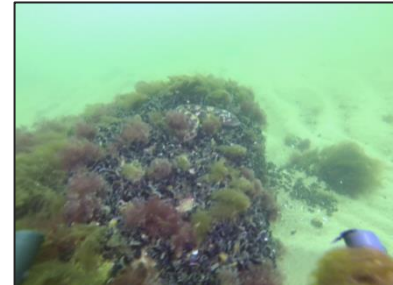


Monitoringbericht: Zustand benthischer Arten und Biotope in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord und Ostsee. Untersuchungsjahr 2013

Stand: 15.10.2014



Bearbeiter:

Erstellt im Rahmen des Projektes:

Monitoring und Bewertung des Benthos, der Lebensraumtypen/ Biotope und der Gebietsfremden Arten

(Cluster 4, Benthosmonitoring)

Fachbetreuung im BfN:

Kathrin Heinicke, Fachgebiet Meeres- und Küstennaturschutz,
Insel Vilm

Mirko Hauswirth, Fachgebiet Meeres- und Küstennaturschutz,
Insel Vilm

Impressum

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

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

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Zusammenfassung	1
Summary	2
1 Einführung.....	4
2 Methodik	7
3 Lebensraumtypen nach Anhang 2 Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie	13
3.1 1110 - Sandbänke	14
3.1.1 Atlantische Region: Nordsee	14
3.1.2 Kontinentale Region: Ostsee	24
3.2 Riffe	27
3.2.1 Atlantische Region: Nordsee	27
3.2.2 Kontinentale Region: Ostsee	37
4 Besondere Biotoptypen nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie.....	43
4.1 Einführung	43
4.2 Artenreiche Grobsubstrate und Schillgründe	43
4.2.1 Einführung.....	43
4.2.2 Atlantische Region: Nordsee	44
4.2.3 Kontinentale Region: Ostsee	44
4.3 Gemeinschaft tiefgrabender Megafauna	45
4.4 Makrophytenfluren.....	56
4.5 Schlickige Substrate in der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von <i>Arctica islandica</i>	57
5 Vorherrschende Biotoptypen nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie	59
5.1 Sande des flachen Sublittorals.....	61
5.1.1 Atlantische Region: Nordsee	61

5.1.2	Kontinentale Region: Ostsee	61
5.2	Schlickböden des flachen Sublittorals (nur Ostsee)	62
6	Gefährdete und Geschützte Arten	64
6.1	Islandmuschel <i>Arctica islandica</i>	64
6.2	Essbarer Seeigel <i>Echinus esculentus</i>	68
6.3	Europäischer Hummer <i>Homarus gammarus</i>	70
6.4	Gestutzte Klaffmuschel <i>Mya truncata</i>	72
7	Schlussfolgerungen und Ausblick	73
8	Literaturverzeichnis.....	75
9	Anhang.....	79

Abbildungsverzeichnis

	Seite
Abbildung 1: Forschungsschiffe „Elisabeth Mann-Borgese des IOW (links, Photo: IOW), „Uthörn“ des AWI (Mitte, Photo: AWI) und „Grinna“ (rechts, Photo: briesse.de).	7
Abbildung 2: Insgesamt 62 Stationen wurden im Jahr 2013 in der Ostsee untersucht.	8
Abbildung 3: Zur Erfassung der benthischen Gemeinschaften und Habitatcharakteristika wurde eine Vielzahl von Methoden eingesetzt.	11
Abbildung 4: Stationen zur Beprobung des Makrozoobenthos im FFH-Lebensraumtyp „Sandbank“ in der Deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2014.	14
Abbildung 5: nMDS-Plot zum strukturellen Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank.	15
Abbildung 6: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) (A) Artenzahl, (B) Gesamtabundanz, (C) Shannon- Diversität, (D) Äquität und (E) Gesamtbiomasse der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013. Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Anzahl der Stationen ist in den Balken von (A) angegeben. SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank.	17
Abbildung 7: Durchschnittlicher (\pm Standardabweichung) AMBI-Index der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013. Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Anzahl der Stationen ist in den Balken angegeben. SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank.	18
Abbildung 8: Durchschnittlicher (\pm Standardabweichung) (A) Korngrößenmedian und (B) Glühverlust der Sedimente des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013. Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Anzahl der Stationen ist in den Balken von (A) angegeben. SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-	

- Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank. 19
- Abbildung 9: nMDS-Plot zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank. 20
- Abbildung 10: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Epifauna im FFH-Lebensraumtyp „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013. Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Anzahl der Stationen jeweils in den Balken angegeben; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank. 21
- Abbildung 11: nMDS-Plot zum Vergleich der Mega-Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2012 und 2013; BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank. 22
- Abbildung 12: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl des Mega-Epibenthos im FFH-Lebensraumtyp „Riff“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2012 und 2013; Anzahl der Stationen jeweils in den Balken angegeben; BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank. 22
- Abbildung 13: Dendrogramm einer Clusteranalyse (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, Quadratwurzeltransformation, Verlinkung über Gruppen-Mittelwert) für die Stationen von der Oderbank aus dem Zeitraum 2009-13 (MSRLOB16 = Station MSRL-Basisaufnahme). 25
- Abbildung 14: Trend für Gesamt-Biomasse (links) und Artenzahl (rechts) in den drei Ostsee-Sandbänken. Angegeben sind Maxima, Minima und Mittelwert für die Dauerstationen. 26
- Abbildung 15: Stationen zur Beprobung des Makrozoobenthos im FFH-Lebensraumtyp „Riff“ in der Deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2014. 28
- Abbildung 16: nMDS-Plot zum Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Riff“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-

Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, SGR =
Störtebekergrund. 29

Abbildung 17: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) (A) Artenzahl, (B) Gesamtabundanz, (C) Shannon-Diversität, (D) Äquität und (E) Gesamtbiomasse der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013. Gemeinschaften mit signifikanten unterschiedlichen Artenzahlen sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Anzahl der Stationen ist in den Balken von (A) angegeben. SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, SGR = Störtebekergrund. 31

Abbildung 18: Durchschnittlicher (\pm Standardabweichung) AMBI-Index der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Riff“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013. Post-hoc Tests bestätigten die signifikanten Unterschiede zwischen den Gemeinschaften der Gebiete nicht. Die Anzahl der Stationen ist in den Balken angegeben. SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund. 32

Abbildung 19: Sedimentcharakteristika im FFH-Lebensraumtyp „Riff“: durchschnittlicher (\pm Standardabweichung) (A) Korngrößenmedian und (B) Gewichtsverlust nach Glühen als Maß für den organischen Gehalt des Sediments. SAR = Sylter Außenriff, BRG = Borkum Riffgrund; Beprobung des SAR in den Jahren 2011 bis 2013. 32

Abbildung 20: nMDS-Plot zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Riff“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, SGR = Störtebekergrund. 33

Abbildung 21: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Epifauna im FFH-Lebensraumtyp „Riff“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; Anzahl der Stationen jeweils in den Balken angegeben; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund. 34

Abbildung 22: nMDS-Plot zum Vergleich der Mega-Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Riff“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, SGR = Störtebekergrund. 35

- Abbildung 23: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Mega-Epifauna im FFH-Lebensraumtyp „Riff“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; Anzahl der Stationen jeweils in den Balken angegeben; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund. 36
- Abbildung 24: Schwerpunkt des FFH-Monitorings bildeten im aktuellen Untersuchungsjahr die westlichen Riffe in der Kieler Bucht und im Fehmarnbelt. 38
- Abbildung 25: Biomasseanteile sessiler Arten in den quantitativen Taucherproben im Fehmarnbelt. 39
- Abbildung 26: Sukzession der Hartbodengemeinschaft im Fehmarnbelt entlang der Wassertiefe. 40
- Abbildung 27: 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. 42
- Abbildung 28: Die Kiesflächen zwischen den Hartsubstraten im Fehmarnbelt (links) und die groben Mischsand-Flächen an der Darßer Schwelle (rechts) sind typische Ausprägungen des Biotoptyps in der Ostsee. 45
- Abbildung 29: Vorangegangene Nachweise der zur bohrenden Bodenmegafauna zählenden Krebsarten (A) *Callinassa subterranea*, (B) *Upogebia deltaura* und (C) *Nephrops norvegicus* in der deutschen AWZ der Nordsee (Quelle: BSH/AWI 2014; <https://www.geoseaportal.de/gdi-bsh-portal/ui>). 46
- Abbildung 30: Stationen zur Beprobung der Infaunagemeinschaften des gemäß OSPAR geschützten Bio-toptyps „Schlick mit bohrender Bodenmegafauna“ in der Deutschen AWZ der Nordsee im Jahr 2012. 47
- Abbildung 31: Dendrogramm zur Veranschaulichung der strukturellen Ähnlichkeit der anhand einer SIMPROF-Analyse identifizierten (Signifikanzniveau: 95 %) Infauna-Cluster (A - E) in dem OSPAR-Biototyp „Schlickgründe mit tiefbohrender Bodenmegafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee. 48
- Abbildung 32: Geographische Lage der anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten (Signifikanzniveau: 95 %) Infauna-Cluster (A - E) in dem OSPAR-Biototyp „Schlick mit tiefbohrender Bodenmegafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee. 48
- Abbildung 33: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) (A) Artenzahl, (B) Gesamtabundanz, (C) Shannon- Diversität, (D) Äquität und (E) Gesamtbiomasse der

Infaunagemeinschaften in den anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten Clustern des OSPAR-Biototyps „Schlick mit tiefbohrender Megafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee. Cluster C (N = 1) wurde von der Analyse ausgeschlossen. Cluster mit signifikanten Unterschieden sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Die Anzahl der Stationen ist in den Balken von (A) angegeben. 50

Abbildung 34: Durchschnittlicher (\pm Standardabweichung) AMBI-Index der Infaunagemeinschaften in den anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten Clustern des OSPAR-Biototyps „Schlick mit tiefbohrender Megafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee. Cluster C (N = 1) wurde von der Analyse ausgeschlossen. Cluster mit signifikanten Unterschieden sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Die Anzahl der Stationen ist in den Balken von (A) angegeben. 51

Abbildung 35: Durchschnittlicher (\pm Standardabweichung) (A) Korngrößenmedian und (B) Glühverlust des Sediments an den Stationen der anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten Cluster des OSPAR-Biototyps „Schlick mit tiefbohrender Megafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee. Cluster F (N = 1) wurde von der Analyse ausgeschlossen. Cluster mit signifikant unterschiedlichem Korngrößenmedian sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Die Anzahl der Stationen ist in den Balken von (A) angegeben. 51

Abbildung 36: Dendrogramm zur Veranschaulichung der strukturellen Ähnlichkeit der anhand einer SIMPROF-Analyse (basierend auf presence/absence-Daten) identifizierten (Signifikanzniveau: 95 %) Epifauna-Cluster (A - C) in dem OSPAR-Biototyp „Schlickgründe mit tiefbohrender Megafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee. 52

Abbildung 37: Geographische Lage der anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten (Signifikanzniveau: 95 %) Epifauna-Cluster (A & B, Station DBD19) in dem OSPAR-Biototyp „Schlick mit tiefbohrender Megafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee. 53

Abbildung 38: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Epifauna in den anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten Clustern des OSPAR-Biototyps „Schlick mit tiefbohrender Megafauna“; Anzahl der Stationen jeweils in den Balken angegeben. 53

Abbildung 39: Dendrogramm zur Veranschaulichung der strukturellen Ähnlichkeit der anhand einer SIMPROF-Analyse (basierend auf presence/absence-Daten) identifizierten (Signifikanzniveau: 95 %) Mega-Epifauna-Cluster (A & B, Stationen HR14 & SAR101) in

dem OSPAR-Biototyp „Schlickgründe mit tiefbohrender Megafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee.	54
Abbildung 40: Geographische Lage der anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten (Signifikanzniveau: 95 %) Mega-Epifauna-Cluster (A - D) in dem OSPAR-Biototyp „Schlick mit tiefbohrender Megafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee.	55
Abbildung 41: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Mega-Epifauna in den anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten Clustern des OSPAR-Biototyps „Schlick mit tiefbohrender Megafauna“; Anzahl der Stationen jeweils in den Balken angegeben.	55
Abbildung 42: Mittlere Dauer des saisonalen Sauerstoffmangels im Bereich der Mecklenburger Bucht im Zeitraum 2000-10 sowie Lage der Stationen des aktuellen Messnetzes im BLMP.	58
Abbildung 43: Mittlere Dauer des saisonalen Sauerstoffmangels im Bereich der Mecklenburger Bucht im Zeitraum 2000-10 sowie Lage der Stationen des aktuellen Messnetzes im BLMP.	59
Abbildung 44: Verbreitung des vorherrschenden Substrates „Sand“ in der deutschen Ostsee.	62
Abbildung 45: Verbreitung des vorherrschenden Substrates „Schlick“ in der deutschen Ostsee.	63
Abbildung 46: Frühere Nachweise von <i>Arctica islandica</i> in der deutschen AWZ der Nordsee (Quelle: BSH/AWI 2014; https://www.geoseaportal.de/gdi-bsh-portal/ui).	65
Abbildung 47: Stationen zur Erfassung der Populationsstruktur der Art <i>Arctica islandica</i> in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2012 und 2013.	66
Abbildung 48: Funde juveniler <i>Arctica islandica</i> in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013.	67
Abbildung 49: Vorkommen des Seeigels <i>Echinus esculentus</i> auf Riffstrukturen in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013.	68
Abbildung 50: Größenverteilung (Durchmesser) des Seeigels <i>Echinus esculentus</i> in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011, 2012 und 2013 sowie über den gesamten Untersuchungszeitraum integriert.	70
Abbildung 51: Vorkommen von <i>Homarus gammarus</i> in Wracks in der AWZ der Nordsee.	71
Abbildung 52: Aktuelle Nachweise der Abgestutzten Klaffmuschel <i>Mya truncata</i> zwischen Kieler Bucht und Kadetrinne.	73

Tabellenverzeichnis

	Seite
Tabelle 1: Übersicht der in der deutschen AWZ (potenziell) vorkommenden besonderen Biototypen nach MSRL, deren Ableitung aus den Richtlinien sowie das dazu gehörige Kapitel in diesem Bericht.	5
Tabelle 2: Übersicht der in der AWZ (potenziell) vorkommenden geschützten Arten, Herkunft des Schutzstatus sowie das dazu gehörige Kapitel in diesem Bericht.	6
Tabelle 3: Verteilung der realisierten Stationen auf die Biototypen.	8
Tabelle 4: R-Werte der ANOSIM zum Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank, signifikant ($p < 0,05$) unterschiedliche Gemeinschaften sind farblich markiert.	16
Tabelle 5: R-Werte der ANOSIM zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank; signifikant ($p < 0,05$) unterschiedliche Gemeinschaften sind farblich markiert.	20
Tabelle 6: R-Werte der ANOSIM zum Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Riff“ in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, SGR = Störtebekergrund; signifikant ($p < 0,05$) unterschiedliche Gemeinschaften sind farblich markiert.	29
Tabelle 7: R-Werte der ANOSIM zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Riff“ in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, SGR = Störtebekergrund; signifikant ($p < 0,05$) unterschiedliche Gemeinschaften sind farblich markiert.	34
Tabelle 8: R-Werte der ANOSIM zum Vergleich der Mega-Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Riff“ in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, SGR =	

Störtebekergrund; signifikant ($p < 0,05$) unterschiedliche Gemeinschaften sind farblich markiert.	35
Tabelle 9: Charakterarten-Liste für Sandbänke Nordsee: Sylter Außenriff und Borkum Riffgrund (Stand: 2012).....	79
Tabelle 10: Charakterarten-Liste für Sandbänke Nordsee: Doggerbank (Stand: 2014).....	80
Tabelle 11: Charakterarten-Liste für Riffe Nordsee (Stand: 2012)	80
Tabelle 12: Charakterarten-Liste für westliche Sandbänke Ostsee (Fehmarnbelt, Stand: 2014)	82
Tabelle 13: Charakterarten-Liste für östliche Sandbänke Ostsee (Adlergrund, Oderbank, Stand: 2014).....	83
Tabelle 14: Charakterarten-Liste für westliche Riffe Ostsee (Kieler Bucht, Fehmarnbelt, Stand: 2009).....	83
Tabelle 15: Charakterarten-Liste für mittlere Riffe Ostsee (Kadetrinne, Stand: 2009)	85
Tabelle 16: Charakterarten-Liste für östliche Riffe Ostsee (Adlergrund, westliche Rönnebank, Stand: 2014))	86

Abkürzungsverzeichnis

AWI	Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone
BALCOSIS	Baltic ALgae COmmunity analySIs System
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BLMP	Bund-Länder-Messprogramm
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BQI	Benthic Quality Index
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
CTD	Automatische Messsonde für Leitfähigkeit (Salzgehalt), Dichte und Temperatur
ELBO	Entwicklung von Leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL
EU	Europäische Union
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, (Richtlinie 92/43/EWG)
HELCOM	Helsinki Kommission zum Schutz der Ostsee
HUB	HELCOM Underwater Biotope and Habitat Classification System
IOW	Leibniz Institut für Ostseeforschung Warnemünde
LRT	Lebensraumtyp nach FFH-Richtlinie
MSRL	Marine Strategie Rahmenrichtlinie (Richtlinie 2008/56/EG)
nMDS	nicht-metrische multidimensionale Skalierung
OSPAR	Oslo-Paris Konvention
SAR	Sylter Außenriff
StUK	Standarduntersuchungskonzept des BSH zur Bestimmung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt
UW	Unterwasser-
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie der EU (Richtlinie 2000/60/EG)

Zusammenfassung

Die benthischen Lebensräume und deren Gemeinschaften sind wichtige Elemente des marinen Ökosystems und gute Anzeiger für den Zustand der Meere. Daher werden sie in den relevanten europäischen Richtlinien (FFH-RL, MSRL) sowie bei den regionalen Meereskonventionen zur Bewertung des Umweltzustands herangezogen. Biotope und Arten von besonderer Bedeutung sind nach BNatSchG geschützt. Die Erfassung und Zustandsüberwachung (Monitoring) der FFH-Lebensraumtypen, der besonderen und vorherrschenden Biotoptypen nach MSRL sowie der geschützten Arten nach BNatSchG obliegt in der ausschließlichen Wirtschaftszone dem Bundesamt für Naturschutz als Vertreter des Bundes.

Im Rahmen des Projektes wurden für die Nordsee existierende Vorschläge für ein kontinuierliches Benthosmonitoring für die FFH-Lebensraumtypen „Sandbank“ und „Riff“ getestet, modifiziert und erstmalig umgesetzt. Mit der Aufnahme der Sandbank auf der Doggerbank und den sich nordwestlich anschließenden Hanglagen wurde die Basisaufnahme der FFH-LRT in der Nordsee im Jahr 2013 abgeschlossen. Ferner wurde das Monitoringkonzept auf weitere Biotoptypen ausgeweitet und geeignete Monitoringstandorte identifiziert, um den MSRL-Berichtspflichten hinsichtlich geschützter Arten und Biotoptypen nach OSPAR und BNatSchG gerecht zu werden. Für Lebensraum- bzw. Biotoptypen konnten anhand eines multimetrischen Indexes bereits eine wenn auch nur geringfügige Grundbelastung identifiziert werden. Diese wurde angesichts der großflächigen mechanischen Beeinträchtigung durch grundberührende Schleppnetzfisherei auf der Basis von Experteneinschätzung korrigiert (Verschlechterung). Ferner war die Population der nach OSPAR geschützten Art *A. islandica* in einem Zustand, der die Fähigkeit zur Selbsterhaltung zumindest fraglich erscheinen lässt. Mit der vorliegenden Studie wurde ein langfristiges Monitoring initiiert und somit ein Referenzzustand beschrieben, der die Identifizierung zukünftiger Variationen ermöglichen wird. Für die nach MSRL definierten vorherrschenden und besonderen Biotoptypen müssen weitere Beprobungsstandorte anhand der zeitgleich erfolgenden Biotopkartierung identifiziert werden, um auch diese Biotoptypen repräsentativ erfassen zu können.

In der Ostsee lag der Schwerpunkt des FFH-Monitorings im Jahr 2013 auf den westlichen Riffen in der Kieler Bucht und im Fehmarnbelt. Die besonderen (Grobsubstrate) und vorherrschenden Biotoptypen (Sande, Schlicke) wurden nur am Rande erfasst. Neu hinzugekommen ist im vergangenen Jahr durch die Veröffentlichung der neuen Roten Liste gefährdeter Biotoptypen der Ostsee der besondere Biotoptyp „aphotische Schlicksubstrate der Ostsee dominiert von *Arctica islandica*“. Die FFH-LRT zeigten keine Zustandsveränderungen gegenüber dem für den Berichtszeitraum 2007-12 (unter Verwendung der Daten bis 2011) getätigten Bewertungen. Eine Trendabschätzung

ist aufgrund der Kürze der Zeitreihe (Daten ab 2009) nicht möglich. Für die vorherrschenden und besonderen Biotoptypen nach MSRL liegen noch keine Bewertungskonzepte vor.

Das Monitoringkonzept wird im kommenden Jahr bedeutend weiterentwickelt werden. Es ist jedoch abzusehen, dass für einzelne schwer erfassbare besondere Biotoptypen (Makrophytenfluren, Grobsubstrate/Schill, Grabende Megafauna) weitere Anpassungen noch nach 2015 erfolgen müssen, da eine belastbare Datendichte bis zu diesem Zeitpunkt kaum erreichbar sein wird.

Summary

Benthic habitats and communities are important elements of the marine ecosystem and suitable proxies for the assessment of the environmental status. They are therefore used to evaluate the environmental status according to relevant European directives (Habitats Directive, MSFD) and regional conventions. Biotopes and species of particular importance are protected by the German Federal nature conservation law (BNatSchG). The Federal agency for nature conservation (BfN) as a representative of the state, is in charge of the assessment and monitoring of the habitat types, the special and predominant biotope types according to the MSFD and the species protected by federal law in the Exclusive Economic Zone.

Within the last three years, a monitoring concept for the habitats “sandbank” and “reefs” was developed and tested for the North Sea. The basic investigations were finalized in 2013 by sampling the sandbank in the MPA “Doggerbank” and adjacent areas. Additionally, the concept was expanded and now covers both special and predominant habitats in accordance with the MSFD. However, basic investigations still have to be completed for most habitat types in the North Sea.

The ecological state of the habitats was assessed using the M-AMBI as a widespread multimetric index. Almost all assessed habitats were classified as “slightly disturbed”. However, as the German Bight is known to be heavily impacted by bottom-trawling and the M-AMBI is known to be rather insensitive to this pressure, the ecological status was downgraded by expert judgment.

In addition to the habitats assessment, also some threatened species have to be assessed in the North Sea. The ocean quahog *Arctica islandica* is protected by OSPAR convention. The investigations in 2012 and 2013 have shown that the population of this species in the German Bight mainly consists of juveniles. It is very unlikely that the population is reproductive. Therefore, the state of this population does not reach the good environmental status. Opposite to that, different length class were found of the edible sea urchin *Echinus esculentus* on hard bottoms of the “Sylter

Aussenriff" and the "Borkum Riffgrund". Although the true population structure remains unclear, the population is very likely to be reproductive and might reach the good environmental state.

In 2013, the monitoring on behalf of the Habitats Directive focussed in the Baltic Sea on the reefs in Kiel Bay and the Fehmarnbelt. Special (coarse substrates) and predominant biotope types were assessed only marginally. As a consequence of the publication of the new HELCOM red list for threatened biotopes, the biotope type "Muddy substrates of the Baltic Sea in the aphotic zone dominated by the ocean quahog *Arctica islandica*" was added to the list of special habitats according to MSFD. The HD-habitat types did not show any change in ecological status in comparison with the assessment for the reporting phase 2007-2012 (based on 2011 data). The detection of trends is up to now impossible due to the short range of the time series (data available since 2009). No evaluation concepts are currently available for the predominant and special biotope types. However, the monitoring concept will be developed or updated for most of the biotopes within the next two years.

1 Einführung

Die Biotope und Lebensräume des Meeresbodens (Benthos) sind Zielgrößen zum Erhalt der natürlichen Vielfalt und wesentliche Bewertungselemente für den ökologischen Zustand der Meere in mehreren europäischen Richtlinien und regionalen Meereskonventionen. Die Bundesrepublik Deutschland ist daher verpflichtet, den Zustand der benthischen Lebensräume in ihren Hoheitsgewässern regelmäßig zu erfassen und zu bewerten. In der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) obliegt die Durchführung bzw. die Gewährleistung der ordnungsgemäßen Umsetzung des Monitorings dem Bundesamt für Naturschutz (BfN).

Eine der wesentlichen Richtlinien ist die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, Richtlinie 92/43/EWG). Neben Meeressäugern, speziellen Meeres- und Rastvogel-Arten sowie Fischen bilden die Lebensraumtypen (LRT) und deren Lebensgemeinschaften wesentliche Aspekte im Schutzkonzept der FFH-Richtlinie im marinen Milieu. Sowohl in der Nordsee als auch in der Ostsee treten in der AWZ die LRT „Sandbank“ (1110) und „Riff“ (1170) auf. Die Vorarbeiten zur Aufnahme des Monitorings starteten in der Ostsee im Jahr 2009 (IOW 2009) und in der Nordsee im Jahr 2011 (IOW & AWI 2012a). Wesentliche Komponenten in der Bewertung der FFH-LRT sind den Vorgaben der Richtlinie folgend das Vorhandensein des charakteristischen Arteninventars und der Zustand der Habitatstrukturen. Die Bewertung der Komponente der anthropogenen Belastungen ist dagegen nicht Gegenstand des Monitorings.

Die zweite bedeutende Richtlinie ist die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL, Richtlinie 2008/56/EG), deren Ziele Schutz und Erhaltung der Meeresumwelt als Ganzes sind. Die Beschreibung des Umweltzustandes erfolgt dabei über verschiedene Ökosystemparameter (z.B. Nahrungsnetze, Biodiversität) oder Stressoren (Eutrophierung, Vermüllung, ...), die als „Deskriptoren“ zusammengefasst werden. Anders als in der FFH-Richtlinie werden Lebensräume dabei nicht als Umweltparameter definiert, sondern gehen in die Bewertung über die Deskriptoren 1 (Biodiversität) und 6 (Unversehrtheit des Meeresbodens) ein. Dabei unterscheidet die MSRL in vorherrschende (predominant) und besondere (special) Biotoptypen. Während die vorherrschenden Biotoptypen die flächenmäßig häufigsten Lebensräume darstellen, werden unter den besonderen Biotoptypen diejenigen verstanden, deren besondere Bedeutung durch das Gemeinschaftsrecht (z.B. FFH-RL), durch regionale Übereinkommen (OSPAR, HELCOM) oder nationales Recht (BNatSchG) bereits anerkannt ist. Dabei heben die unterschiedlichen Richtlinien oftmals die Bedeutung ähnlicher Habitats hervor. Nomenklatur und Definitionen der daraus abgeleiteten Biotoptypen divergieren jedoch zumeist. So werden die Grobsubstrate und Schillgründe sowohl nach HELCOM als auch nach BNatSchG als schützenswert hervorgehoben, HELCOM trennt aber anders als das BNatSchG in biogen dominierte Substrate (Schillgründe) und geogene Substrate. Neu hinzugekommen ist durch die Veröffentlichung der HELCOM Red List of Baltic Sea underwater bioto-

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

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

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

Die vorherrschenden Biotoptypen leiten sich von den flächenmäßig verbreitetsten Substrattypen ab. Während Fein- und Mittelsande sowohl in Nord- als auch in der Ostsee zu den dominanten Substraten zählen, sind Schlickböden in der AWZ in der Nordsee nicht vorherrschend:

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

Die MSRL sieht eine Bewertung sowohl der besonderen als auch der vorherrschenden Biotoptypen mittels Indikatoren vor. Die Indikatoren sollen spezifisch selektierte Komponenten des Biotops bzw. der assoziierten Gemeinschaft bewerten und nach Möglichkeit auch Stressoren-bezogen sein. Die Indikatoren befinden sich derzeit in nationalen oder internationalen Expertengruppen (OSPAR, HELCOM) in der Entwicklung und stehen somit nur begrenzt für einen Praxistest zur Verfügung.

Neben den Lebensräumen und Biotoptypen stehen auch einige Wirbellosen-Arten des Meeresbodens unter Schutz bzw. unter besonderer Beobachtung durch die Meereskonventionen. Die Zahl dieser Arten ist im Vergleich zu Vögeln oder terrestrischen Insekten ausgesprochen gering und wird noch einmal dadurch reduziert, dass viele Arten natürlicherweise nicht in der AWZ von Nord- und Ostsee vorkommen, etwa die nach BNatSchG geschützten Arten *Nucella lapillus* und *Crossaster papposus*. 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.

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

geschützte Art	Trivialname	BNatSchG	OSPAR	HELCOM	Kapitel
<i>Echinus esculentus</i>	Essbarer Seeigel	x			6.2
<i>Homarus gammarus</i>	Europäischer Hummer	x			6.3
<i>Arctica islandica</i>	Islandmuschel		x		6.1
<i>Mya truncata</i>	Abgestutzte Klaffmuschel			x	6.4

Der vorliegende Bericht bezieht sich auf das Untersuchungsjahr 2013. Da sich das integrative Monitoringkonzept sowie die meisten Bewertungssysteme noch in der Entwicklung befinden, stellt der vorliegende Bericht zudem das Resümee der Basisaufnahme für einige Biotoptypen in der Nordsee dar.

2 Methodik

2.1 Probenahme auf See

Die schiffsgestützten Untersuchungen erfolgten in der Ostsee von Bord des Forschungsschiffs „Elisabeth Mann-Borgese“ (Abbildung 1) im Zeitraum 09.-14.04.2013. Schwerpunkt der Untersuchungen waren im Jahr 2013 die Riffe im Bereich Kieler Bucht und im Schutzgebiet „Fehmarnbelt“. Zur erstmaligen gezielten Erfassung der epibenthischen Hartbodengemeinschaften wurden im Fehmarnbelt 8 Stationen mittels Taucher untersucht. Darüber hinaus wurde die Basisaufnahme der vorherrschenden Biotoptypen und des besonderen Biototyps „artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ fortgesetzt (Abbildung 2, Tabelle 3). Insgesamt wurden 62 Stationen, darunter 8 mittels Taucher, untersucht.

In der Nordsee lag der Schwerpunkt auf dem Schutzgebiet „Doggerbank“ und dem sich nordwestlich davon anschließenden Seegebiet (FFH-LRT Sandbank, 25 Stationen, Tabelle 3). Gleichzeitig diente diese Untersuchung der Erstaufnahme der OSPAR-Art *Arctica islandica* in diesem Gebiet. Weiterhin wurden im Sylter Außenriff (SAR) 15 Stationen aufgenommen, um die Lage der Riffvorkommen zu präzisieren, die im vorausgegangenen Jahr verfehlt worden waren. Die Untersuchungen wurden in zwei separaten Expeditionen mit dem R/V „Uthörn“ (27.07.-01.08.2013) sowie auf der „Grinna“ am 21.-26.09.2013 durchgeführt.



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

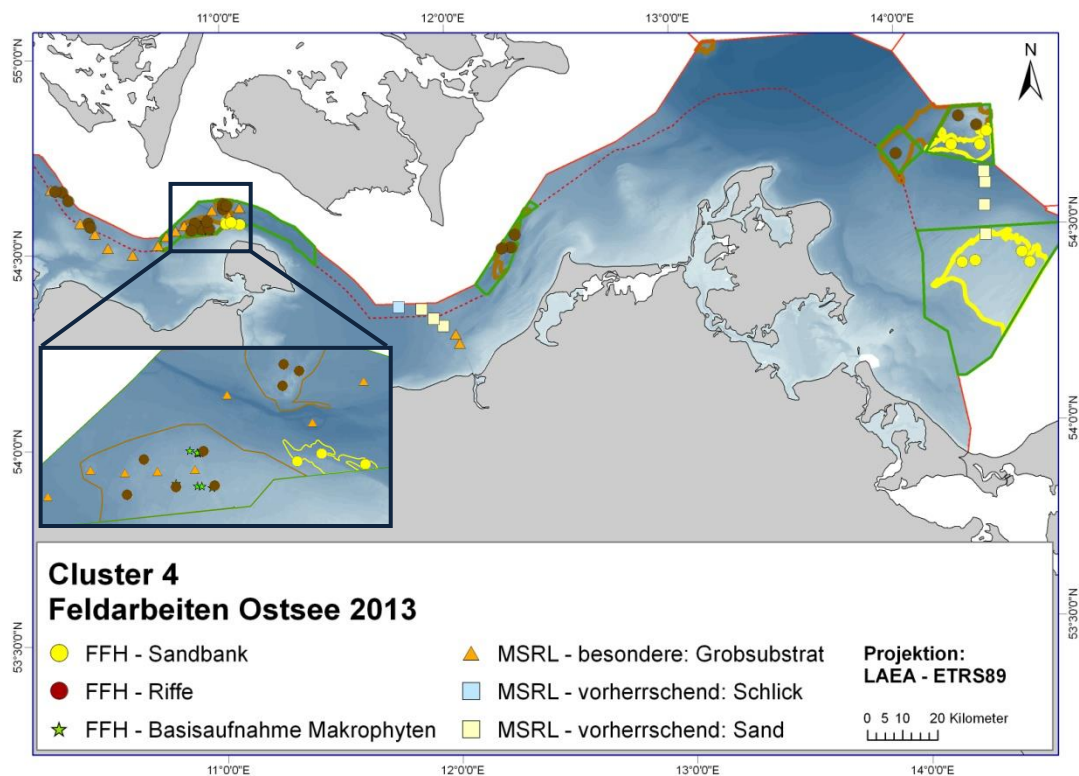


Abbildung 2: Insgesamt 62 Stationen wurden im Jahr 2013 in der Ostsee untersucht.

Tabelle 3: Verteilung der realisierten Stationen auf die Biotoptypen.

Lebensraum/Biototyp	Nordsee	Ostsee
Riffe	15	19
Riffe - Phytalaspekt	-	8
Sandbank	25 (+Zielart: <i>Arctica</i>)	10
Grobsubstrate / Schill	0	17
Schlickgründe mit grabender Megafauna	0	-
Vorherrschende Feinsande	0	7
Vorherrschende Schlicksubstrate	-	1

-: nicht relevant für das Seegebiet

Untersuchungsaufwand und eingesetzte Technik orientierten sich in beiden Seegebieten an den Vorgaben des StUK 3 und den Empfehlungen des BLMP (Abbildung 3).

Die Aufnahme der Infauna-Gemeinschaften erfolgte mit van-Veen-Greifern (0,1m², 70-90 kg). An jeder Station wurden vier Hols durchgeführt: drei für die Bestimmung der endobenthischen Besiedlung und einer als Sedimenthol. Für alle Stationen wurden Korngrößenverteilung und organischer Gehalt (ausgedrückt als Glühverlust der Trockenmasse) ermittelt. Da insbesondere in den Riffgebieten mit sehr heterogenen Sedimenten zu rechnen war, erfolgte vor Ort für jeden Greifer eine Grobansprache des Substrats. Die Infauna-Proben wurden über einer Maschenweite von 1 mm gesiebt und die Tiere zusammen mit dem verbleibenden Substrat in 4%-igem Formalin-Seewasser-Gemisch fixiert. 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 Sieb gegossen. Nach wiederholter Suspension wurde das Sediment optisch und taktil nach verbliebenen Organismen untersucht.

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

Auf jeder Station wurde eine geschleppte Unterwasservideokamera eingesetzt, um einen visuellen Eindruck von den generellen Biotopeigenschaften zu erhalten. Bei einer Schleppgeschwindigkeit von 0,5 bis 1,0 kn wurde die Kamera möglichst flach über dem Grund geschleppt. Die Schleppdauer betrug mindestens fünf Minuten, wurde aber bei Bedarf beliebig ausgedehnt. Die Videoaufnahmen wurden auf digitalen Datenträgern gespeichert. Am Bildschirm wurden die Videos qualitativ hinsichtlich des Vorkommens (presence) identifizierbarer Organismen der Epifauna und Flora (Ostsee) sowie Habitatstrukturen analysiert. In der Nordsee war es aufgrund schlechter Sichtverhältnisse wiederholt nicht möglich, verwertbare Videos zu erstellen, so dass für einige Stationen keine Videos vorliegen.

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

Neben den etablierten Monitoring-Programmen des Makrozoobenthos in FFH-Schutzgebieten fehlt es an geeigneten Verfahren zur detaillierten Erfassung und Zustandsbewertung von marinen Makrophytenbeständen. Während für innere und äußere Küstengewässern der Ostsee im Rahmen der Wasserrahmen-Richtlinie (WRRL) bereits Bewertungssysteme zur ökologischen Zustandseinschätzung entwickelt wurden (ELBO: Schubert et al. 2003; BALCOSIS: Fürhaupter & Meyer 2009), sind die Makrophytenvorkommen in FFH-Gebieten der deutschen AWZ bisher lediglich als Begleitparameter registriert worden (IOW & AWI 2012a). Bestehende Verfahren für Küstengewässer lassen sich aufgrund der unterschiedlichen Bathymetrie und Artenzusammensetzung nicht oder nur bedingt auf die Schutzgebiete in der AWZ übertragen. Folgende Methoden wurden während der Ausfahrt auf ihre Anwendbarkeit hin überprüft und dienten gleichzeitig einer generellen Basisaufnahme der Makrophytendiversität, des Bedeckungsgrads und der vorherrschenden Biomasseverhältnisse: UW-Video, Fotografie, Beprobung per Sammelrahmen. An acht Positionen wurden Taucher für eine gezielte Aufnahme der Hartboden-Gemeinschaft mittels Fotoapparat (Bedeckungsgrad) und Sammelrahmen (je 3 Parallelen, Artenzusammensetzung und Biomasse) eingesetzt.



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

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

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

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

2.2 Datenanalyse

Für die Biototypen der Nordsee wurden alle Analysen für Infauna, Epifauna (Dredge-Daten) und Mega-Epifauna (Video) getrennt durchgeführt. In der Ostsee ist eine separate Auswertung epibenthischer Organismen nicht sinnvoll. Die dort aufgeführten Ergebnisse beziehen sich – wenn nicht anders angegeben – auf die Infauna-Untersuchungen.

Die strukturelle Ähnlichkeit der jeweiligen Gemeinschaften der Gebiete wurde in nMDS-Plots oder als Dendrogramm einer Clusteranalyse basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit visualisiert. Eine Analysis of Similarity (ANOSIM), ebenfalls basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit, wurde zum multivariaten Vergleich der Gemeinschaften unterschiedlicher Gebiete durchgeführt. Auf die Proben aus der Beprobung des OSPAR-Biototyps „Schlickgründe mit tiefbohrender Bodenmegafauna“ wurde eine SIMPROF-Analyse (basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit) mit 999 Permutationen angewendet, um Cluster unterschiedlicher Struktur der Benthosgemeinschaften auf der Basis des 95 %igen Konfidenzintervalls zu identifizieren. Die strukturelle Ähnlichkeit der Gemeinschaften der identifizierten Cluster wurde anschließend ebenfalls in nMDS-Plots visualisiert. Während die Analysen der Infauna-Daten unter Einbeziehung der Abundanz erfolgte, wurden die entsprechenden Analysen für die Epifauna und die Mega-Epifauna mit presence/absence-Daten durchgeführt.

Die Gemeinschaften jedes Gebietes wurden zusätzlich anhand univariater Gemeinschaftsdeskriptoren wie Artenvielfalt (Anzahl der Taxa), Gesamtabundanz, Shannon-Diversität, Äquität und Gesamtbiomasse beschrieben. Ferner wurde auf der Basis der Daten zur Infauna in der Nordsee der AMBI-Index als ein Maß der anthropogenen Störung berechnet (Borja et al. 2000). Da für die Epifauna und die Mega-Epifauna keine Abundanzdaten zur Verfügung standen, wurden diese Gemeinschaften ausschließlich anhand der Artenvielfalt beschrieben. Die univariaten Parameter wurden anhand von Varianzanalysen (ANOVA) auf Variationen zwischen den Gebieten bzw. Clustern getestet. Zuvor wurden die Daten mit Hilfe des Bartlett's Tests auf Varianzhomogenität getestet. Waren die Varianzen nicht homogen, so wurde statt einer parametrischen ANOVA ein nicht-parametrischer Kruskal-Wallis-Test durchgeführt. War der Stichprobenumfang einer Gruppe zu gering für den Test auf Varianzhomogenität, so wurde diese optisch durch den Vergleich der Standardabweichungen beurteilt. Im Zweifelsfall wurde ein nicht-parametrisches Testverfahren angewendet. Im Falle eines signifikanten Testergebnisses wurden die Wertegruppen aller Gebiete gegeneinander mit Hilfe des Tukey multiple comparisons Test (parametrisch) bzw. des Dunn's Test (nicht-parametrisch) verglichen.

Wurden nur zwei Gebiete bzw. Cluster miteinander verglichen, so wurde ein t-Test anstatt einer ANOVA durchgeführt. Allen Testverfahren lag das 95 %ige Konfidenzintervall zugrunde.

3 Lebensraumtypen nach Anhang 2 Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie

Im Rahmen 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 nach der FFH-Richtlinie ausgewiesene Sandbankflächen im Borkum Riffgrund, im Sylter Außenriff (Amrumbank) und in dem Teil der Doggerbank, der zur deutschen AWZ gehört. Die Riffe der Nordsee liegen im Borkum Riffgrund und im Sylter Außenriff. In der Ostsee finden sich die Sandbänke im Fehmarnbelt (Megarippelfeld), auf dem Adlergrund und auf der Oderbank. Riffflächen sind breiter verteilt und finden sich in der Kieler Bucht, im Fehmarnbelt, in der Kadetrinne, am Kriegers Flak und auf dem Adlergrund. Bewertungskomponenten im Monitoring sind entsprechend der Vorgaben der FFH-RL die Ausstattung mit lebensraumtypischen Arten und der Zustand der Habitatstrukturen. Basis für die Festlegung der Monitoringstationen waren die Vorschläge aus NEHLS et al. (2008).

Bedingt durch die unterschiedlichen Gegebenheiten unterscheiden sich die Monitoringansätze zwischen den beiden Seegebieten. Aufgrund der räumlichen Distanzen zwischen den einzelnen Schutzgebieten werden die drei Flächen in der Nordsee (Doggerbank, Sylter Außenriff, Borkum Riffgrund) im Turnus von drei Jahren je zweimal pro Berichtszeitraum vollständig aufgenommen. Das Monitoring wurde 2011 mit dem Sylter Außenriff (inklusive Amrumbank) gestartet, im Jahr 2012 erfolgte die erste Aufnahme des Borkum Riffgrunds. Im aktuellen Berichtsjahr 2013 wurde erstmals die Doggerbank aufgenommen. Da es sich bei den aktuellen Untersuchungen noch um die Basisaufnahme handelt, liegt noch kein endgültiger Bewertungsentwurf für die Nordsee vor.

In der Ostsee sind die Distanzen zwischen den zu untersuchenden Flächen deutlich geringer. Gleichzeitig macht die große interannuelle Variabilität eine jährliche Untersuchung der Flächen notwendig, um anthropogen bedingte von natürlichen Veränderungen unterscheiden zu können. Analogieschlüsse von einer Fläche auf eine andere sind aufgrund der unterschiedlichen Wirkfaktoren (z.B. Salzwasserzustrom, Sauerstoffmangel) nicht möglich. Daher werden alle drei Sandbänke und Riffgebiete mit jeweils 3-4 Dauerstationen aufgenommen. Zusätzlich erfolgt einmal im Berichtszeitraum eine vollständige Aufnahme einer Fläche mit einem Aufwand von 10 bis 15 (Oderbank) Stationen. Im aktuellen Untersuchungsjahr lag der Schwerpunkt der Untersuchungen auf den westlichen Riffen in der Kieler Bucht und im Fehmarnbelt.

3.1 1110 - Sandbänke

3.1.1 Atlantische Region: Nordsee

NEHLS et al. (2008) schlagen eine einmalige Beprobung jeder Sandbank pro Berichtszeitraum vor. Abweichend von diesem Vorschlag soll im Rahmen dieses Monitorings jede Sandbank zweimal pro Berichtszeitraum beprobt werden. Entsprechend wurde die Amrumbank im FFH-Gebiet „Sylter Außenriff“ in den Jahren 2011 und 2014 beprobt, Borkum Riffgrund im Jahr 2012 und die Doggerbank im Jahr 2013 (Abbildung 4). Zusätzlich zu den von NEHLS et al. (2008) vorgeschlagenen Sandbank-Stationen wurde der Bereich der deutschen AWZ nördlich des FFH-Gebiets „Doggerbank“ als Sandbank ausgewiesen und folglich in das Monitoring aufgenommen. Im Jahr 2013 wurde dieses Gebiet auf zehn gleichmäßig über das Gebiet verteilten Stationen beprobt (Abbildung 4).

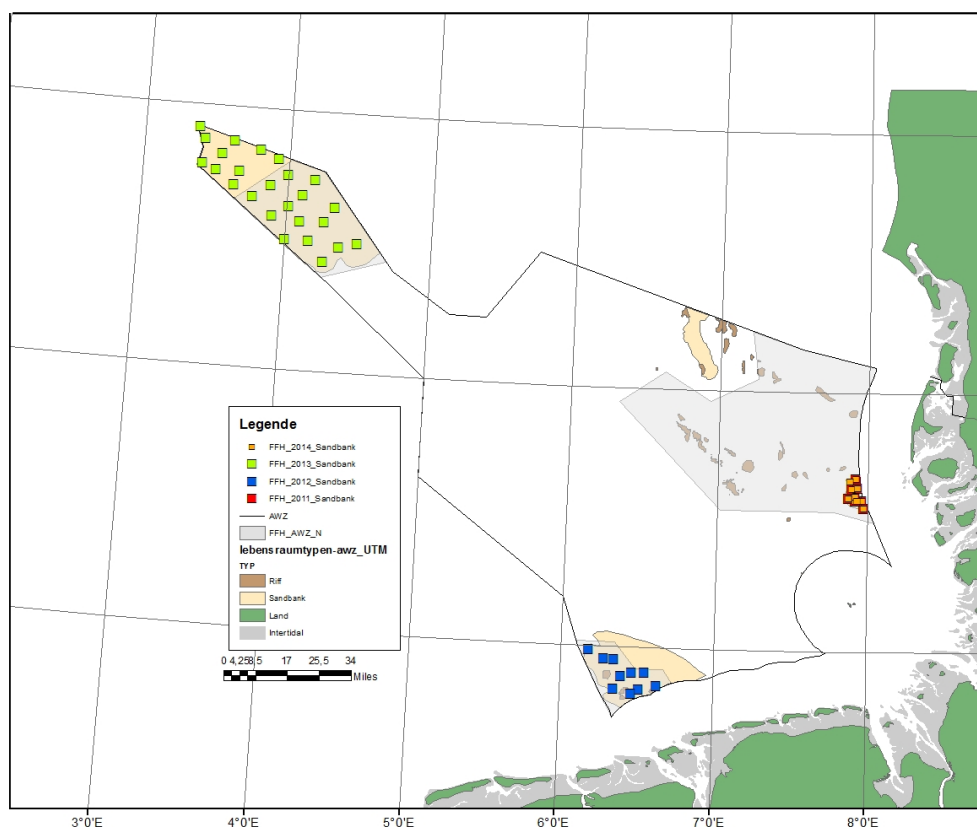


Abbildung 4: Stationen zur Beprobung des Makrozoobenthos im FFH-Lebensraumtyp „Sandbank“ in der Deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2014.

Die Struktur der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ variierte deutlich zwischen den Gebieten. Der nMDS-Plot zeigt zwei geographische Hauptgruppen auf: die Sandbänke der FFH-Schutzgebiete „Sylter Außenriff“ (SAR 2011) und „Borkum Riffgrund“ (BRG 2012) einerseits sowie das FFH-Schutzgebiet „Doggerbank“ (DGB 2013) und das Sandbankgebiet nördlich davon (DGB-N 2013) andererseits (Abbildung 5). Auch innerhalb dieser beiden Hauptgruppen unterscheiden sich die Infaunagemeinschaften der jeweiligen Gebiete signifikant voneinander, was aus der klaren Trennung der jeweiligen Cluster in dem nMDS-Plot ersichtlich wird. Die größere Streuung der Gebiete SAR 2011 und BRG 2012 deutet auf eine höhere strukturelle Heterogenität der Infaunagemeinschaften in diesen Gebieten hin.

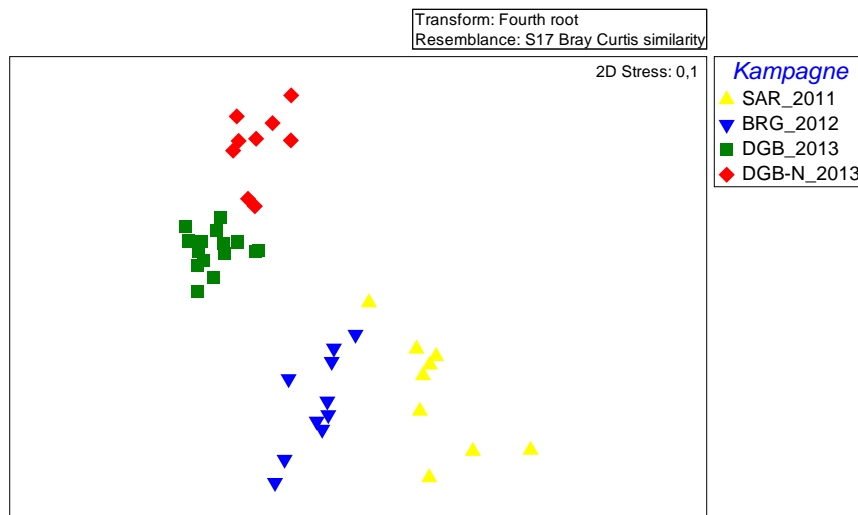


Abbildung 5: nMDS-Plot zum strukturellen Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank.

R-Werte der ANOSIM um $R = 1$ bestätigen die nahezu vollständige strukturelle Trennung der Gemeinschaften beider Hauptgruppen (Tabelle 4). Die gute Trennung der Gemeinschaften in SAR 2011 und BRG 2012 ($R = 0,67$) könnte auf räumliche und zeitliche Variation zurückzuführen sein, da beide Gebiete in unterschiedlichen Jahren beprobt wurden. Die beiden Gemeinschaften im Bereich der Doggerbank wurden hingegen zeitgleich beprobt, so dass die klare Trennung ($R = 0,86$) strukturell klar unterscheidbare Infaunagemeinschaften in den benachbarten Bereichen der

Doggerbank aufzeigt. Die Unterschiede zwischen den Gemeinschaften waren statistisch stets signifikant.

Tabelle 4: R-Werte der ANOSIM zum Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank, signifikant ($p < 0,05$) unterschiedliche Gemeinschaften sind farblich markiert.

	BRG_2012	DGB_2013	DGB-N_2013
SAR_2011	0,67	0,99	1,00
BRG_2012		0,99	1,00
DGB_2013			0,86

Die Artenvielfalt der Infauna variierte zwischen den Gebieten und war im Gebiet SAR 2011 geringer als in allen anderen Sandbankgebieten (Abbildung 6A). Auf der Doggerbank wurden rund dreimal so viele Arten wie im Gebiet SAR 2011 gefunden und doppelt so viele wie im Gebiet BRG 2012. Zwischen den Gebieten der Doggerbank variierte die Artenvielfalt nicht signifikant.

Die Gesamtabundanz variierte ebenfalls zwischen den Sandbankgebieten (Abbildung 6B). Wie die Artenvielfalt war auch die Abundanz der Infauna im Gebiet SAR 2011 am geringsten. Während die Gemeinschaften in den Gebieten BRG 2012 und DGB 2013 ähnliche Gesamtabundanzen aufwiesen, war die Abundanz im Gebiet DGB-N 2013 zwei- bis dreimal höher.

Entsprechend der geringen Artenvielfalt war die Shannon-Diversität im Gebiet SAR 2011 deutlich geringer als in allen anderen Sandbankgebieten (Abbildung 6C). Im Gebiet DGB 2013 hingegen war die Diversität am höchsten, was auf die hohe Äquität in diesem Gebiet zurückzuführen ist (Abbildung 6D). Im unmittelbar nördlich davon gelegenen Gebiet DGB-N 2013 war die Diversität signifikant geringer, was hingegen auf die geringe Äquität bei hoher Artenzahl zurückzuführen ist (Abbildung 6D).

Die durchschnittliche Gesamtbiomasse der Infauna war im Gebiet SAR 2011 am höchsten und dabei etwa doppelt so hoch wie in den beiden Gebieten der Doggerbank (Abbildung 6E). Aufgrund der hohen Variabilität waren die Unterschiede in Gesamtbiomasse zwischen den Kampagnen jedoch nicht signifikant.

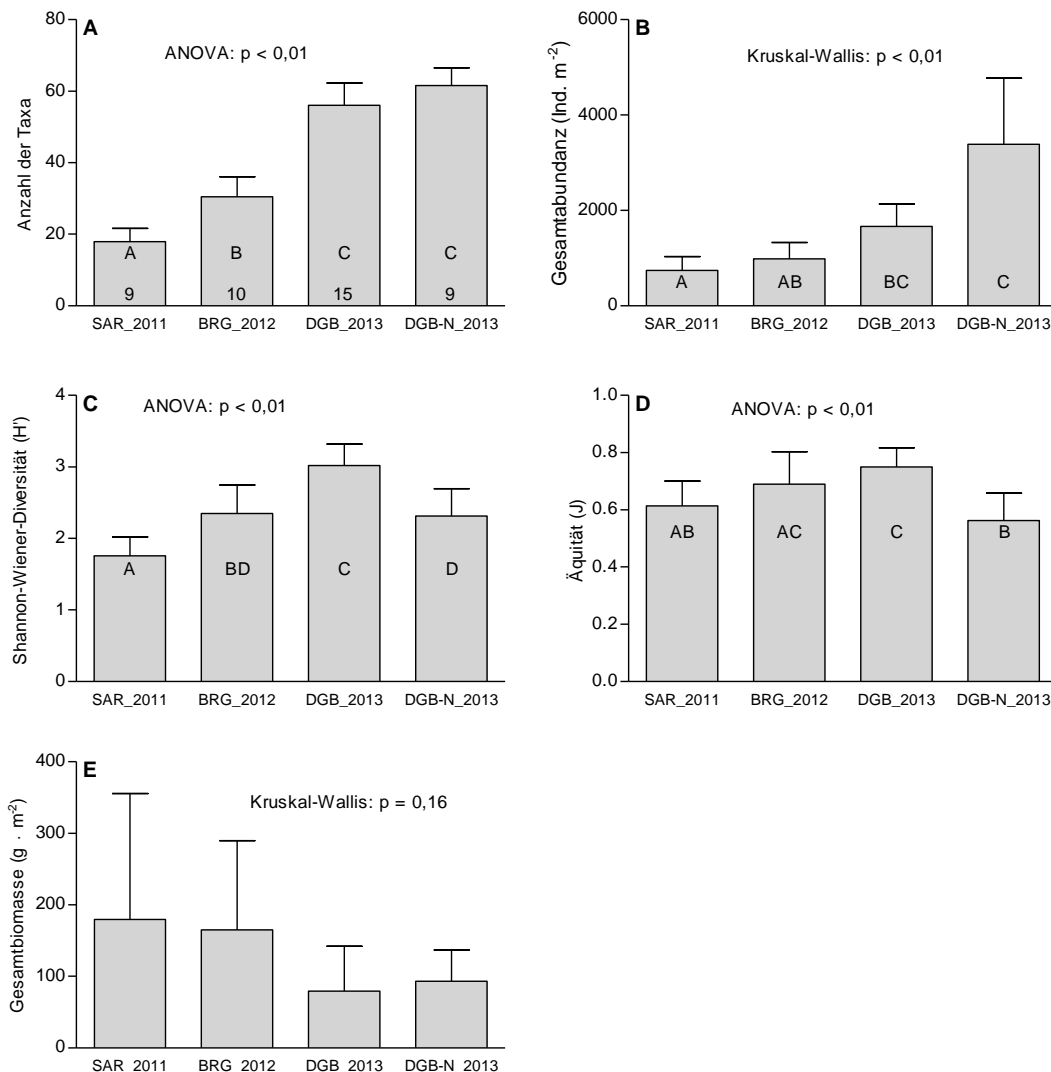


Abbildung 6: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) (A) Artenzahl, (B) Gesamtabundanz, (C) Shannon-Diversität, (D) Äquität und (E) Gesamtbiomasse der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013. Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Anzahl der Stationen ist in den Balken von (A) angegeben. SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank.

Die Infaunagemeinschaften aller Sandbankgebiete wiesen AMBI-Indizes zwischen 1 und 2 auf, was auf eine geringe Störung („slightly disturbed“ im Sinne der WRRL-Abstufung) hindeutet (Abbildung 7). Am geringsten war der AMBI-Index im Gebiet DGB 2013, während die Indizes in den Gebieten BRG 2012 und DGB-N 2013 signifikant höher waren.

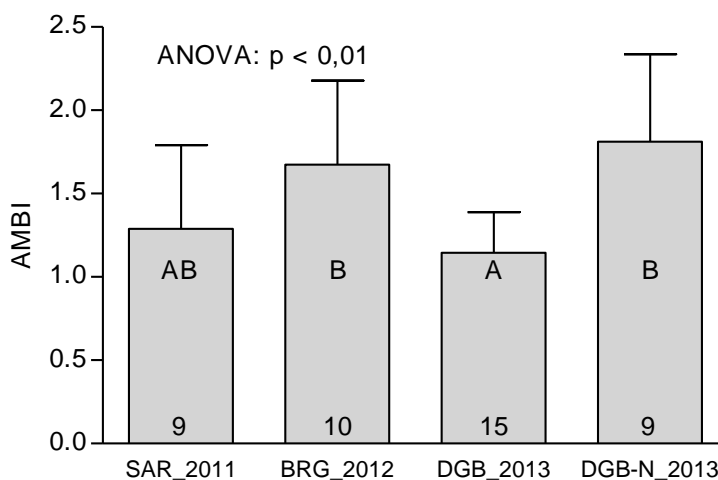


Abbildung 7: Durchschnittlicher (\pm Standardabweichung) AMBI-Index der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013. Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Anzahl der Stationen ist in den Balken angegeben. SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank.

Die Gebiete SAR 2011 und BRG 2012 wiesen gröbere Sedimente auf als die Gebiete auf der Doggerbank (Abbildung 8A). Der Korngrößenmedian in den Gebieten SAR 2011 und BRG 2012 war dabei durchschnittlich rund doppelt so hoch wie in den Gebieten DGB 2013 und DGB-N 2013. Der Gewichtsverlust des Sediments durch Verglühen, was ein Maß für den organischen Gehalt des Sediments ist, war in den Gebieten der Doggerbank höher (Abbildung 8B). Dabei war der Unterschied im Glühverlust gegenüber dem Sediment des Gebiets BRG 2012 jedoch nicht signifikant. Im Gebiet SAR 2011 war der organische Gehalt des Sediments signifikant niedriger als in allen anderen Sandbankgebieten.

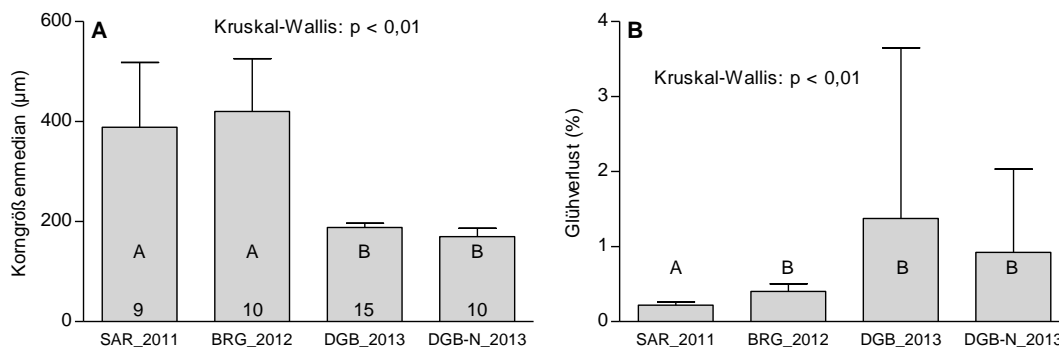


Abbildung 8: Durchschnittlicher (\pm Standardabweichung) (A) Korngrößenmedian und (B) Glühverlust der Sedimente des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013. Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Anzahl der Stationen ist in den Balken von (A) angegeben. SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank.

Epifauna – Dredge

Wie auch für die Infauna konnten bei der Epifauna unterschiedliche Gemeinschaften in verschiedenen Gebieten identifiziert werden. Während die Gemeinschaften der Gebiete SAR 2011 und BRG 2012 distinkte Cluster in dem nMDS-Plot formten, waren jedoch, anders als für die Infauna, die Epifaunagemeinschaften der beiden Doggerbankgebiete nicht voneinander zu unterscheiden (Abbildung 9). Grundsätzlich wies die Epifauna der Doggerbank eine größere Heterogenität auf als in den anderen beiden Gebieten.

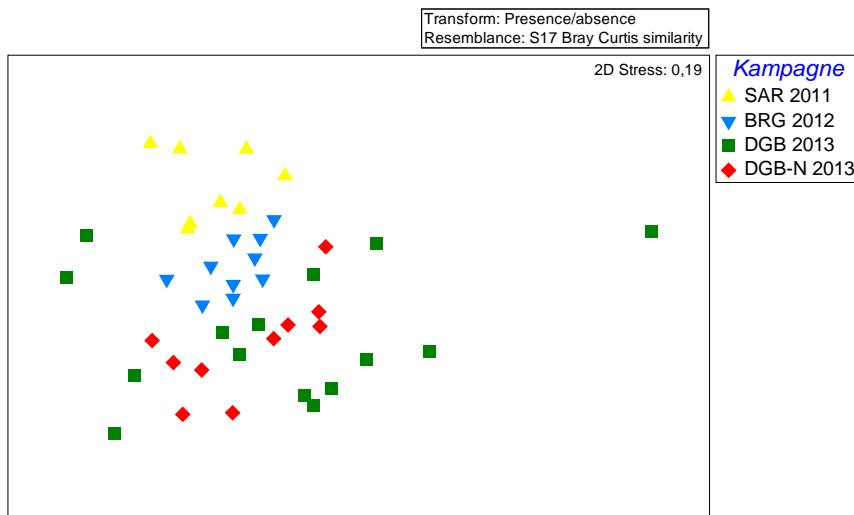


Abbildung 9: nMDS-Plot zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank.

Die ANOSIM bestätigte, dass die Epifaunagemeinschaften der beiden Doggerbankgebiete nicht voneinander zu unterscheiden waren (Tabelle 5). Ein R-Wert von $R = 0,05$ deutet auf eine nahezu vollständige Übereinstimmung der strukturellen Zusammensetzung der Epifaunagemeinschaften der Doggerbankgebiete hin. Die strukturelle Überlappung der Doggerbankgemeinschaft mit den Epifaunagemeinschaften der anderen Gebiete war teilweise ebenfalls hoch, die Unterschiede waren dabei statistisch jedoch signifikant. Die Epifaunagemeinschaften der Gebiete SAR 2011 und BRG 2012 unterschieden sich ebenfalls signifikant bei $R = 0,60$.

Tabelle 5: R-Werte der ANOSIM zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank; signifikant ($p < 0,05$) unterschiedliche Gemeinschaften sind farblich markiert.

	BRG 2012	DGB 2013	DGB-N
SAR 2011	0,602	0,329	0,833
BRG 2012		0,139	0,463
DGB 2013			0,049

Die durchschnittliche Artenzahl der Epifauna der Sandbänke war im Gebiet BRG 2012 am höchsten und im Gebiet DGB 2013 am niedrigsten (Abbildung 10). Trotz der räumlichen Nähe zum Gebiet DGB 2013 war die Artenzahl des Epibenthos im Gebiet DGB-N 2013 deutlich höher und erreichte ähnliche Werte wie auf der Sandbank des Gebiets BRG 2012. Eine vergleichsweise artenarme Epifauna war auch im Gebiet SAR 2011 zu verzeichnen.

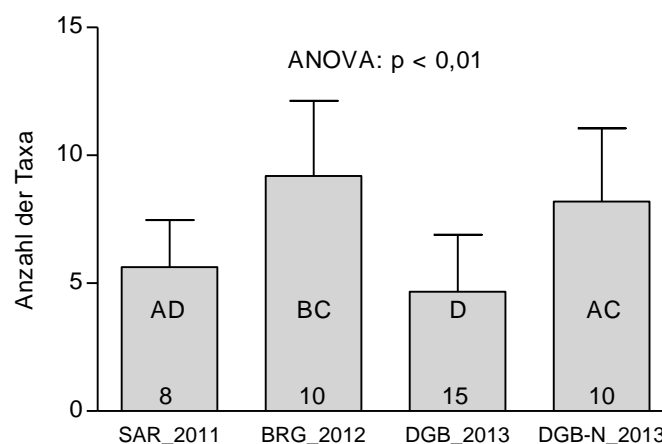


Abbildung 10: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Epifauna im FFH-Lebensraumtyp „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013. Signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Anzahl der Stationen jeweils in den Balken angegeben; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank, DGB-N = nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank.

Mega-Epifauna – Video

Die aufgrund ungünstiger Wetterbedingungen nur sporadisch erfolgte Beprobung der Mega-Epifauna der Sandbänke mit dem geschleppten Unterwasservideo ließ keine Differenzierung der Gemeinschaften zu. Die Gemeinschaften der Gebiete BRG 2012 und DGB 2013 waren im nMDS-Plot nicht klar voneinander zu trennen (Abbildung 11). Die ANOSIM bestätigte dieses Ergebnis bei $R = 0,19$. Die geringen strukturellen Unterschiede waren statistisch nicht signifikant ($p = 0,26$).

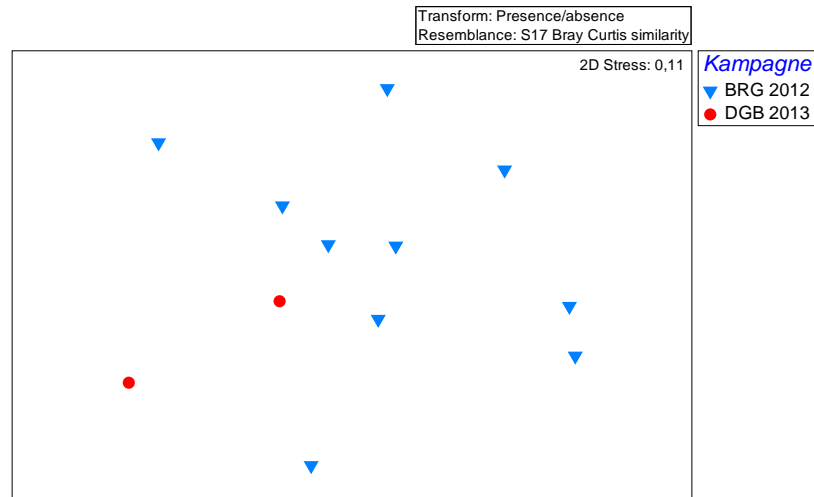


Abbildung 11: nMDS-Plot zum Vergleich der Mega-Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2012 und 2013; BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank.

Obwohl die Mega-Epifaunagemeinschaften der Gebiete BRG 2012 und DGB 2013 anhand multivariater Verfahren nicht unterschieden werden konnten, wies die Gemeinschaft des Gebietes BRG 2012 eine deutlich höhere Artenvielfalt auf als die Gemeinschaft des Gebietes DGB 2012 (Abbildung 12). Der Unterschied in der Artenvielfalt war statistisch signifikant ($p < 0,01$).

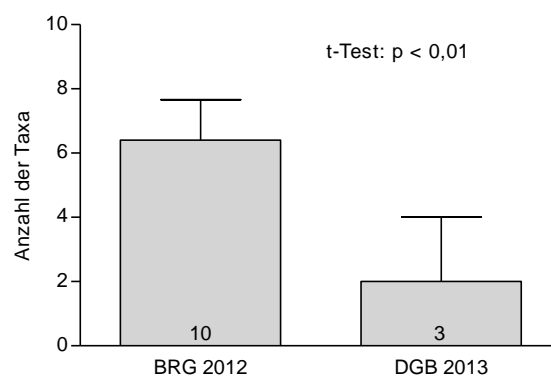


Abbildung 12: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl des Mega-Epibenthos im FFH-Lebensraumtyp „Riff“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2012 und 2013; Anzahl der Stationen jeweils in den Balken angegeben; BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, DGB = FFH-Gebiet Doggerbank.

Bewertung

Bei unserer erstmaligen Beprobung der Sandbänke wurden auf allen Sandbankgebieten strukturell klar unterscheidbare Gemeinschaften angetroffen. Hierbei muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Gebiete in unterschiedlichen Jahren beprobt wurden, so dass hier nicht abschließend entschieden werden kann, ob die Unterschiede auf tatsächliche Unterschiede in den Gemeinschaften der Sandbänke zurückzuführen sind oder auf interannuelle Variabilität. Die Ergebnisse der sedimentologischen Untersuchungen zeigten jedoch mitunter erhebliche Unterschiede in der Korngröße wie auch im organischen Gehalt der Sedimente, die darauf hindeuten könnten, dass die Unterschiede auf grundsätzliche strukturelle Habitatunterschiede basieren. Lediglich die beiden Gebiete der Doggerbank wurden im selben Jahr beprobt, so dass hier trotz der räumlichen Nähe der beiden Gebiete zwei Infaunagemeinschaften klar voneinander unterschieden werden konnten. Für das zukünftige Monitoring bedeutet dies, dass diese Gebiete weiterhin getrennt voneinander betrachtet werden sollten.

Für die Bewertung des Zustandes der Infaunagemeinschaften der Sandbänke wurde hier der AMBI-Index (BORJA et al. 2000) herangezogen. Für die Infaunagemeinschaften aller Sandbankgebiete betrug der AMBI-Index zwischen 1 und 2, was einer geringfügigen Störung (slightly disturbed) entspricht. Dabei war der AMBI-Index und damit das daraus abgeleitete Maß der Störung für die FFH-Gebiete Sylter Außenriff und Doggerbank am niedrigsten und für das FFH-Gebiet Borkum Riffgrund und das Sandbankgebiet nördlich des FFH-Gebiets Doggerbank am höchsten.

Auch hinsichtlich der Epifauna waren die Sandbankgebiete der deutschen AWZ der Nordsee klar unterscheidbar, wohingegen die Epifaunagemeinschaften der beiden Gebiete der Doggerbank nicht differenzierbar waren. Der geringere Grad der Differenzierung für die Epifauna ist nicht überraschend, da hier, anders als für die Infauna, aufgrund der nicht-quantitativen Beprobung mit der Dredge mit rein qualitativen presence/absence-Daten gearbeitet wurde. Dennoch konnten klare strukturelle Unterschiede in den Gemeinschaftsstrukturen der Epifauna aufgezeigt werden, für die aber wiederum nicht abschließend entschieden werden kann, ob es sich um tatsächliche räumliche Unterschiede oder um interannuelle Variationen handelt.

Obwohl die Epifaunagemeinschaften der beiden Doggerbank-Gebiete anhand multivariater statistischer Methoden nicht voneinander unterschieden werden konnten, deutet der Vergleich der Artenvielfalt dieser Gebiete darauf hin, dass sehr wohl strukturelle Unterschiede in den Gemeinschaften bestehen. Auch dieses Ergebnis spricht dafür, diese beiden benachbarten Gebiete bei zukünftigem Monitoring getrennt voneinander zu betrachten.

Die geschleppte Unterwasser-Videokamera ist ein hilfreiches Werkzeug, um einen Eindruck von den allgemeinen Habitateigenschaften am Meeresboden zu erhalten. Allerdings ist diese Metho-

de bei schlechten Wetterbedingungen wie starkem Seegang und Strömung nicht einsetzbar, da sie unter diesen Umständen keine auswertbaren Bilder liefert. Ferner ist die taxonomische Auflösung vergleichsweise gering, so dass nur große Organismen der Mega-Epifauna verlässlich identifiziert werden können. Aufgrund des eingeschränkten identifizierbaren Artenspektrums und der nicht-quantitativen Beprobung durch das Video sinkt auch hier die Differenzierbarkeit der Gemeinschaften anhand der verwendeten multivariaten Methoden.

3.1.2 Kontinentale Region: Ostsee

In der Ostsee-AWZ wurden durch das BfN drei Sandbänke ausgewiesen: die Oderbank, die reinen Sandflächen am Südhang des Adlergrunds und das Megarippelfeld im Schutzgebiet Fehmarnbelt. In allen drei Flächen wurde das Monitoring im Jahr 2009 aufgenommen. Das Monitoring-Konzept in IOW (2009) sieht vor, jährlich in allen drei Flächen 3 bzw. 4 Dauerstationen zur Erfassung der interannuellen Variabilität aufzunehmen. Darüber hinaus wird jede Teilfläche ein Mal pro Berichtszeitraum schwerpunktmäßig mit 10 bzw. 15 (Oderbank) Stationen erfasst. Im Jahr 2013 wurde keine Sandbank vollständig untersucht. Auf der Oderbank musste das Stationsnetz geringfügig angepasst werden, da die beiden südlicheren, flacheren Stationen aufgrund starken Wellengangs nicht angefahren werden konnten.

Die Sandbänke der Ostsee wurden für den Berichtszeitraum 2007-12 unter Verwendung der Daten bis 2011 bewertet (IOW & AWI 2012a). Während der Oderbank ein guter ökologischer Zustand bescheinigt wurde, wird der Zustand der Sandbänke am Adlergrund und im Fehmarnbelt als unzureichend eingeschätzt. Als Ursache dafür werden vor allem die eutrophierungsbedingt höheren Nährstoffgehalte im Sediment und das reduzierte bzw. veränderte Arteninventar im Bereich Fehmarnbelt angesehen.

Die Auswertung der Proben aus den Gebieten Fehmarnbelt und Adlergrund ergaben keine Auffälligkeiten hinsichtlich der Artenzusammensetzung und der Dominanzstruktur. Die Gemeinschaft auf der Oderbank unterschied sich dagegen systematisch von Ergebnissen der Vorjahre (Abbildung 13). Zurückzuführen ist dies zum eine geringe Abundanz des Sandflohkrebses *Bathyporeia pilosa*, vor allem aber auf einen Larvenfall der Sandklaffmuschel *Mya arenaria*, der zu einer deutlich höheren Abundanz und Dominanz dieser Art führte.

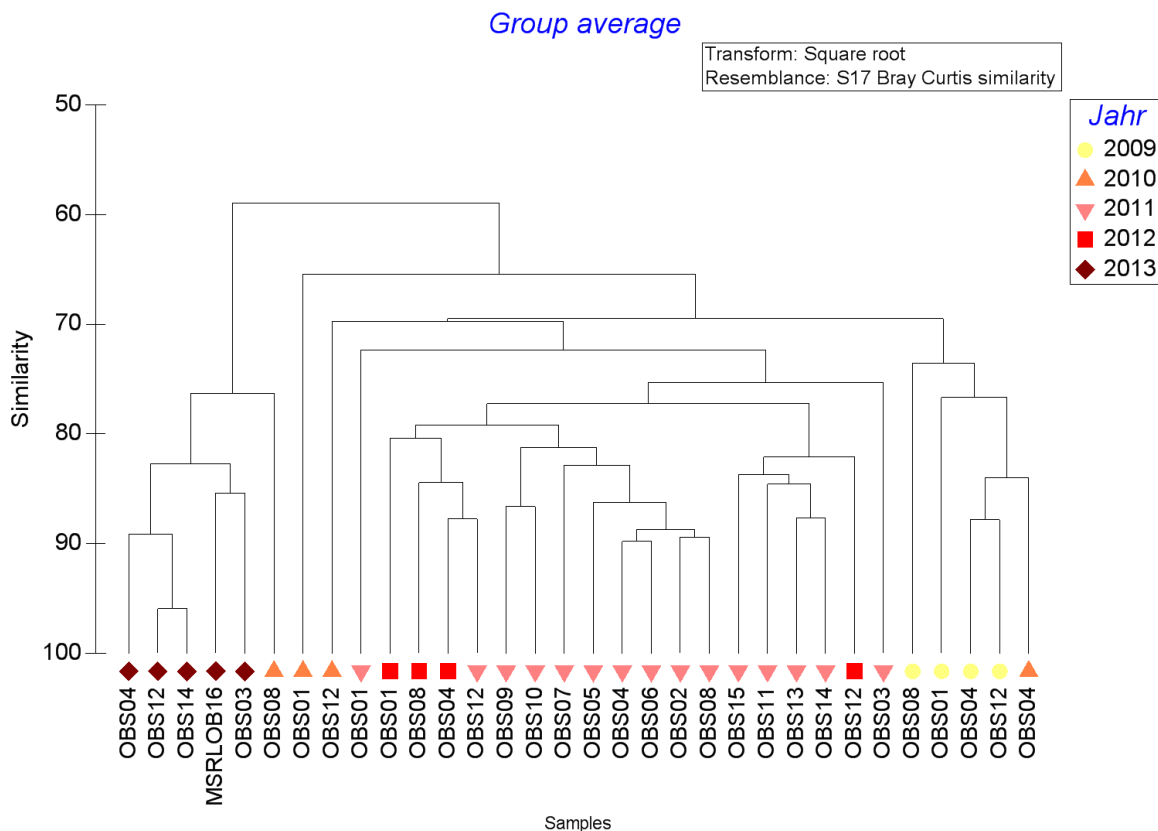


Abbildung 13: Dendrogramm einer Clusteranalyse (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, Quadratwurzeltransformation, Verlinkung über Gruppen-Mittelwert) für die Stationen von der Oderbank aus dem Zeitraum 2009-13 (MSRLOB16 = Station MSRL-Basisaufnahme).

Die Dauerstationen werden seit nunmehr fünf Jahren untersucht, zudem liegen von der Oderbank Vergleichswerte aus den Jahren 2004 und 2005 vor. Weder in der Gesamt-Biomasse, der Artenzahl (Abbildung 14), in der Individuendichte noch in einer der bewertungsrelevanten Komponenten (Charakterarten, BQI und organischem Gehalt) lassen sich nach so kurzer Zeit belastbare Trends feststellen. Das Jahr 2010 fällt im Bereich Fehmarnbelt negativ auf – sowohl Abundanz als auch Artenzahl sind deutlich niedriger als in den anderen Untersuchungsjahren. Vermutlich ist dies auf die relativ frühe Probenahme (Anfang Mai) in Verbindung mit einem langen Winter zurückzuführen. Hinsichtlich der Biomasse sowie in den anderen Gebieten ist dieses Phänomen nicht zu erkennen.

Die mittlere Zahl der nachgewiesenen Charakterarten liegt am Adlergrund und auf der Oderbank in allen vier Untersuchungsjahren bei 7 - 8. Damit ist in beiden Gebieten in allen Jahren das erwartete Artenspektrum nahezu vollständig angetroffen worden. Im Fehmarnbelt wurden im Jahr

2012 deutlich mehr (im Mittel 22) Charakterarten angetroffen als in den Vorjahren (2009/10: 19, 2011: 16). Im aktuellen Untersuchungsjahr wurde dieser Trend nicht bestätigt (19). Es ist jedoch anzumerken, dass sich die Charakterartenlisten derzeit in Überarbeitung befinden. Bezüglich des Parameters Habitatstrukturen lassen sich ebenfalls noch keine Trends erkennen. Der organische Gehalt des Sediments ist auf der Oderbank und am Adlergrund zumeist gering, so dass die Habitatstrukturen mit gut bewertet werden. Im Fehmarnbelt ist die Belastung mit organischem Material dagegen so hoch, dass der gute Zustand hinsichtlich der Habitatstrukturen nicht erreicht wird.

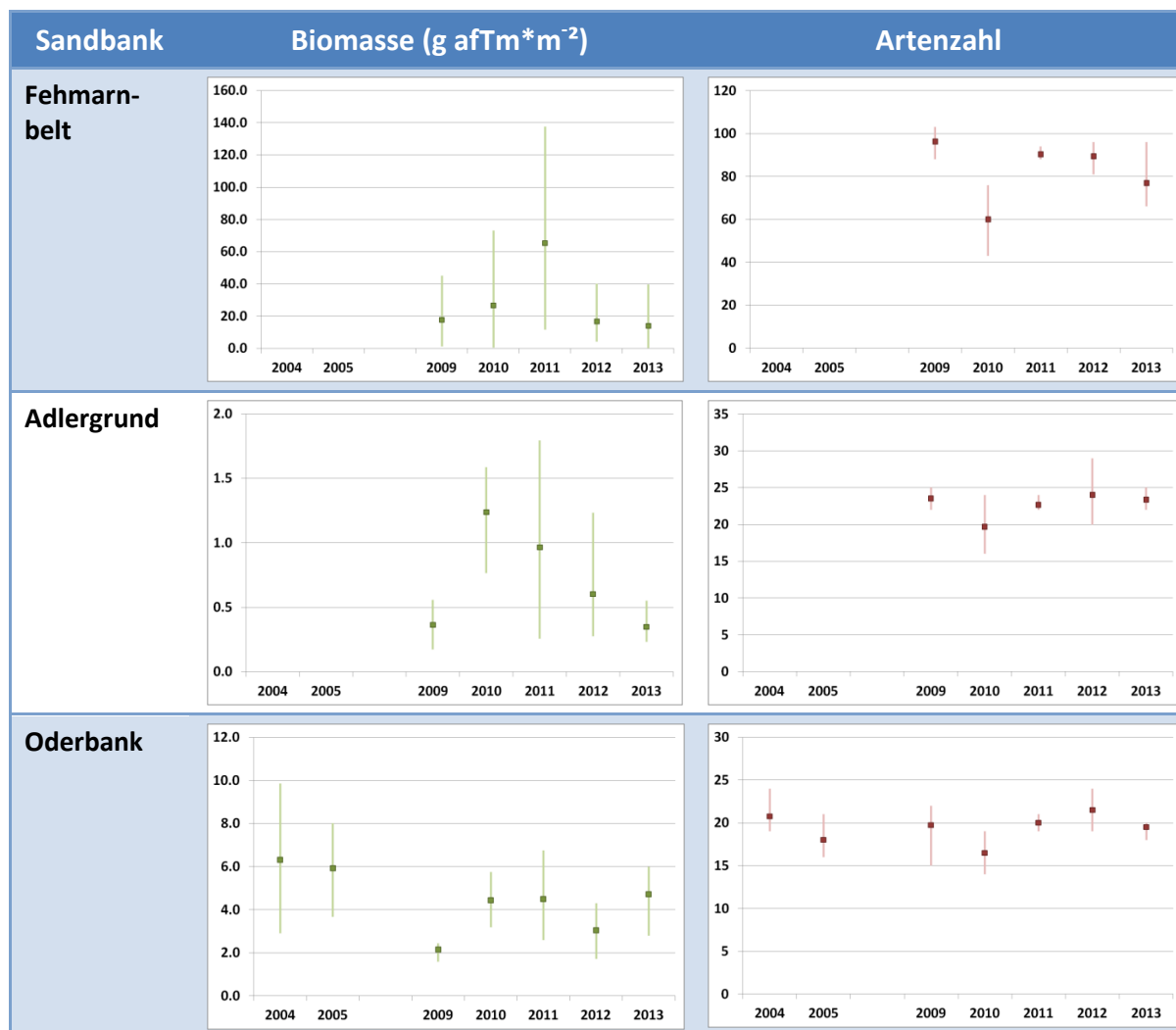


Abbildung 14: Trend für Gesamt-Biomasse (links) und Artenzahl (rechts) in den drei Ostsee-Sandbänken. Angegeben sind Maxima, Minima und Mittelwert für die Dauerstationen.

3.2 Riffe

3.2.1 Atlantische Region: Nordsee

Für das Monitoring des Makrozoobenthos im FFH-Lebensraumtyp „Riff“ wurde ebenfalls der Vorschlag von NEHLS et al. (2008) zugrunde gelegt, der für jede ausgewiesene Riffstruktur eine Beprobung von zwei Stationen vorsieht. Bei der Durchführung stellte sich jedoch heraus, dass die ausgewiesenen Riffstrukturen teilweise nur sehr schwer bzw. gar nicht aufzufinden sind, so dass eine präzise Belegung mit jeweils zwei Stationen nicht sinnvoll erschien. Alternativ wurde jede ausgewiesene Riffstruktur mit jeweils nur einer Station belegt, die mit den oben beschriebenen Methoden aufgenommen wurde. Dabei wurden die Riffstrukturen weder mit Greifer noch mit geschlepptem Gerät (Dredge, Video) immer gefunden. Die Existenz einiger ausgewiesener Riffstrukturen vor allem im Norden des FFH-Gebiets „Sylter Außenriff“ konnte von uns nicht bestätigt werden. Da dies auch in früheren Untersuchungen nicht möglich war (BfN Videosurveys 2002-06), schlagen wir vor, diese Strukturen bei dem weiteren Monitoring solange nicht zu berücksichtigen, bis durch die Habitatkartierung Riffstrukturen in hinreichender Ausdehnung nachgewiesen wurden.

Unser Monitoring sieht, abweichend von NEHLS et al. (2008), eine zweimalige Beprobung der Riffgebiete des Sylter Außenriffs und des Borkum Riffgrundes während einer Berichtsperiode vor. Aufgrund widriger Witterungsbedingungen war es jedoch nicht möglich, alle Stationen im Bereich des Sylter Außenriffs innerhalb einer Kampagne abzuarbeiten. Daher erstreckte sich die erstmalige Aufnahme der Riffe dieses FFH-Gebiets über die Jahre 2011 bis 2013 (Abbildung 15). Im Jahr 2014 wurde mit der zweiten Beprobung des Berichtszeitraums begonnen. Diese konnte jedoch ebenfalls aufgrund ungünstiger Witterungsbedingungen nicht vollendet werden und muss daher in den kommenden Jahren fortgesetzt werden. Die Beprobung der Riffstationen in dem FFH-Gebiet „Borkum Riffgrund“ erfolgte im Jahr 2012.

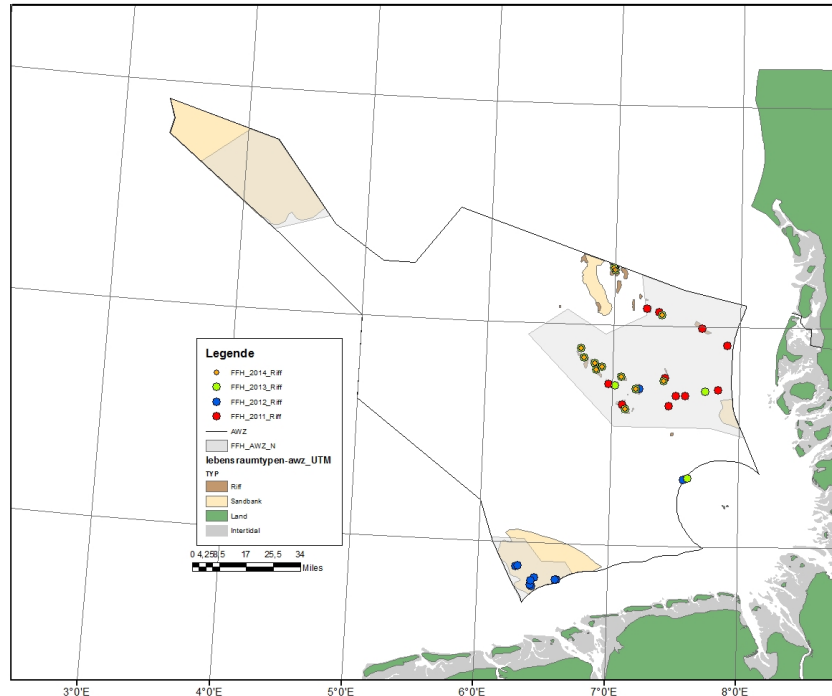


Abbildung 15: Stationen zur Beprobung des Makrozoobenthos im FFH-Lebensraumtyp „Riff“ in der Deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2014.

Infauna

Die Infaunagemeinschaften der Riffgebiete waren strukturell meist nicht voneinander unterscheidbar. Die starke Streuung der Symbole in dem nMDS-Plot zeigt auf, dass die Infaunagemeinschaften aller Gebiete sehr heterogen waren und strukturell stark überlappten (Abbildung 16). Dieses Ergebnis wurde auch durch die ANOSIM unterstützt. Die Infaunagemeinschaft des Gebiets BRG 2012 unterschied sich signifikant von den Gemeinschaften der Gebiete SGR 2012 und SAR 2013 (Tabelle 6). Alle anderen Vergleiche waren statistisch nicht signifikant. Im Gebiet SGR 2013 wurde nur eine Probe der Infauna genommen, weshalb die Werte der ANOSIM diese Gemeinschaft betreffend keine Aussagekraft haben. Die Gebiete des Sylter Außenriffs und des Störtebekergrundes unterschieden sich im intraannuellen Vergleich nicht voneinander. Daher werden die Proben beider Gebiete aus demselben Jahr in der Folge jeweils zu SAR 2012 bzw. SAR 2013 zusammengefasst.

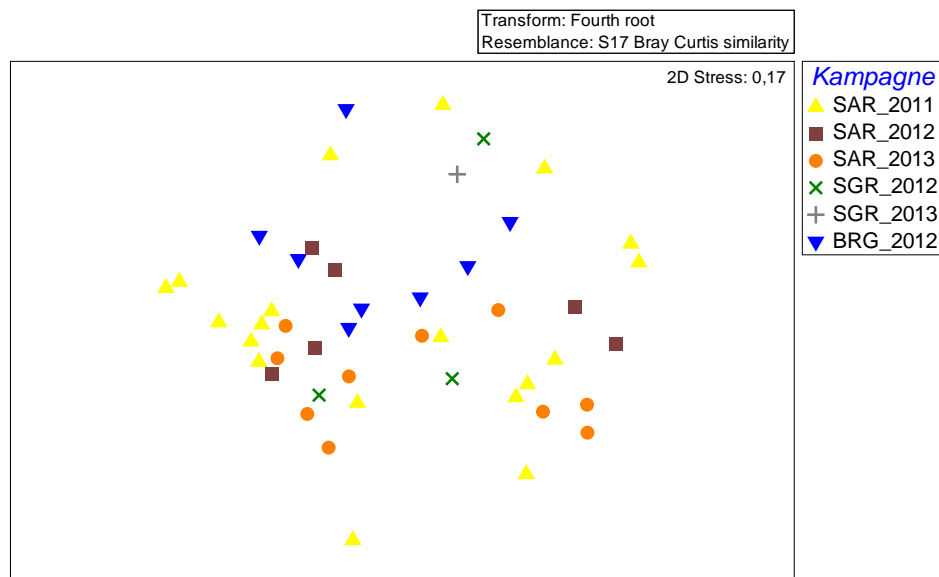


Abbildung 16: nMDS-Plot zum Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Riff“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, SGR = Störtebekergrund.

Tabelle 6: R-Werte der ANOSIM zum Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Riff“ in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, SGR = Störtebekergrund; signifikant ($p < 0,05$) unterschiedliche Gemeinschaften sind farblich markiert.

	SAR_2012	SAR_2013	SGR_2012	SGR_2013	BRG_2012
SAR_2011	-0,028	0,066	0,049	0,175	0,034
SAR_2012		0,142	-0,012	0,422	0,147
SAR_2013			0,267	0,44	0,355
SGR_2012				0,111	0,444
SGR_2013					0,545

Auch hinsichtlich univariater Gemeinschaftsdeskriptoren unterschieden sich die Infaunagemeinschaften der Riffgebiete kaum voneinander. Lediglich das Gebiet SAR 2013 wies eine höhere Artenvielfalt als alle anderen Gebiete auf (Abbildung 17A). Von 2011 bis 2013 stieg im FFH-Gebiet Sylter Außenriff die Artenvielfalt von durchschnittlich rund 40 Taxa auf rund 60 Taxa an. Hier muss jedoch berücksichtigt werden, dass in den 2012 und 2013 unterschiedliche Stationen im FFH-

Gebiet beprobt wurden, so dass zur Zeit nicht beurteilt werden kann, ob der Anstieg der Artenvielfalt auf kleinräumige Variabilität oder auf interannuelle Schwankungen zurückzuführen ist.

Die Gesamtabundanz der Infauna war im Gebiet SAR 2012 am höchsten und betrug dort durchschnittlich rund 3000 Ind./m² (Abbildung 17B). Am niedrigsten war die Gesamtabundanz im Gebiet SAR 2011, wobei die Unterschiede zwischen den Gebieten aufgrund hoher Variabilität statistisch nicht signifikant waren.

Die Shannon-Diversität (Abbildung 17C) wie auch die Äquität (Abbildung 17D) der Infauna variierten nur geringfügig zwischen den Gebieten. Die geographischen Variationen zwischen den FFH-Gebieten Sylter Außenriff und Borkum Riffgrund wie auch die zeitlichen Variationen innerhalb des Sylter Außenriffs waren statistisch nicht signifikant.

Die Gesamtbiomasse der Infauna unterlag ebenfalls starken Variationen (Abbildung 17E). Entsprechend waren die Unterschiede in der Gesamtbiomasse zwischen den einzelnen Gebieten bzw. Kampagnen nicht signifikant. Die höchste durchschnittliche Gesamtbiomasse wurde im Gebiet SAR 2012 gemessen, während die durchschnittliche Gesamtbiomasse im Gebiet SAR 2013 am geringsten war.

Der durchschnittliche AMBI-Index betrug für die Infauna aller Riffgebiete zwischen 1 und 2, was einer geringfügigen Störung (slightly disturbed) entspricht (Abbildung 18). Der niedrigste AMBI-Index wurde für das Gebiet SAR 2012 berechnet, während der AMBI-Index im Gebiet BRG 2012 am höchsten war. Obwohl die Varianzanalyse signifikante Variationen des AMBI-Indexes zwischen den Gebieten aufzeigte, konnten bei anschließenden paarweisen Vergleichen keine signifikanten Unterschiede bestätigt werden.

Die Sedimente waren in den Riffgebieten durch starke Variationen in der Korngröße und im organischen Gehalt gekennzeichnet, wodurch statistisch keine Unterschiede in diesen Parametern zwischen den Gebieten bestanden. Der Korngrößenmedian war im FFH-Gebiet Sylter Außenriff etwas höher als im FFH-Gebiet Borkum Riffgrund (Abbildung 19A). Der organische Gehalt des Sediments war ebenfalls im FFH-Gebiet Borkum Riffgrund am niedrigsten (Abbildung 19B). Der höchste organische Gehalt des Sediments wurde im Gebiet SAR 2012 gemessen.

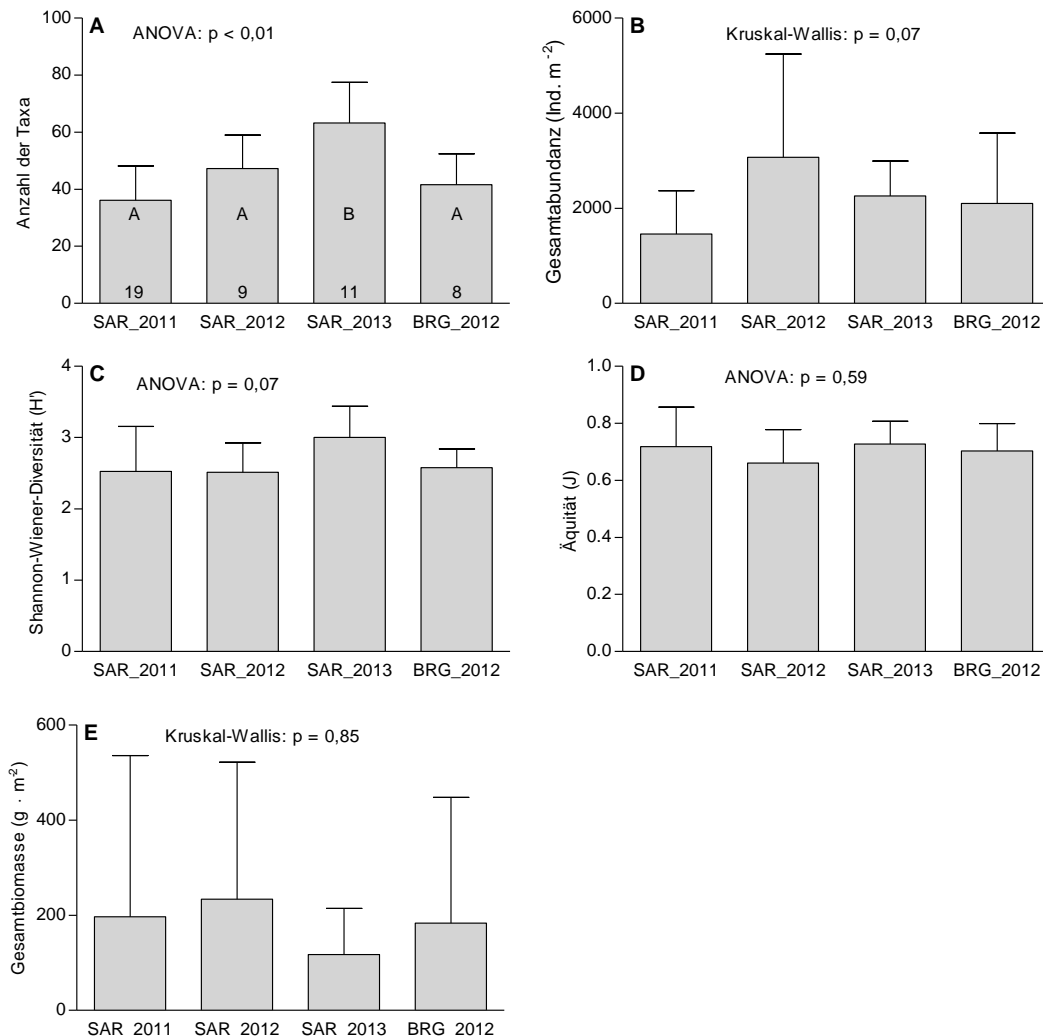


Abbildung 17: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) (A) Artenzahl, (B) Gesamtabundanz, (C) Shannon-Diversität, (D) Äquität und (E) Gesamtbiomasse der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013. Gemeinschaften mit signifikanten unterschiedlichen Artenzahlen sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Anzahl der Stationen ist in den Balken von (A) angegeben. SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, SGR = Störtebekergrund.

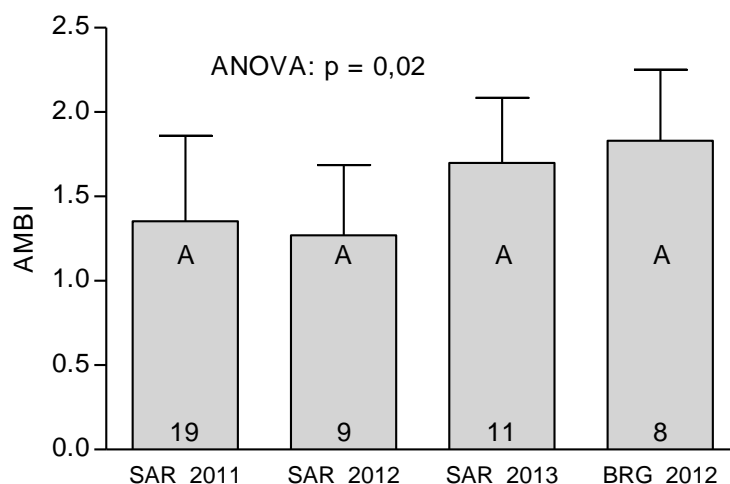


Abbildung 18: Durchschnittlicher (\pm Standardabweichung) AMBI-Index der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Riff“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013. Post-hoc Tests bestätigten die signifikanten Unterschiede zwischen den Gemeinschaften der Gebiete nicht. Die Anzahl der Stationen ist in den Balken angegeben. SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund.

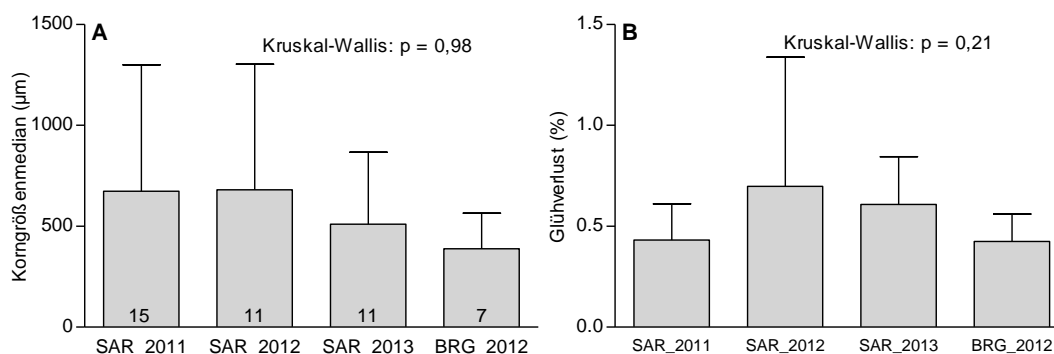


Abbildung 19: Sedimentcharakteristika im FFH-Lebensraumtyp „Riff“: durchschnittlicher (\pm Standardabweichung) (A) Korngrößenmedian und (B) Gewichtsverlust nach Glühen als Maß für den organischen Gehalt des Sediments. SAR = Sylter Außenriff, BRG = Borkum Riffgrund; Beprobung des SAR in den Jahren 2011 bis 2013.

Epifauna – Dredge

Wie auch für die Infauna zeigt der nMDS-Plot für die Epifauna eine große Streuung der Proben aus den einzelnen Gebieten und damit eine zum Teil deutliche strukturelle Überlappung der Gemeinschaften (Abbildung 20). Vor allem die Proben aus dem Sylter Außenriff erscheinen sehr heterogen. Lediglich die Proben des Gebiets BRG 2012 liegen in der Abbildung dicht beieinander und bilden damit ein vergleichsweise homogenes Cluster.

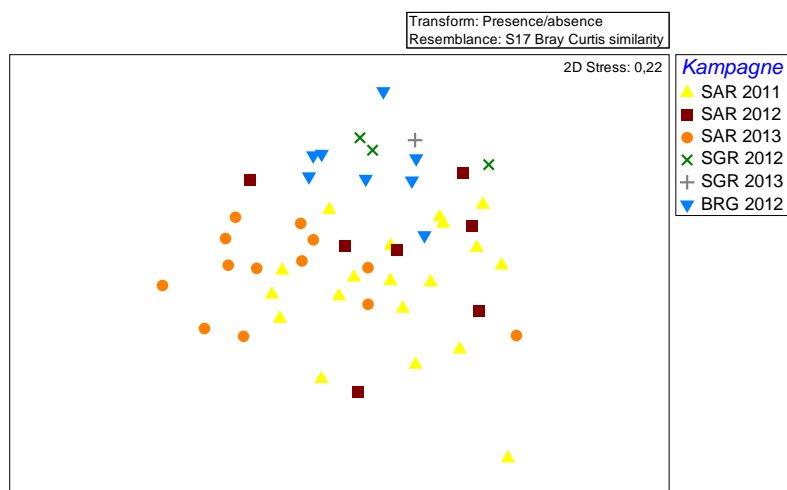


Abbildung 20: nMDS-Plot zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Riff“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, SGR = Störtebegergrund.

Trotz der Heterogenität innerhalb der einzelnen Gebiete konnten anhand der ANOSIM signifikante Unterschiede zwischen fast allen Epifaunagemeinschaften aufgezeigt werden (Tabelle 7). Die Ergebnisse hinsichtlich des Gebiets SGR 2013 werden hier wiederum ignoriert, da aus dem Gebiet nur eine einzige Probe zur Verfügung stand. Am stärksten waren die strukturellen Unterschiede zwischen den Epifaunagemeinschaften des Borkum Riffgrunds und des Sylter Außenriffs ausgeprägt, während die zeitliche Variation innerhalb des Sylter Außenriffs weniger stark ausgeprägt war. Trotz der Signifikanz waren die strukturellen Unterschiede zwischen den Gemeinschaften der Gebiete SAR 2012 und SGR 2012 relativ gering ($R = 0,27$), so dass auch für die Epifauna in der Folge die Trennung zwischen Sylter Außenriff und Störtebegergrund aufgehoben wird.

Tabelle 7: R-Werte der ANOSIM zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Riff“ in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, SGR = Störtebekergrund; signifikant ($p < 0,05$) unterschiedliche Gemeinschaften sind farblich markiert.

	SAR_2012	SAR_2013	SGR_2012	SGR_2013	BRG_2012
SAR_2011	0,277	0,334	0,479	0,403	0,249
SAR_2012		0,401	0,266	-0,048	0,428
SAR_2013			0,600	0,565	0,583
SGR_2012				1,000	0,694
SGR_2013					0,379

Die Artenvielfalt der Epifauna stieg im Gebiet des Sylter Außenriffs von 2011 bis 2013 an, so dass ab 2012 eine signifikant höhere Anzahl an Taxa gezählt wurde (Abbildung 21). Das Gebiet des Borkum Riffgrunds war durch eine mittlere Artenvielfalt gekennzeichnet, die sich nicht deutlich von der des Sylter Außenriffs unterschied.

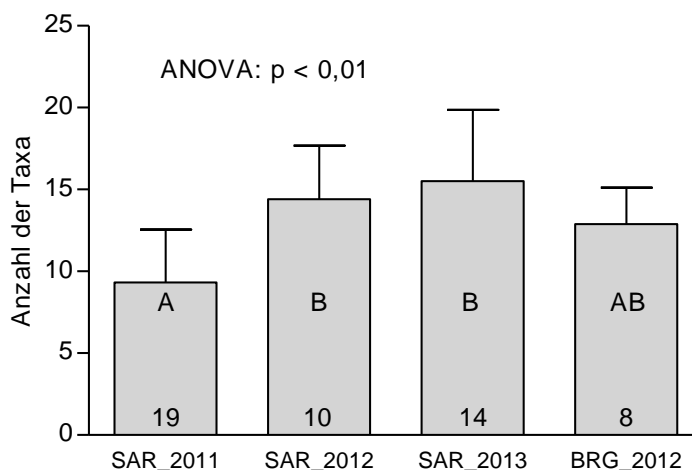


Abbildung 21: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Epifauna im FFH-Lebensraumtyp „Riff“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; Anzahl der Stationen jeweils in den Balken angegeben; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund.

Mega-Epifauna – Video

Wie die anhand der Dredge beprobte Epifauna war auch die mit dem Video erfasste Mega-Epifauna durch eine hohe Variabilität innerhalb der Gebiete gekennzeichnet. Die Proben streuen erheblich in dem nMDS-Plot, so dass keine distinkten Cluster zu erkennen sind (Abbildung 22). Dennoch ergab die ANOSIM, dass sich vor allem die Mega-Epifauna des Gebietes SAR 2011 trotz erheblicher struktureller Überlappung mit der Fauna der anderen Gebiete signifikant abhob (Tabelle 8). Auch für die Mega-Epifauna bestätigte sich, dass die Gebiete des Sylter Außenriffs und des Störtebekergrunds nicht zu unterscheiden waren, so dass diese folglich auch hier zusammengefasst werden.

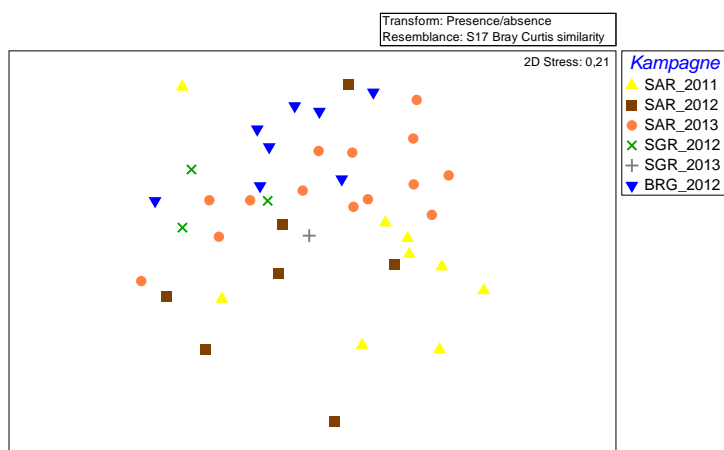


Abbildung 22: nMDS-Plot zum Vergleich der Mega-Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Riff“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, SGR = Störtebekergrund.

Tabelle 8: R-Werte der ANOSIM zum Vergleich der Mega-Epifaunagemeinschaften (presence/absence) des FFH-Lebensraumtyps „Riff“ in den Jahren 2011 bis 2013; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund, SGR = Störtebekergrund; signifikant ($p < 0,05$) unterschiedliche Gemeinschaften sind farblich markiert.

	SAR_2012	SAR_2013	SGR_2012	SGR_2013	BRG_2012
SAR_2011	0,316	0,267	0,463	0,139	0,511
SAR_2012		0,186	-0,014	-0,333	0,351
SAR_2013			0,087	-0,356	0,067
SGR_2012				0,556	0,126
SGR_2013					0,116

Die Artenvielfalt der Mega-Epifauna variierte im Gebiet des Sylter Außenriffs signifikant zwischen den Beprobungsjahren, so dass im Jahr 2011 eine höhere Anzahl an Taxa zu verzeichnen war als im folgenden Jahr 2012 (Abbildung 23). Die Gebiete des Sylter Außenriffs und des Borkum Riffgrunds wiesen eine ähnliche Artenvielfalt auf.

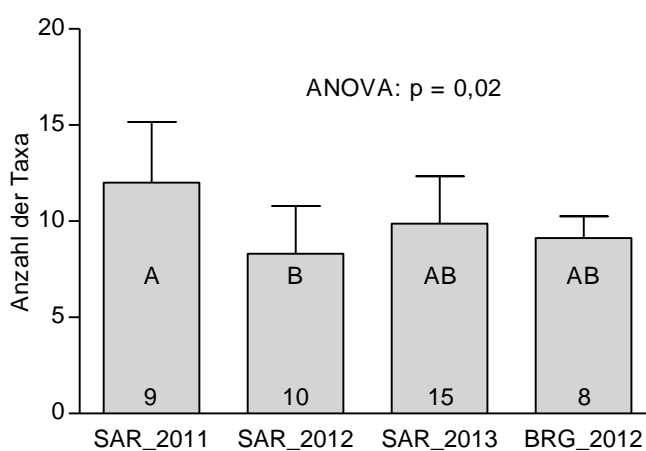


Abbildung 23: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Mega-Epifauna im FFH-Lebensraumtyp „Riff“ in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013; Anzahl der Stationen jeweils in den Balken angegeben; SAR = FFH-Gebiet Sylter Außenriff, BRG = FFH-Gebiet Borkum Riffgrund.

Bewertung

Die eingeschränkte Auffindbarkeit der Hartboden-Riffstrukturen lässt eine präzise Belegung der ausgewiesenen Strukturen mit jeweils zwei Stationen als nicht praktikabel erscheinen. Mit geschlepptem Gerät wie der Dredge und dem Video lassen sich die Riffstrukturen mit ausreichender Verlässlichkeit auffinden, wobei nicht jede Struktur bei jeder Kampagne wiedergefunden wurde.

Wie für die Sandbänke wurden auch für die Riffe AMBI-Indizes zwischen 1 und 2 errechnet, was einer geringfügigen Störung (slightly disturbed) entspricht. Der AMBI wurde ursprünglich zur Bewertung des Wasserkörpers gemäß der europäischen Wasserrahmenrichtlinie entwickelt. Dabei wurde die Eutrophierung als ein maßgeblicher Stressor betrachtet und die Organismen primär hinsichtlich ihrer Sensibilität gegenüber Eutrophierung als Indikatoren eingestuft (BORJA et al. 2000). Die Eutrophierung hat zumindest in den Offshore-Gebieten der deutschen Nordsee in den vergangenen Jahren gegenüber anderen klimatischen vor allem aber physischen Stressoren an

Bedeutung verloren. Hier wäre vor allem die grundberührende Schleppnetzfischerei zu nennen, die eine massive Schädigung des Meeresbodens und der darin lebenden Organismen zur Folge hat (DE GROOT 1984). Diese Form der Störung wird mit dem AMBI nur unzureichend abgebildet. Daher ist davon auszugehen, dass die mechanische Störung durch grundberührende Schleppnetzfischerei, aber auch weitere Formen der Störung wie z.B. durch den Klimawandel (HARLEY et al. 2006) und Verschmutzung (PEARSON & ROSENBERG 1978) zu der durch den AMBI ermittelten geringfügigen Störung hinzugezählt werden muss. SCHRÖDER et al. (2008) haben gezeigt, dass in der deutschen Nordsee eine intensive grundberührende Schleppnetzfischerei betrieben wird, die dazu führt, dass auch in den FFH-Schutzgebieten der Meeresboden und die darin lebende benthische Fauna zum Teil mehrmals jährlich einer starken mechanischen Beanspruchung ausgesetzt ist. Da dies unvermeidlich mit erhöhter Mortalität benthischer Organismen verbunden ist (KAISER et al. 2006), muss davon ausgegangen werden, dass die hier ermittelten AMBI-Indizes für die FFH-Gebiete das Ausmaß der Störung unterschätzen. Die relativ geringe Anzahl langlebiger Benthosarten ist ein weiteres Indiz für einen nachhaltigen Einfluss der intensiven grundberührenden Schleppnetzfischerei, da diese Arten aufgrund ihrer langen Regenerationszeiten besonders unter wiederholter mechanischer Störung leiden (JENNINGS et al. 2001, DUPLISEA et al. 2002). Da derzeit keine multi-metrischen Indizes verfügbar sind, die mechanische Störungen adäquat berücksichtigen, stufen wir auf der Basis von Expertenwissen den „guten Umweltzustand“ der FFH-Gebiete der deutschen AWZ der Nordsee angesichts der fortgesetzten grundberührenden Schleppnetzfischerei als nicht erreicht ein.

3.2.2 Kontinentale Region: Ostsee

Ähnlich wie in der Nordsee sind die Riffflächen in der Ostsee in mehrere vorwiegend kleinere Flächen aufgeteilt. Im Bereich der Kieler Bucht wurden zwei, im Fehmarnbelt drei und in der Kadetrinne fünf Flächen ausgewiesen, die dem Monitoring unterliegen. Die größte zusammenhängende Rifffläche in der deutschen AWZ bildet jedoch der Adlergrund, der zum Teil durch die Schutzgebiete „Adlergrund“ und „Westliche Rönnebank“ erfasst wird. Der Kriegers Flak unterliegt derzeit nicht dem Monitoring. Dem Monitoring-Konzept für die Sandbänke entsprechend werden auch für die Riffe in der Ostsee ausgewählte Stationen in den Bereichen westliche Riffe (Kieler Bucht und Fehmarnbelt), Kadetrinne und Adlergrund jährlich untersucht. Das derzeitige Monitoringkonzept berücksichtigt derzeit vorwiegend die Gemeinschaften der assoziierten Sande und Kiese. Die Epifauna der anliegenden Hartsubstrate wird mit den angewendeten Methoden nicht quantitativ erfasst. Methodenvergleiche zeigen jedoch, dass vor allem durch den Dredgehol das charakteristische Arteninventar der Hartböden (qualitativ) aufgenommen wird. Für die quantitati-

ve Aufnahme und Bewertung der Makrophytenbestände wurde im aktuellen Untersuchungsjahr eine erste Basisaufnahme im Fehmarnbelt durchgeführt.

Keine der untersuchten Flächen erreichte im Berichtszeitraum 2007-12 einen guten ökologischen Zustand (IOW & AWI 2012a). Drei der Teilflächen in der Kadetrinne wurden mit „schlecht“ bewertet, alle anderen Riffflächen erhielten das Prädikat „mäßig“. Hauptursache für den schlechten Zustand ist vor allem die Verschlickung der tiefer gelegenen Riffe, aber auch der eutrophierungsbedingte Rückgang der photischen Zone und das damit verbundenen Fehlen phytalbegleitender Epifauna-Arten in den flacheren Bereichen.

Im aktuellen Untersuchungsjahr erfolgten die Schwerpunktuntersuchungen im Bereich Kieler Bucht /Fehmarnbelt (Abbildung 24). Aufgrund der weiterhin ungesicherten Verbreitung der Riffe im Bereich Kieler Bucht wurden in diesem Jahr 13 Stationen im Monitoring aufgenommen. Darüber hinaus erfolgte eine gezielte Aufnahme der epibenthischen Gemeinschaften der photischen Zone in der südlichen Rifffläche im Schutzgebiet „Fehmarnbelt“. Dazu wurden zunächst zwei Langstrecken-Video transekte gefahren (1,5 bzw. 3,5 km) und danach quantitative Hartbodenproben genommen (8 Stationen).

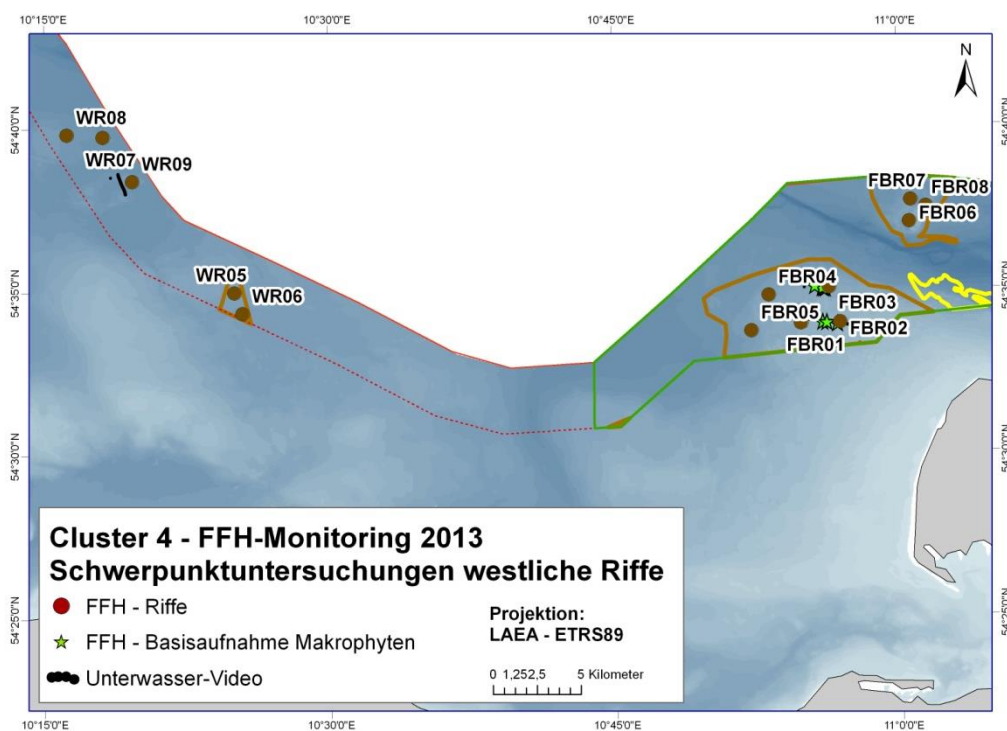


Abbildung 24: Schwerpunkt des FFH-Monitorings bildeten im aktuellen Untersuchungsjahr die westlichen Riffe in der Kieler Bucht und im Fehmarnbelt.

An den Monitoringstationen im Bereich der Kieler Bucht wurden wie bei der vorherigen Aufnahme nur vereinzelt Hartbodenstrukturen angetroffen. Dem entsprechend gering war auch der Anteil der typischen Riffarten am Gesamt-Arteninventar (62 – 71 Arten). In den beiden Riffflächen des Fehmarnbelts überwogen dagegen die Riffarten in der Artenliste der Stationen. Insgesamt konnten an den acht untersuchten Stationen 177 Taxa identifiziert werden (79 – 123 pro Station). Damit wurde das typische Arteninventar voll abgedeckt. Allerdings machen sessile epibenthische Arten nur rund 1 % der Biomasse in den Greiferproben aus.

Im Gegensatz dazu entfallen etwa zwei Drittel der mittleren Feuchtmasse von $2,2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ in den quantitativen Taucherproben auf sessile Epibenthosarten (Fauna und Flora). Der größte Anteil davon entfällt auf die Tangbeere *Dendrodoa grossularia* (46%, Abbildung 25). Zoobenthosarten machen insgesamt etwa zwei Drittel der Biomasse der sessilen Gemeinschaft aus. Unter den Makrophyten dominieren in 16 m Tiefe Tange (Laminariaceae) und der Blutrote Meerampfer *Delesseria sanguinea*. Fädige Algen sind hinsichtlich der Biomasse eher unbedeutend. Makrophyten stellen zwar nur einen vergleichsweise geringen Teil der Biomasse, besitzen jedoch einen deutlich höheren Bedeckungsgrad (50-75%) als die Zoobenthos-Arten und stellen zumindest für die Tangbeere das primäre Substrat dar. Sie sind damit als charakteristisch für das Biotop in Wassertiefen von 15-16 m anzusehen. Die flächenmäßige Dominanzstruktur ändert sich entlang des Tiefengradienten erheblich (Abbildung 26). Aufgabe der kommenden Jahre wird es sein, auch die Epibenthos-Gemeinschaften in tieferen Gebieten quantitativ zu erfassen und ein Bewertungssystem zu entwickeln.

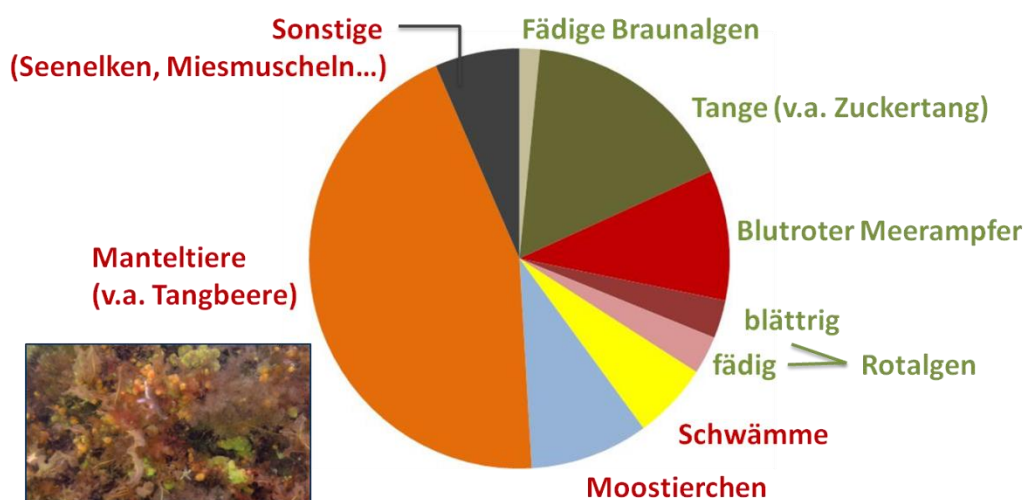


Abbildung 25: Biomasseanteile sessiler Arten in den quantitativen Taucherproben im Fehmarnbelt.



Abbildung 26: Sukzession der Hartbodengemeinschaft im Fehmarnbelt entlang der Wassertiefe.

Oben links: Dominanz von *Delesseria sanguinea* und *Saccharina latissima* in der photischen Zone (15-16 m)

Oben rechts: zunehmende Dichte von Schwämmen bei etwa 20 m

Unten links: Mischgemeinschaft von Seenelken und Schwämmen unterhalb 20 m

Unten rechts: Manteltiere in rund 30 m Wassertiefe

Ebenso deutlich ausgeprägt wie an den Stationen des Fehmarnbelts waren die Riffstrukturen am Adlergrund, allerdings war hier die Artenvielfalt aufgrund der geringeren Salinität deutlich niedriger. Miesmuscheln dominierten die Hartboden-Gemeinschaft im gesamten Gebiet. Ähnlich wie im Fehmarnbelt ist in den flacheren Abschnitten eine dichte Makrophytenbesiedlung charakteristisch. Dieser Aspekt wird in der Bewertung derzeit jedoch nicht berücksichtigt. Hinsichtlich deskriptiver Parameter lassen sich keine Unterschiede in der Besiedlung der Hartböden am Adlergrund im Vergleich zu den Vorjahren erkennen (Abbildung 27). Das zu erwartende Arteninventar wurde im gleichen Umfang angetroffen. Für die Riffe der Kadetrinne lässt sich dagegen scheinbar ein positiver Trend sowohl in der Biomasse als auch in der Artenvielfalt erkennen (Abbildung 27). Dieser Trend ist jedoch ausschließlich auf die Anpassung des Stationsnetzes zurückzuführen und stellt keine Verbesserung der realen Situation dar. In den Jahren 2009 bis 2011 wurden neben den Dauerstationen KR05 und KR33 jeweils eine weitere Monitoringstation untersucht, die aufgrund mangelnder Eignung im Folgejahr wieder verworfen wurde. Möglicherweise wird nach Abschluss der Kartierarbeiten das Stationsnetz noch einmal angepasst, so dass Aussagen zur Zustandsentwicklung in der Kadetrinne möglich sein werden.

Aufgrund der großen kleinräumlichen Variabilität und der Zufälligkeit der Untersuchungen mit dem van-Veen-Greifer lassen sich aus Biomasse und Individuendichte keine Trends ableiten (Abbildung 27). Auch hinsichtlich der Artenzahl lassen sich keine Trendaussagen tätigen. Das Monitoringkonzept und die Lage der Monitoringstationen bedürfen hinsichtlich der Probenahme-Methodik und der Bewertungsparameter noch der Anpassung.

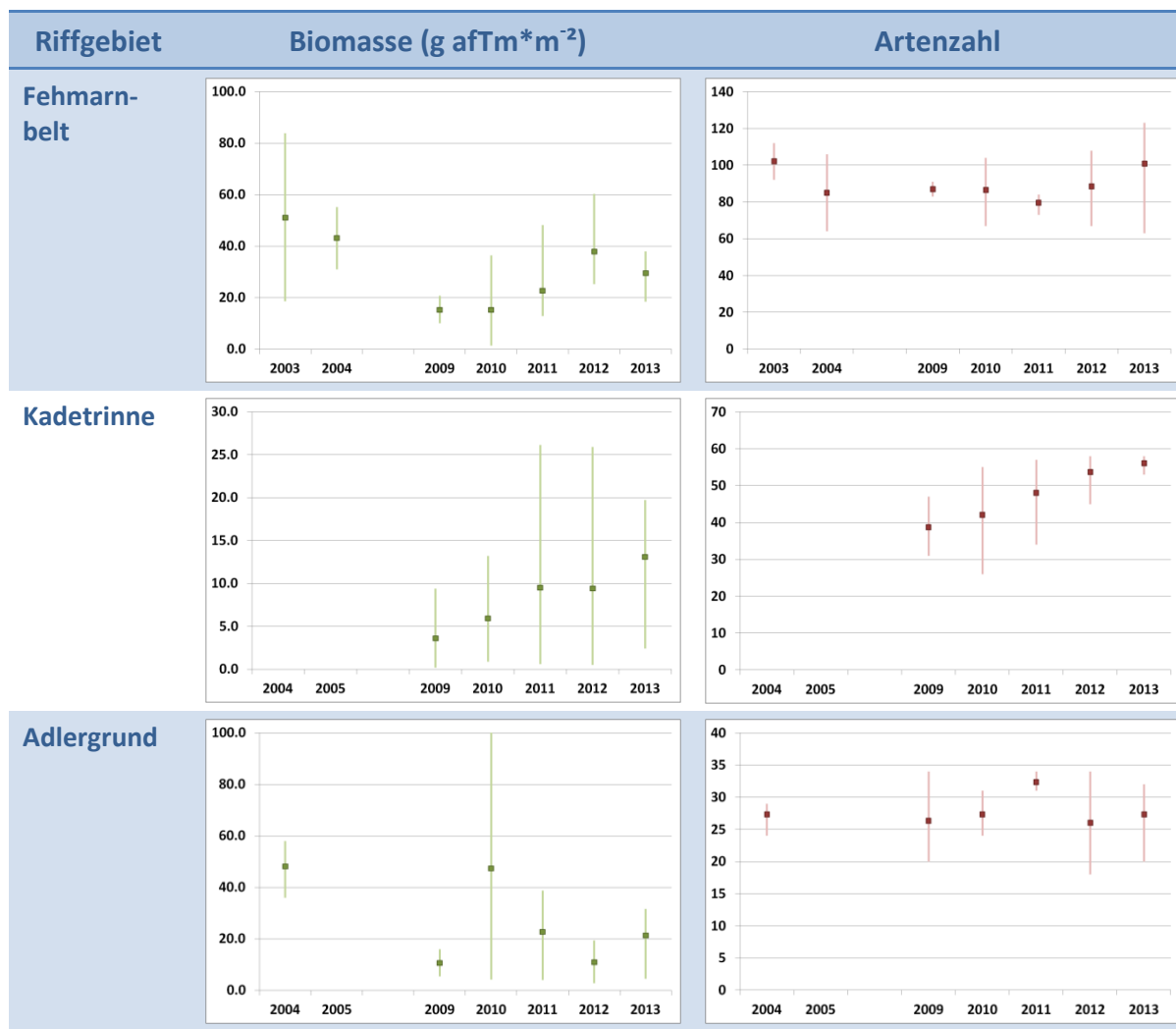


Abbildung 27: Trend für Gesamt-Biomasse (links) und Artenzahl (rechts) in den drei Riffgebieten, die in der Ostsee dem Monitoring unterliegen. Angegeben sind Maxima, Minima und Mittelwert für die jährlichen Monitoringstationen.

4 Besondere Biotoptypen nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

4.1 Einführung

Neben FFH-LRT fallen auch die durch regionale Übereinkommen (OSPAR, HELCOM) oder nationales Recht (§ 30 BNatSchG) als besonders schützenswert oder gefährdeten Biotoptypen zu den besonderen Biotoptypen im Sinne der MSRL. Die in den Richtlinien gelisteten Biotoptypen lassen sich in vier Komplexen zusammenfassen:

- Makrophytenfluren (AWZ nur Ostsee),
- Grob- und Schillsubstrate
- Schlicksubstrate mit grabender Megafauna (nur Nordsee).
- Schlicksubstrate der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von *Arctica islandica* (NEU: HELCOM 2013a)

Insbesondere die ersten drei Typen sind von teils sehr speziellen Gemeinschaften besiedelt, deren charakteristische Arten weitgehend auf diesen speziellen Lebensraum beschränkt bleiben. Diesen Typen ist jedoch auch gemein, dass sie in den bisherigen Monitoringprogrammen kaum berücksichtigt wurden und dass über ihre Verbreitung und biologische Variabilität vergleichsweise wenig bekannt ist. Monitoringkonzept und Bewertungssysteme für diese besonderen Biotoptypen befinden sich noch in der Entwicklung bzw. in der nationalen und internationalen Abstimmung. Belastbare Aussagen zum Zustand der Biotope sind daher in den meisten Fällen nicht möglich.

4.2 Artenreiche Grobsubstrate und Schillgründe

4.2.1 Einführung

Grobsubstrate werden oftmals durch eine hoch spezialisierte Gemeinschaft besiedelt, deren dominante Arten auf bzw. in anderen Sedimenten nicht anzutreffen sind. Die Verbreitung von Grobsubstraten ist von geologischen Prozessen und Strömungsverhältnissen abhängig und daher zumindest in den salzreicheren Regionen der Ostsee stark eingeschränkt. Gleichzeitig sind sie durch die marine Rohstoffgewinnung (Sand- und Kiesabbau) jedoch einem zusätzlichen intensiven Druck ausgesetzt. Daher wird ihre Bedeutung und Gefährdung sowohl im BNatSchG als auch nach HELCOM (1998) hervorgehoben. Allerdings unterscheiden sich die Definitionen für den Biototyp zwischen den beiden Richtlinien. Während nach BNatSchG zusätzlich zu den Grobsubstraten die Schillflächen in die Definition einbezogen werden, unterscheidet HELCOM zwischen geolo-

gischen Grobsubstraten und Schillflächen, stellt aber für beide Typen separat eine Gefährdung fest. Ein assoziierter Typus nach OSPAR existiert nicht.

Schillflächen sind bislang in den Monitoringprogrammen gar nicht erfasst worden und lassen sich aufgrund ihrer kleinräumigen Verbreitung nur schwer quantifizieren. Sie entziehen sich daher bislang einer Bewertung, so dass der Biotopkomplex mittelfristig ausschließlich über die Grobsubstrate bewertet wird.

4.2.2 Atlantische Region: Nordsee

Diese nach § 30 BNatSchG zu schützenden Substrate liegen in der AWZ der Nordsee zwischen den Steinen in den FFH-Riffen und entsprechen weitgehend der Definition des „Amphioxus-Sandes“. Die Lebensgemeinschaften an den Stationen, die in etwa diesem Biotoptyp entsprechen, sind durch hohe Abundanzen von *Branchiostoma lanceolatum*, *Aonides paucibranchiata* und anderen der *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft für Grobsand und Kies (RACHOR & NEHMER 2003) zuzuordnenden Arten gekennzeichnet. Präsenz und Abundanz einzelner Arten dieser Gemeinschaft können räumlich und vermutlich auch zeitlich, stark schwanken, was der Dynamik des Substrats geschuldet ist. ARMONIES (2010) gab an, dass artenreiche Kies- und Schillgründe hauptsächlich im Gebiet Borkum-Riffgrund zu finden seien, was sich durch unsere Untersuchungen bestätigt hat. Auch die nördlich des Natura 2000-Gebietes im Sylter Außenriff liegende Station SAR 38 und ihre besondere *Chaetopterus-Ascidella*-Gemeinschaft kann wahrscheinlich zu diesem Typ gezählt werden.

Eine erste Teil-Beprobung des Biotoptyps hat 2012 stattgefunden, eine weitere Aufnahme des Biotoptyps konnte erst 2014 realisiert werden. Für die Erstellung eines eigenen Monitoring- und Bewertungskonzepts bedarf es genauerer Kenntnis zur Lage der Grobsubstrat-Flächen und einer klaren Trennung von den als FFH-Lebensraumtypen „Riff“ ausgewiesenen Flächen.

4.2.3 Kontinentale Region: Ostsee

Die Beschreibungen von BNatSchG und HELCOM zur Ausprägung der Grobsubstrate in der Ostsee sind ähnlich (Abbildung 28). Beide ziehen die Polychaeten-Gattung *Ophelia* als biologisches Charakteristikum ein. In der Beschreibung zum BNatSchG-Typ heißt es in BfN (2011): „Dieser Biotoptyp umfasst Rein- oder Mischvorkommen von Kies-, Grobsand- oder Schillsedimenten des Meeresbodens, die unabhängig von der großräumigen Lage von einer spezifischen Endofauna (u.a. Sandlückenfauna) und Makrozoobenthos-Gemeinschaft besiedelt werden. [...] In der Ostsee

sind die entsprechenden Sedimente mit den primär charakteristischen Polychaetengattungen *Ophelia* und *Travisia* besiedelt. Die Besiedlung ist räumlich stark heterogen.“

Wie auch die Schillgründe waren die Grobsubstrate in der Ostsee im bisherigen Monitoring nicht vertreten. IOW & AWI (2013) kommen zu dem Schluss, dass sich der Biotoptyp aufgrund des geringen Kenntnisstands zur Verbreitung, biologischen Ausstattung und der nicht eindeutigen Trennung von verschiedenen Aspekten der FFH-LRT Riffe und Sandbank (vgl. BfN 2011) derzeit nicht bewerten lässt. Das entsprechende Bewertungssystem befindet sich derzeit in der Testphase, eine erste Bewertung ist auch für die Ostsee für das Jahr 2015 zu erwarten.

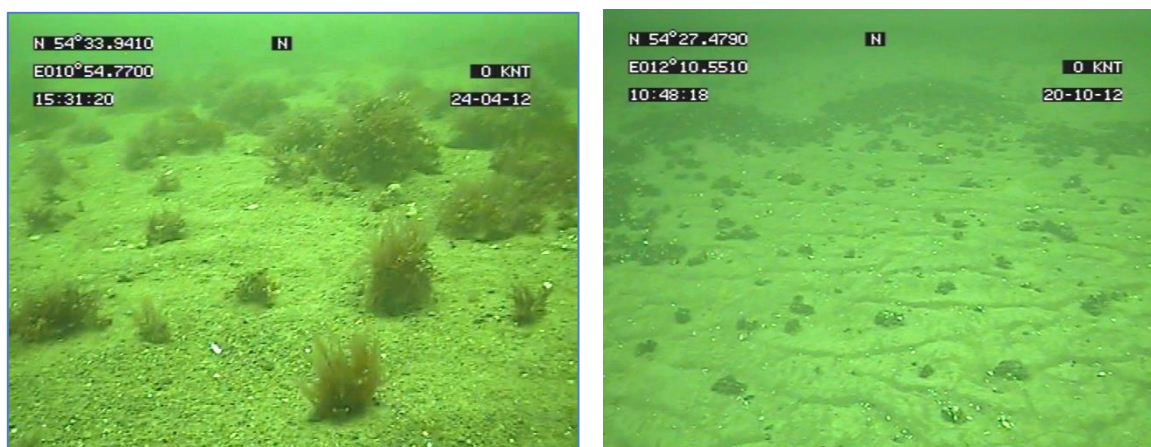


Abbildung 28: Die Kiesflächen zwischen den Hartsubstraten im Fehmarnbelt (links) und die groben Mischsand-Flächen an der Darßer Schwelle (rechts) sind typische Ausprägungen des Biototyps in der Ostsee.

4.3 Gemeinschaft tiefgrabender Megafauna

Die Stationen zur Beprobung des gemäß BNatSchG geschützten Biototyps „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ wurden anhand vorliegender Daten zum Vorkommen der zur bohrenden Bodenmegafauna zählenden Krebsarten *Callinassa subterranea*, *Upogebia deltaura* und *Nephrops norvegicus* ausgewählt. Diese Krebse graben Wohngänge in schlickige Sedimente. Sie wurden im Rahmen früherer Untersuchungen wiederholt vorwiegend im westlichen Teil der deutschen AWZ der Nordsee in Gebieten am nördlichen und südlichen Rand des Elbe-Urstromtals angetroffen (Abbildung 29).

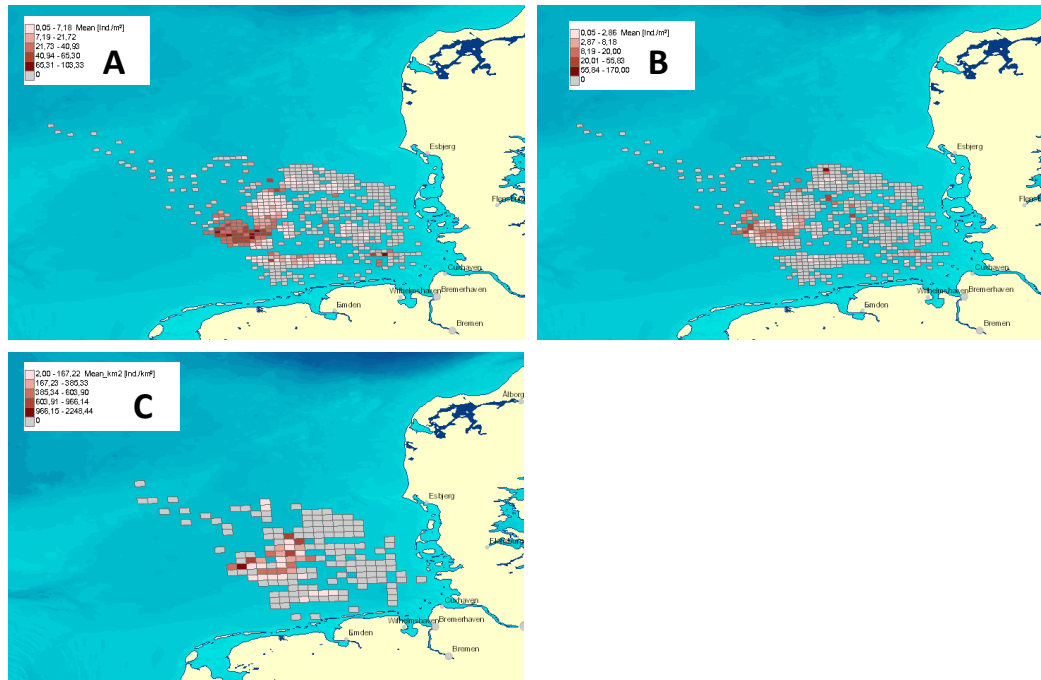


Abbildung 29: Vorangegangene Nachweise der zur bohrenden Bodenmegafauna zählenden Krebsarten (A) *Callianassa subterranea*, (B) *Upogebia deltaura* und (C) *Nephrops norvegicus* in der deutschen AWZ der Nordsee (Quelle: BSH/AWI 2014; <https://www.geoseaportal.de/gdi-bsh-portal/ui>).

Entsprechend der Verbreitung dieser Arten wurden Stationen zur Beprobung der „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ in den identifizierten Gebieten an den Rändern des Elbe-Urstromtals gewählt (Abbildung 30). Das nordöstliche Gebiet wurde an 18 Stationen beprobt, während 12 Stationen in das südwestliche Gebiet gelegt wurden. Beide Gebiete wurden im Jahr 2012 mit den oben beschriebenen Methoden untersucht.

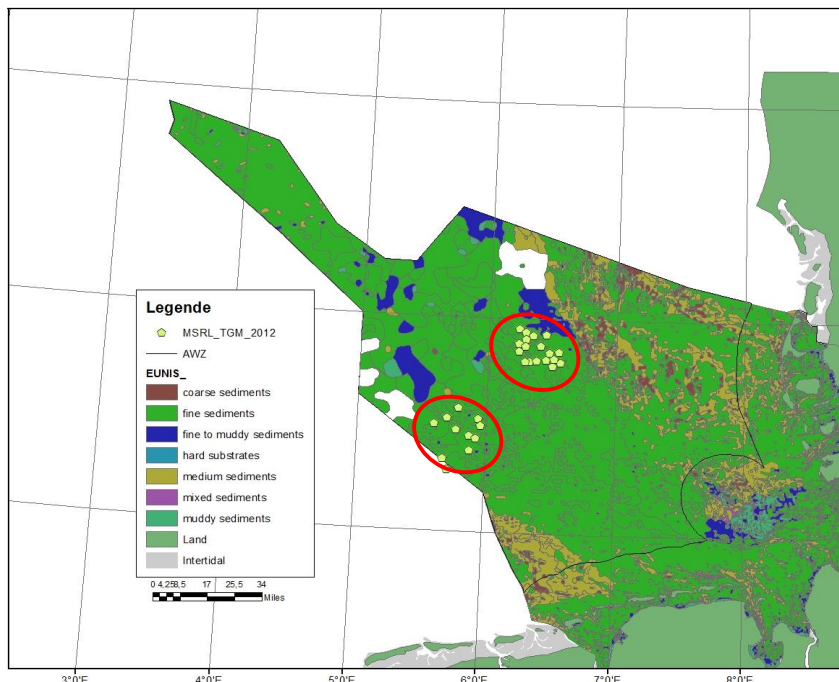


Abbildung 30: Stationen zur Beprobung der Infaunagemeinschaften des gemäß OSPAR geschützten Biototyps „Schlick mit bohrender Bodenmegafauna“ in der Deutschen AWZ der Nordsee im Jahr 2012.

An nahezu allen Stationen wurden Individuen der charakteristischen Gattungen *Callianassa* und *Upogebia* nachgewiesen. Die maximale Abundanz pro Gattung überstieg jedoch an keiner Station 50 Ind./m² und war damit geringer als beispielsweise als die von *Upogebia* spp. an der Riffstation SGR 02 am Störtebekergrund (287 Ind./m²). Der Kaisergranat *Nephrops norvegicus* wurde nicht nachgewiesen.

Anhand der SIMPROF-Analyse konnten für die Infauna auf einem Signifikanzniveau von 95 % fünf Cluster (A - E) sowie eine Einzelstation (F) getrennt werden (Abbildung 31). Das Cluster A spaltet sich von allen anderen Clustern bei einer Ähnlichkeit von 63 % ab. In ihm finden sich alle Proben aus dem südwestlichen Beprobungsgebiet sowie eine Station aus dem nordöstlichen Beprobungsgebiet wieder. Auch für die anderen Cluster wird eine deutliche räumliche Strukturierung in kleineren, geographisch abgegrenzten Einheiten erkennbar (Abbildung 32). Die Dichte der Maulwurfskrebse spielte hinsichtlich der Strukturierung der Gemeinschaft dagegen keine Rolle, die Individuendichte der charakteristischen Gattungen *Callianassa* und *Upogebia* unterschied sich nicht zwischen den Clustern.

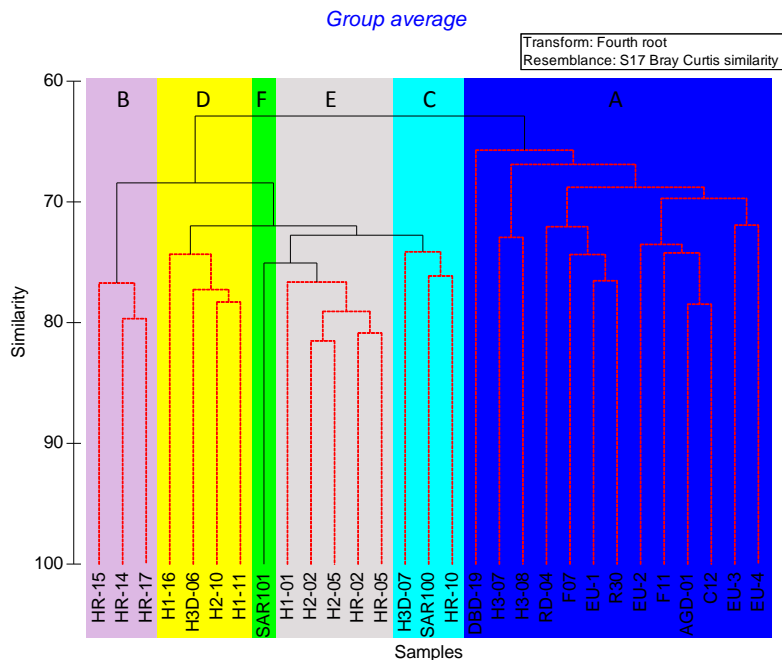


Abbildung 31: Dendrogramm zur Veranschaulichung der strukturellen Ähnlichkeit der anhand einer SIMPROF-Analyse identifizierten (Signifikanzniveau: 95 %) Infauna-Cluster (A - E) in dem OSPAR-Biotoptyp „Schlickgründe mit tiefbohrender Bodenmegafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee.

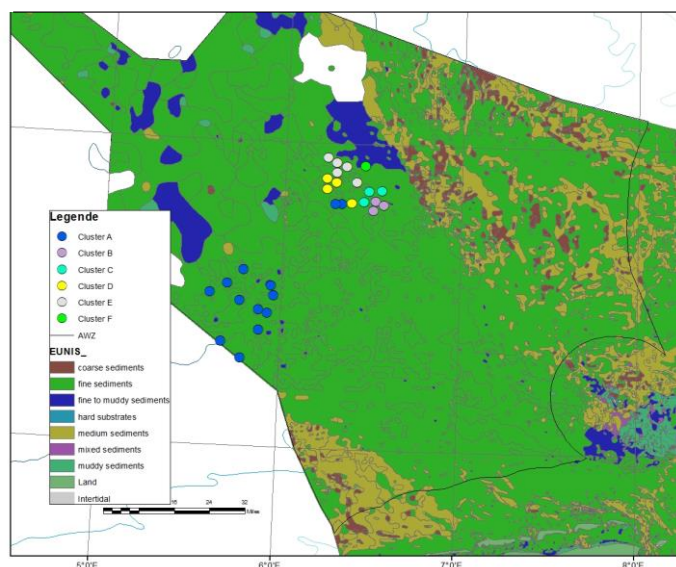


Abbildung 32: Geographische Lage der anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten (Signifikanzniveau: 95 %) Infauna-Cluster (A - E) in dem OSPAR-Biotoptyp „Schlick mit tiefbohrender Bodenmegafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee.

Die Artenvielfalt der Infauna variierte signifikant zwischen den Clustern (Abbildung 33A). Die geringste Artenvielfalt war in Cluster A zu verzeichnen. Dieses Cluster wies eine signifikant geringere Anzahl an Taxa auf als die Cluster D und E. Ebenso variierte die Gesamtabundanz der Infauna zwischen den Clustern (Abbildung 33B). Wieder wies Cluster A die geringste Gesamtbiomasse auf, die signifikant geringer war als in den Clustern D und E. Trotz der Variationen im Artenreichtum bestanden keine Unterschiede zwischen den Clustern hinsichtlich der Shannon-Diversität und der Äquität (Abbildung 33C und D). Die Gesamtbiomasse der Infauna variierte hingegen erheblich zwischen den Clustern (Abbildung 33E). Die Infauna der Cluster B und C wies eine im Durchschnitt rund dreifach höhere Gesamtbiomasse auf als die Infauna des Clusters A. Die Cluster D und E wiesen eine mittlere Gesamtbiomasse auf. Trotz der großen Differenzen in den Mittelwerten zwischen den Clustern waren die Unterschiede in der Gesamtbiomasse aufgrund der hohen Variabilität innerhalb der Cluster nur zwischen den Clustern A und C statistisch signifikant.

Für die Infauna aller Cluster wurde ein mittlerer AMBI-index von rund 1,5 ermittelt, der auf eine geringe Störung (slightly disturbed) hindeutet (Abbildung 34). Der AMBI-Index war am geringsten für Cluster C und am höchsten für Cluster E. Die Unterschiede waren statistisch jedoch nicht signifikant.

Die Sedimenteigenschaften variierten stark zwischen den Clustern. Der Korngrößenmedian war am höchsten im Cluster A und damit signifikant höher als in den Clustern B, C und D (Abbildung 35A). Am niedrigsten war der Korngrößenmedian in den Clustern B und C. Der Glühverlust und damit der organische Gehalt der Sedimente variierte nur geringfügig zwischen den Clustern und die Variationen waren nicht signifikant (Abbildung 35B). Am geringsten war der Glühverlust im Cluster D, am höchsten im Cluster E. Auffällig hoch war der Glühverlust im Cluster F. Da hier jedoch nur eine einzige Probe vorlag, kann dieser Wert nicht als repräsentativ angesehen werden. Entsprechend der Definition des Biototyps als „muddy substrates“ wären ausschließlich die Cluster B, C und F aufgrund der Substrateigenschaften diesem Biototyp zuzuordnen.

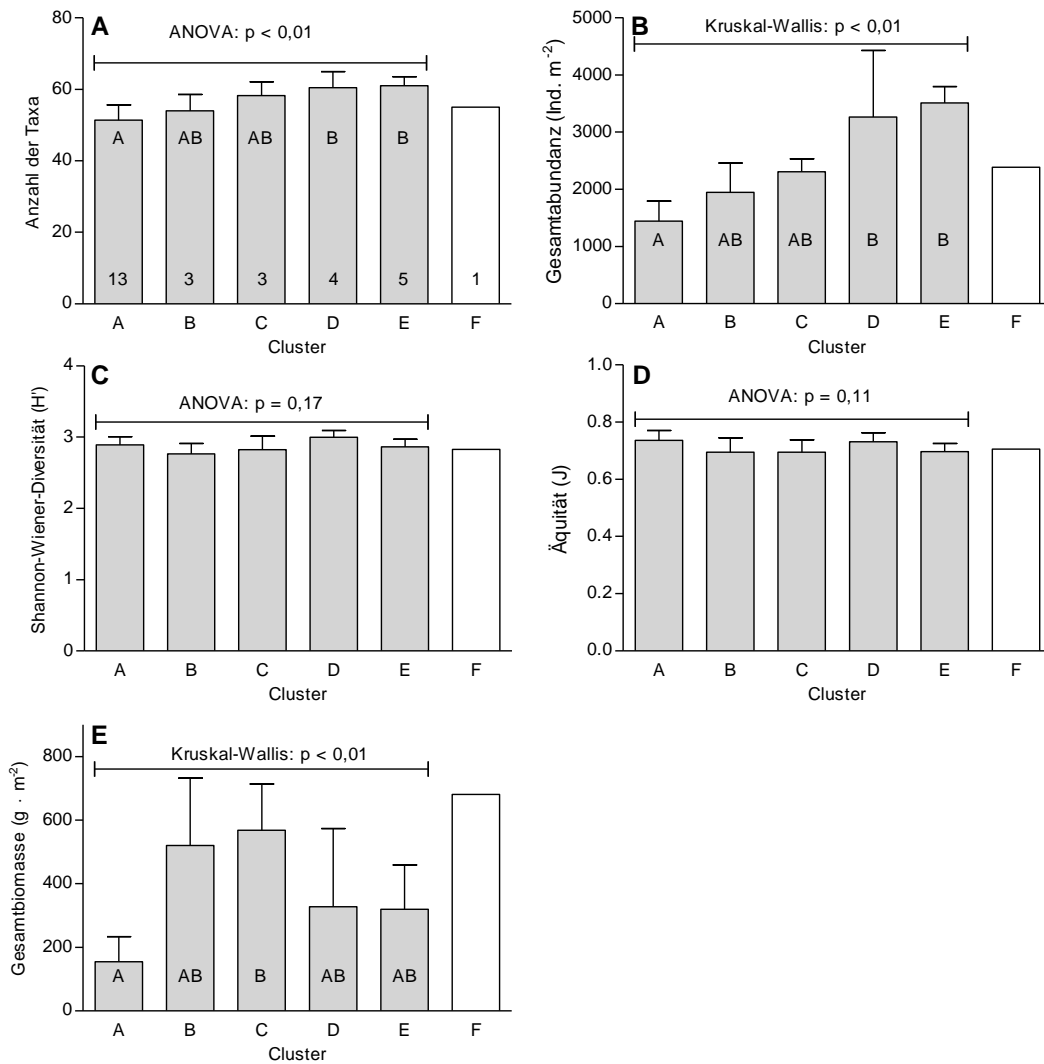


Abbildung 33: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) (A) Artenzahl, (B) Gesamtabundanz, (C) Shannon- Diversität, (D) Äquität und (E) Gesamtbiomasse der Infaunagemeinschaften in den anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten Clustern des OSPAR-Biototyps „Schlick mit tiefbohrender Megafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee. Cluster C (N = 1) wurde von der Analyse ausgeschlossen. Cluster mit signifikanten Unterschieden sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Die Anzahl der Stationen ist in den Balken von (A) angegeben.

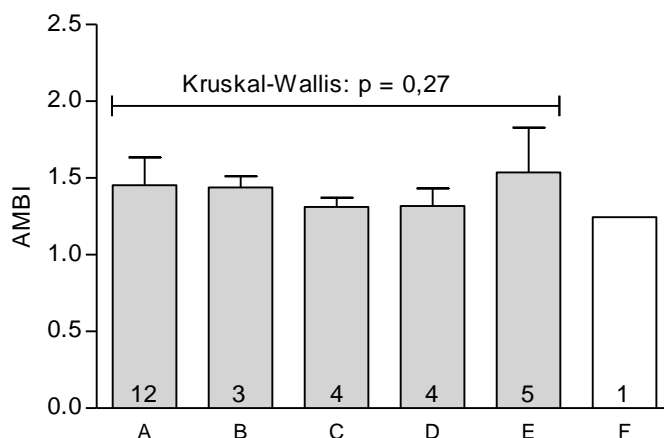


Abbildung 34: Durchschnittlicher (\pm Standardabweichung) AMBI-Index der Infaunagemeinschaften in den anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten Clustern des OSPAR-Biototyps „Schlick mit tiefbohrender Megafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee. Cluster C (N = 1) wurde von der Analyse ausgeschlossen. Cluster mit signifikanten Unterschieden sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Die Anzahl der Stationen ist in den Balken von (A) angegeben.

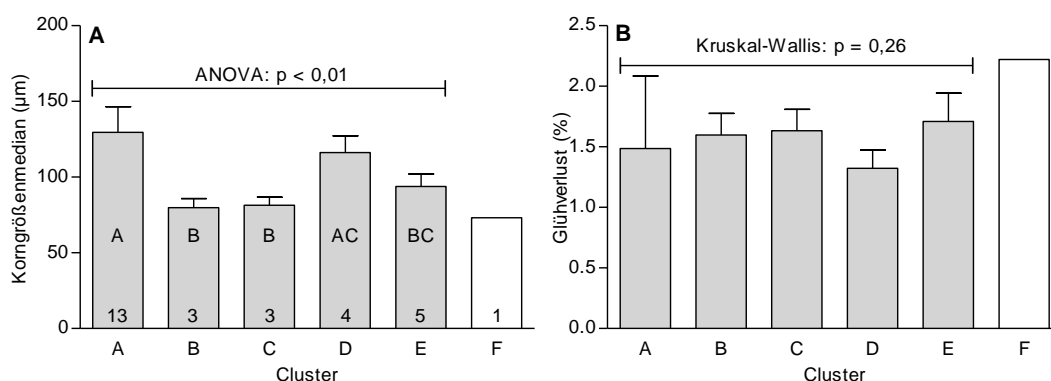


Abbildung 35: Durchschnittlicher (\pm Standardabweichung) (A) Korngrößenmedian und (B) Glühverlust des Sediments an den Stationen der anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten Cluster des OSPAR-Biototyps „Schlick mit tiefbohrender Megafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee. Cluster F (N = 1) wurde von der Analyse ausgeschlossen. Cluster mit signifikant unterschiedlichem Korngrößenmedian sind durch unterschiedliche Buchstaben in den Balken gekennzeichnet. Die Anzahl der Stationen ist in den Balken von (A) angegeben.

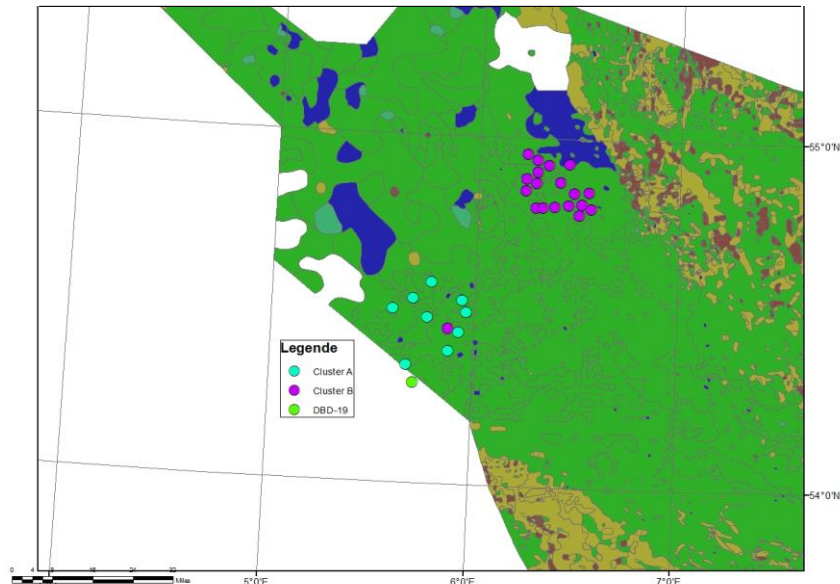


Abbildung 37: Geographische Lage der anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten (Signifikanzniveau: 95 %) Epifauna-Cluster (A & B, Station DBD19) in dem OSPAR-Biototyp „Schlick mit tiefbohrender Megafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee.

Die Artenvielfalt der Epifauna variierte zwischen den Clustern. Im nordöstlichen Cluster B war die Anzahl der Taxa höher als im südwestlichen Cluster A (Abbildung 38). Die Station DBD 19, die allein ein Cluster formt, wies eine geringere Artenvielfalt der Epifauna auf als die Cluster A und B.

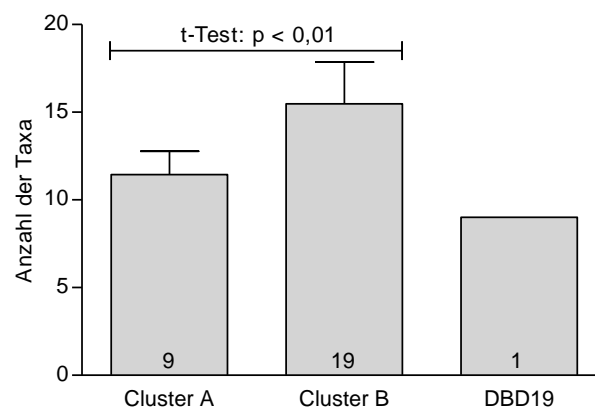


Abbildung 38: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Epifauna in den anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten Clustern des OSPAR-Biototyps „Schlick mit tiefbohrender Megafauna“; Anzahl der Stationen jeweils in den Balken angegeben.

Mega-Epifauna - Video

Für die mit dem Unterwasservideo erfasste Mega-Epifauna konnte die klare geographische Aufteilung in ein südwestliches und ein nordöstliches Cluster nicht bestätigt werden. Anhand der SIM-PROF-Analyse wurden für die Mega-Epifauna vier distinkte Cluster identifiziert, von denen zwei von jeweils nur einer Station repräsentiert werden (Stationen HR 14 und SAR 101) (Abbildung 39). Dabei wurde der Station SAR 101, wie auch bereits für die Infauna, der Status eines eigenen Clusters zugeordnet. Das Cluster A umfasst sowohl das südöstliche wie auch das nordöstliche Probenahmegebiet, während die vier Stationen des Clusters B scheinbar unzusammenhängend über den Bereich des nordöstlichen Probenahmegebiets verteilt sind (Abbildung 40).

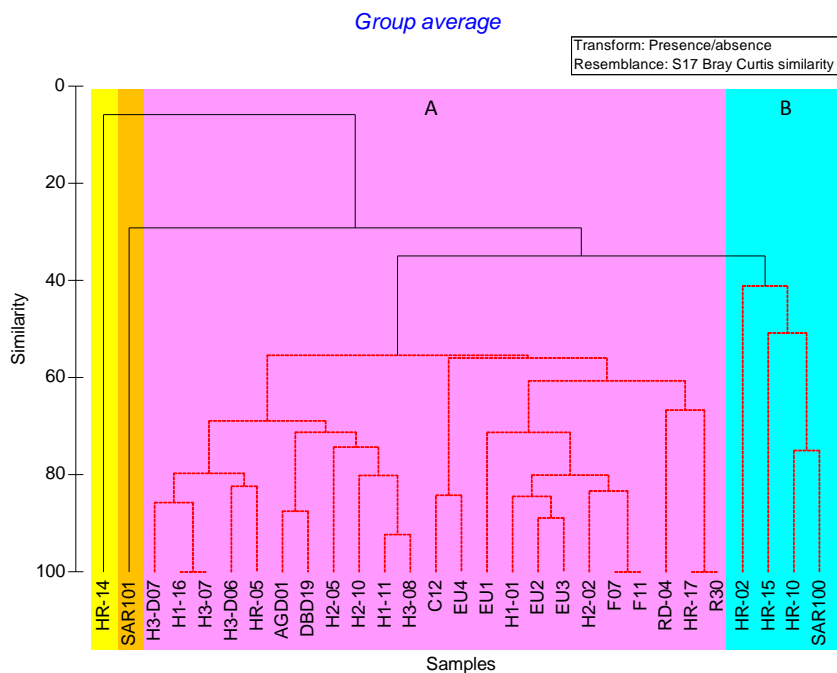


Abbildung 39: Dendrogramm zur Veranschaulichung der strukturellen Ähnlichkeit der anhand einer SIM-PROF-Analyse (basierend auf presence/absence-Daten) identifizierten (Signifikanzniveau: 95 %) Mega-Epifauna-Cluster (A & B, Stationen HR14 & SAR101) in dem OSPAR-Biototyp „Schlickgründe mit tiefbohrender Megafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee.

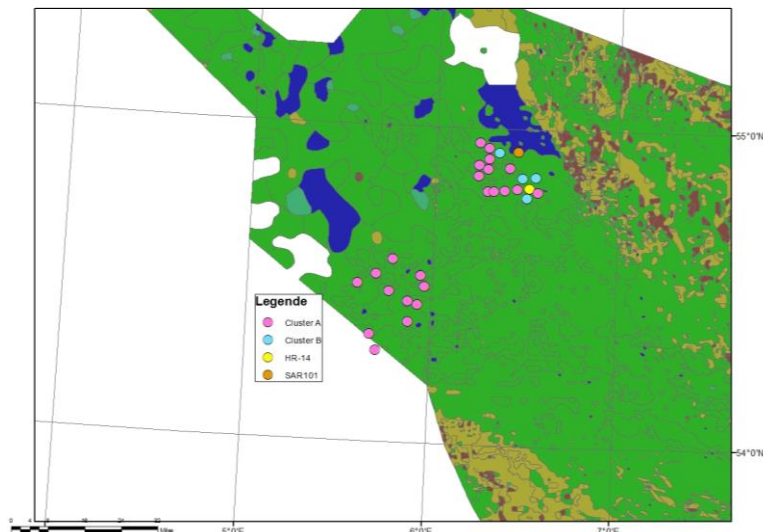


Abbildung 40: Geographische Lage der anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten (Signifikanzniveau: 95 %) Mega-Epifauna-Cluster (A - D) in dem OSPAR-Biototyp „Schlick mit tiefbohrender Megafauna“ in der deutschen AWZ der Nordsee.

Die Artenvielfalt der Mega-Epifauna variierte deutlich zwischen den Clustern (Abbildung 41). Die Anzahl der Taxa war in Cluster A am höchsten und statistisch signifikant höher als in Cluster B. An den Stationen HR 14 und SAR 101, die jeweils ein Cluster bildeten, war die Artenvielfalt ebenfalls niedriger als in Cluster A.

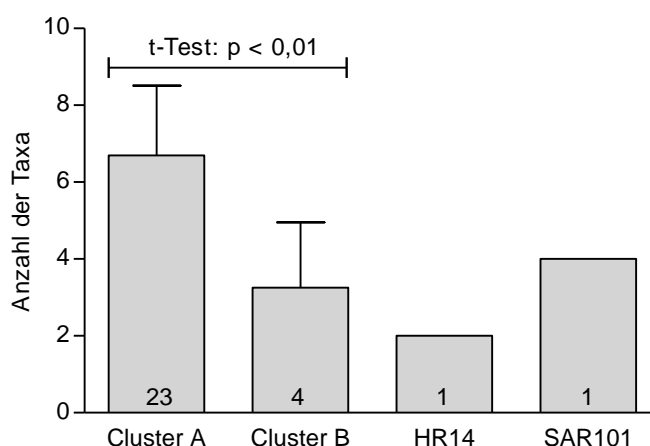


Abbildung 41: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Mega-Epifauna in den anhand der SIMPROF-Analyse identifizierten Clustern des OSPAR-Biototyps „Schlick mit tiefbohrender Megafauna“; Anzahl der Stationen jeweils in den Balken angegeben.

Status

Die Beprobung des OSPAR-Biototyps „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ hat gezeigt, dass die Benthosgemeinschaft in den ausgewählten Gebieten durch eine deutliche räumliche Strukturierung gekennzeichnet ist. Für die Infauna konnten insgesamt sechs Cluster identifiziert werden, die durch eine grundsätzlich zwar ähnliche, jedoch anhand multivariater Verfahren klar voneinander unterscheidbare Gemeinschaftsstruktur gekennzeichnet sind. Dabei setzte sich ein großes Cluster an der südwestlichen Kante des Elbe-Urstromtals von den anderen Clustern an der nordöstlichen Kante des Tals ab. Diese Unterteilung in zwei unterschiedliche Cluster an den gegenüberliegenden Rändern des Elbe-Urstromtals konnte auch für die Epifauna bestätigt werden. Für die Infauna konnten ferner distinkte Cluster in dem nordöstlichen Gebiet identifiziert werden, die räumlich gut gegeneinander abgegrenzt erschienen. Untereinander variierten die Cluster der Infauna wie auch der Epifauna zum Teil erheblich hinsichtlich der Artenvielfalt wie auch der Gesamtabundanz.

Die Identifizierung distinkter Cluster sollte bei zukünftigem Monitoring berücksichtigt werden, da eine Nicht-Differenzierung zu einer erhöhten Variabilität innerhalb des Biototyps führen könnte, die mögliche Veränderungen über die Zeit infolge möglicher Stressoren überdecken könnte. Grundsätzlich tragen die Ergebnisse zu einem besseren Verständnis der räumlichen Strukturierung der Benthosgemeinschaften dieses Biototyps bei.

Für die Infaunagemeinschaften dieses OSPAR-Biototyps hat der AMBI-Index eine geringfügige Störung (slightly disturbed) identifiziert. Wie für die FFH-Gebiete muss hier jedoch ebenfalls von einer höheren Störung aufgrund mechanischer Beanspruchung ausgegangen werden, da vor allem auch an den Rändern des Elbe-Urstromtals eine intensive grundberührende Schleppnetzfisherei betrieben wird (STELZENMÜLLER et al. 2011). Entsprechend wird auf der Basis von Experteneinschätzung auch hier der „gute Umweltzustand“ des OSPAR-Biototyps „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ als nicht erreicht eingestuft.

4.4 Makrophytenfluren

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

Typen die gleichen Vorkommen und sind synonym anwendbar. Da die relevanten Makroalgen der küstenfernen Gebiete zudem Hartboden-gebunden sind, bilden sie gleichzeitig einen besonderen Typus des FFH-LRT „Riffe“ und werden daher im vorliegenden Monitoringbericht als Sondertypus dieses Lebensraumtypus abgehandelt (Kap. 3.2.2).

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

Mit der Veröffentlichung der überarbeiteten Roten Liste gefährdeter Habitate und Biotoptypen durch die HELCOM (2013a), wurde eine Anpassung der Liste besonderer Biotoptypen erforderlich. Neu aufgenommen wurde daher der Biotoptyp „schlickige Substrate der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von *Arctica islandica*“. Hauptgefährdungsursache ist die zunehmende Exposition gegenüber saisonalen Sauerstoffmangel-Ereignissen. Adulte Organismen der namensgebenden Art sind zwar vergleichsweise robust gegenüber Sauerstoffmangel, sollten die ältere Kohorte jedoch aufgrund der Dauer der Exposition abgestorben sein, ist eine erfolgreiche Wiederherstellung der Population und damit des ökologischen Potentials der gesamten Gemeinschaft kaum noch möglich. Dies liegt zum einen an der extremen Langlebigkeit der Art (in unseren Bereichen 70-80 Jahre) und der deutlich höheren Empfindlichkeit junger Individuen. Aufgrund der Regelmäßigkeit der saisonalen Hypoxie haben diese Individuen keine Möglichkeit mehr heranzuwachsen. Die Populationsstruktur der Islandmuschel ist verbreitet nachhaltig gestört (ZETTLER et al. 2001), stellenweise fehlt sie bereits völlig.

Hauptverbreitungsgebiet dieses Biotoptyps bildet die Mecklenburger Bucht, deren tiefe Bereiche regelmäßig Sauerstoffmangel ausgesetzt sind. In etwa einem Drittel der Fläche des Biotoptyps in der Mecklenburger Bucht beträgt der Sauerstoffmangel nach Modellergebnissen im Mittel 30 – 50 Tage. Diese Werte stellen allerdings eine deutliche Unterschätzung der realen Länge des sommerlichen Sauerstoffmangels dar (R. Friedland, pers. comm, Messwerte LUNG M-V). Betroffen davon sind insbesondere die südlichen Bereiche und die innere Lübecker Bucht (Abbildung 42).

Die Auswirkungen dieser lang anhaltenden Sauerstoffmangelereignisse auf die benthische Gemeinschaft lassen sich anhand der Zeitreihe von Monitoringstationen gut darstellen (Abbildung 43). An der in der nordwestlichen Mecklenburger Bucht gelegenen Station Mon 012 liegt die Gesamt-Biomasse (Feuchtmasse) seit 1999 immer über $100 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ und damit im Bereich der natürlichen Variabilität. Der Biomasseanteil der Islandmuschel betrug stets 80-95 %. Auch beim Benthic Quality Index (BQI) ergaben sich keine starken Einbrüche. Anders stellt sich die Situation am Messpunkt HELCOM 024 des Landes Mecklenburg-Vorpommern dar, der im südlichen Bereich der Mecklenburger Bucht und damit im stärker von Sauerstoffmangel betroffenen Bereich liegt. Hier

brach die Population der Islandmuschel und mit ihr die Gesamt-Biomasse im Sommer 2006 völlig ein und hat sich seit dem nicht wieder erholt. Auch der BQI verzeichnet in mehreren Jahren starke Einbrüche.

Auch ohne vollständig erprobtes indikatorbasiertes Bewertungssystem lässt sich daraus schlussfolgern, dass der Biotoptyp deutlich den guten ökologischen Umweltzustand verfehlt.

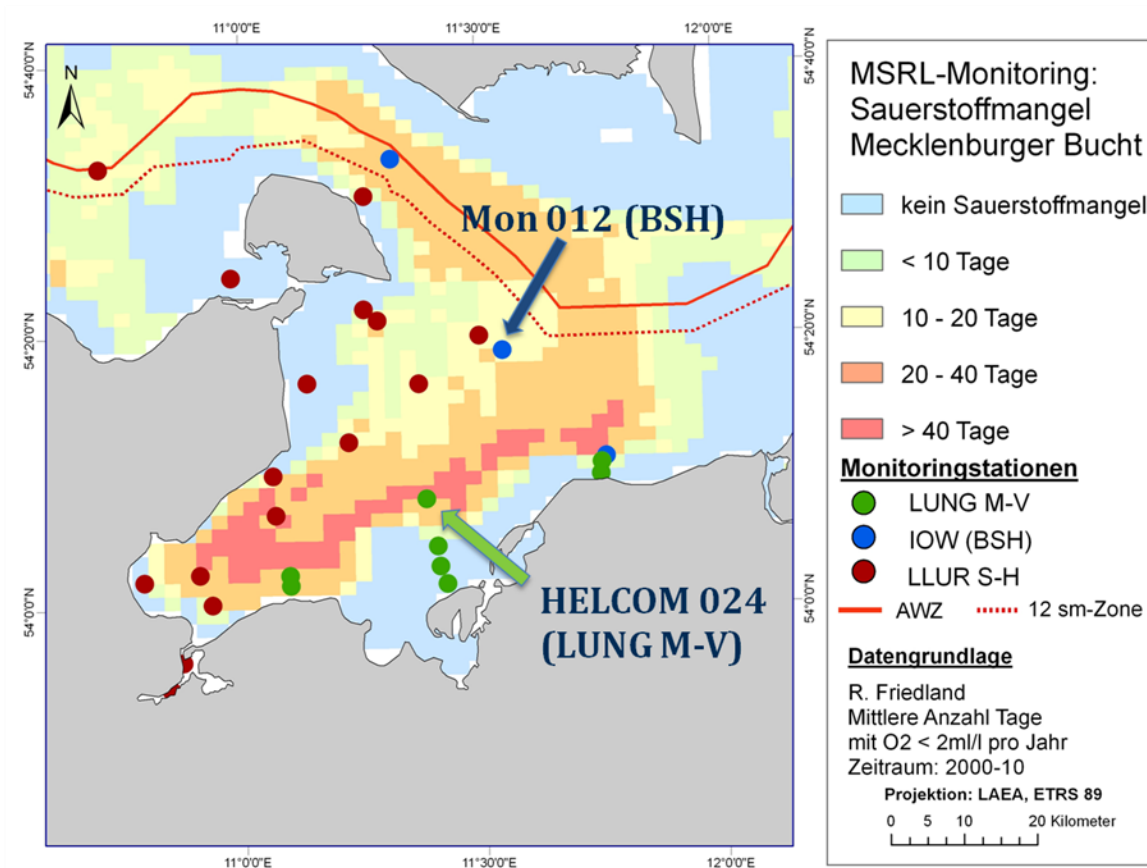


Abbildung 42: Mittlere Dauer des saisonalen Sauerstoffmangels im Bereich der Mecklenburger Bucht im Zeitraum 2000-10 sowie Lage der Stationen des aktuellen Messnetzes im BLMP.

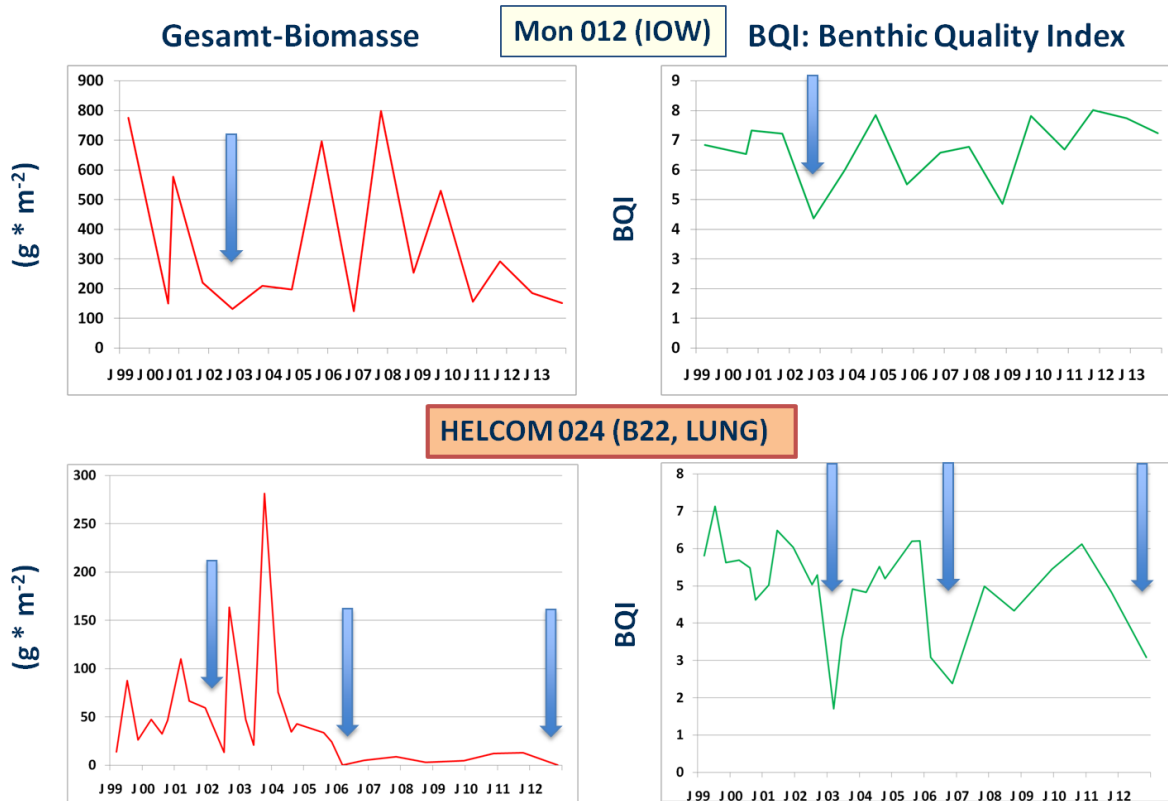


Abbildung 43: Mittlere Dauer des saisonalen Sauerstoffmangels im Bereich der Mecklenburger Bucht im Zeitraum 2000-10 sowie Lage der Stationen des aktuellen Messnetzes im BLMP.

5 Vorherrschende Biotoptypen nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

Vorherrschende Biotoptypen sind definiert als die im jeweiligen Seegebiet flächenmäßig dominierenden Biotoptypen. Die EU Kommission gibt dazu eine Liste von 18 vorherrschenden benthischen Biotoptypen vor (CSWP 2011):

- Littoral rock & biogenic reef
- Littoral sediment
- Shallow sublittoral rock & biogenic reef
- Shallow sublittoral coarse sediment
- Shallow sublittoral sand
- Shallow sublittoral mud
- Shallow sublittoral mixed sediment
- Shelf sublittoral rock & biogenic reef
- Shelf sublittoral coarse sediment

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

Die zuständige Arbeitsgruppe des BLMP identifiziert davon sechs als in Deutschland nicht vorkommend (KRAUSE et al. 2012). Drei weitere Typen werden über den FFH-Lebensraumtyp „Riffe“ abgedeckt und fallen daher in den deutschen Gewässern in die Kategorie der besonderen Biotoptypen. Von den neun verbleibenden Biotoptypen kommen die „littoral sediments“ ausschließlich küstennah vor, so dass für die AWZ die folgenden Biotoptypen zu identifizieren sind:

- Shallow sublittoral coarse sediment
- Shallow sublittoral sand
- Shallow sublittoral mud
- Shallow sublittoral mixed sediment
- Shelf sublittoral coarse sediment
- Shelf sublittoral sand
- Shelf sublittoral mud
- Shelf sublittoral mixed sediment

Das System gibt also eine Unterteilung in zwei Zonen vor. Die Zone „shallow“ umfasst sowohl das Infra- (entspricht näherungsweise der photischen Zone unterhalb des Eulitorals) und Circalittoral (i.e. aphotische Zone). Die Zone „shelf“ schließt sich nach der Definition von CSWP (2011) seawärts ab etwa 50 m Wassertiefe ein. Diese Zone bleibt in der deutschen AWZ demzufolge auf die äußerste Spitze des Entenschnabels jenseits der Doggerbank beschränkt und fehlt in der Ostsee völlig. Da die entsprechenden Gebiete jedoch vollständig dem FFH-LRT „Sandbank“ zugeordnet werden, ist diese Tiefenzone für die deutsche AWZ nicht relevant.

Die weitere Unterteilung erfolgt entsprechend der Substrate in Schlicke, Sand, Grobsubstrate (v.a. Kiese) und Mischsedimente. Nach Analysen von IOW & AWI (2012b) herrscht in der Deutschen Bucht der Biototyp Sande des flachen Sublitorals (= shallow sublittoral sand) vor. Die Verbreitung von reinen Schlicksubstraten und Mischsubstraten bedarf noch weiterer Untersuchungen bzw. Kartierungen. In der Ostsee-AWZ dominieren dagegen sowohl Sande und Schlicke des flachen Sublitorals.

5.1 Sande des flachen Sublitorals

5.1.1 Atlantische Region: Nordsee

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

Unter Berücksichtigung der Ergebnisse (1) aus der Modellierung zur Verbreitung der Lebensgemeinschaften in der Nordsee (BioCONSULT et al. 2014), (2) der weiteren Absprachen zwischen den beteiligten Küstenländern und dem BfN sowie (3) den weiteren Arbeiten zur Indikatorenentwicklung in den nationalen und internationalen (OSPAR COBAM) Expertengremien, wird der Entwurf eines Monitoring- und Bewertungskonzepts im kommenden Jahr erstellt werden.

5.1.2 Kontinentale Region: Ostsee

Fein- und Mittelsande machen einen Großteil der Substrate insbesondere in den flacheren Bereichen der Ostsee zwischen Flensburg und Usedom aus (Abbildung 44). Dort, wo sie nicht unter den FFH-LRT „Sandbank“ fallen (Oderbank, Adlergrund, Fehmarnbelt), sind sie dem vorherrschenden Biotoptyp „Sande des flachen Sublitorals“ zuzuordnen. Aufgrund des Salzgehaltsgradienten und der unterschiedlichen Körnung des Substrates, werden die Sande in der Ostsee von verschiedenen Gemeinschaften besiedelt, die in IOW & AWI (2012b) beschrieben werden. In der Kieler Bucht und im Fehmarnbelt dominiert in der AWZ eine *Arctica-islandica*-Gemeinschaft, in den flacheren Abschnitten und in der Pommerschen Bucht dominiert verbreitet *Mya arenaria*, in den schluffreichen Sanden am Hang zum Arkonabecken auch *Macoma balthica*. Diese drei Gemeinschaften bilden die dominanten Ausprägungen der Sandgemeinschaften. Dazwischen finden sich allerdings auch Übergangsbereiche ohne klare Dominanzstrukturen oder in den Mittelsandbereichen des Fehmarnbelts andere spezielle Sandgemeinschaften, deren Biomasse häufig von *Astarte elliptica*, *A. borealis* und anderen marinen Muschelarten dominiert wird.

Das Bewertungssystem für die vorherrschenden Biotoptypen in der Ostsee befindet sich derzeit in der Entwicklung. Basierend auf den wenigen bislang untersuchten Stationen ist eine Zustandseinschätzung nicht sinnvoll. Aufgrund der im Vergleich zu den Schlickgebieten etwas exponierteren Lage (s.u.), sind die Sandflächen in der Regel weniger stark bzw. weniger regelmäßig von den Auswirkungen des saisonalen Sauerstoffmangels betroffen. Zeitgleich unterliegen sie zumindest regional jedoch anderen anthropogenen Einflüssen wie zunehmendem Nährstoffeintrag, Fischerei

oder Offshore-Installationen. Es ist daher nicht zu erwarten, dass sich die Sand-Biotope flächen-
deckend in einem guten Zustand befinden.

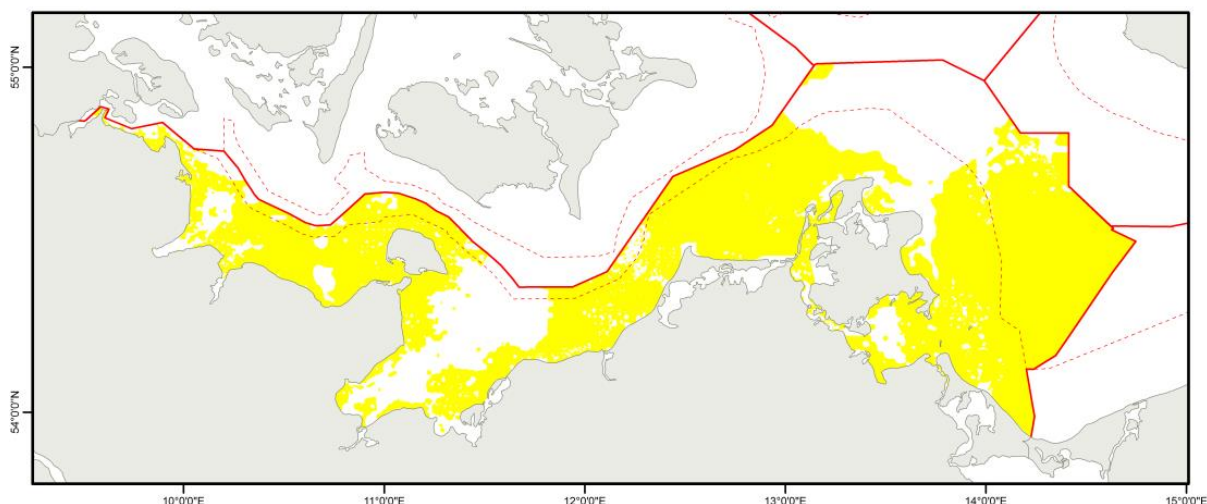


Abbildung 44: Verbreitung des vorherrschenden Substrates „Sand“ in der deutschen Ostsee.

5.2 Schlickböden des flachen Sublitorals (nur Ostsee)

An die feinen Sande der Schorre schließen sich in den unteren Hanglagen und Becken von Kieler Bucht, Lübecker Bucht, Kadetrinne und Arkonabecken meist organische Schluffe (= Schlick) an (Abbildung 45). Ähnlich wie bei den Sanden unterscheiden sich auch die Gemeinschaften der Schlickböden zwischen den Gebieten westlich und östlich der Darsser Schwelle deutlich. In den Gebieten westlich der Darsser Schwelle dominiert *A. islandica*, östlich davon *Macoma balthica* (IOW & AWI 2012b).

Auch für diese beiden Biototypen liegen erst sehr wenige Daten aus dem aktuellen Monitoring und noch kein Bewertungskonzept vor. Jedoch wurden beide Gemeinschaften im Rahmen des HELCOM-Stationsmonitorings seit rund zwei Jahrzehnten aufgenommen. Die unteren Hanglagen und Becken sind die am stärksten von den saisonalen Sauerstoffmangelereignissen betroffenen Gebiete. Auch in den Analysen zur Verbreitung benthischer Biototypen durch IOW & AWI (2012b) wurden für beide Schlick-Gemeinschaften Degradationsstadien mit deutlicher Verringerung von Artenzahl, Abundanz und Biomasse festgestellt (Abbildung 43). Die Schlickböden westlich der Darsser Schwelle stellen allerdings einen eigenständigen besonderen Biototyp dar (Kap. 4.5).

Im Arkonabecken wurde die Gemeinschaft noch bis vor wenigen Jahrzehnten von *Astarte borealis* dominiert. Ob der Rückzug der Art mit zunehmendem Sauerstoffmangel oder ausbleibendem Salzwasserzustrom zusammenhängt, ist unklar. Auch die rezent von *Macoma balthica* dominierte Gemeinschaft zeigt im Arkonabecken unregelmäßig Anzeichen von starken Störungen durch Sauerstoffmangel. Der Zustand der Schlickböden ist daher zumindest lokal als schlecht zu bezeichnen.

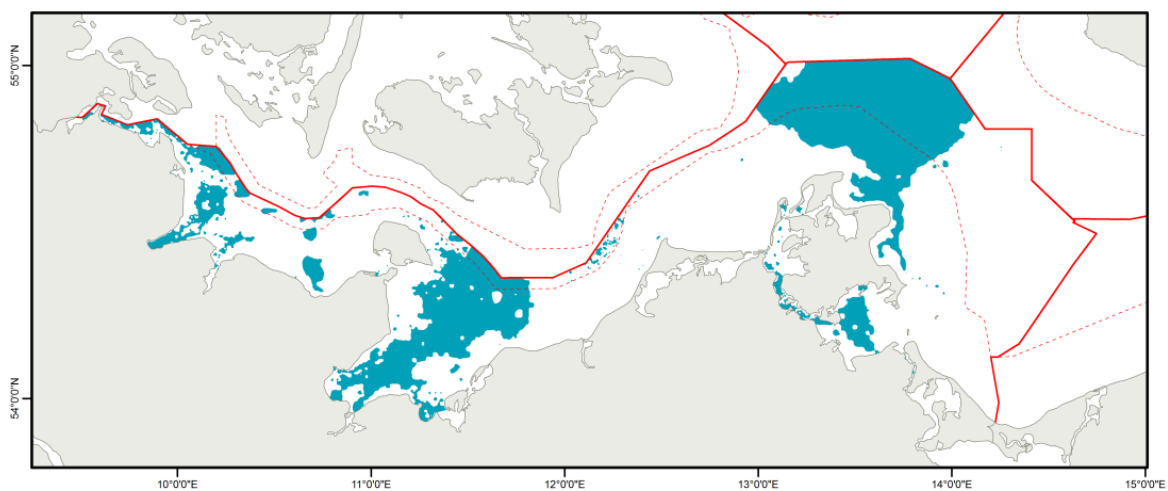


Abbildung 45: Verbreitung des vorherrschenden Substrates „Schlick“ in der deutschen Ostsee.

6 Gefährdete und geschützte Arten

Neben der Überwachung des Zustands der benthischen Biotope und Lebensräume sollen auch die Populationszustände von Arten dokumentiert werden, die gemäß nationaler bzw. regionaler Abkommen geschützt bzw. 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* (BNatSchG). Die Purpurschnecke *Nucella lapillus* und der Sonnenstern *Crossaster papposus* sind in der deutschen AWZ der Nordsee bisher nicht nachgewiesen worden und sind daher von dieser Studie ausgenommen. 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 kommt diese Art auf Wracks vor (KRONE & SCHRÖDER 2011). Eine Erfassung des Bestandes kann im Rahmen dieser Studie nicht geleistet werden. Der Populationszustand wird anhand vorhandener Literaturangaben eingeschätzt.

In der Ostsee ist ausschließlich der Zustand der Population der Abgestutzten Klaffmuschel *Mya truncata* zu bewerten.

6.1 Islandmuschel *Arctica islandica*

Die Islandmuschel *Arctica islandica* ist mit einer Lebensspanne von deutlich über 100 Jahren eine der langlebigsten einheimischen marinen Wirbellosen. Während sie in der nördlichen Nordsee, Skagerrak, Kattegat und westlicher Ostsee noch recht verbreitet ist, sind rezente Funde aus der Deutschen Bucht selten. Um den Populationsstatus von *A. islandica* zu dokumentieren, wurden mit Hilfe vorliegender Daten Stationen identifiziert, an denen die Art im Rahmen früherer Untersuchungen angetroffen wurde. Die Ergebnisse früherer Untersuchungen ergaben, dass *A. islandica* wiederholt (i) in einem Gebiet am nördlichen Hang des Elbe-Urstromtals sowie (ii) in der äußersten Spitze der deutschen AWZ, im sog. „Entenschnabel“, jenseits des FFH-Gebietes „Doggerbank“, gefunden wurde (Abbildung 46).

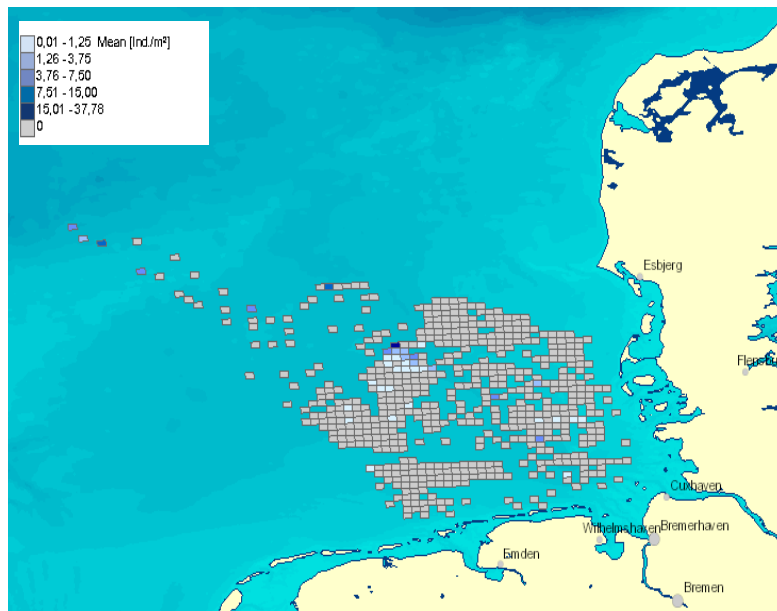


Abbildung 46: Frühere Nachweise von *Arctica islandica* in der deutschen AWZ der Nordsee (Quelle: BSH/AWI 2014; <https://www.geoseaportal.de/gdi-bsh-portal/ui>).

Diese Gebiete decken sich teilweise mit den Gebieten, die im Rahmen des Monitorings (i) des OSPAR-Biotoptyps „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ und (ii) des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ beprobt wurden. Damit wurde durch die im Jahr 2012 erfolgte Beprobung der 13 Stationen am nördlichen Rand des Elbe-Urstromtals sowie der 10 Stationen in der nordwestlichen Spitze der deutschen AWZ der Nordsee im Jahr 2013 das Populationsmonitoring von *A. islandica* durchgeführt (Abbildung 47).

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

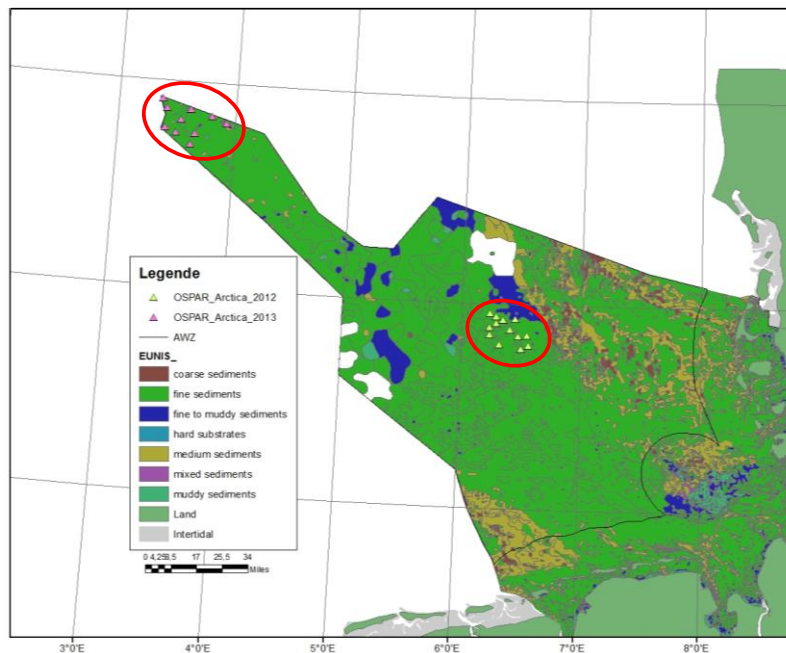


Abbildung 47: Stationen zur Erfassung der Populationsstruktur der Art *Arctica islandica* in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2012 und 2013.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurde nur ein einziges adultes Exemplar der Islandmuschel *Arctica islandica* gefunden. Dieses Individuum hatte einen Schalendurchmesser (max. Länge) von 95 mm und eine Schalendicke von 50 mm. Alle weiteren Individuen waren Juvenile und wurden mit dem van Veen-Greifer gefangen. Juvenile Individuen wurden auf der Doggerbank, dem Schlickgebiet am nördlichen Hang des Elbe-Urstromtals, im Sylter Außenriff sowie auf dem Störtebekergrund gefunden (Abbildung 48). Die durchschnittliche Individuendichten auf den Stationen mit Positivfunden variierte zwischen 3 und 93 Ind./m². Die durchschnittliche Körpermasse (Feuchtgewicht + Schale) der juvenilen variierte auf den Stationen mit Positivfunden zwischen 0,1 und 812 mg.

Diese Abundanzen von annähernd 100 Ind./m² sind recht beachtlich. Es muss jedoch davon ausgegangen werden, dass sich diese Juvenilabundanzen aufgrund von Mortalität in der Zukunft erheblich relativieren werden. Die Funde belegen, dass eine Rekrutierung von *A. islandica* in der deutschen AWZ der Nordsee erfolgt. Die auffällig geringe Zahl an Adultfunden deutet jedoch darauf hin, dass diese Rekrutierung nicht aus einer in der deutschen AWZ der Nordsee ansässigen Population erfolgt, sondern durch die Einwanderung planktonischer Larven aus einem anderen Seegebiet. Damit stellt sich der Bestand in der deutschen AWZ derzeit nicht als eine Population mit dem Potential zur Selbsterhaltung dar.

Aufgrund dieser Untersuchung ist es jedoch nicht möglich zu beurteilen, ob sich der Status von *A. islandica* in der deutschen Nordsee verschlechtert hat. Bisher liegen keine Informationen über die Populationsdynamik dieser Art in diesem Seegebiet vor. Somit ist auch nicht bekannt, ob ein zyklisches Verschwinden adulter Tiere möglicherweise ein natürliches Phänomen darstellt. Angesichts der extremen Langlebigkeit dieser Tiere kann jedoch erwartet werden, dass auch bei wiederholtem Ausfall der jährlichen Rekrutierung mehr Individuen mittlerer und größerer Größenklassen gefunden würden. Aufgrund des fast vollständigen Fehlens größerer, reproduktiver Tiere wird der Populationszustand der OSPAR-Art *A. islandica* in der deutschen AWZ der Nordsee als einem guten Umweltzustand nicht entsprechend eingestuft.

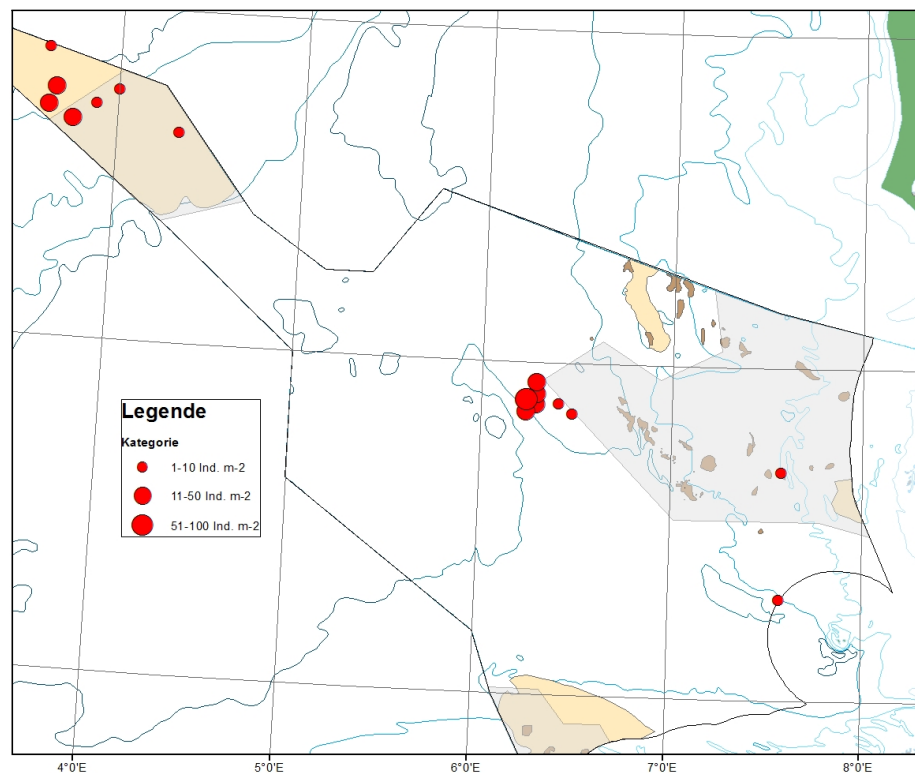


Abbildung 48: Funde juveniler *Arctica islandica* in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013.

6.2 Essbarer Seeigel *Echinus esculentus*

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

Der Essbare Seeigel *Echinus esculentus* wurde in Dredgefängen sowie auf Unterwasservideos der Riffstrukturen der FFH-Gebiete Sylter Außenriff und Borkum Riffgrund angetroffen (Abbildung 49). Der Schwerpunkt der Verbreitung dieser Art in der deutschen AWZ der Nordsee scheint die Ansammlung von Riffstrukturen im südwestlichen Sylter Außenriff zu sein, wo der Seeigel auf den meisten Stationen beobachtet wurde. Im nördlichen Bereich des Sylter Außenriffs sowie auf dem Borkum Riffgrund kam *E. esculentus* eher sporadisch vor.

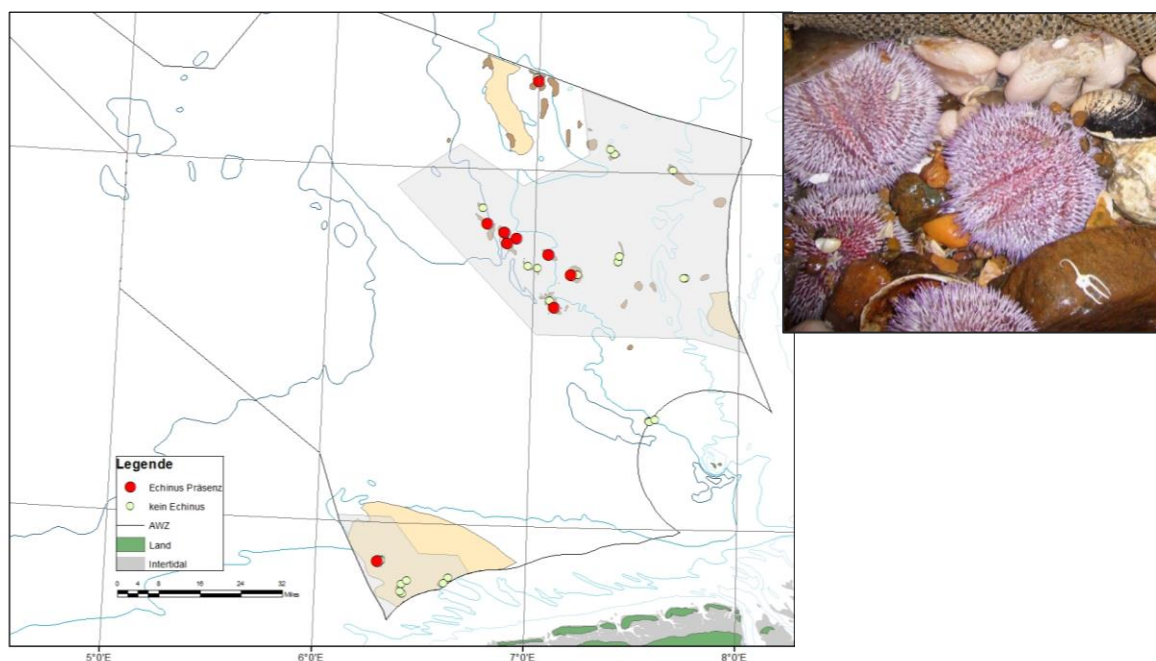


Abbildung 49: Vorkommen des Seeigels *Echinus esculentus* auf Riffstrukturen in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011 bis 2013.

Im Jahr 2011 wurden im Gebiet des Sylter Außenriffs Tiere unterschiedlicher Größe gefunden. Das Größenspektrum der Individuen erstreckte sich im Jahr 2011 von 2 bis 11 cm Durchmesser (Abbildung 50). Im Jahr 2012 hingegen wurden ausschließlich größere Tiere mit einem Durchmesser von 10 bis 12 cm gefunden. Im Jahr 2013 wurden schließlich die größten Tiere mit einem Durchmesser von bis zu 13 cm gefunden. Das kleinste Individuum des Jahres 2013 hatte einen mittleren Durchmesser von 5 cm. Für den gesamten Untersuchungszeitraum erstreckte sich das Größenspektrum demnach von 2 bis 13 cm Durchmesser. Insgesamt wurden mehr große (>10 cm Durchmesser) als kleine (<10 cm Durchmesser) Tiere beobachtet.

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

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

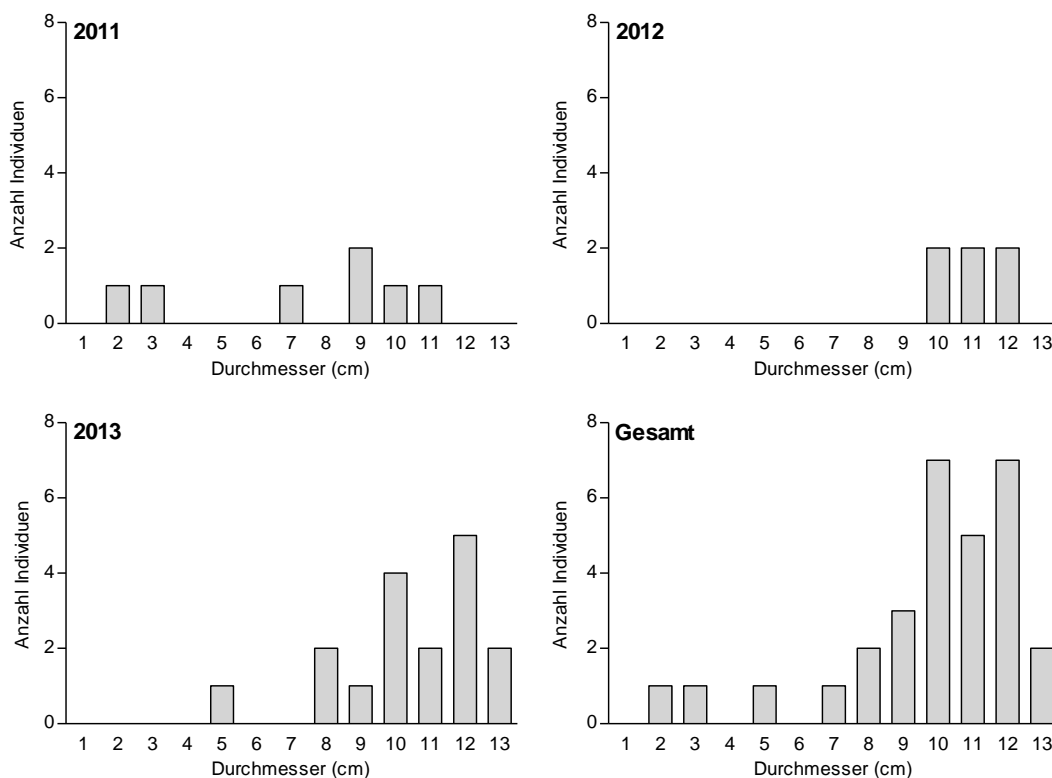


Abbildung 50: Größenverteilung (Durchmesser) des Seeigels *Echinus esculentus* in der deutschen AWZ der Nordsee in den Jahren 2011, 2012 und 2013 sowie über den gesamten Untersuchungszeitraum integriert.

6.3 Europäischer Hummer *Homarus gammarus*

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

Die Helgoländer Hummerpopulation hat zu Beginn der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts einen massiven Einbruch erfahren, der sich in den Fangquoten der Helgoländer Hummerfischer widerspiegelte (SCHMALENBACH et al. 2011). Die genauen Gründe für den Zusammenbruch der Hummer-

population sind nicht bekannt, wahrscheinlich ist jedoch ein Zusammenspiel verschiedener Faktoren wie Habitatverlust in der Folge des 2. Weltkriegs, Überfischung und Verschmutzung (ANGER & HARMS 1994, WALTER et al. 2008). Eine Erholung der Population wird durch die geographische Isolierung der Helgoländer Hummerpopulation erschwert (ULRICH 2001). Ferner prognostizieren SCHMALENBACH & FRANKE (2010) eine Beeinträchtigung des Rekrutierungserfolges von *H. gammarus* durch steigende Wassertemperaturen im Rahmen des globalen Klimawandels.

KRONE & SCHRÖDER (2011) konnten nachweisen, dass *H. gammarus* in der deutschen Nordsee mit Wracks assoziiert vorkommt (Abbildung 51). Das Migrationspotential adulter Tiere ermöglicht dabei theoretisch die Paarung geschlechtsreifer Tiere. KRONE et al. (2013) folgern, dass Populationen von Arten wie *H. gammarus*, die sich mit künstlichen Hartsubstraten assoziieren, von einer zunehmenden Zahl künstlicher Hartsubstrate in der Nordsee, z.B. durch den Ausbau der Offshore-Windenergie, profitieren könnten. Angesichts der früheren Größe der Hummerpopulation auf dem vergleichsweise kleinen Felssockel der Insel Helgoland ist jedoch davon auszugehen, dass Habitatlimitierung nicht der primäre Grund für die derzeit geringe Populationsgröße ist. Vermutlich sind die Faktoren, die zu einem Einbruch der Population geführt haben, heute noch aktiv und verhindern eine vollständige Erholung der Population. Daher wird der Zustand der Population von *H. gammarus* in der deutschen AWZ der Nordsee als deutlich beeinträchtigt eingestuft.

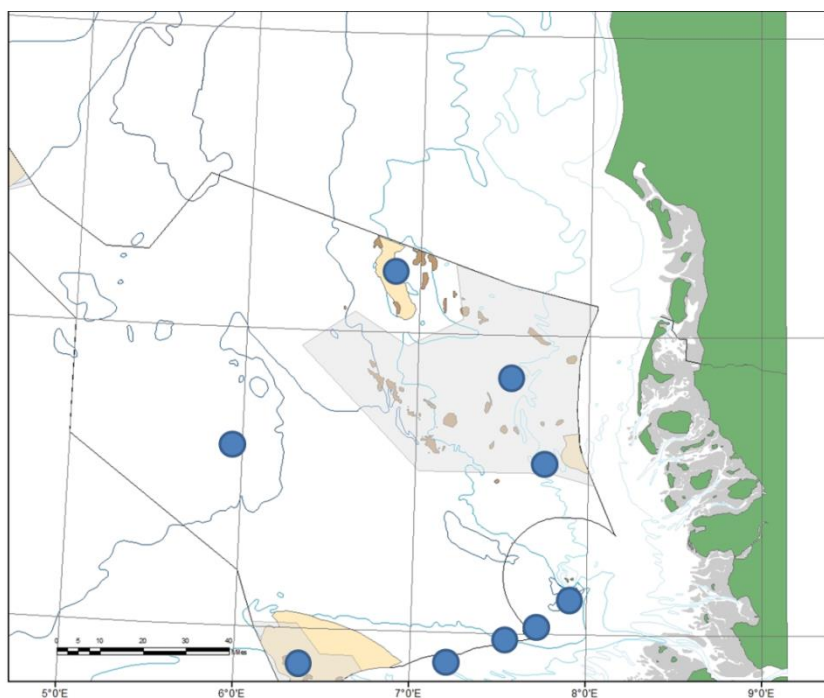


Abbildung 51: Vorkommen von *Homarus gammarus* in Wracks in der AWZ der Nordsee.

6.4 Abgestutzte Klaffmuschel *Mya truncata*

Die Abgestutzte Klaffmuschel war vor der Jahrtausendwende in ihrer Verbreitung deutlich zurückgegangen und daher auf die Liste der gefährdeten Arten nach HELCOM (2007) gesetzt worden. In den vergangenen Jahren wurde sie jedoch zwischen Kieler Bucht und Kadetrinne wieder regelmäßig angetroffen. Rund 60 Nachweise der Art gelangen in den vergangenen fünf Jahren, davon nahezu die Hälfte im Jahr 2013 (Abbildung 52). Schwerpunkte in der Verbreitung sind die Sandböden in Kieler Bucht und Fehmarnbelt unterhalb der Halokline. Eine starke Substratbindung scheint dabei nicht zu bestehen: Hohe Abundanzen wurden auf Fein-, Mittel- und Grobsandböden angetroffen. Vereinzelt werden auch Schlicksande besiedelt. An den meisten Stationen ist die Besiedlungsdichte jedoch gering ($< 10 \text{ Ind./m}^2$). Dabei werden sowohl kleine, junge als auch größere, ältere Individuen angetroffen. Aufgrund der geringen Besiedlungsdichte sind Aussagen über die Populationsstruktur jedoch schwierig.

Die Abgestutzte Klaffmuschel *Mya truncata* ist weniger tolerant gegenüber geringen Salzgehalten als die andere Art der Gattung in der Ostsee (*M. arenaria*) und bleibt in ihrer Verbreitung grundsätzlich auf die Bereiche westlich der Darsser Schwelle beschränkt. Der indikative Wert der Art ist aufgrund der starken Bindung an hohe Salzgehalte, die insgesamt geringe Dichte und die offensichtlich schwache Substratbindung sehr gering. Aufgrund der aktuellen Bestandsentwicklung 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 eingestuft (Rachor et al. 2013). Daher wird ihre Bestandentwicklung trotz geringem indikativem Wert hinsichtlich anthropogener Beeinflussungen weiter beobachtet.

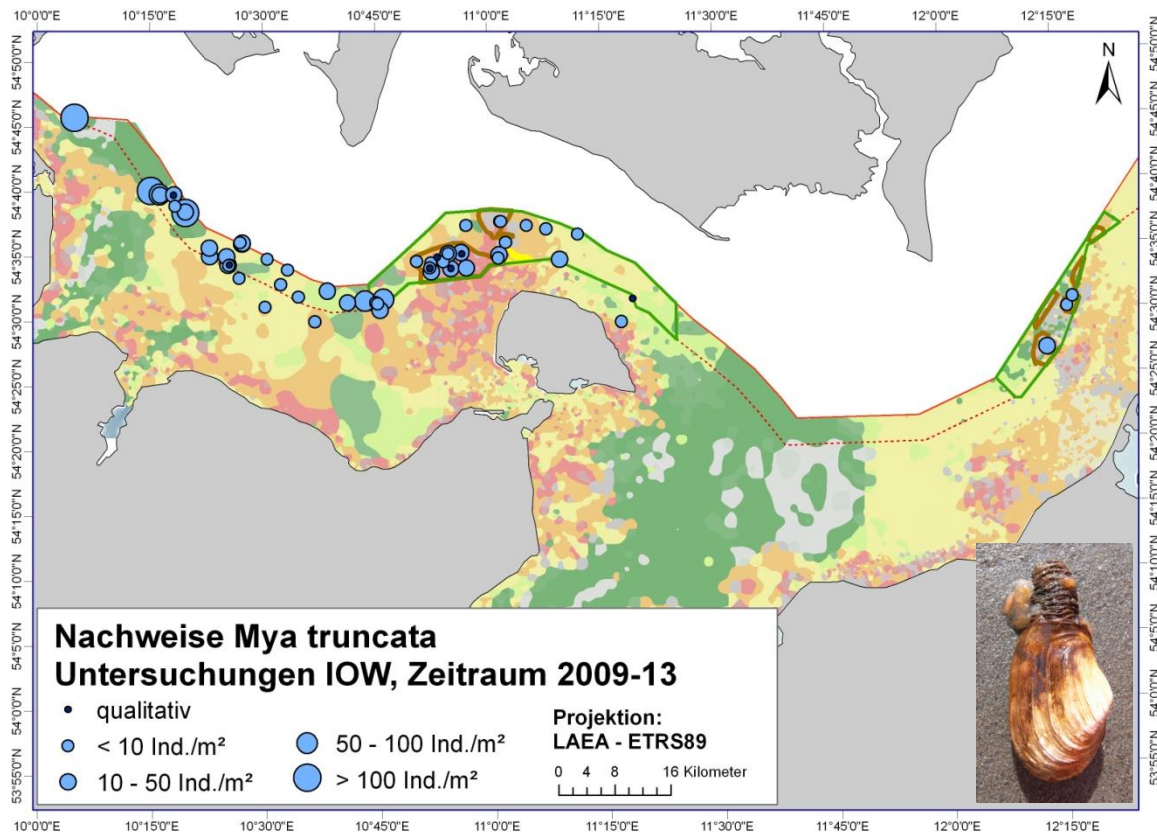


Abbildung 52: Aktuelle Nachweise der Abgestutzten Klaffmuschel *Mya truncata* zwischen Kieler Bucht und Kadetrinne.

7 Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit der Erfassung der Doggerbank konnte in diesem Jahr die Aufnahme der FFH-Lebensraumtypen sowie der Suchräume für die OSPAR-Art *Arctica islandica* in der Nordsee abgeschlossen werden. Für die Lebensraumtypen konnte anhand eines multimetrischen Index (AMBI) eine wenn auch nur geringfügige Grundbelastung identifiziert werden. Diese wurde angesichts der großflächigen mechanischen Beeinträchtigung durch grundberührende Schleppnetzfischerei auf der Basis von Experteneinschätzung korrigiert. Ferner war die Population der nach OSPAR geschützten Art *A. islandica* in einem Zustand, der die Fähigkeit zum Selbsterhalt zumindest fraglich erscheinen lässt.

Sowohl in der Nord- als auch in der Ostsee wird folglich das Ziel des guten Umweltzustands für die meisten der bewerteten Biotoptypen und geschützten Arten teils deutlich verfehlt. Positive Ausnahmen bilden hier einige Sandbänke in der Ostsee, die aufgrund ihrer exponierten Lage von den

Auswirkungen der Eutrophierung weitgehend verschont bleiben und im Falle der Oderbank auch nur geringe Auswirkungen grundberührender Fischerei ausgesetzt sind. In der Nordsee wird ausschließlich der Zustand der Population des Essbaren Seeigels *Echinus esculentus* als möglicherweise „gut“ eingestuft. Diese Einschätzung basiert ausschließlich auf den regelmäßigen Funden verschiedener Alters (Größen-) Klassen im Bereich des Sylter Außenriffs und ist in den kommenden Jahren zu evaluieren.

Für die vorherrschenden Biotoptypen existiert noch kein Monitoring- und Bewertungskonzept. Aufgrund der negativen Einschätzungen der FFH-Lebensraumtypen und der Bewertungen im Rahmen der Wasserrahmen-Richtlinie, muss jedoch davon ausgegangen werden, dass auch diese den guten Umweltzustand verfehlen.

Die bisherige Bewertung erfolgt mit Ausnahme der FFH-Lebensraumtypen vorwiegend basierend auf Experteneinschätzungen und im Falle der besonderen Biotoptypen in beiden Seegebieten ohne präzise Kenntnis der räumlichen Lage der zu bewertenden Flächen. Mit der voranschreitenden Bearbeitung der Habitatkartierung, der Indikatorentwicklung in nationalen und internationalen Fachgremien sowie der aktuellen Abstimmungen in Bund-Länder-Arbeitskreisen für eine gemeinsame Monitoringstrategie, ist eine deutliche Erweiterung des Monitoringkonzepts zum kommenden Bericht anzustreben.

8 Literaturverzeichnis

- ANGER K, HARMS J (1994) The Helgoland lobster: a disappearing island population. Lobster Newsletter 7, 11-12
- ARMONIES, W (2010): Macrobenthos in surface sediments off Sylt collected during Heincke cruise HE241. Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research - Wadden Sea Station Sylt, doi:10.1594/PANGAEA.745719
- AWI, IOW (2012): Entwurf FFH-Monitoringkonzept Nordsee. Gutachten des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung und des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 20 S.
- BfN (2011): Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe im Meeres- und Küstenbereich Definition und Kartieranleitung. 5 S.
<http://www.bfn.de/habitatmare/de/downloads/marine-biotope/Biototyp-Kies-Sand-Schillgruende.pdf>
- BIOCONSULT, HOCHSCHULE VECHTA, IOW (2014) Cluster 6 Biotopkartierung: Zusammenfassung der ersten Projektphase 2011 – 2014. Unveröffentlichter Abschlussbericht im Auftrag des BfN,
- BORJA Á, FRANCO J, PÉREZ V (2000) A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. Marine pollution Bulletin 40, 1100-1114
- COMMISSION STAFF WORKING PAPER (2011) Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status. SEC(2011) 1255 final: Brussels, 14.10.2011, 95 pp.
- DE GROOT SJ (1984) The impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea. Ocean Management 9, 177-190
- DUPLESEA DE, JENNINGS S, WARR KJ, DINMORE TA (2002) A size-based model of the impacts of bottom trawling on benthic community structure. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 59: 1785-1795
- FÜRHAUPTER K, MEYER T (2009) Handlungsanweisung zum Monitoring in den äußeren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU), Flintbek. 38 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.
- HELCOM (2007) HELCOM lists of threatened and/or declining species and biotopes/ habitats in the Baltic Sea area. Baltic Sea Environment Proceedings No.113.
- HELCOM (2013a) Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and biotope complexes. Baltic Sea Environmental Proceedings 138, 69 S.
- HELCOM (2013b) HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Baltic Sea Environmental Proceedings 138, 106 S.
- HARLEY CDG, HUGHES AR, HULTGREN KM, MINER BG, SORTE CJB, THORNBUR CS, RODRIGUEZ LF, TOMANEK L, WILLIAMS SL (2006) The impacts of climate change in coastal marine systems. Ecology Letters 9, 228-241
- IOW (2009) Erprobung eines Fachvorschlags für das langfristige benthologische Monitoring der Natura 2000 Lebensräume in der deutschen AWZ der Ostsee als Grundlage für die Erfüllung der Natura 2000 – Berichtspflichten (FFH - Berichtsperiode 2007 – 2012). Gutachten des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 97 S.
- IOW, AWI (2012A) Monitoring und Bewertung des Benthos, der Lebensraumtypen/ Biotope und der Gebietsfremden Arten (Cluster 4, Benthosmonitoring) - 2. Synthetischer Jahresbericht. Gutachten des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde und des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 342 S.
- IOW, AWI (2012B) Fachvorschlag zur Identifikation und Typologisierung vorherrschender Biotoptypen in der AWZ (Nord- und Ostsee), 1. überarbeitete Fassung Stand: 23.11.2012. Gutachten des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde und des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 45 S.
- IOW & AWI (2013): Fachvorschlag zur Bewertung des Biotoptyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe im Meeres-und Küstenbereich“ in der Ostsee. Gutachten des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde und des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 24 S.

- JENNINGS S, PINNEGAR JK, POLUNIN NVC, WARR KJ (2001) Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities. *Marine Ecology Progress Series* 213, 127-142
- KAISER MJ, CLARKE KR, HINZ H, AUSTEN MCV, SOMERFIELD PJ, KARAKASSIS I (2006) Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series* 311, 1-14
- KRAUSE J, WEIGELT M, ABEL C, KOBMAGK-STEPHAN K, VOß J (2012) MSRL reporting 2012: Übersicht zu den Reporting Sheets unter Beteiligung des BfN / Zuordnung der MSRL-Inhalte zu Berichten nach FFH und V-RL, Stand: 09.05.2012.
- KRONE R, GUTOW L, BREY T, DANNHEIM J, SCHRÖDER A (2013) Mobile demersal megafauna at artificial structures in the German Bight – Likely effects of offshore wind farm development. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 125, 1-9
- KRONE R, SCHRÖDER A (2011) Wrecks as artificial lobster habitats in the German Bight. *Helgoland Marine Research* 65:11–16.
- NEHLS G, DIEDERICHS A, GRÜNKORN T, KRAUSE S, MACZASSEK K, VORBERG R (2008) Konzept zur Umsetzung der Natura 2000 Monitoring- und Berichtspflichten in den küstenfernen Gebieten der deutschen Nord- und Ostsee. Gutachten der BioConsult SH, der MariLim Gewässeruntersuchung und des Marine Science Service im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 203 S.
- http://www.bfn.de/habitatmare/de/downloads/monitoring/Natura_2000_Monitoring_AWZ.pdf
- PEARSON TH, ROSENBERG R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 16, 229-311
- RACHOR E, NEHMER P (2003) Erfassung und Bewertung ökologisch wertvoller Lebensräume in der Nordsee. Abschlussbericht für das F+E-Vorhaben FKZ 899 85 310 im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, 175 pp. + Anlagen
- RACHOR E, BÖNSCH R, BOOS K, GOSSELCK F, GROTHJAHN M, GÜNTHER C-P, GUSKY M, GUTOW L, HEIBER W, JANTSCHIK P, KRIEG HJ, KRONE R, NEHMER P, REICHERT K, REISS H, SCHRÖDER A, WITT J, ZETTLER ML (2013) Rote Liste und Artenlisten der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere. – In: Becker, N.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G. & Nehring, S. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 2: Meeresorganismen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (2): S. 81-176.

- REISS H, KRÖNCKE I (2005) Seasonal variability of benthic indices: An approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. *Marine Pollution Bulletin* 50: 1490–1499.
- SCHMALENBACH I, FRANKE H-D (2010) Potential impact of climate warming on the recruitment of an economically and ecologically important species, the European lobster (*Homarus gammarus*) at Helgoland, North Sea. *Marine Biology* 157, 1127–1135
- SCHMALENBACH I, MEHRTENS F, JANKE M, BUCHHOLZ F (2011) A mark-recapture study of hatchery-reared juvenile European lobsters, *Homarus gammarus*, released at the rocky island of Helgoland (German Bight, North Sea) from 2000 to 2009. *Fisheries Research* 108, 22–30
- SCHRÖDER A, GUTOW L, GUSKY M (2008) Auswirkungen von Grundschieppnetzfischereien sowie von Sand- und Kiesabbauvorhaben auf die Meeresbodenstruktur und das Benthos in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Nordsee. Abschlussbericht für das F+E-Vorhaben MAR 36032/15 im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, 88 pp. + Anhang
- SCHUBERT H, BLÜMEL C, EGGERT A, RIELING T, SCHUBERT M, SELIG U (2003) Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. BMB+F Forschungsbericht FKZ 0330014, 167 S.
- STELZENMÜLLER V, SCHULZE T, FOCK HO, BERKENHAGEN J (2011) Integrated modelling tools to support risk-based decision-making in marine spatial management. *Marine Ecology Progress Series* 441, 197–212
- ULRICH I, MÜLLER J, SCHÜTT C, BUCHHOLZ F (2001) A study of population genetics in the European lobster, *Homarus gammarus* (Decapoda, Nephropidae). *Crustaceana* 74, 825–837
- WALTER I, SCHMIDT M, BUCHHOLZ F (2008) Der Einfluss von Erdöl auf das Verhalten von Hummern. Effekte auf Nahrungssuche und Aggression. VDM Verlag Dr. Müller Aktiengesellschaft & Co. KG, Saarbrücken, 192 pp.
- ZETTLER ML, BÖNSCH R, GOSSELCK F (2001) Distribution, abundance and some population characteristics of the ocean quahog, *Arctica islandica* (Linnaeus, 1767), in the Mecklenburg Bight (Baltic Sea). *Journal of Shellfish Research* 20: 161–169.
- ZINTZEN V, MASSIN C, NORRO A, MALLEFET J (2006) Epifaunal inventory of two shipwrecks from the Belgian Continental Shelf. *Hydrobiologia* 555, 207–219

9 Anhang

Tabelle 9: Charakterarten-Liste für Sandbänke Nordsee: Sylter Außenriff und Borkum Riffgrund
(Stand: 2012)

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

Tabelle 10: Charakterarten-Liste für Sandbänke Nordsee: Doggerbank (Stand: 2014)

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

Tabelle 11: Charakterarten-Liste für Riffe Nordsee (Stand: 2012)

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

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

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

Tabelle 12: Charakterarten-Liste für westliche Sandbänke Ostsee (Fehmarnbelt, Stand: 2014)

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

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

Tabelle 13: Charakterarten-Liste für östliche Sandbänke Ostsee (Adlergrund, Oderbank, Stand: 2014)

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

Tabelle 14: Charakterarten-Liste für westliche Riffe Ostsee (Kieler Bucht, Fehmarnbelt, Stand: 2009)

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

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

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

Tabelle 15: Charakterarten-Liste für mittlere Riffe Ostsee (Kadetrinne, Stand: 2009)

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

Tabelle 16: Charakterarten-Liste für östliche Riffe Ostsee (Adlergrund, westliche Rönnebank, Stand: 2014))

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