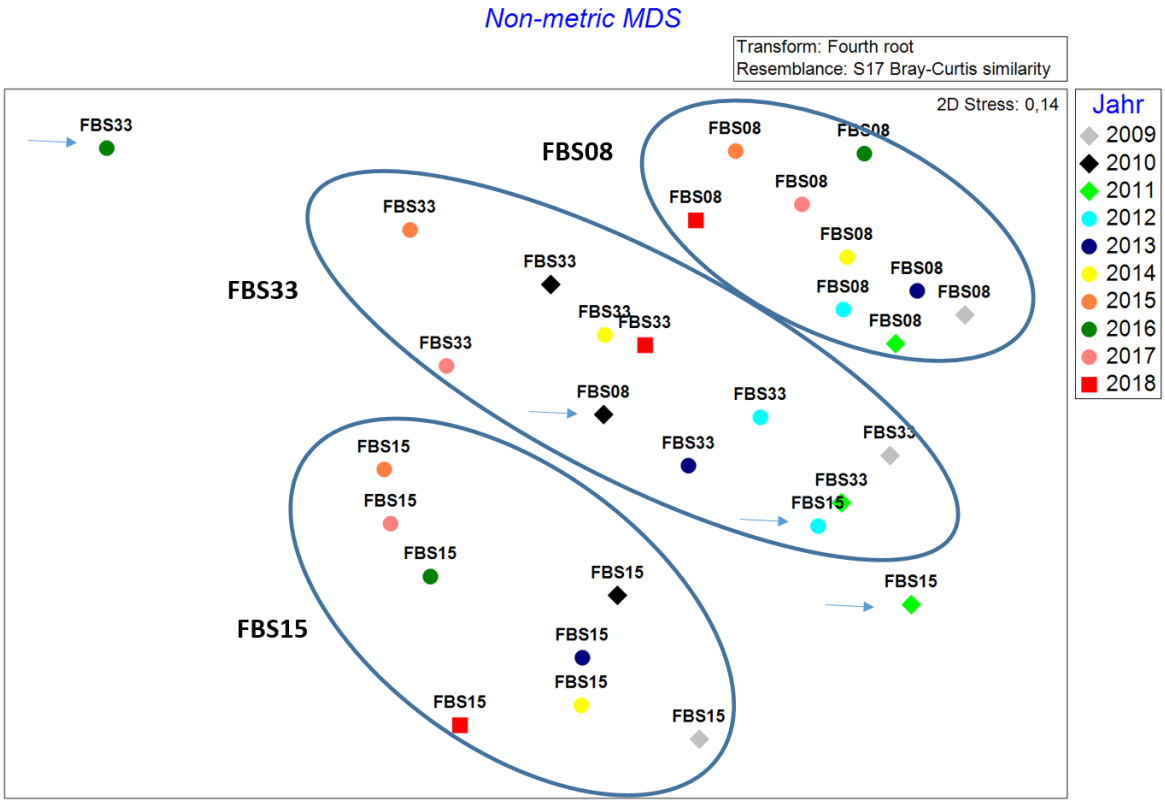


Abbildung 16: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, doppelte Quadratwurzeltransformation) für die Dauer-Stationen der Sandbank im Fehmarnbelt aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-18.

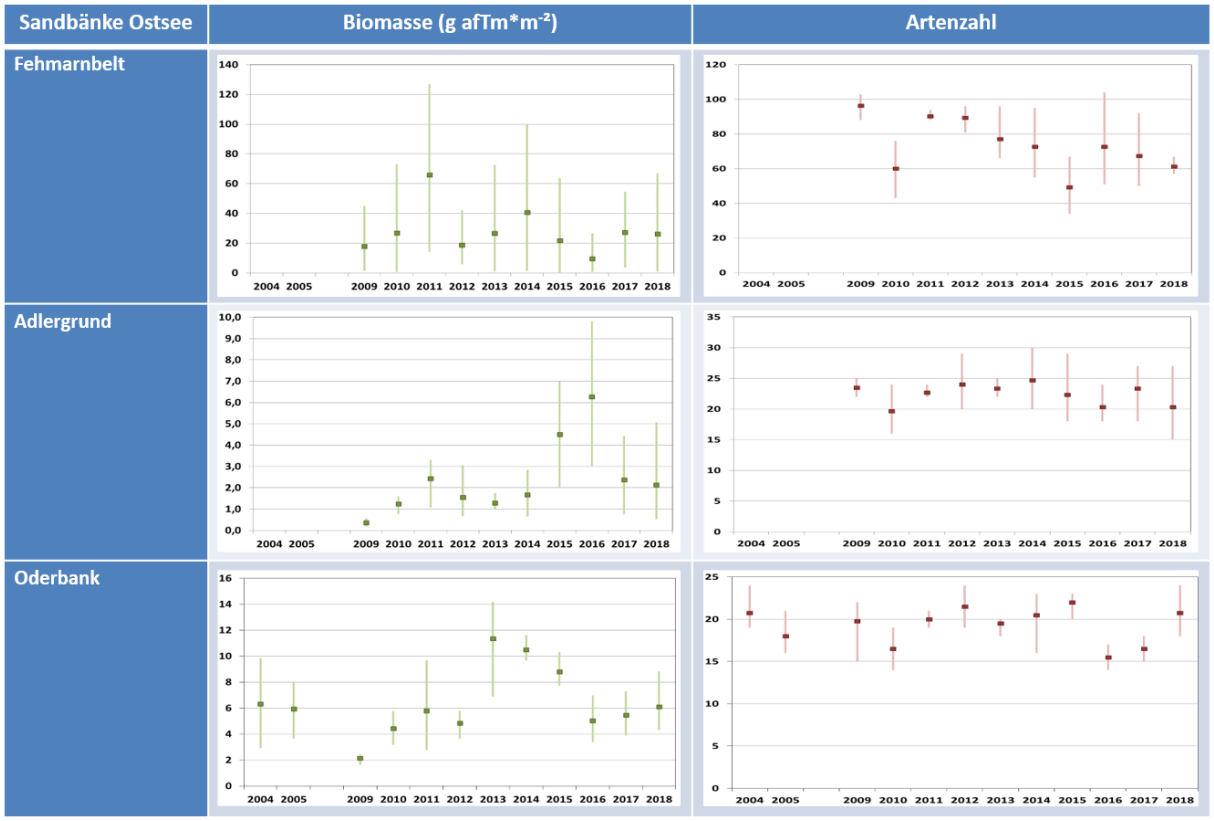


Abbildung 17: Interannuelle Variabilität der Gesamt-Biomasse (links) und Artenzahl (rechts) in den drei Ostsee-Sandbänken. Angegeben sind Maxima, Minima und Mittelwert für die Dauerstationen.

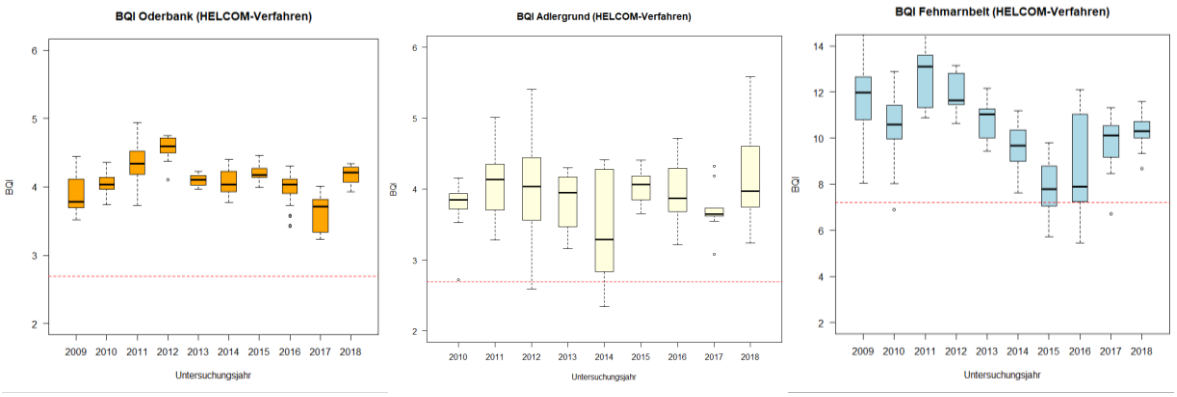


Abbildung 18: Boxplots des BQI für die drei Sandbänke im Untersuchungszeitraum 2019-18. Die gestrichelte Linie indiziert den Schwellenwert nach HELCOM (2018)

3.2 1170 – Riffe

3.2.1 Atlantische Region: Nordsee

FFH-Lebensraumtyp Riff

Für die Infaunagemeinschaft der Sedimentflächen in den Riffgebieten des FFH-Gebiets Borkum deutete sich eine konsistente strukturelle Veränderung über den Beprobungszeitraum (2012-2018) an.

Gesamtabundanz, Gesamtbiomasse, Artenzahl und Diversität der Infauna waren über den Beobachtungszeitraum konstant.

Auch für die Epifaunagemeinschaft der Riffe deutete sich eine konsistente strukturelle Veränderung über den Beobachtungszeitraum an. Die Artenzahl blieb gegenüber der vorangegangenen Untersuchung des Jahres 2015 konstant.

Neben dem Borkum Riffgrund wird der FFH-Lebensraumtyp „Riff“ im Schutzgebiet Sylter Außenriff angetroffen. Ähnlich wie die Sandbänke werden auch die Riffe aufgrund der großen räumlichen Distanzen zwischen den Schutzgebieten nicht jährlich angefahren, sondern im Rotationsverfahren jeweils alle drei Jahre. Das Monitoring der Riffe im Borkum Riffgrund begann im Jahr 2012. Die folgenden Beprobungen erfolgten in den Jahren 2015 und 2018 (Abbildung 19).

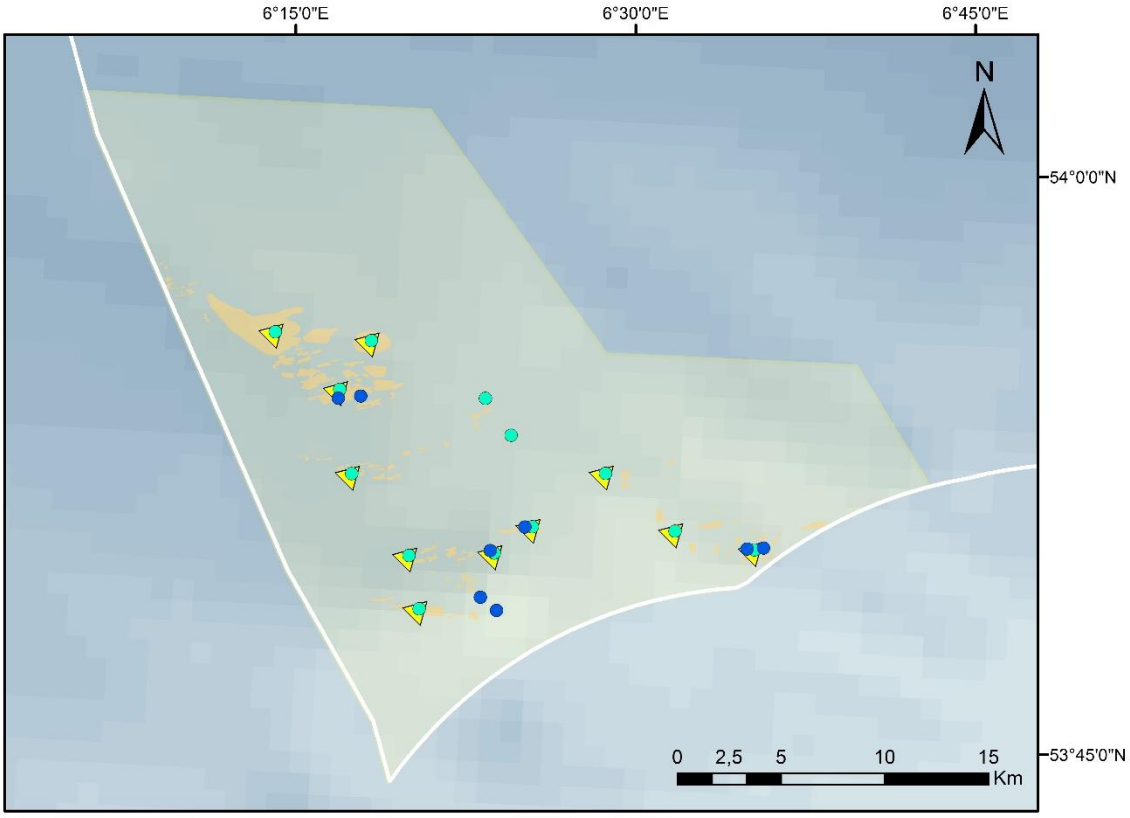


Abbildung 19: Verteilung der Stationen zur Beprobung der benthischen In- und Epifauna des Lebensraumtyps „Riff" im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund" in den Jahren 2012 (blaue Kreise), 2015 (türkise Dreiecke) und 2018 (gelbe Dreiecke). Braune Flächen markieren Riffvorkommen.

Infauna

Der nMDS-Plot deutet eine gerichtete zeitliche Differenzierung der Infaunagemeinschaften der Riffgebiete im FFH-Gebiet Borkum Riffgrund ab (Abbildung 20). Auch hier betrug der Stresswert 0,22, was die Interpretierbarkeit der Darstellung einschränkt. Diese gerichtete Entwicklung der Infaunagemeinschaft spiegelt sich jedoch auch in dem Ergebnis der ANOSIM wider: je größer der zeitliche Abstand zwischen den Proben war, desto größer war auch der strukturelle Unterschied zwischen den Infaunagemeinschaften. Die Gemeinschaften der Jahre 2012 und 2015 waren sich strukturell am ähnlichsten (ANOSIM: R = 0,36), während die der Jahre 2012 und 2018 strukturell deutlich getrennt waren (ANOSIM: R = 0,67). Die Infaunagemeinschaften aller Jahre unterschieden sich statistisch signifikant voneinander (ANOVA: alle r < 0,05).

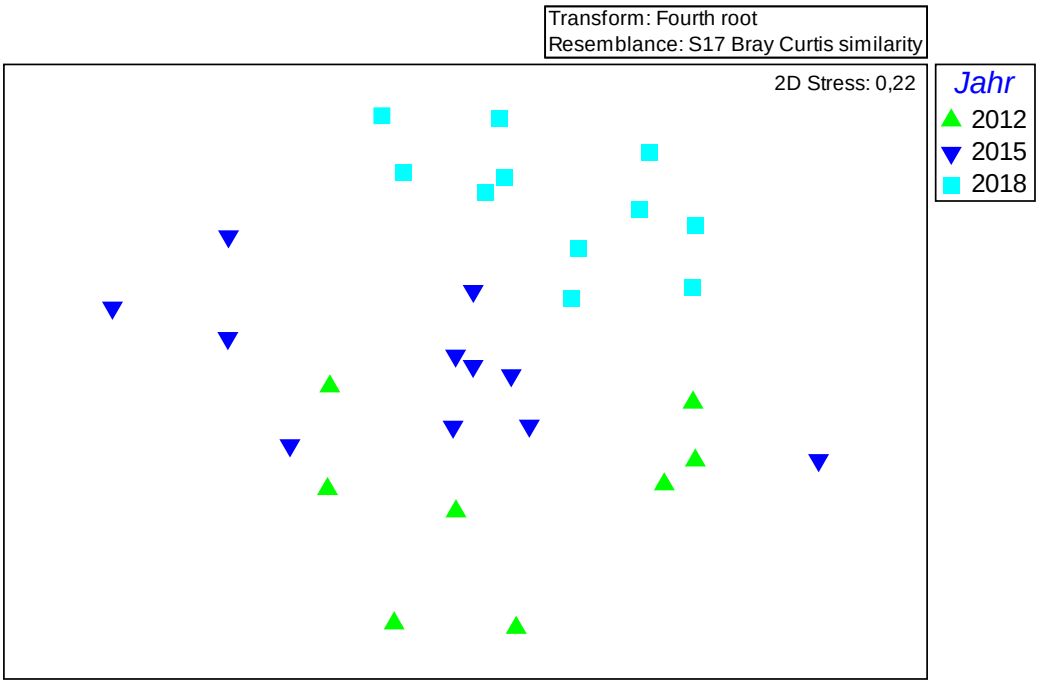


Abbildung 20: nMDS-Plot zum strukturellen Vergleich der Infaunagemeinschaften in den Riffgebieten des FFH-Gebiets „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018.

Die Gesamtabundanz der Infauna war im Jahr 2012 am höchsten, sank im Jahr 2015 leicht ab und blieb im Jahr 2018 auf diesem Niveau (Abbildung 21a). Die interannuellen Unterschiede in der Gesamtabundanz der Infauna waren statistisch nicht signifikant. Die durchschnittliche Gesamtabundanz über alle Jahre betrug 145,1 ± 130,6 Ind.*0,1 m^{-2}. Im Jahr 2018 variierte die Gesamtabundanz der Infauna stark zwischen den Proben, was auf eine extrem hohe Abundanz des Seestern *Asterias rubens* in einer einzigen Probe zurückzuführen war.

Die Artenzahl der Infauna sank im Zeitraum von 2012 bis 2018 kontinuierlich ab. Allerdings waren die interannuellen Unterschiede nicht signifikant. Im Durchschnitt betrug die Artenzahl der Infauna 38,0 ± 10,0 Arten*0,1 m^{-2} (Abbildung 21b). Die gleiche Abnahme über die Zeit zeigte sich auch in der Shannon-Wiener-Diversität (Abbildung 21c). Auch hier waren die Unterschiede zwischen den Jahren nicht signifikant. Die durchschnittliche Shannon-Wiener-Diversität der Infauna der Riffe betrug 2,4 ± 0,4. Die Äquität der Infaunagemeinschaft war in den Jahren 2012 und 2015 nahezu gleich, sank jedoch im Jahr 2018 leicht ab (Abbildung 21d). Diese Abnahme war jedoch nicht signifikant.

Auch die Gesamtbiomasse der Infauna variierte nur geringfügig zwischen den Untersuchungsjahren (Abbildung 21e). Im Gesamtdurchschnitt über alle Untersuchungsjahre betrug sie 18,4 ± 36,7 g*0,1 m^{-2}. Auch die Gesamtbiomasse variierte sehr stark zwischen den Proben des Jahres 2018, was auch auf die extrem hohe Abundanz von *A. rubens* in einer Probe zurückzuführen war.

Der normierte Margalef-Index war in den Jahren 2012 und 2015 konstant und sank im Jahr 2018 geringfügig ab (Abbildung 21f). Diese Abnahme war jedoch statistisch nicht signifikant. Zwischen den Jahren variierte der durchschnittliche normierte Margalef-Index zwischen 1,25 im Jahr 2015 und 1,06 im Jahr 2018.

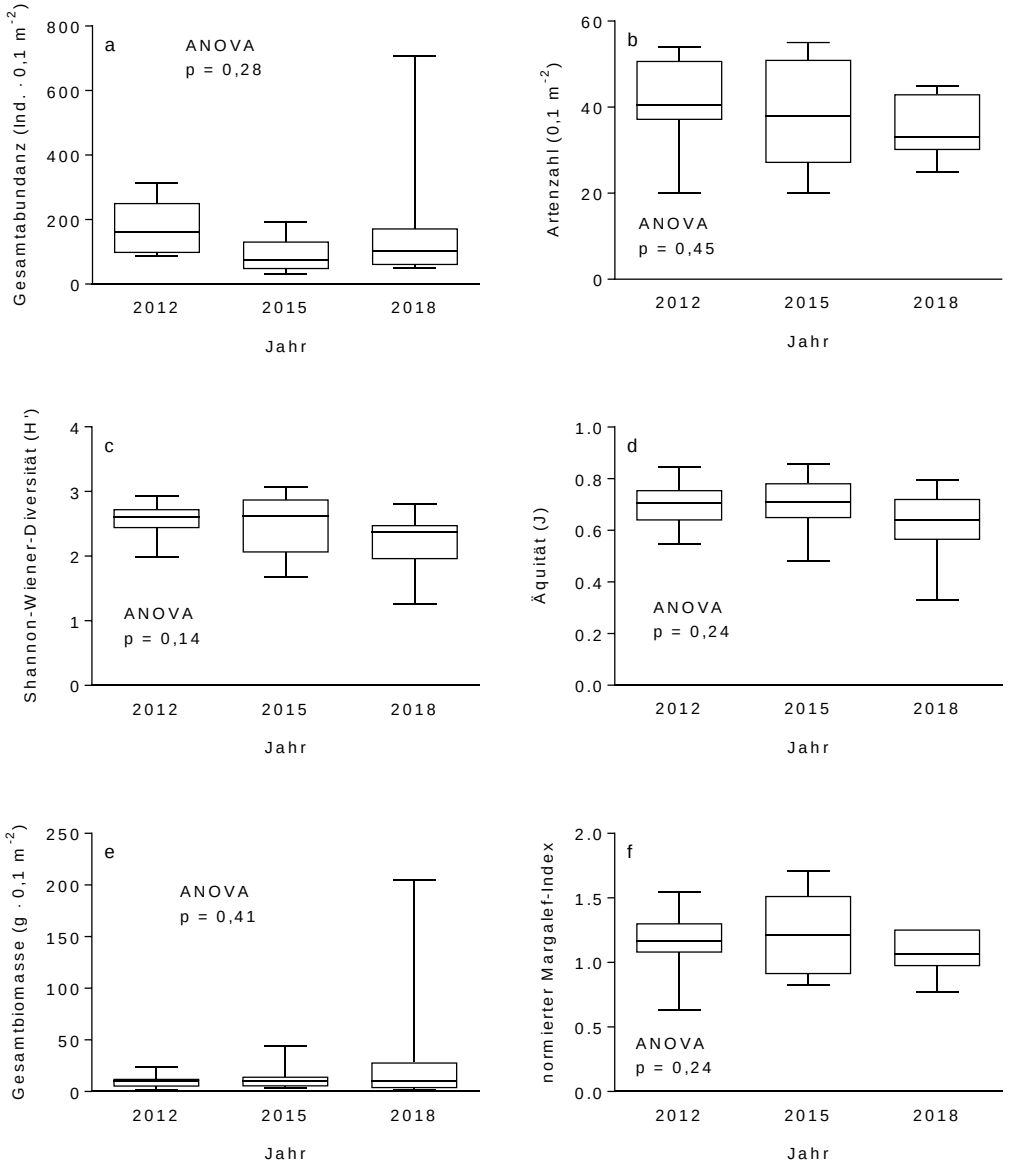


Abbildung 21: (a) Gesamtabundanz, (b) Anzahl der Taxa, (c) Shannon-Wiener-Diversität, (d) Äquität, (e) Gesamtbiomasse und (f) normierter Margalef-Index der Infaunagemeinschaft der Riffe des FFH-Gebiets „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018. Ergebnisse der Analyse der interannuellen Variabilität (ANOVA) sind angegeben.

Epifauna

Die Epifaunagemeinschaften der Riffe wurden mit der Epibenthosdredge und mit dem Video erfasst. Die Proben aus der Dredge deuten im nMDS-Plot eine gerichtete zeitliche Entwicklung der Epifauna an, obwohl die Streuung der Punkte innerhalb der Jahre und damit auch die strukturelle Überlappung der Gemeinschaften zwischen den Jahren erheblich ist (Abbildung 22a). Besonders die Proben aus den Jahren 2015 und 2018 waren innerhalb der jeweiligen Jahre sehr variabel. Auch hier muss wieder der hohe Stresswert von 0,21 berücksichtigt werden, der auf eine eingeschränkte Interpretierbarkeit des nMDS-Plots hindeutet. Die deutliche strukturelle Überlappung der Gemeinschaften der verschiedenen Jahre wird jedoch durch die Ergebnisse der ANOSIM bestätigt (global R = 0,34). Auch die gerichtete zeitliche Entwicklung spiegelt sich im Ergebnis der ANOSIM wider: ein großer zeitlicher Abstand zwischen den Probenahmen war mit einer geringeren strukturellen Ähnlichkeit der Gemeinschaften assoziiert. Die Gemeinschaften der Jahre 2012 und 2018 unterschieden sich am deutlichsten (ANOSIM: R = 0,55), während sich die Gemeinschaften der Jahre 2012 und 2015 bzw. 2015 und 2018 (ANOSIM: R jeweils = 0,24) deutliche strukturelle Überlappungen zeigten. Trotz der deutlichen strukturellen Überlappung waren die interannuellen Unterschiede statistisch signifikant (ANOSIM: alle $p < 0,05$).

Die Analyse der aus den Videos generierten Daten zeigte ein anderes Bild. Auch hier war eine interannuelle Dynamik der Epifaunagemeinschaft zu erkennen, die jedoch zeitlich nicht konsistent gerichtet war. In dem nMDS-Plot waren die Proben aus dem Jahr 2018 zwischen den Proben aus den Jahren 2012 und 2015 angeordnet, was darauf hindeutet, dass die Differenzierung zwischen den Jahren 2012 und 2015 am deutlichsten war (Abbildung 22a). Dies wurde auch durch die ANOSIM bestätigt. Die Epifaunagemeinschaften der Jahre 2012 und 2015 waren deutlich (ANOSIM: R = 0,64) und signifikant (ANOSIM: $p < 0,01$) voneinander getrennt. Die Trennung der Proben aus den Jahren 2012 und 2018 war schwächer aber dennoch signifikant ausgeprägt (ANOSIM: R = 0,48; $p < 0,01$), während die Gemeinschaften der 2015 und 2018 kaum voneinander zu trennen waren (ANOSIM: R = 0,16; $p = 0,09$).

Die Daten aus den Dredgefängen wie auch aus den Unterwasservideos zeigen einen deutlichen und signifikanten Abfall der Artenvielfalt der Epifauna zwischen den Jahren 2012 und 2015 (Abbildung 23a, b). Während die Artenvielfalt in den Dredgefängen in der Folge konstant blieb, nahm sie auf den Videos wieder geringfügig aber signifikant zu, blieb jedoch weiterhin unterhalb der Artenvielfalt des Jahres 2012. Insgesamt wurden im Jahr 2012 32 Epibenthosarten gezählt. In den Jahren 2015 und 2018 wurden 28 bzw. 27 Epibenthosarten gefunden. Es wurden also insgesamt nicht bedeutend mehr Arten im Jahr 2012 gefunden. Die Arten waren im Jahr 2012 gleichmäßiger auf die Stationen verteilt, wodurch die durchschnittliche Artenzahl pro Station signifikant höher war als in den Folgejahren.

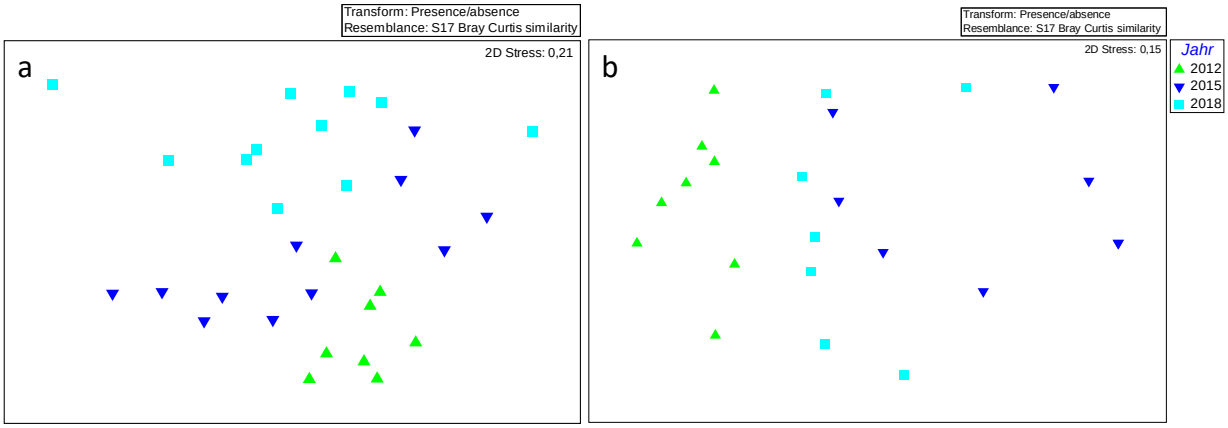


Abbildung 22: nMDS-Plot zum strukturellen Vergleich (presence/absence) der Epifaunagemeinschaften des Lebensraumtyps Riff im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018. Die Epifauna wurde mit (a) Dredge und (b) Video erfasst.

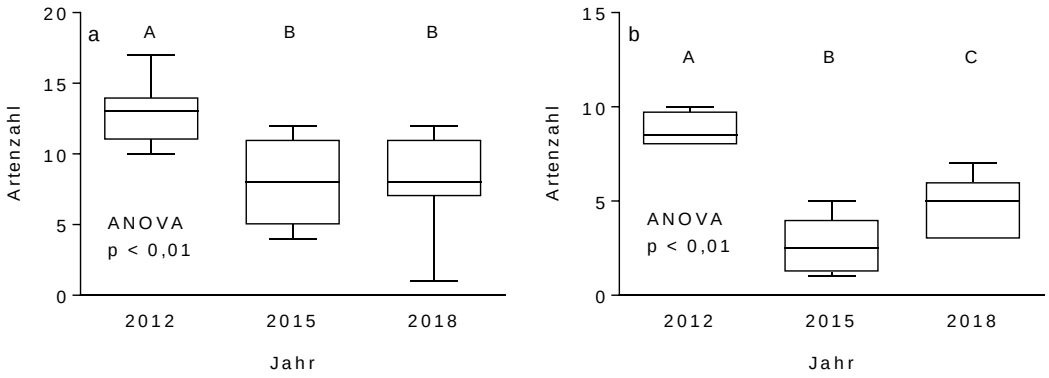


Abbildung 23: Artenzahl der Epifauna der Riffe im FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ in den Jahren 2012, 2015 und 2018. Die Epifauna wurde mit (a) Dredge und (b) Video erfasst.

Für die Ermittlung der Vollständigkeit des charakteristischen Arteninventars (die charakteristischen Arten der Riffe des Borkum Riffgrundes und des Sylter Außenriffs sind der Tabelle 11 im Anhang zu entnehmen) wurden die Taxa aus Dredge und Video für jede Station zusammengefasst. Wie die Artenvielfalt nahm auch die Vollständigkeit des charakteristischen Arteninventars nach dem Jahr 2012 ab und blieb in der Folge konstant (Abbildung 24). Im Jahr 2012 wurden auf jeder

Riffstation 50,8 ± 10,0 % der charakteristischen Arten angetroffen. In den Jahren 2015 und 2018 wurden auf den Stationen durchschnittlich 22,5 ± 6,8 % bzw. 23,8 ± 8,5 % aller charakteristischen Arten angetroffen. Insgesamt wurden im Jahr 2012 86,7 % aller charakteristischen Arten angetroffen, während in den Jahren 2015 und 2018 66,7 % bzw. 40,0 % aller charakteristischen Arten angetroffen wurden.

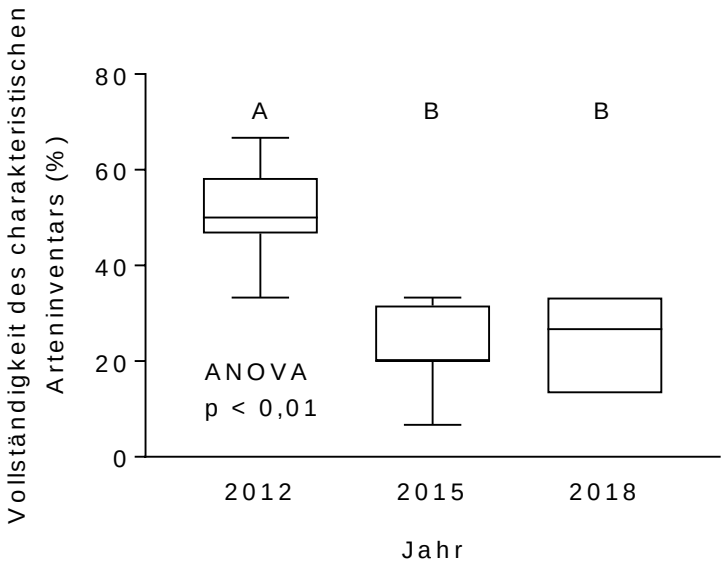


Abbildung 24: Vollständigkeit des charakteristischen Arteninventars der benthischen Epifauna (erfasst mit Dredge und Video) des Lebensraumtyps Riff im FFH-Gebiet Borkum Riffgrund in den Jahren 2012, 2015 und 2018.

3.2.2 Kontinentale Region: Ostsee

FFH-Lebensraumtyp Riff

Aufgrund der unklaren Lage und der schweren Erfassbarkeit der epibenthischen Gemeinschaften fanden und finden Anpassungen am Stationsnetz und an der Probenahmemethodik statt, so dass die bisherigen Zeitreihen von eingeschränkter Aussagekraft sind.

Im Berichtsjahr 2018 fanden keine Schwerpunktuntersuchungen in den Riffen statt.

In den Epifaunagemeinschaften der Riffe war keine deutliche strukturelle Veränderung über den Beobachtungszeitraum (2009-18) zu verzeichnen, die auf eine Verbesserung oder Verschlechterung des Zustands schließen lassen.

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 größten Teil innerhalb der Natura 2000-Gebiete „Adlergrund“ und „Westliche Rönnebank“ liegt (Abbildung 25). 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 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/Westl. Rönnebank jährlich untersucht. Schwerpunktuntersuchungen fanden 2018 in keinem der Riffgebiete statt.

Das derzeitige Monitoringkonzept bewertet neben dem Arteninventar der Hartböden auch die Gemeinschaften der assoziierten Sande und Kiese, da die Epifauna der Hartsubstrate mit den angewandten Methoden nicht quantitativ erfasst wird. Qualitativ wird das charakteristische Arteninventar der Hartböden dagegen durch die Kombination aus Greifer, Dredge und Video hinreichend 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.

Die Riffe erreichten im Berichtszeitraum 2013-18 keinen guten ökologischen Zustand. Hauptursache für den ungünstigen Erhaltungszustand sind vor allem die eutrophierungsbedingte Verschlickung der tiefer gelegenen Riffe und der Rückgang der photischen Zone mit dem damit verbundenen Rückzug der Vegetationszonen in flachere Bereiche.

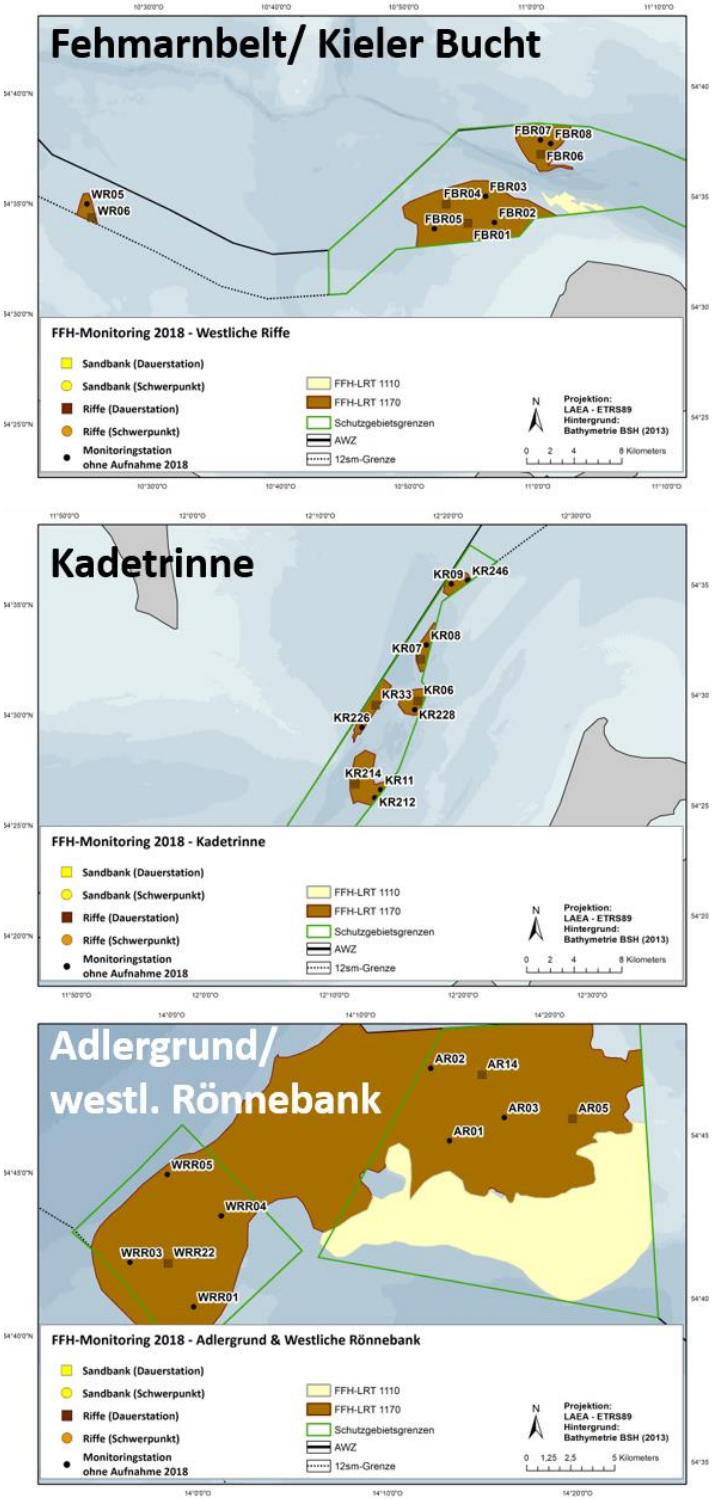


Abbildung 25: Stationsnetz Monitoring FFH-LRT 1170 „Riffe“ in der westlichen Ostsee (oben), Kadetrinne (Mitte) und im Bereich Adlergrund/westliche Rönnebank (unten).

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 in Tiefen zwischen 6-35 m mit anstehenden Geschiebemergel-Rippen und schlecht sortierten Restsedimenten ab. Die dichtesten Riffstrukturen sind im Natura-2000-Gebiet „Adlergrund“ zu finden. Dagegen sind im Natura-2000-Gebiet „Westliche Rönnebank“ aufgrund der räumlichen Nähe zur Salzgehaltssprungschicht häufiger Tiefenwasserarten anzutreffen, so dass trotz der geringeren Hartbodendichte die lokale Artenvielfalt höher sein kann.

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. Dominiert wird die Gemeinschaft in allen untersuchten Tiefen von Miesmuscheln (*Mytilus* spp., Abbildung 26) 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 links). Lokal treten Gabeltang (*Furcellaria lumbricalis*) und an den flachsten Stellen Sägetang (*Fucus serratus*) auf. Insgesamt wurden in den vergangenen Jahren 14 Makrophyten-Taxa identifiziert (Tabelle 7). 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.

Der 2017 für das Gebiet beschriebene Trend zu einer leicht reduzierten Artenzahl setzte sich 2018 fort. Im Mittel wurden lediglich 24 Makrozoobenthos-Arten an den Monitoringstationen identifiziert. Die geringeren Artenzahlen betrafen neben zufällig mit aufgenommene Infauna-Arten (z.B. *Mya arenaria*) auch typische Begleitarten. Auffällig ist vor allem in der Westlichen Rönnebank das seit 2014 anhaltende Fhlen von *Clava multicornis*, *Eucratea loricata*, *Gammarus oceanicus* und *Saduria entomon.* Am Adlergrund traten 2018 dagegen weiterhin nahezu alle Charakterarten auf. Die Biomasse war mit mittleren 94 g afTM/m² deutlich höher als in den Vorjahren (Abbildung 28).

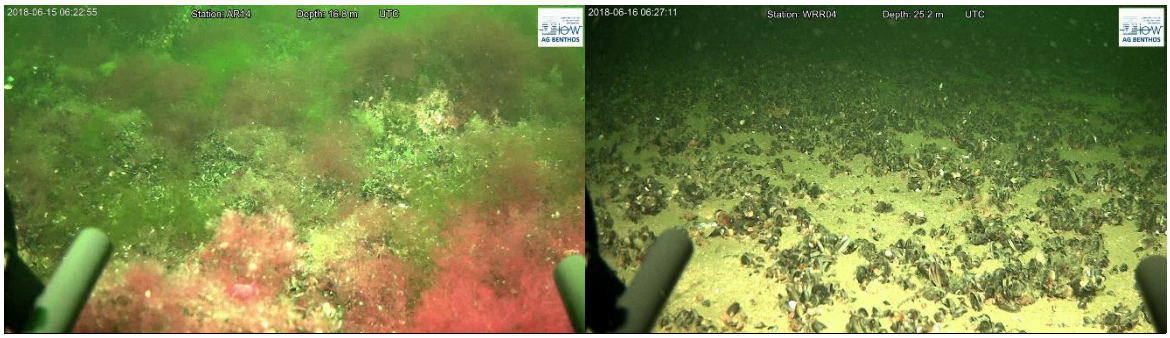


Abbildung 26: Miesmuscheln dominieren die epibenthische Gemeinschaft am Adlergrund (links) und im Schutzgebiet Westliche Rönnebank (rechts). In den flachen Bereichen des Adlergrundes werden die Miesmuschelbestände durch fädige Braun- und Rotalgen überdeckt (links).

Kadetrinne

Das Schutzgebiet „Kadetrinne“ umfasst die zentralen Teile der Darßer Schwelle bzw. des Gedser Revs. Durch Erosion entstand in der hier quer verlaufenden Schwelle aus glazialem Geschiebe ein komplexes Rinnensystem mit Wassertiefen bis zu 32 m und teils extremem Gefälle. Durch und über dieses Rinnensystem erfolgt ein Großteil des Wasseraustauschs zwischen Nord- und Ostsee. Die Substratheterogenität ist aufgrund der Bodentopographie auf engstem Raum sehr hoch. Auf der Schorre und in oberen Hanglagen prägen aufgrund der starken Strömungen grobe glaziale Restsedimente und Geschiebemergel den Meeresboden in den ausgewiesenen Riffflächen. Stellenweise erreichen Blöcke und Steine hohe Dichten. Dazwischen sind immer wieder größere Sandlinsen ohne Hartböden eingelagert. In den unteren Hanglagen ragen aufgrund der höheren Sedimentationsrate zumeist nur noch große Blöcke in geringer Dichte aus dem Untergrund. Es überwiegen schlickige Substrate von zumeist geringer Mächtigkeit. Stellenweise steht jedoch auch hier Geschiebemergel an der Sedimentoberfläche an. Insgesamt umfassen die ausgewiesenen Riffflächen eine Fläche von rund 2 300 ha.

Das Riff-Monitoring in der Kadetrinne umfasste 2017 vier Stationen. Da es wie auch schon in den Vorjahren aufgrund der unklaren geografischen Lage der Riffe und aus nautischen Gründen zu verschiedenen Wechseln im Monitoringprogramm kam, ist die Aussagekraft der Zeitreihe begrenzt.

An den drei Stationen wurden insgesamt 80 Makrozoobenthos-Taxa nachgewiesen, darunter 23 sessile Riffarten wie Schwämme, Polypen, Seeanemonen und Miesmuscheln und 14 typische mobile Begleitarten (Flohkrebse, Asseln, Nacktschnecken u.a.). Die verbleibenden Arten waren entweder typische Bewohner des zwischen den Steinen befindlichen Sand- oder Schlickbodens oder substratunspezifische mobile epibenthische Arten.

Mit mittleren 47 identifizierten Taxa pro Station war die Artenvielfalt an den Monitoringstationen deutlich niedriger als in der Vorjahren und entsprach den Werten aus den ersten Monitoringjahren (Abbildung 28). Auch hinsichtlich der Gesamt-Abundanz und der Biomasse zeigten sich keine signifikanten Veränderungen. Von den 17 charakteristischen Arten wurden 16 Taxa nachgewiesen. Die Nacktschnecken-Art *Acanthodoris pilosa* wurde erneut an keiner der Stationen nachgewiesen.

Die Riffflächen der Kadetrinne erhielten in der FFH-Bewertung 2018 die schlechtesten Bewertungen in der Ostsee. Wie im vorherigen Berichtszeitraum ist der Erhaltungszustands der Riffe vor allem in den unteren Hanglagen der Kadetrinne unzureichend. Hohe Trübung und Sedimentation führen zu einer reduzierten Tiefenausdehnung der Makroalgen und sichtbarem Stress für die epibenthischen Gemeinschaften. In einigen flachen und exponierten Bereichen mit ausreichendem Hartbodenangebot sind die Riffgemeinschaften dagegen arten- und strukturreich (Abbildung 27 links), unterliegen jedoch einer sehr hohen interannuellen Variabilität. Auffällig war 2018 der Gemeinschaftswechsel an der zusätzlichen Station KR 214. Die hier in den Vorjahren dominierenden Makroalgen waren vollständig von jungen Miesmuscheln überwachsen (Abbildung 27, rechts), was zu einer deutlichen Reduktion der Artenvielfalt an dieser Station führte (30 Arten).

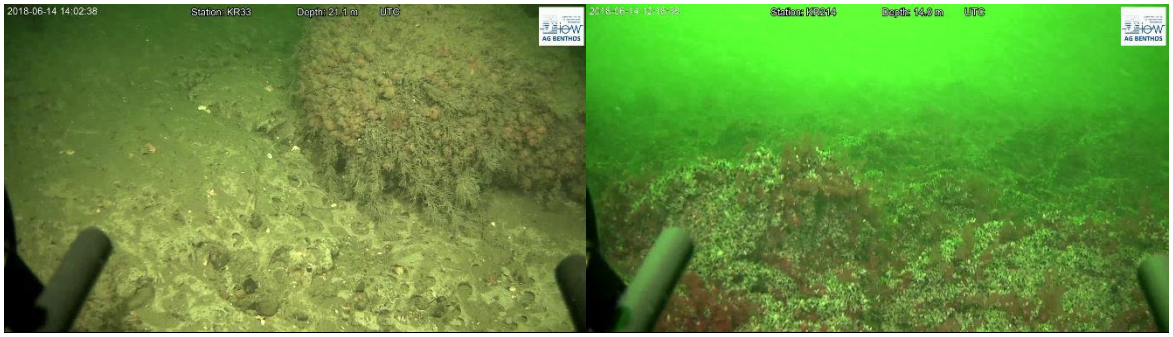


Abbildung 27: Die flachen, normalerweise von Makroalgen dominierten Bereiche, waren 2018 von einem intensiven Larvenfall der Miesmuschel betroffen (rechts), in den tieferen Bereichen dominieren dagegen Hydrozoen und *Dendrodoa grossularia* die epibenthische Gemeinschaft (links) .

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.

Das Monitoring deckt einen Tiefenbereich von ca. 15-19 m ab, in dem blättrige Rotalgen (v.a. *Delesseria 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, Seenelken 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 Flohkrebsen, 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* und seit einigen Jahren regelmäßig die Kleine Seespinne *Hyas araneus.* Die Riffflächen setzen sich außerhalb des Schutzgebietes in der aphotischen Zone fort (bis über 30 m Wassertiefe). Dort dominieren vor allem Schwämme, lokal auch Manteltierchen (*Ciona intestinalis, Dendrodoa grossularia*), Seepocken oder Seenelken die Gemeinschaft.

An den vier Monitoringstationen wurden 2018 143 Makrozoobenthos-Taxa identifiziert. Die mittlere Artenzahl pro Station pendelt sich mit 75 Arten im Jahr 2018 um die 80 Arten ein. Die mittlere Biomasse war mit etwa 30 g afTm*m^{-2} höher als in den Vorjahren und erreichte wieder die Werte aus den Jahren 2012-14. Die leicht veränderte Artenzusammensetzung und das Fehlen einzelner Charakterarten sind nicht direkt 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. Demgegenüber wurden alle mehrjährigen sessilen und auch die großen mobilen Charakterarten angetroffen.

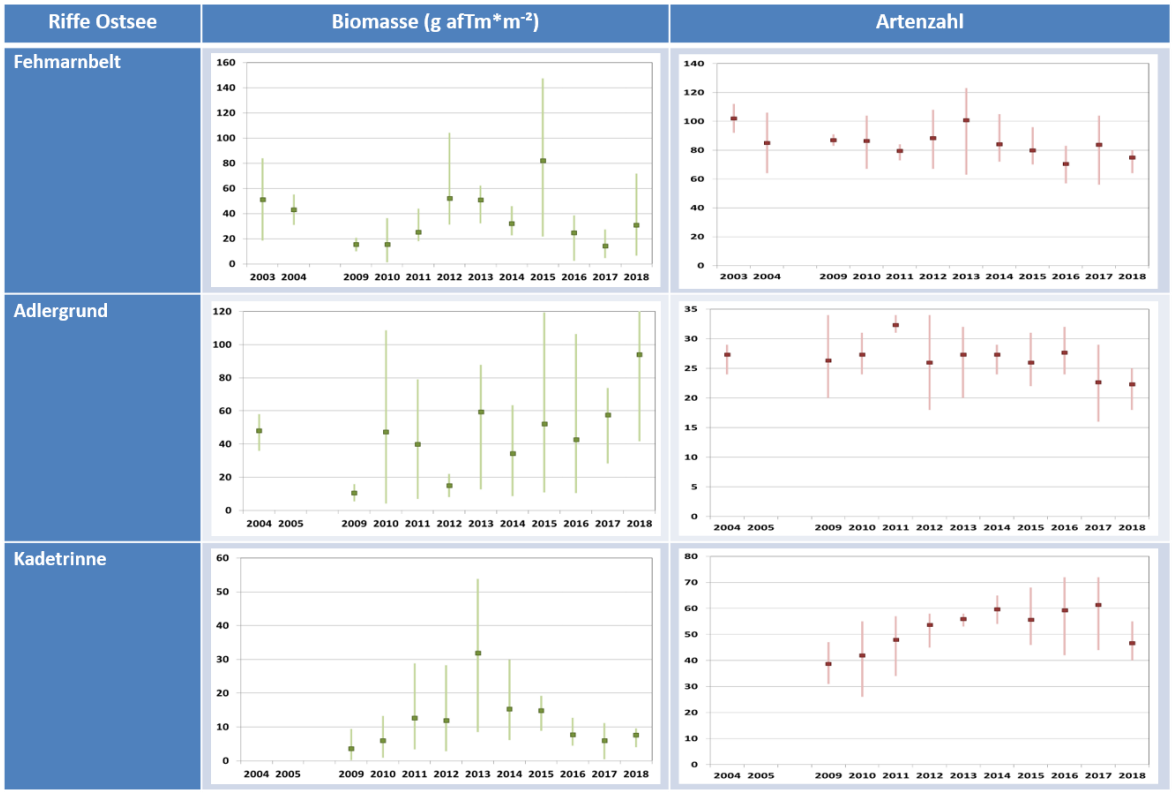


Abbildung 28: Trend für Gesamt-Biomasse (links) und Artenzahl (rechts) in den drei Riffgebieten, die in der Ostsee dem Monitoring unterliegen. Angegeben sind Maxima, Minima und Mittelwert für die jährlichen Monitoringstationen.

Tabelle 7: Artenliste Makrophyten in den drei Schutzgebieten aus den Untersuchungen 2013-18.

Gruppe	Taxon	Fehmarn-belt	Kadet-rinne	Adler-grund
Chlorophyta	*Chaetomorpha linum*	(drift)		
	Chaetomorpha melagonium	(drift)		
Rhodophyta	*Brongniartella byssoides*	x		
	Ceramium spp.	x	x	x
	Coccotylus truncatus/ Phyllophora pseudoceranoides [1]	x	x	x
	Cystoclonium purpureum	x		
	Delesseria sanguinea	x/SDB	x/SDB	-/SDB
	Furcellaria lumbricalis	x	x	x/SDB
	Membranoptera alata	x	x	
	Phycodrys rubens	x	x	

Gruppe	Taxon	Fehmarn-belt	Kadet-rinne	Adler-grund
	Polyides rotunda	x		
	Polysiphonia spp.	x	x	x
	Rhodomela confervoides	x	x	x
	Ahnfeltia plicata	x		x
Phaeophyta	*Chaetopteris plumosa*	x		x
	Desmarestia aculeata	x	x	x
	Desmarestia viridis	x	x	x
	Dictyosiphon foeniculaceus	x		
	Ectocarpus spp. / *Pylaiella littoralis* [2]	x	x	x
	Eudesme virescens			x
	Fucus serratus			-/SDB
	Halosiphon tomentosus		x	x/SDB
	Chorda filum			x
	Saccharina latissima	x/SDB	x/SDB	
	Stictyosiphon tortilis	x		x
	Sphacelaria cirrosa	x		

SDB: in den Standarddatenbögen des BfN als „bedeutende Arten“ für das jeweilige Schutzgebiet geführt,

-: bislang kein Nachweis im Monitoring

[1] Die Arten werden im Monitoring nicht mehr unterschieden. In den Taucherproben 2013/14 *P. pseudocer-anoides* nicht am Adlergrund, *C. truncatus* in allen drei Gebieten.

[2] Die Arten werden im Monitoring nicht mehr unterschieden. Beide Taxa in allen Gebieten vorkommend.

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 begonnen. Das Monitoring ist auf die Bewertungskriterien „Habitatstrukturen“ sowie „Arteninventar“ innerhalb des Parameters „Spezifische Strukturen und Funktionen“ ausgerichtet.

Im Rahmen der letzten FFH-Bewertung im Jahr 2018 wurden neue Bewertungsindizes für die In- und Epifauna der benthischen Biotope der **Nordsee** erarbeitet, vorgeschlagen und erstmalig angewendet. Für die Infauna wurde beispielsweise der Margalef-Diversitätsindex für die Bewertung herangezogen. In dem vorliegenden Monitoringbericht wurde für die Berechnung des normierten

Margalef-Indexes, anhand dessen die eigentliche Bewertung erfolgen kann, ein von van Loon et al. (2018) angebotener Referenzwert für einen ungestörten Zustand verwendet. Ein grundlegendes Problem bei der Bewertung der Infaunagemeinschaft anhand des Margalef-Indexes besteht indes darin, dass derzeit noch keine begründeten Schwellenwerte vorliegen, die die Zuordnung zu einem bestimmten Zustand erlauben. Daher wurde in dem vorliegenden Bericht von einer expliziten Bewertung abgesehen. Für die Infaunagemeinschaften des Lebensraumtyps Sandbank wurden interannuelle Fluktuationen des normierten Margalef-Indexes beschrieben, die jedoch zeitlich nicht konsistent waren. Für die Infauna des Lebensraumtyps Riffe wurde keine Veränderung des normierten Margalef-Indexes in den drei Untersuchungsjahren beobachtet. Es deutet sich somit an, dass über den bisherigen Untersuchungszeitraum keine bedeutende Veränderung des Erhaltungszustandes eingetreten ist.

Das Monitoring- und Bewertungskonzept für die Riffe ist in beiden Seegebieten noch nicht abgeschlossen. Hauptproblem bleibt die methodisch schwierige (quantitative) Erfassung der typischen epibenthischen und vorwiegend sessilen Hartbodenfauna und -flora. Die bislang eingesetzten Methoden (Greifer, Dredge und Schleppvideo) ermöglichen lediglich eine weitgehend qualitative Aufnahme der Hartbodengemeinschaft, die über das charakteristische Arteninventar in die Bewertung eingeht. Dafür wurden in den vergangenen Jahren gebietsspezifische Artenlisten erstellt. 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 begrenzt. Daher müssen 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.

Für die Sandbänke der **Ostsee** ist die Bewertung über die erstellten Artenlisten aufgrund der etwas höheren Stetigkeit und der verlässlicheren Erfassbarkeit der Infauna mittels Greifer weniger kritisch. Allerdings bleibt die Interpretierbarkeit rein qualitativer Veränderungen hinsichtlich anthropogener Einflüsse sehr eingeschränkt. Dies gilt in der Ostsee insbesondere für das Gebiet östlich der Darßer Schwelle mit ihrem natürlicherweise reduzierten Arteninventar. Daher wurde schon zu Beginn des Monitorings die Gemeinschaftsstruktur mit in die Bewertung einbezogen. Der BQI hat sich in der Ostsee als zusätzliche Bewertungskomponente für die Sandbänke bewährt.

4 Weit verbreitete Lebensräume nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

4.1 Einführung

Neben den FFH-Lebensraumtypen stellen die weit verbreiteten Lebensräume (Broad habitat types) im Sinne der MSRL den zweiten Schwerpunkt des Monitorings dar. Die ursprüngliche Nomenklatur als „vorherrschende Biotoptypen“ sowie deren Definition wurde mit Inkrafttreten der Revision zur Festlegung der Kriterien und methodischen Standards zum 17. Mai 2017 (EU COM 2017) hinfällig. Damit einher ging nicht nur ein namentlicher Wechsel zu „weit verbreiteten Lebensräumen“, sondern durch die Einführung geänderter Tiefenklassifikationen auch ein neuer Flächenzuschnitt. In der Ostsee-AWZ vorkommend sind die beiden Tiefenstufen „Infralitoral“ und „Circalitoral“ (siehe aber Fußnote 2), in der Nordsee-AWZ das „Circalitoral“ und das „küstenferne Circalitoral“. In beiden Gebieten sind grundsätzlich die Substrattypen Schlick, Sand, Grobsubstrat und Mischsubstrat zu berücksichtigen. Die Etablierung des Monitoringkonzeptes für die großflächigen Biotopklassen konzentriert sich derzeit auf die Schlick- und Sandböden des (küstenfernen) Circalitorals (vgl. Kap. 1). Die Grobsubstrate sind potenziell dem nach § 30 BNatSchG geschützten Biotop „artenreiche Grobsand-, Kies- und Schillgründe“ zuzuordnen. Die Ergebnisse der Aufnahme dieser Substrate in der Nordsee werden daher in Kap. 5.2.1 dargestellt. Im Jahr 2018 erfolgte in der Nordsee keine Aufnahme der Schlick- und Sandsubstrate. In der Ostsee wurde die Aufnahme der Schlicksubstrate im Arkonabecken abgeschlossen.

4.2 Sandböden des Circalitorals

4.2.1 Atlantische Region: Nordsee

Die Sandböden des Circalitorals und des küstenfernen Circalitorals wurden 2018 nicht untersucht.

4.2.2 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 (im folgenden Abschnitt in Klammern durchnummeriert) in den äußeren Küstengewässern identifiziert (Abbildung 29), die als Biotoptypen im Rahmen der Biotopklasse „Sandboden des Circalitorals“ potenziell zu bewerten sind. 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 gröberen Sanden anzutreffen. Sie unterliegen daher als Gemeinschaft *a priori* dem Monitoring für den besonderen Biotoptyp „artenrei-

che Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ (vgl. Kap. 5.2.2) bzw. der Biotopklasse „Grobsedimente des Circalitorals“, die derzeit nicht dem Monitoring unterliegt.

Auf den Fein- und Mittelsanden in der AWZ 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, Limecola (=Macoma) balthica* und *Mya arenaria* (5) dominiert wird, abgelöst. Entlang des Tiefengradienten hin zu den schlickigen Substraten dominiert *Limecola 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 Nachbarschaft zu Riffflächen oder gröberen Substraten, z.B. am Adlergrund, vor dem Fischland oder vor der Insel Poel. Insbesondere rund um Fehmarn und in der westlichen Mecklenburger Bucht dominieren auch verschiedene größere Polychaeten-Arten (z.B. *Nephtys* spp.) die Gemeinschaft (9).

Von den neun Gemeinschaften sind nur solche für das Monitoring auszuwählen, die einerseits als typisch für weite Teile des Gebietes und damit als repräsentativ für den BHT gelten 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 nur sehr lokal auftritt, ist die Miesmuschel-Gemeinschaft aufgrund ihrer extrem hohen Variabilität (fehlende Lagestabilität der dominierenden Art) nicht für ein Monitoring geeignet. Für das Monitoring der Biotopklasse „Sandboden des Circalitorals“ wurden daher die Biotoptypen mit *Arctica*-Gemeinschaft als typische Ausprägung westlich der Darßer Schwelle und die „Mischgemeinschaft der drei Brackwasser-Muschelarten *Cerastoderma glaucum, Limecola (=Macoma) balthica* und *Mya arenaria“* als typische Gemeinschaft der östlichen Gebiete vorgeschlagen. Die nach den Modellergebnissen ausschließlich von *M. arenaria* bzw. *L. balthica* dominierten Gebiete stellen Übergangsformen dieser Gemeinschaft dar oder sind nur kleinräumig vertreten 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). Bedingt durch die Überarbeitung der Guidelines durch die EU-COM (2017) ist zusätzlich in die Tiefenzonen Infra- und Circalitoral zu unterscheiden. Die erste flächenhafte Aufnahme der Sandböden des Circalitorals erfolgte 2016 in der Pommerschen Bucht (IOW & AWI 2017), in den beiden Folgejahren wurde der Datensatz punktuell ergänzt. So wurden im aktuellen Berichtsjahr 13 Stationen von der Kieler Bucht bis in die Pommersche Bucht aufgenommen. Aufgrund der geringen Stichprobenzahl und der breiten regionalen Verteilung der Stationen ist eine spezifische Auswertung dieser Daten nicht sinnvoll.

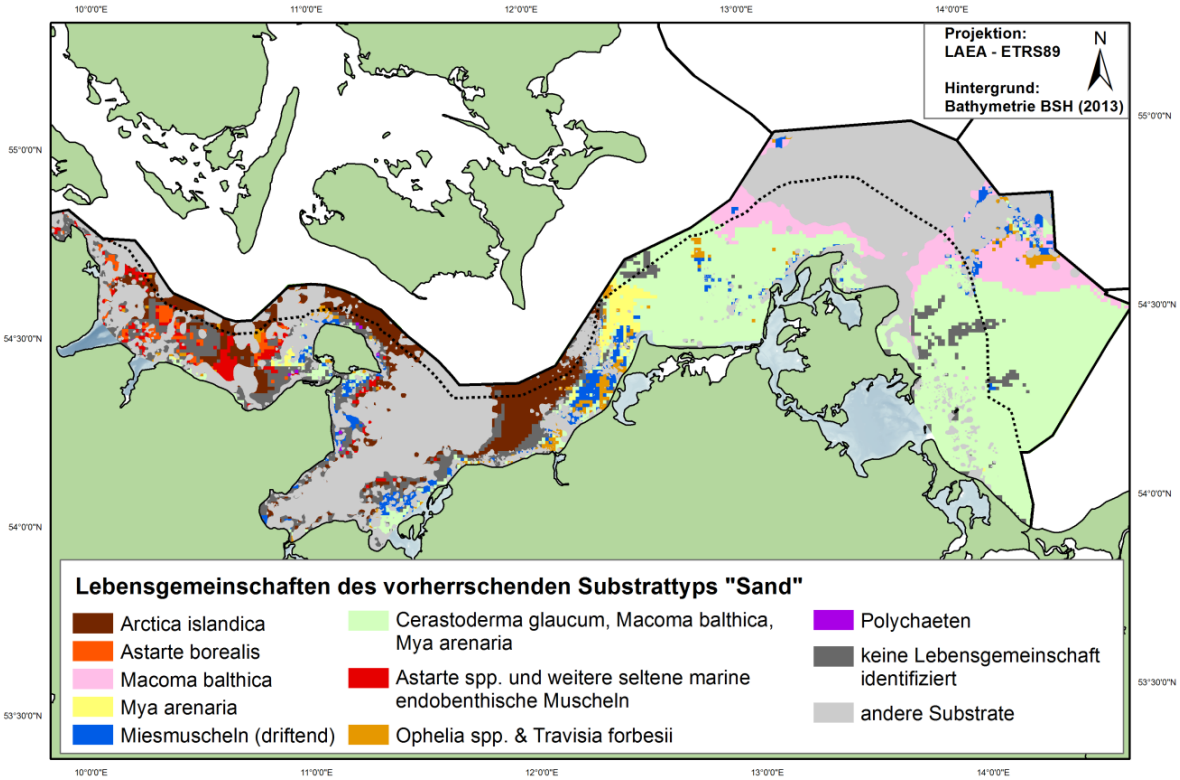


Abbildung 29: Verbreitung von Gemeinschaften in den Sanden der äußeren Küstengewässern der deutschen Ostsee (verändert nach SCHIELE et al. 2015b).

4.3 Schlickböden des Circalitorals

4.3.1 Atlantische Region: Nordsee

Die Schlickböden des Circalitorals und des küstenfernen Circalitorals wurden im Jahr 2018 nicht untersucht.

4.3.2 Kontinentale Region: Ostsee

Schlickböden des Circalitorals im Arkonabecken

Im Jahr 2018 wurde die Erstaufnahme der Schlickböden im Arkonabecken abgeschlossen. Die Infauna wurde durch *Limecola balthica* dominiert, lokal erreichte *Arctica islandica* hohe Biomassen. Alle Stationen waren durch Makrozoobenthos besiedelt und zeigten keine Anzeichen für akuten Sauerstoffmangel. Räumliche und zeitliche (Vergleich mit 2007) Unterschiede ergaben sich insbesondere in der Biomasseverteilung. Ein Zusammenhang der Unterschiede mit menschlichen Aktivitäten ist derzeit nicht überprüfbar, da Daten zu potenziellen Stressoren in nicht ausreichender zeitlicher und räumlicher Auflösung vorliegen.

An die feinen Sande schließen sich in den unteren Hanglagen und Becken von Kieler Bucht, Mecklenburger 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 30). Möglicherweise handelt es sich bei einigen von ihnen um Modellierungsartefakte. Letztendlich sind aufgrund der erforderlichen Repräsentativität lediglich zwei Gemeinschaften für ein Biotoptypen-Monitoring für die Biotopklasse „Schlickboden des Circalitorals“[3] in der AWZ relevant: in den Gebieten westlich der Darßer Schwelle (Kieler und Mecklenburger Bucht) dominiert *A. islandica*, östlich davon *L. balthica* (Arkonabecken). Die unteren Hanglagen und Becken sind 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 teils deutlich verringerter Artenzahl, Abundanz und Biomasse festgestellt (IOW & AWI 2014). Die Auswirkungen sind in der Mecklenburger Bucht jedoch deutlich stärker ausgeprägt als in den küstenfernen Schlickböden der Kieler Bucht und im Arkonabecken. Aufgrund des regelmäßig in der Mecklenburger Bucht auftretenden Sauerstoff-

[3] Teile des Arkonabeckens werden in der EU Sea MAP der Tiefenstufe „Offshore Circalitoral“ zugeordnet (https://www.emodnet-seabedhabitats.eu, Stand Juli 2019).

mangels sind die von *Arctica islandica* dominierten Schlickbereiche in HELCOM (2013a) als gefährdeter Biotoptyp eingestuft worden, der als weiterer (gefährdeter) Biotoptyp im Sinne der MSRL gilt (vgl. Kap. 5.5). Das zukünftige Monitoring der Biotopklasse „Schlickboden des Circalitorals“ wird daher möglicherweise ausschließlich das von *Limecola balthica* dominierte Arkonabecken umfassen. Eine erste Aufnahme erfolgte dort seit 2015, mit umfangreicheren Aufnahmen 2016 und 2017. Im aktuellen Berichtsjahr (2018) wurde die Erstaufnahme des Arkonabeckens mit der Beprobung von 10 Stationen im Nordwestteil in der AWZ fortgeführt.

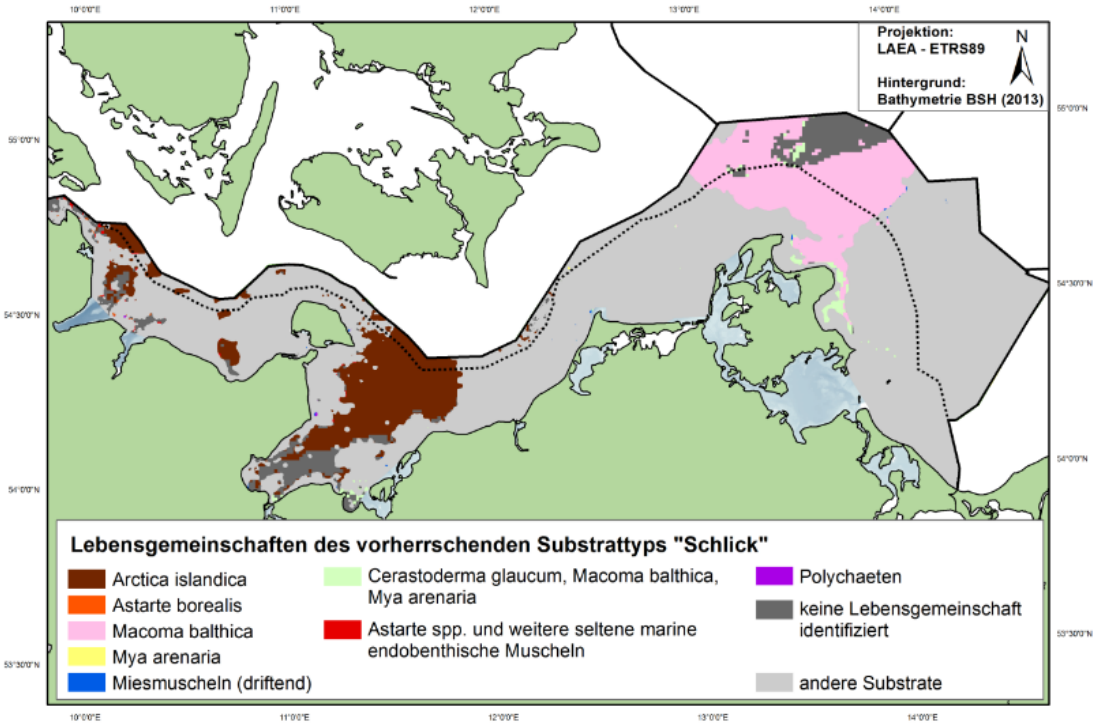


Abbildung 30: Verbreitung von Gemeinschaften in den Schlickgebieten in den deutschen äußeren Küstengewässern und der deutschen AWZ der Ostsee (verändert nach Schiele et al. 2015b).

Die Untersuchungen 2018 umfassten 3 Stationen mit einer vollständigen Aufnahme der benthischen Gemeinschaften (Dauerstationen seit 2015, 3 Hols van-Veen-Greifer, 1 Dredge- Hol, Video) und 7 Positionen, an denen die Infauna lediglich mit einem Hol aufgenommen wurde (Abbildung 31). Dazu kommen 38 Positionen aus dem Vorjahr. Der Vergleichsdatensatz aus 2007 umfasst 31 Stationen aus dem gesamten Arkonabecken. Zusätzlich stand mit der Station 109 eine HELCOM-Monitoringstation mit einer über 20jährigen Vergleichsreihe zur Verfügung.

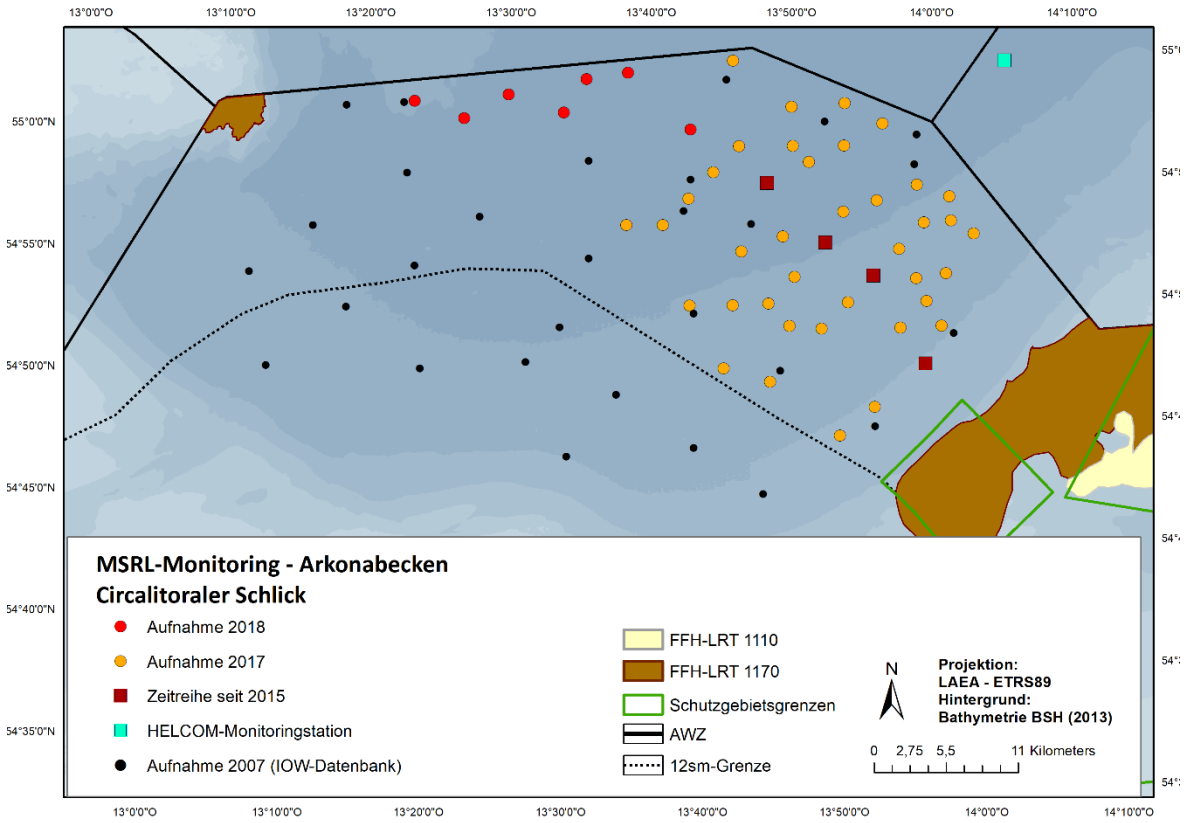


Abbildung 31: Stationen des MSRL-Monitorings 2017/18 im Arkonabecken sowie der Vergleichsdaten von 2007.

An den 10 Stationen wurden 2018 insgesamt 18 nachgewiesen, darunter keine faunistischen Besonderheiten. Insgesamt wurden seit Aufnahme des Monitorings im Jahr 2015 (62 Beprobungsstationen mit insgesamt 98 Hols) 37 Arten nachgewiesen. Die mittlere Besiedlungsdichte betrug 568 Ind/m² (Spanne: 206-1748 Ind/m²) und die mittlere Biomasse 5,6 g afTM/m² (0,5-21,8 g afTM/m²). Dominiert wurde die Gemeinschaft von der Baltischen Plattmuschel *L. balthica* (169 Ind/m²), dem Cumaceen-Krebs *Diastylis rathkei* (93 Ind/m²) sowie den Polychaeten-Arten *Ampharete baltica*, *Bylgides sarsi*, *Scoloplos armiger* und *Terebellides stroemi* (Tabelle 8). Auch hinsichtlich der Biomasse dominierte *L. balthica* an den meisten Stationen. Vor allem im tiefen zentralen Bereich dominierten dagegen wenige größere Individuen der Islandmuschel *Arctica islandica* die Biomasse (bis 40 mm Schalenlänge, Abbildung 32). Das Vorkommen und die Dominanz dieser größeren *Arctica*-Individuen stellt einen deutlichen Unterschied zur Erhebung 2007

dar, in der Islandmuscheln an nur drei der 39 Schlickstationen dominierten (Abbildung 33). Die geographische Verbreitung der Islandmuschel hat im Vergleich zu 2007 jedoch ebenso wenig zugenommen wie die mittlere Siedlungsdichte an den Stationen, an denen sie präsent war (i.d.R. 10-20 Ind./m², max. 60 Ind./m². Der Unterschied ergibt sich ausschließlich aus der Größe und damit aus dem Alter der Muscheln. Betrug das mittlere Individualgewicht 2007 noch ca. 65 mg afTM, war es 10 Jahre später mit ca. 255 mg afTM etwa vier Mal so hoch. Warum die Islandmuschel offensichtlich wieder in der Lage ist heranzuwachsen, müssen weitere Analysen zeigen.

Ein weiterer auffälliger Unterschied in der Besiedlungsstruktur zwischen 2007 und 2017/18 ist das fast vollständige Verschwinden von *Abra alba*. Dies Muschel-Art ist allerdings für ihr unregelmäßiges Auftreten gepaart mit extremen Bestandsschwankungen bekannt. Eine Veränderung der Belastungssituation der benthischen Gemeinschaft lässt sich daraus nicht ableiten. Ein eingehenderer Vergleich der Datensätze kann sinnvollerweise erst dann erfolgen, wenn die aktuelle Aufnahme das gleiche regionale Spektrum umfasst wie 2007.

Tabelle 8: Artenliste der Schlickböden des Circalitorals im Arkonabecken (Monitoring seit 2015) mit Angaben zur Frequenz (n=62), mittlerer Abundanz (Ind./m²) und aschefreie Trockenmasse (afTM in g/m²).

Taxon		Frequenz (%)	Ind./m²	afTM in g/m²
Cnidaria	*Hartlaubella gelatinosa*	1,6%	-	<0,01
Nemertea	*Cyanophthalma* sp.	3,2%	<1	<0,01
Mollusca	*Abra alba*	16,1%	2	0,03
	Arctica islandica	48,4%	8	2,07
	Corbula gibba	6,5%	<1	<0,01
	Limecola balthica	100,0%	169	3,00
	Mya arenaria	22,6%	3	0,02
	Mytilus edulis	12,9%	1	0,00
	Peringia ulvae	64,5%	35	0,02
Priapulida	*Halicryptus spinulosus*	41,9%	18	0,06
	Priapulus caudatus	24,2%	2	<0,01
Polychaeta	*Alitta succinea*	1,6%	<1	<0,01
	Ampharete "acutifrons"	4,8%	<1	0,19
	Ampharete baltica	79,0%	35	0,01
	Aricidea suecica	6,5%	1	<0,01
	Bylgides sarsi	98,4%	59	0,03
	Dipolydora quadrilobata	6,5%	<1	<0,01

Taxon		Frequenz (%)	Ind./m²	afTM in g/m²
	Eteone barbata	1,6%	<1	0,01
	Eulalia bilineata	1,6%	<1	<0,01
	Heteromastus filiformis	6,5%	<1	0,01
	Nephtys caeca	1,6%	<1	<0,01
	Nephtys ciliata	37,1%	3	0,42
	Nephtys hombergii	59,7%	14	0,16
	Phyllodoce mucosa	4,8%	<1	<0,01
	Pygospio elegans	1,6%	<1	<0,01
	Scoloplos armiger	83,9%	31	0,01
	Terebellides stroemii	66,1%	56	0,18
	Trochochaeta multisetosa	19,4%	2	0,15
Crustacea	*Bathyporeia pilosa*	4,8%	<1	<0,01
	Crangon crangon	3,2%	<1	<0,01
	Diastylis rathkei	96,8%	93	0,04
	Mysis mixta	1,6%	<1	0,01
	Pontoporeia femorata	50,0%	34	0,06
Echinodermata	*Asterias rubens*	1,6%	<1	<0,01
	Ophiura albida	1,6%	<1	<0,01
Bryozoa	*Einhornia crustulenta*	11,3%	-	<0,01
	Eucratea loricata	3,2%	-	<0,01

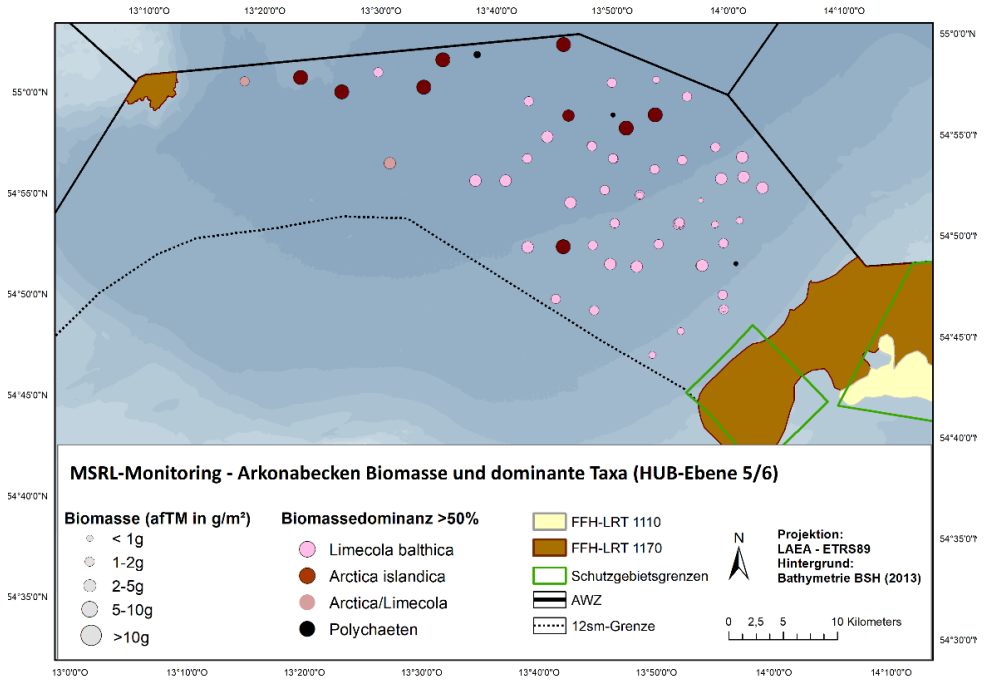


Abbildung 32: Biomasse (afTM) und dominante Taxa (im Sinne der HUB-Level 5/6) an den Stationen im Arkonabecken (Untersuchungen seit 2015).

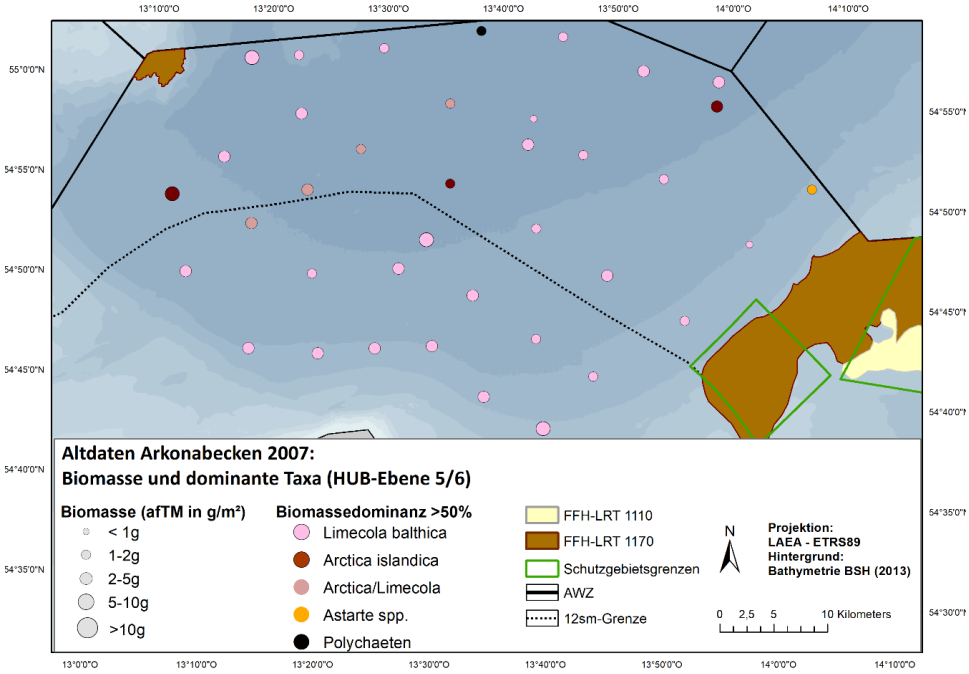


Abbildung 33: Biomasse (afTM) und dominante Taxa (im Sinne der HUB-Level 5/6) an den Stationen im Arkonabecken (Vergleichsdaten 2007).

Die Schlickgründe des Circalitorals erreichten in der nationalen Bewertung zur Umsetzung der MSRL im Arkonabecken nicht den guten Umweltzustand (BMU 2018b). Die Aussage wird durch die aktuellen Untersuchungen bestätigt. Über 50 % der Stationen erreichten für den unter Kriterium D6C5 genutzten Indikator BQI nicht den national festgelegten Schwellenwert (Abbildung 34). Effekte eines akuten Sauerstoffmangels ließen sich jedoch nicht feststellen. Mögliche Auswirkungen anderer Belastungen (z.B. bodenberührende Fischerei mit Schwerpunkt auf den Hanglagen, Bautätigkeiten) sind basierend auf den vorliegenden Daten ebenfalls nicht ableitbar.

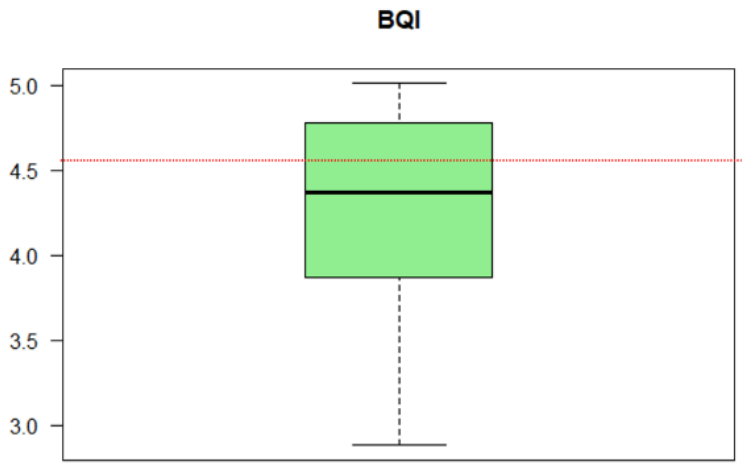


Abbildung 34: Boxplot des BQI, Datensatz Arkonabecken 2017/18.

5 Weitere geschützte und gefährdete Biotope

5.1 Einführung

Neben den FFH-LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ gelten auch die in den roten Listen der regionalen Übereinkommen (OSPAR, HELCOM) und die im § 30 BNatSchG gelisteten Biotope als gefährdet oder besonders schützenswert und sollten daher einem separaten Monitoring unterliegen. Die dort gelisteten Biotope bzw. Biotoptypen lassen sich in vier Komplexen zusammenfassen:

- Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände (nur potenzielle Vorkommen in der AWZ Ostsee),
- Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe
- Schlicksubstrate mit bohrender Bodenmegafauna (nur Nordsee).
- Schlicksubstrate der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von *Arctica islandica* (nach HELCOM 2013a)

Insbesondere die drei erstgenannten Typen sind von spezifischen Gemeinschaften besiedelt, deren charakteristische Arten direkt mit dem jeweiligen Lebensraum assoziiert sind und in anderen Biotopen selten oder gar nicht vorkommen. Allen Typen gemein ist, dass sie in der AWZ bislang nicht auskartiert sind und in bisherigen Monitoringprogrammen in der AWZ bislang nicht berücksichtigt wurden, so dass über die räumliche und zeitliche Variabilität des Arteninventars vergleichsweise wenig bekannt ist.

Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe der **Nordsee** wurden im Sylter Außenriff erstmalig im Jahr 2016 systematisch bearbeitet. Im Jahr 2017 wurden weitere Grobsandstationen im Gebiet des Sylter Außenriffs beprobt. Die Monitoringkonzepte für die artenreichen Kies-, Grobsand und Schillgründe befinden sich noch in der Entwicklungsphase bzw. in der nationalen und internationalen Abstimmung. Belastbare Aussagen zum Zustand der Biotope sind bislang nicht möglich, da die geeigneten Bewertungsindizes noch nicht hinreichend entwickelt sind. Auch hier bietet sich der Margalef-Index als Bewertungsindex an, sofern sich seine generelle Eignung bestätigt. Derzeit fehlen jedoch noch geeignete Referenzwerte für den ungestörten Zustand sowie Schwellenwerte für die Zustandsbewertung. Die Ermittlung des Referenzwertes wird mit zunehmendem Umfang der Datenlage zu diesem Biotoptyp möglich werden.

Im Jahr 2018 wurden zahlreiche Grobsandstationen im Sylter Außenriff beprobt, die überwiegend dem Biotoptyp artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe zugeordnet werden können, obwohl eine gezielte Überprüfung der Zuordnung gemäß der Kartieranleitung des BfN nicht erfolgte. Diese Stationen wurden beprobt, um eine Datengrundlage für ein zukünftiges Effektmonitoring zur

Wirksamkeit zukünftiger Managementmaßnahmen in dem Schutzgebiet Sylter Außenriff zu schaffen. Die Daten aus der Probenahme 2018 wurden gemeinsam mit den Daten aus den Jahren 2016 und 2017 analysiert, um so einen Eindruck von der räumlichen und zeitlichen Variabilität dieses durch grobe Sedimente charakterisierten Biotoptyps zu erhalten.

In der **Ostsee** fanden 2018 keine gezielten Untersuchungen zu einem der oben aufgeführten Biotopen statt.

5.2 Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe

Kiese, Grobsande und Schill (im Folgenden zusammenfassend „Grobsubstrate“ genannt) werden oftmals durch eine hoch spezialisierte Gemeinschaft besiedelt, deren charakteristische Arten auf bzw. in anderen Substraten nicht oder nur in geringer Zahl 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) und grundberührende Schleppnetzfischerei einem erheblichen 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 Grobsubstraten die Schillflächen in die Definition einbezogen werden, wird sowohl in HELCOM (1998) als auch in HELCOM (2013a) zwischen geologischen Grobsubstraten und Schillflächen unterschieden und für beide Typen separat eine Gefährdung festgestellt. Ein analoger Typ nach OSPAR existiert nicht.

Abseits der Schorre sind Grobsubstrate in der westlichen Ostsee zumeist kleinräumig anzutreffen und häufig mit Hartböden assoziiert. 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 geogenen Grobsubstrate bewertet wird. In der Nordsee sind Grobsand- und Kiesflächen mit mehr oder weniger großen Schill-Anteilen häufig mit Hartböden (Riffen) assoziiert.

5.2.1 Atlantische Region: Nordsee – Sylter Außenriff

Grobsandbiotope im FFH-Gebiet Sylter Außenriff

In den Jahren 2016, 2017 und 2018 im FFH-Gebiet Sylter Außenriff beprobte In- und Epifaunagemeinschaften auf Grobsedimenten wurden gegenübergestellt. Im Vergleich mit den Gemeinschaften anderer Sedimente der deutschen AWZ der Nordsee wurde der Artenreichtum der Grobsedimente bestätigt.

Interannuelle Schwankungen der Infaunagemeinschaften waren nur schwach ausgeprägt.

Die Artenzahl der Epifauna variierte interannuell.

Infauna

In den Jahren 2016, 2017 und 2018 wurden im FFH-Gebiet Sylter Außenriff Stationen auf groben Sedimenten beprobt, deren Lage anhand der Auswertung vorangegangener Seitensichtsonar-Untersuchungen festgelegt wurde (Abbildung 35). In den verschiedenen Jahren wurden unterschiedliche Stationen beprobt, die hier jedoch in einer gemeinsamen Analyse gegenübergestellt werden, um die zeitliche und räumliche Variabilität der Infaunagemeinschaften auf Grobsubstraten im FFH-Gebiet Sylter Außenriff vergleichend abzubilden.

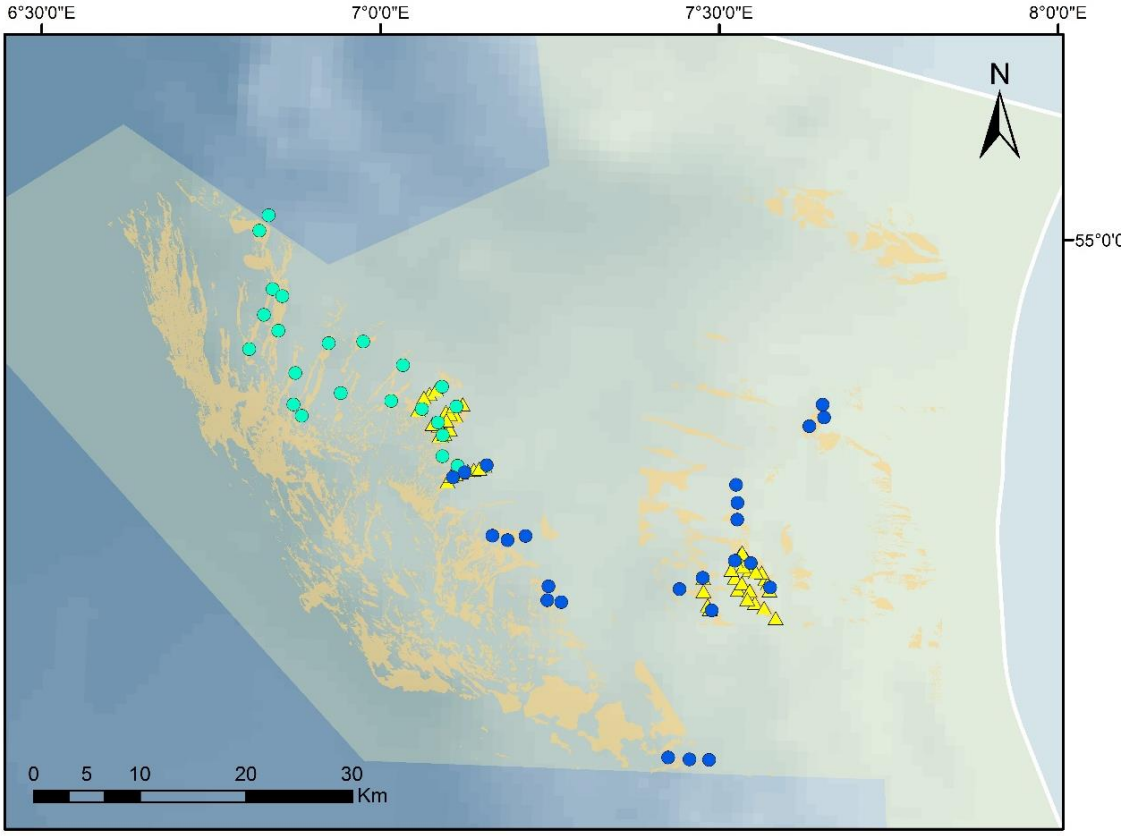


Abbildung 35: Verteilung der Grobsandstationen im FFH-Gebiet Sylter Außenriff in den Jahren 2016 (blaue Kreise), 2017 (türkise Kreise) und 2018 (gelbe Dreiecke). Die Stationen wurden in Polygone gelegt, die zuvor anhand von Seitensichtsonar-Untersuchung als Verdachtsflächen für den Biotoptyp „artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ ausgewiesen wurden.

Insgesamt wurden in den drei Jahren der Untersuchung 265 Taxa der benthischen Infauna gezählt. Die Arten mit der höchsten Stetigkeit im Auftreten waren das Lanzettfischchen *Branchiostoma lanceolatum*, die Polychaeten *Glycera lapidum*, *Aonides paucibranchiata*, *Tubulanus polymorphus* und *Polygordius* spp. (Tabelle 9). Die höchsten durchschnittlichen Abundanzen wiesen Polychaeten der Gattung *Polygordius* auf. Bis auf den Polychaeten *Goniadelly bobrezkii* wurden alle in der BfN-Kartieranleitung aufgeführten Charakterarten des Biotoptyps „artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ in mindestens einem der Untersuchungsjahre angetroffen, zum Teil mit beachtlicher Stetigkeit und Abundanz.

Tabelle 9: Taxonomische Übersicht über die Makroinfauna auf Grobsandstationen im FFH-Gebiet „Sylter Außenriff" in den Jahren 2016, 2017 und 2018. Aufgelistet sind Stetigkeit und artspezifische mittlere (± Standardabweichung) Abundanzen aller Arten, die in allen Untersuchungsjahren mit einer Stetigkeit ≥ 50 % auftraten sowie alle angetroffenen Charakterarten (mit * gekennzeichnet) gemäß BfN-Kartieranleitung für den Biotoptyp „artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe" (BfN 2011)

	2016		2017		2018	
	Stetigkeit (%)	mittlere (±Stabw.) Abundanz (Ind. 0,1 m^{-2})	Stetigkeit (%)	mittlere (±Stabw.) Abundanz (Ind. 0,1 m^{-2})	Stetigkeit (%)	mittlere (±Stabw.) Abundanz (Ind. 0,1 m^{-2})
**Aonides paucibranchiata*	87,5	0,7 ± 0,4	100,0	0,9 ± 0,2	100,0	1,0 ± 0,1
Asterias rubens	62,5	0,4 ± 0,4	95,5	0,9 ± 0,3	100,0	1,0 ± 0,1
**Branchiostoma lanceolatum*	95,8	0,9 ± 0,2	100,0	1,0 ± 0,2	100,0	1,0 ± 0,1
Dosinia exoleta	54,2	0,3 ± 0,3	86,4	0,5 ± 0,3	52,6	0,3 ± 0,3
Echinocyamus pusillus	62,5	0,5 ± 0,5	90,9	0,9 ± 0,4	78,9	0,6 ± 0,4
Eunereis longissima	50,0	0,3 ± 0,3	54,5	0,2 ± 0,3	55,3	0,4 ± 0,4
Glycera lapidum	95,8	0,8 ± 0,3	100,0	0,9 ± 0,2	97,4	0,9 ± 0,3
**Goodallia triangularis*	50,0	0,3 ± 0,3	36,4	0,2 ± 0,2	78,9	0,5 ± 0,4
Malmgrenia ljungmani	66,7	0,4 ± 0,4	95,5	0,8 ± 0,3	68,4	0,5 ± 0,4
Nemertea	79,2	0,5 ± 0,4	95,5	0,6 ± 0,3	84,2	0,5 ± 0,3
Nephtys caeca	87,5	0,5 ± 0,3	50,0	0,2 ± 0,3	60,5	0,4 ± 0,3
Notomastus latericeus	62,5	0,5 ± 0,4	95,5	0,8 ± 0,3	94,7	0,7 ± 0,3
**Ophelia limacina*	29,2	0,1 ± 0,3	22,7	0,1 ± 0,1	10,5	0,0 ± 0,1
Pisione remota	62,5	0,4 ± 0,4	90,9	0,6 ± 0,3	89,5	0,6 ± 0,3
Polycirrus sp.	58,3	0,5 ± 0,5	100,0	0,9 ± 0,2	89,5	1,0 ± 0,6
**Polygordius* spp.	83,3	0,9 ± 0,7	95,5	1,1 ± 0,5	97,4	1,2 ± 0,5
**Protodorvillea kefersteini*	75,0	0,6 ± 0,4	81,8	0,5 ± 0,4	89,5	0,7 ± 0,3
**Spisula* sp.	41,7	0,4 ± 0,5	40,9	0,1 ± 0,2	44,7	0,3 ± 0,4
Thracia sp.	83,3	0,5 ± 0,3	63,6	0,3 ± 0,3	63,2	0,3 ± 0,3
Tubulanus polymorphus	100,0	0,8 ± 0,3	90,9	0,8 ± 0,3	92,1	0,7 ± 0,4

Über die Untersuchungsjahre zeichnete sich eine konsistente Differenzierung der Infaunagemeinschaften der Grobsubstrate im Sylter Außenriff ab (Abbildung 36). Trotz deutlicher struktureller Überlappung der Gemeinschaften der verschiedenen Jahre (ANOSIM: globales R = 0,41) waren die Unterschiede statistisch signifikant (ANOSIM: p stets < 0,01). Die Streuung der Proben im nMDS-Plot war für das Jahr 2016 am höchsten, was auf eine höhere kleinräumige Heterogenität im Jahr 2016 als in den Jahren 2017 und 2018 hindeutet.

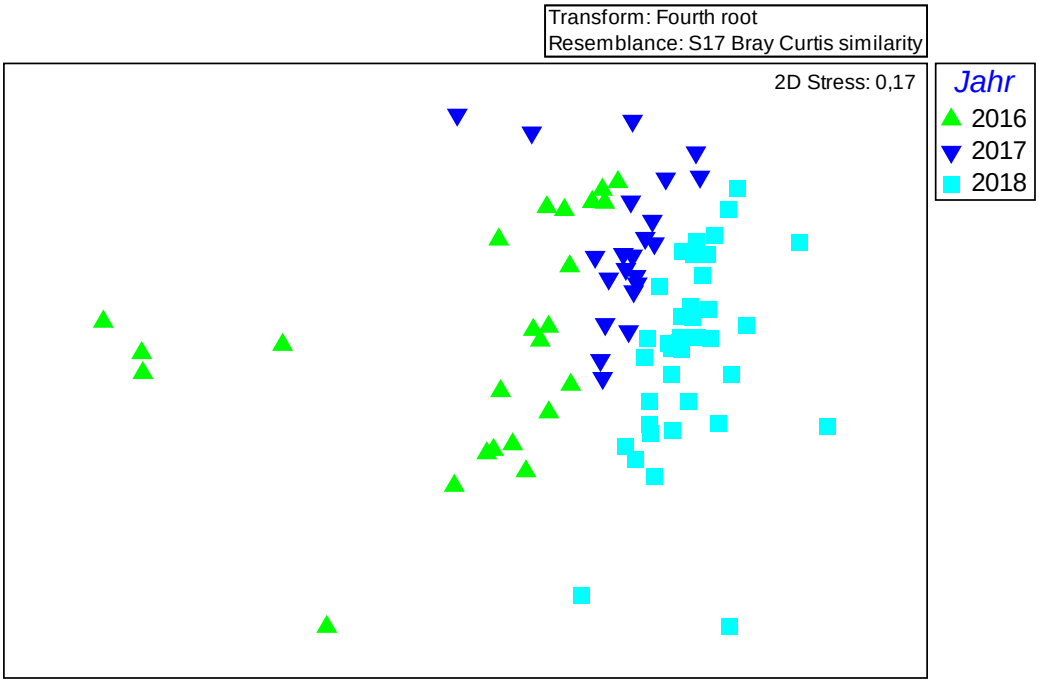


Abbildung 36: nMDS-Plot zum Vergleich der Infaunagemeinschaften der Grobsubstrate im FFH-Gebiet „Sylter Außenriff“ in den Jahren 2016, 2017 und 2018. Die Stationen der verschiedenen Untersuchungsjahre waren nicht identisch.

Die univariaten Gemeinschaftsdeskriptoren schwankten nur geringfügig zwischen den Untersuchungsjahren (Abbildung 37). Lediglich die durchschnittliche Artenzahl und der durchschnittliche Margalef-Index variierten. Dabei sanken beide Parameter im Jahr 2018 signifikant gegenüber den vorangegangenen Jahren ab. Grundsätzlich stellten sich die Infaunagemeinschaften auf den Grobsubstraten des Sylter Außenriff als recht stabil dar.

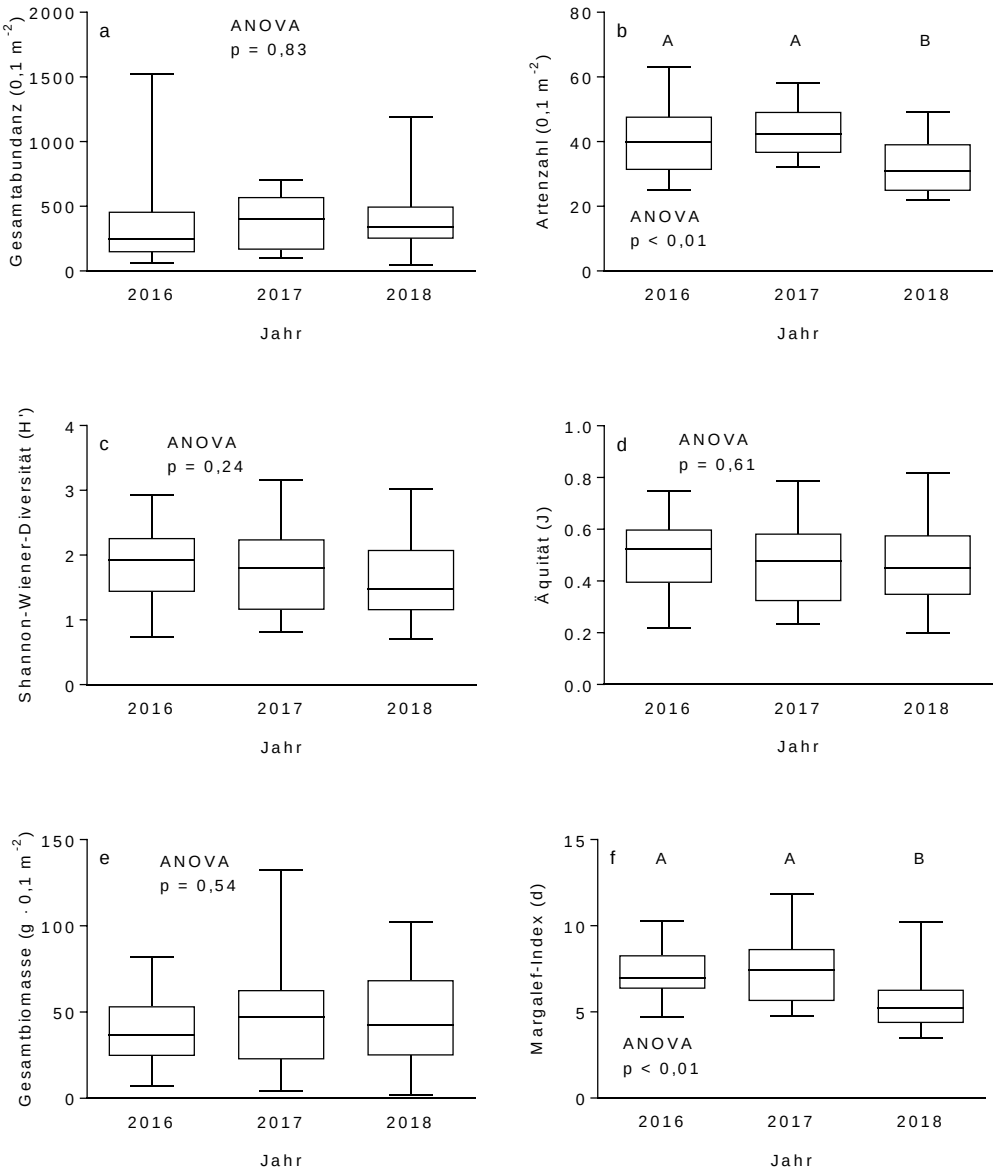


Abbildung 37: Gesamtabundanz, Anzahl der Taxa, Shannon-Wiener-Diversität, Äquität, Gesamtbiomasse und Margalef-Diversität der benthischen Infauna auf Grobsandstationen im FFH-Gebiet Sylter Außenriff in den Jahren 2016, 2017 und 2018. Die Stationen der verschiedenen Untersuchungsjahre waren nicht identisch.

Epifauna

Insgesamt wurden auf den Grobsandstationen 70 Taxa der Epifauna angetroffen. Die Arten mit der konsistent höchsten Stetigkeit waren das Lanzettfischchen *Branchiostoma lanceolatum*, der Seestern *Asterias rubens* und die Schwimmkrabbe *Liocarcinus depurator* (Tabelle 10). Neben typischen Sandbewohnern traten auch Arten auf, die häufig auf Hartsubstraten anzufinden sind, wie beispielsweise die Bryozoa *Flustra foliacea* und der Röhrenwurm *Pomatoceros triqueter*. Dies veranschaulicht, dass die Grobsubstrate eine geeignete Siedlungsfläche für Arten bietet, die auf den weitverbreiteten feinen Sedimenten der deutschen Nordsee eher selten anzutreffen sind.

Tabelle 10: Taxonomische Übersicht über die Epifauna auf Grobsandstationen im FFH-Gebiet „Sylter Außenriff" in den Jahren 2016, 2017 und 2018. Aufgelistet ist die Stetigkeit aller Arten, die in allen Untersuchungsjahren auftraten.

	Stetigkeit (%)		
	2016	2017	2018
Ascidiella aspersa	16,7	86,4	7,7
Asterias rubens	75,0	95,5	71,8
Astropecten irregularis	45,8	90,9	41,0
Balanus sp.	16,7	4,5	12,8
Branchiostoma lanceolatum	70,8	77,3	79,5
Corystes cassivelaunus	16,7	22,7	2,6
Echinocardium cordatum	33,3	68,2	5,1
Electra pilosa	41,7	4,5	43,6
Flustra foliacea	16,7	36,4	5,1
Hydractinia echinata	8,3	22,7	30,8
Hydrozoa	25,0	22,7	30,8
Liocarcinus depurator	70,8	86,4	69,2
Liocarcinus holsatus	37,5	13,6	12,8
Macropodia sp.	4,2	4,5	5,1
Mactra stultorum	4,2	4,5	5,1
Nephtys sp.	25,0	27,3	10,3
Pagurus bernhardus	54,2	54,5	28,2
Pomatoceros triqueter	4,2	18,2	2,6
Spisula sp.	50,0	36,4	56,4
Thracia phaseolina	4,2	9,1	2,6

Eine konsistente, gerichtete Entwicklung der Epifaunagemeinschaften über den Untersuchungszeitraum war nicht zu erkennen (Abbildung 38). Trotz erheblicher struktureller Überlappungen der Gemeinschaften der verschiedenen Jahre (ANOSIM: globales R = 0,23) waren die Unterschiede zwischen den Jahren statistisch stets signifikant (ANOSIM: p stets < 0,01). Der nMDS-Plot deutet an, dass die Heterogenität zwischen den Stationen im Jahr 2017 am geringsten war. Entsprechend war die strukturelle Ähnlichkeit zwischen den Epifaunagemeinschaften der Jahre 2016 und 2018 am höchsten (ANOSIM: R = 0,13).

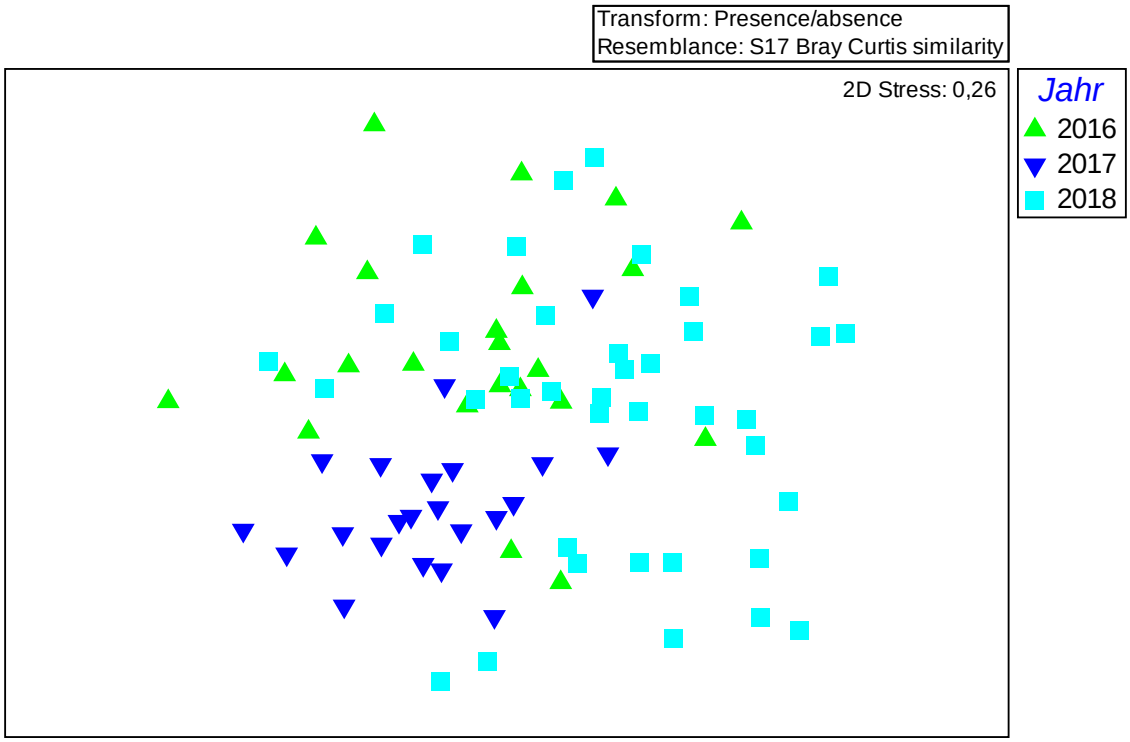


Abbildung 38: nMDS-Plot zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence; Dredge) auf Grobsubstraten im FFH-Gebiet „Sylter Außenriff“ in den Jahren 2016, 2017 und 2018. Die Stationen der verschiedenen Untersuchungsjahre waren nicht identisch.

Die Artenzahl der Epifauna zeigte eine deutliche interannuelle Variation. Mit durchschnittlich 11,3 ± 3,9 Arten war sie im Jahr 2017 signifikant höher als in den Jahren 2016 (7,2 ± 2,7) und 2018 (7,2 ± 2,9). Die höchste Artenzahl pro Hol betrug 21 im Jahr 2017, während in einem Hol aus dem Jahr 2016 keine Epifaunaorganismen enthalten waren (Abbildung 39).

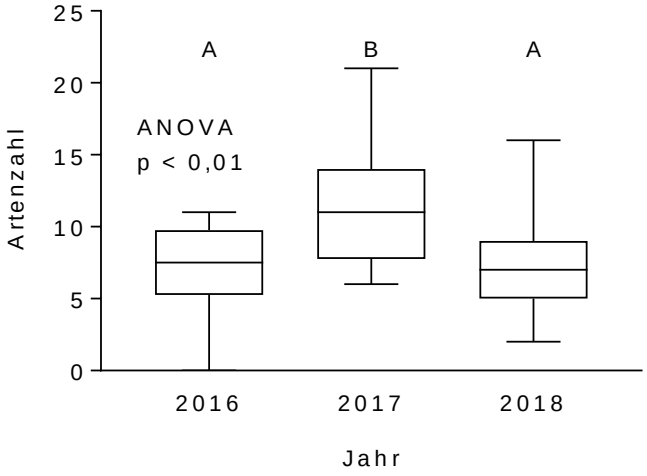


Abbildung 39: Artenzahl der Epifauna auf Grobsubstraten im FFH-Gebiet „Sylter Außenriff" in den Jahren 2016, 2017 und 2018. Die Stationen der verschiedenen Untersuchungsjahre waren nicht identisch.

5.2.2 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 Polychaeten-Gattungen *Ophelia* und *Travisia* besiedelt. Die Besiedlung ist räumlich stark heterogen." Damit ist der in HELCOM (2013a) und SCHIELE et al. (2015b) beschriebene Biotoptyp „Grobsubstratbiotope mit *Ophelia* und/oder *Travisia forbesii*" direkt dem § 30-Biotop zuzuordnen. Der korrespondierende Typ „Sandbiotop mit *Ophelia* und/oder *Travisia forbesii"* fällt dagegen nur dann in das § 30-Biotop, wenn das Substrat den „Grobsanden" nach BFN (2011) entspricht. Gleiches gilt für weitere Lebensgemeinschaften, die auf unterschiedlichen Sanden bzw. Grobsubstraten anzutreffen sind und als besonders artenreich gelten. Dazu zählen insbesondere die von „*Astarte* spp. und weiteren seltenen marinen Muschelarten" dominierte Gemeinschaft sowie die von *Astarte borealis* domi-

nierte Gemeinschaft, die vor allem rund um Fehmarn häufig räumlich eng assoziiert vorkommen (Abbildung 40, 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 oft nicht gegeben. Fehlen in solchen Gebieten Vertreter der Gattungen *Ophelia* und *Travisia*, fallen diese Grobsubstrate nicht unter die Definition des § 30-Biotops. Ein weiteres Beispiel für solche „artenarmen" Grobsubstrate ohne *Ophelia/Travisia* sind Grobsande und Kiese auf der Kuppe des Adlergrunds. Ein kleinräumiges Vorkommen dieses § 30-Biotops in tieferen Hanglagen des Adlergrunds bzw. der westlichen Rönnebank ist aber nicht vollständig auszuschließen.

Aus Abbildung 40 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-LRT 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 und ist bis auf weiteres auch nicht geplant. Es kann jedoch ggf. zu einem späteren Zeitpunkt aufgenommen werden, wenn aus den laufenden Kartierungsarbeiten neue Erkenntnisse zur Verbreitung relevanter Substrate in der AWZ vorliegen.

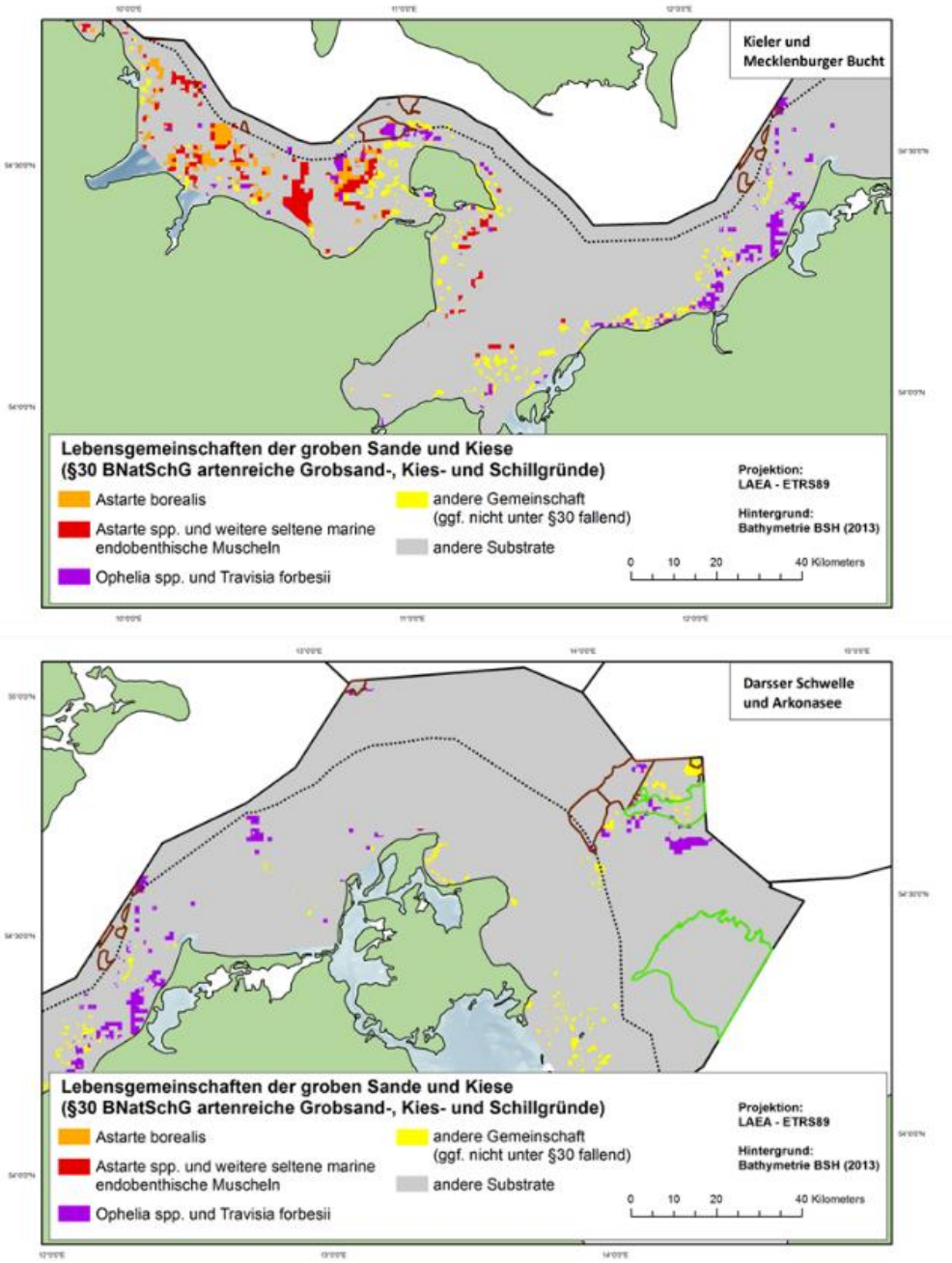


Abbildung 40: Verbreitung von Gemeinschaften, die potenziell mit dem § 30-Biotop „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ im westlichen (oben) und östlichen (unten) Teil der deutschen Ostsee assoziiert sind (angepasst nach Schiele et al. 2015b).

5.3 Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna

Der nach OSPAR geschützte Habitattyp „Schlickgründe mit bohrender Megafauna“ war im Jahr 2018 in der Nordsee nicht Gegenstand der Untersuchungen. Für die aktuellste Einschätzung wird auf den Monitoringbericht des Jahres 2015 verweisen (IOW & AWI 2016). Dort wurde der Status des Biotops in der deutschen AWZ der Nordsee wie folgt zusammengefasst: Die Benthosgemeinschaft in den ausgewählten Gebieten war durch eine deutliche räumliche Strukturierung gekennzeichnet ist. Innerhalb dieses Biotoptyps liegen Infaunagemeinschaften vor, die mit Hilfe multivariater statistischer Methoden voneinander unterschieden werden können. Diese Gemeinschaften sind meist räumlich gut voneinander abgegrenzt. Der Schlickgehalt der Sedimente und damit auch die dort siedelnde In- und Epifauna variieren deutlich zwischen verschiedenen Standorten.

5.4 Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände

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 und andere Gefäßpflanzen in der deutschen AWZ nicht vorkommen, betreffen die beiden Typen ausschließlich Makroalgen-Vorkommen und sind synonym anwendbar.

Die in den küstenfernen Gebieten vorkommenden relevanten Makroalgen-Arten sind ausschließlich Hartboden-gebunden. Mit wenigen Ausnahmen liegen alle bekannten dichten Makroalgenbestände in der Ostsee-AWZ innerhalb der ausgewiesenen und gemeldeten Flächen des FFH-LRT „Riffe“. Sie werden daher im Monitoring als Sondertypus dieses Lebensraumtyps berücksichtigt und zukünftig stärker in dessen Bewertung einbezogen (Kap. 3.2.1). Makroalgenbestände außerhalb der ausgewiesenen „Riffflächen“ sind bislang nicht auskartiert und unterliegen daher derzeit keinem separaten Monitoring. Sollten sich durch die Ergebnisse der Biotopkartierung und die Überarbeitung der Kartieranleitung für Riffe neue Erkenntnisse zur (potenziellen) Verbreitung dieses § 30-Biotops außerhalb von Riffen ergeben, sollte ein separates Monitoring aufgenommen werden.

5.5 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 sensitiver. Sollten die älteren Kohorten beispielsweise aufgrund der Länge sommerlicher Sauerstoffmangelereignisse absterben, ist eine erfolgreiche Regenration der Population und damit des ökologischen Potenzials 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 und Länge der bereits auftretenden sommerlichen Hypoxie haben diese Individuen kaum mehr Möglichkeit heranzuwachsen. Die Populationsstruktur ist daher in Teilen der Mecklenburger Bucht, dem Hauptverbreitungsgebiet im deutschen Teil der Ostsee, bereits nachhaltig gestört (ZETTLER et al. 2001). Betroffen vom saisonalen Sauerstoffmangel 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 kann von adulten Islandmuscheln noch toleriert werden (VON OERTZEN & SCHLUNGBAUM 1972), für jüngere Kohorten ist sie aber bereits letal.

Ein erstes Monitoringkonzept wurde 2015 im Feld getestet. Dafür wurden an 10 Stationen jeweils 3 quantitative Hols an 20 weiteren Positionen jeweils 1 Hol mit dem van Veen-Greifer genommen. Darüber hinaus wurden 8 Dredge-Hols zur Erfassung der Altersstruktur von *A. islandica* und zur Erfassung des Arteninventars durchgeführt. Die Ergebnisse sind im Monitoringbericht des Jahres 2015 ausführlich dargestellt (IOW & AWI 2016). Mit der zunehmenden Biomasse-Dominanz der Islandmuschel in Teilen des Arkonabeckens, kann möglicherweise eine Zunahme der Flächenverbreitung dieses Biotoptyps verzeichnet werden.

6 Zwischenfazit MSRL-Monitoring

Obwohl die Basisaufnahme der benthischen Lebensräume im Sinne von Deskriptor 1 und 6 der MSRL bereits 2011 gestartet wurde, existiert weiterhin kein abschließendes Monitoring- und Bewertungskonzept. In den ersten Jahren wurde mit der Basisaufnahme zunächst die räumliche Variabilität der zu berücksichtigenden Gemeinschaften grundlegend erfasst. Auf dieser Basis sollte dann die Abgrenzung der zu bewertenden Einheiten erfolgen. Parallel dazu wurden Entwicklungen von Indikatoren, Bewertungssystemen und Monitoring-Guidelines auf nationaler und internationaler Ebene begleitet und getestet, bzw. im Projekt eigene Konzepte entwickelt und in die internationalen Entwicklungen eingebracht. Der Prozess innerhalb der regionalen Seekonventionen (OSPAR und HELCOM) stellte sich als sehr langwierig dar, sodass es immer wieder zu Verzögerungen in der Weiterentwicklung der nationalen Konzepte kam. Mit der Veröffentlichung der geänderten Kriterien sowie den Anforderungen an die methodischen Standards zur Ableitung der Bewertung und GES-Schwellen (EU COM 2017) änderten sich an mehreren kritischen Stellen erneut die Rahmenbedingungen für das Monitoring- (geänderter Biotopzuschnitte) und Bewertungskonzepte (Flächenbezug im Bewertungsansatz, Neudefinition der Kriterien). Dem wurde in der Bund-Länder-Abstimmung zur aktuellen nationalen Bewertung Rechnung getragen (BMU 2018a, b). Die dort beschriebenen großen Lücken sowie Unsicherheiten in der Bewertung zeigen jedoch deutlich, dass die bislang erstellten konzeptionellen Entwürfe sowohl national als auch auf regionaler Ebene weiterzuentwickeln sind.

7 Gefährdete und geschützte Arten

Neben der Überwachung der benthischen Lebensräume ist auch der Zustand der Populationen von 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 werden daher in dieser Studie nicht berücksichtigt. Das Hauptvorkommen von *H. gammarus* in der deutschen Nordsee befindet 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 ergeben sich aufgrund der überarbeitete Rote Liste (HELCOM 2013b) nicht mehr.

7.1 Islandmuschel *Arctica islandica*

Die Islandmuschel *Arctica islandica* ist gegenwärtig in der Deutschen Bucht nur räumlich begrenzt verbreitet und in den vergangenen Jahren hauptsächlich am nördlichen Abhang der Doggerbank („Entenschnabel“) und in einem Gebiet nordwestlich des FFH-Gebiets „Sylter Außenriff“ gefunden worden. Im Jahr 2013 handelte es sich ausschließlich um kleine, junge Individuen. Bei der Folgeuntersuchung im Entenschnabel (2016) wurden nur geringfügig mehr Individuen gefunden. Im Gebiet der Doggerbank waren dies wieder nur sehr kleine Jungtiere. Im sich seewärts anschließenden Entenschnabel stieg im Jahr 2016 die durchschnittliche die Biomasse der Islandmuschel an. Dies war lokal auf eine höhere Dichte kleiner Individuen, an anderen Stellen aber auch auf die Präsenz etwas größerer Individuen zurückzuführen.

Im Jahr 2018 wurde nur einziges juveniles Exemplar der Islandmuschel in den Infaunaproben von den Grobsubstraten des Sylter Außenriffs gefunden, die jedoch ein ungeeignetes Habitat für die Islandmuschel darstellen. In den Lebensraumtypen Sandbank und Riffe des Borkum Riffgrundes wurden keine *A. islandica* gefunden. Eine substanzielle Rekrutierung dieser Art findet somit in den im Jahr 2018 beprobten Lebensraum- und Biotoptypen nicht statt.

7.2 Europäischer Hummer *Homarus gammarus*

Der Verbreitungsschwerpunkt des Europäischen Hummers *Homarus gammarus* in der deutschen Nordsee befindet sich auf dem Felssockel der Insel Helgoland und damit außerhalb der AWZ. Ferner siedelt der Hummer in der AWZ auf Wracks, die jedoch im Rahmen dieses Monitorings nicht untersucht werden können. Im Rahmen des vorliegenden Projektes werden Entwicklungen und Veränderungen der Helgoländer Hummerpopulation in der Literatur verfolgt, da vermutet wird, dass die regionale Rekrutierung von den Helgoländer Tieren ausgeht. Der derzeitige Wissensstand ist im Monitoringbericht für das Jahr 2015 zusammengefasst (IOW & AWI 2016).

7.3 Essbarer Seeigel *Echinus esculentus*

Der Essbare Seeigel *Echinus esculentus* ist ein Bewohner natürlicher, sublitoraler Hartsubstrate und wurde erwartungsgemäß im Rahmen des Monitorings des FFH-Lebensraumtyps „Riff“ im Sylter Außenriff regelmäßig angetroffen. Vor allem im südwestlichen Bereich des Schutzgebietes, wo die Steindichte in den Riffstrukturen höher ist, wurde *E. esculentus* bei allen Kampagnen angetroffen. Angesichts der Langlebigkeit dieses Seeigels kann davon ausgegangen werden, dass die dortigen Riffstrukturen nicht nur temporär für die Besiedlung durch Riffbewohner zur Verfügung stehen, sondern beständig über das Sediment herausragen. Auf den Riffstrukturen des Borkum Riffgrundes ist im Rahmen des FFH-Monitorings bisher erst ein einziges Individuum im Jahr 2012 beobachtet worden. In der Folge ist diese Art auf dem Borkum Riffgrund nicht mehr beobachtet worden. Auch im Jahr 2018 wurde die Art nicht dokumentiert, weder mit der Epibenthosdredge noch mit dem Unterwasservideo. Es bestätigt sich also das Muster, dass *E. esculentus* in der deutschen AWZ der Nordsee vorwiegend auf dem Sylter Außenriff siedelt.

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 vergangen knapp 10 Jahren, seit der Aufnahme des Monitorings und der Kartierung der Schutzgebiete, wurde sie jedoch an über 80 Stationen nachgewiesen. Schwerpunkte in der Verbreitung sind die Sandböden der Kieler Bucht und des Fehmarnbelts unterhalb der Halokline, aber auch im Schutzgebiet Kadetrinne wurde die Art in den vergangenen Jahren wieder regelmäßig angetroffen.

Eine starke Substratbindung scheint nicht zu bestehen. Hohe Abundanzen wurden sowohl auf Feinsand als auch auf 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. In der Mecklenburger Bucht beschränken sich die wenigen Nachweise vor allem auf den schmalen sandigen Streifen unterhalb der saisonalen Sprungschicht. Auf den Schlickböden der zentralen Mecklenburger Bucht ist die Art nicht (mehr) zu finden. 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. Im aktuellen Berichtsjahr wurde die Art in dichteren Beständen lokal in der Kieler Bucht und im Fehmarnbelt sowie als Einzelfund in der Kadetrinne nachgewiesen.

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).

8 Ausblick

Die erforderlichen Monitoring- und Bewertungskonzepte befinden sich für viele der Biotope noch in der Entwicklung bzw. in der Anpassungsphase. Die Entwicklung erfolgt verbunden mit anderen nationalen Projekten und der Fach-AG „Benthos“ im BLANO. Der Fortschritt der Arbeiten ist direkt abhängig von den Ergebnissen anderer Projekte (z.B. Sedimentkartierung) und von internationalen Prozessen (EU Kommission, OSPAR, HELCOM).

Schwerpunkte der Arbeiten im nächsten Jahr (2019):

- FFH-Monitoring deutsche AWZ Nordsee: Doggerbank (Sandbank)
- Effektmonitoring zur Wirksamkeit von Managementmaßnahmen auf der Doggerbank und im Sylter Außenriff
- FFH-Monitoring deutsche AWZ Ostsee: Dauerstationen (Sandbänke und Riffe) sowie Schwerpunktuntersuchung Megarippelfeld Fehmarnbelt (Sandbank)
- MSRL Nordsee: Beprobung weiterer Grobsandstation im Sylter Außenriff zur Untersuchung der zeitlichen Entwicklung der Infauna unter dem Einfluss der mechanischen Störung des Meeresbodens (§ 30 KGS)
- MSRL Ostsee: Fortsetzung des Monitorings der weit verbreiteten Lebensräume Sand- und Schlickböden des Circalitorals in verschiedenen Seegebieten (Schwerpunktlegung nach Abstimmung)

9 Literaturverzeichnis

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/Biotoptyp-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/Lebensraumtypen/LRT_Erhaltungszustand_2007_2013_Gesamttrend_AuditTrail.pdf

BFN (2019) Nationaler Bericht 2019 gemäß FFH-Richtlinie – Berichtsdaten, EU Upload 30.08.2019. verfügbar über

https://www.bfn.de/themen/natura-2000/berichte-monitoring/nationaler-ffh-bericht/berichtsdaten.html

BMU (2018A) Zustand der deutschen Nordseegewässer 2018 - Aktualisierung der Anfangsbewertung nach § 45c, der Beschreibung des guten Zustands der Meeresgewässer nach § 45d und der Festlegung von Zielen nach § 45e des Wasserhaushaltsgesetzes zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Verabschiedet durch die BLANO, 13.12.2018 – Entwurfsversion der Öffentlichkeitsbeteiligung, download von https://www.meeresschutz.info/berichte-art-8-10.html

BMU (2018B) Zustand der deutschen Ostseegewässer 2018 - Aktualisierung der Anfangsbewertung nach § 45c, der Beschreibung des guten Zustands der Meeresgewässer nach § 45d und der Festlegung von Zielen nach § 45e des Wasserhaushaltsgesetzes zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie Verabschiedet durch die BLANO, 13.12.2018 – Entwurfsversion der Öffentlichkeitsbeteiligung, download von https://www.meeresschutz.info/berichte-art-8-10.html

BORJA A, FRANCO J, PEREZ V (2000) A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. Mar Poll Bull 40(12): 1100-1114

EU COM (2017) BESCHLUSS (EU) 2017/848 DER KOMMISSION vom 17. Mai 2017 zur Festlegung der Kriterien und methodischen Standards für die Beschreibung eines guten Umweltzustands von Meeresgewässern und von Spezifikationen und standardisierten Verfahren für

die Überwachung und Bewertung sowie zur Aufhebung des Beschlusses 2010/477/EU Amtsblatt der Europäischen Union L 125/43

FINCK P, HEINZE S, RATHS U, RIECKEN U, SSYMANK A (2017) Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands – dritte fortgeschriebene Fassung 2017, Naturschutz und Biologische Vielfalt 156: 637 S.

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.

http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP75.pdf

HELCOM (2007) HELCOM lists of threatened and/or declining species and biotopes/ habitats in the Baltic Sea area. Baltic Sea Environment Proceedings No. 113.

http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP113.pdf

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

http://www.helcom.fi/Documents/Ministerial2013/Associated%20documents/Supporting/Red%20List_Baltic%20Sea%20underwater%20biotopes%20habitats%20and%20biotope%20complexes_BSEP138.pdf

HELCOM (2013b) HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Baltic Sea Environmental Proceedings 140, 106 S.

http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP140.pdf

HELCOM (2018) State of the soft-bottom macrofauna community. HELCOM core indicator report. Online. [Juli 2018]

http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/State%20of%20the%20soft-bottom%20macrofauna%20community%20HELCOM%20core%20indicator%202018.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.

https://www.io-warnemuende.de/tl_files/bio/ag-benthische-organismen/pdf/BfN_Natura_2000_Endbericht.pdf

IOW, AWI (2012a) Monitoring und Bewertung des Benthos, der Lebensraumtypen/ Biotope und der Gebietsfremden Arten (Cluster 4, Benthosmonitoring) - 2. Synthetischer Jahresbericht. Unveröff. Bericht 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. Unveröff. 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 (2014) Zustand benthischer Arten 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: 78 S & Anhang.

https://www.io-warnemuende.de/tl_files/bio/ag-benthische-organismen/pdf/2014-10-15_Cluster-4-Benthos-Monitoringbericht-2013-IOW-final.pdf

IOW, AWI (2016) Zustand benthischer Arten und Biotope in der Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord- und Ostsee, Untersuchungsjahr 2015. Bericht des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde und des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 89 S & Anhang.

https://www.io-warnemuende.de/tl_files/bio/ag-benthische-organismen/pdf/2016-09-02_AWZ-P4-Benthos-Monitoringbericht-2015-IOW-final.pdf

IOW, AWI (2017) Zustand benthischer Arten und Biotope in der Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord- und Ostsee, Untersuchungsjahr 2016. Bericht des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde und des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 77 S & Anhang.

https://www.io-warnemuende.de/tl_files/bio/ag-benthische-organismen/pdf/2017-10-13_AWZ-P4-Benthos-Monitoringbericht-2016-IOW-final.pdf

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

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 O_2-Mangel- und H_2S-Resistenz an marinen Evertebraten der westlichen Ostsee. Beiträge zur Meereskunde 29: 79-92.

RACHOR E, BÖNSCH R, BOOS K, GOSSELCK F, GROTJAHN 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.

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, JERMAKOVS 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.

https://doi:10.1016/j.ecolind.2015.09.046

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.

https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.038

VAN LOON WMGM, WALVOORT DJJ, VAN HOEY G, VINA-HERBON C, BLANDON A, PESCH R, SCHMITT P, SCHOLLE J, HEYER K, LAVALEYE M, PHILLIPS G, DUINEVELD GCA, BLOMQVIST M (2018) A regional benthic fauna assessment method for the Southern North Sea using Margalef diversity and reference value modelling. Ecological Indicators 89: 667-679.

ZETTLER ML, BÖNSCH R, GOSSELCK F (2001) Distribution, abundance and some population characteristics oft he Ocean Quahog Arctica islandica (Linnaeus, 1767) in the Mecklenburg Bight (Baltic Sea). J Shellf Res 20 (1): 161-169

ZETTLER ML, FRIEDLAND R, GOGINA M, DARR A (2017) Variation in benthic long-term data of transitional waters: Is interpretation more than speculation? PLoS ONE 12(4): e0175746

https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175746

10 Anhang

Tabelle 11: Liste der LRT-typischen Arten der benthischen Epifauna in den Riffen des Sylter Außenriffs und des Borkum Riffgrundes (Stand: 2017)

Sylter Außenriff	Borkum Riffgrund
Schwämme	
Halichondria panicea	*Halichondria panicea*
Porifera indet.	Porifera indet.
Hydro-Polypen	
Hydractinia echinata	*Hydractinia echinata*
Hydrozoa indet.	Hydrozoa indet.
Blumentiere	
Alcyonium digitatum	*Alcyonium digitatum*
Alcyonium glomeratum	
Metridium senile	*Metridium senile*
Sagartidae	Sagartidae
Urticina felina	
Kalkröhrenwürmer	
Pomatoceros triqueter	*Pomatoceros triqueter*
andere Borstenwürmer	
Chaetopterus variopedatus	*Chaetopterus variopedatus*
Lanice conchilega	*Lanice conchilega*
Owenia fusiformis	*Owenia fusiformis*
Pectinaria auricoma	
Seepocken	
Balanidae	
Blättermoostierchen	
Flustra spp.	*Flustra* spp.
andere Moostierchen	
Alcyonidium cf. *diaphanum*	
Bryozoa indet.	Bryozoa indet.
Electra pilosa	
	Membranipora membranacea
Manteltiere	
Ascidiacea indet. (klein, rot)	
Ascidiella aspersa	*Ascidiella aspersa*
Didemnum candidum	
	Molgula occulta
Großschnecken	
Buccinum undatum	
Crepidula fornicata	
Großkrebse	
Cancer pagurus	*Cancer pagurus*
Galathea sp.	
Hyas araneus	
Pagurus bernhardus	*Pagurus bernhardus*
Essbarer Seeigel	
Echinus esculentus	*Echinus esculentus*