

Gutachten zum Regenerationspotenzial benthischer Biotoptypen in der AWZ der Nordsee nach temporären anthropogenen Störungen



Auftraggeber:
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH)
Hamburg

25. Oktober 2019 (final)

Auftraggeber: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH)
Hamburg

Titel: Gutachten zum Regenerationspotenzial benthischer Biotoptypen
in der AWZ der Nordsee nach temporären anthropogenen
Störungen

Auftragnehmer: BIOCONSULT
Schuchardt & Scholle GbR

Reeder-Bischoff-Str. 54
28757 Bremen
Telefon 0421 · 620 71 08
Telefax 0421 · 620 71 09

Klenkendorf 5
27442 Gnarrenburg
Telefon 04764 · 92 10 50
Telefax 04764 · 92 10 52

Internet www.bioconsult.de
eMail info@bioconsult.de

Bearbeiter: Dr. Bastian Schuchardt
Dr. Carmen-Pia Günther
Dipl.-Biol. Petra Schmitt
Dipl.-Geogr. Tim Bildstein

Datum: 25. Oktober 2019 (final)

Inhalt

1. Aufgabenstellung und Vorgehensweise	6
2. Vorhabenbedingte Störungen benthischer Lebensräume	7
2.1 Vorhabentypen	7
2.2 Wirkfaktoren	7
2.3 Charakterisierung der Störungen	8
2.4 Definition der zu betrachtenden Wirkpfade	9
2.4.1 Sand- und Kiesgewinnung	9
2.4.2 Kabel und Rohrleitungen	10
2.4.3 Offshore-Windparks	11
2.4.4 Betrachtete Wirkpfade	13
3. Regeneration nach anthropogenen Störungen	15
3.1 Begriffsdefinitionen	15
3.2 Regeneration als Prozess	18
3.3 Literaturübersicht Regeneration	21
3.3.1 Regeneration nach weitgehendem Verlust der Besiedlung	21
3.3.2 Regeneration nach Überdeckung	26
3.3.3 Regeneration nach dem Auftreten von Trübungsfahnen	28
3.4 Operationalisierung der benthischen Regeneration	28
3.5 Ableitung und Kategorisierung des Regenerationspotenzials	31
4. Identifikation der relevanten (aggregierten) Biotoptypen	36
5. Regeneration von (aggregierten) Biotoptypen in der AWZ der Nordsee	40
5.1 Aggregierter Biotoptyp Hartboden mit Epifauna	40
5.1.1 Räumliche Lage des Biotoptyps und abiotische Bedingungen	41
5.1.2 Beschreibung der Gemeinschaft	42
5.1.3 Regenerationspotenzial	42
5.1.3.1 Physikalische Regeneration	42
5.1.3.2 Regeneration nach weitgehendem Verlust der Besiedlung	42
5.1.3.3 Regeneration nach Überdeckung	45
5.1.3.4 Regeneration nach Entstehung von Trübungsfahnen	46
5.2 Aggregierter Biotoptyp <i>Goniadella-Spisula</i> -Gemeinschaft	47
5.2.1 Räumliche Lage und abiotische Bedingungen	47
5.2.2 Beschreibung der Gemeinschaft	48
5.2.3 Regenerationspotenzial	49
5.2.3.1 Physikalische Regeneration	49
5.2.3.2 Regeneration nach weitgehendem Verlust der Besiedlung	50
5.2.3.3 Regeneration nach Überdeckung	51
5.2.3.4 Regeneration nach Entstehung von Trübungsfahnen	53
5.3 Biotoptyp <i>Bathyporeia-Tellina</i> -Gemeinschaft	53
5.3.1 Räumliche Lage des Biotoptyps und abiotische Bedingungen	53
5.3.2 Beschreibung der Gemeinschaft	54
5.3.3 Regenerationspotenzial	55
5.3.3.1 Physikalische Regeneration	55
5.3.3.2 Regeneration nach weitgehendem Verlust der Besiedlung	55
5.3.3.3 Regeneration nach Überdeckung	57
5.3.3.4 Regeneration nach Entstehung von Trübungsfahnen	58
5.4 Aggregierter Biotoptyp <i>Tellina-fabula</i> -Gemeinschaft	58

5.4.1	Räumliche Lage und abiotische Bedingungen	59
5.4.2	Beschreibung der Gemeinschaft	60
5.4.3	Regenerationspotenzial	60
5.4.3.1	Physikalische Regeneration	60
5.4.3.2	Regeneration nach weitgehendem Verlust der Besiedlung	60
5.4.3.3	Regeneration nach Überdeckung	63
5.4.3.4	Regeneration nach Entstehung von Trübungsfahnen	64
5.5	Aggregierter Biotoptyp <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft	65
5.5.1	Räumliche Lage des Biotoptyps und abiotische Bedingungen	65
5.5.2	Beschreibung der Gemeinschaft	67
5.5.1	Regenerationspotenzial	67
5.5.1.1	Physikalische Regeneration	67
5.5.1.2	Regeneration nach weitgehendem Verlust der Besiedlung	68
5.5.1.3	Regeneration nach Überdeckung	70
5.5.1.4	Regeneration nach Entstehung von Trübungsfahnen	71
5.6	Aggregierter Biotoptyp <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft	72
5.6.1	Räumliche Lage des Biotoptyps und abiotische Bedingungen	72
5.6.2	Beschreibung der Gemeinschaft	73
5.6.1	Regenerationspotenzial	73
5.6.1.1	Physikalische Regeneration	74
5.6.1.2	Regeneration nach weitgehendem Verlust der Besiedlung	74
5.6.1.3	Regeneration nach Überdeckung	75
5.6.1.4	Regeneration nach Entstehung von Trübungsfahnen	76
5.7	Exkurs: Regeneration nach Einstellung der grundberührenden Fischerei	77
5.7.1	Auswirkungen grundberührender Fischerei auf benthische Gemeinschaften in der Nordsee	77
5.7.2	Fallbeispiele zur Regeneration	79
5.7.3	Entwicklung der Benthosfauna in Offshore-Windparks	83
5.7.4	Fazit	86
6.	Gutachterliche Generalisierung des Regenerationspotenzials und Zusammenfassung	88
	Literatur	93

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Wirkfaktoren der Vorhaben Sand- und Kiesgewinnung, Kabel- und Rohrleitungen sowie Offshore-Windparks.	13
Tab. 2:	Zeitschritte zur Klassifikation des Regenerationspotenzials benthischer Arten und Gemeinschaften in verschiedenen methodischen Ansätzen.	34
Tab. 3:	Kategorisierung des Regenerationspotenzials für Biotoptypen in der AWZ der Nordsee.	35
Tab. 4:	Biotische Biotopstruktur am Beispiel der Weichsubstrate nach FINCK et al. (2017).	36
Tab. 5:	Weichboden Biotoptypen mit den zugehörigen Untertypen nach FINCK et al. (2017). Die erste Spalte gibt an, welche dieser Biotoptypen in Kap. 5 in aggregierter Form betrachtet werden.	39
Tab. 6:	In der AWZ der Nordsee vorkommende Hartboden-Biotoptypen mit Epifauna nach FINCK et al. (2017).	40
Tab. 7:	In der AWZ der Nordsee vorkommende Biotoptypen mit <i>Goniadella-Spisula</i> -Gemeinschaft nach FINCK et al. (2017).	47
Tab. 8:	In der AWZ der Nordsee vorkommender Biotoptyp mit <i>Bathyporeia-Tellina</i> -Gemeinschaft nach FINCK et al. (2017).	53
Tab. 9:	In der AWZ der Nordsee vorkommende Biotoptypen mit <i>Tellina-fabula</i> -Gemeinschaft nach FINCK et al. (2017).	59
Tab. 10:	In der AWZ der Nordsee vorkommender Biotoptyp mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft nach FINCK et al. (2017).	65
Tab. 11:	In der AWZ der Nordsee vorkommende Biotoptypen mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft nach FINCK et al. (2017).	72
Tab. 12:	Zusammenfassung des Regenerationspotenzials für die betrachteten Biotoptypen und Subtypen in Abhängigkeit von verschiedenen Belastungsfaktoren. Die §30-Biotoptypen sollten durch Anwendung der entsprechenden Kartieranleitungen des BfN (soweit vorhanden) verifiziert werden.	89

1. Aufgabenstellung und Vorgehensweise

Aufgabenstellung

Vor dem Hintergrund der (zukünftigen) Anwendung der Eingriffsregelung des BNatSchG auch in der AWZ von Nord- und Ostsee soll die vorliegende Studie die Regeneration von benthischen Lebensgemeinschaften und Biotoptypen der AWZ der Nordsee nach anthropogenen (vorhabenbedingten) Störungen anhand einer Literaturrecherche und des eigenen Fachwissens beschreiben.

Dabei sollen die Fragen der benötigten Regenerationszeiträume bis zur vollständigen Wiederherstellung der verschiedenen benthischen Biotoptypen und der während des Verlaufs der Regeneration zu erwartenden Abnahme der störungsbedingten Funktionseinschränkungen bearbeitet werden und der Einfluss abiotischer Parameter auf den Verlauf der Regeneration eingeschätzt werden.

Vorgehensweise

Die Bearbeitung

- erfolgt auf der Grundlage einer Literaturlauswertung
- berücksichtigt die Regeneration nach temporären Störungen durch unterschiedliche Vorhabentypen und ihre Wirkfaktoren
- beschreibt Auswirkungen der Beeinträchtigungen durch die verschiedenen Vorhabentypen nur insoweit, wie es für den Verlauf der Regeneration relevant ist
- basiert auf der neuen Roten Liste der Biotoptypen
- differenziert die Biotope der verschiedenen Ebenen jeweils so weit, wie sich Unterschiede im Regenerationspotenzial ausreichend verlässlich identifizieren lassen
- veranschaulicht ausgewählte Regenerationsverläufe anhand von Beispielen
- analysiert die für den Verlauf der Regeneration wichtigen Parameter und Prozesse
- operationalisiert die Regeneration über ausgewählte (messbare) Indikatoren
- generalisiert das Regenerationspotenzial gutachterlich für die verschiedenen differenzierten aggregierten Biotoptypen

2. Vorhabenbedingte Störungen benthischer Lebensräume

2.1 Vorhabentypen

Regenerationsprozesse nach vorhabenbedingten Störungen können v.a. dann stattfinden, wenn die Störung temporär, also zeitlich begrenzt ist oder zumindest in einer bestimmten Intensität temporär ist. Für die anthropogenen Störungen fokussiert die nachstehende Aufzählung deshalb auf die Vorhaben bzw. Vorhabenbestandteile die zeitlich befristet sind; dies sind v.a. die während des Baus auftretenden. Dauerhaft wirkende Vorhabenbestandteile wie z.B. die betriebsbedingte Kabelerwärmung oder der dauerhafte Flächenverlust durch Überbauung werden deshalb nicht betrachtet. Es ist zwar davon auszugehen, dass die Konsequenzen schwacher (Einhaltung des 2K-Kriteriums) kleinräumiger Temperaturanomalien auf den Verlauf der Regeneration nur gering sind; u.W. liegen dazu jedoch keine Untersuchungen vor.

Vorhabenbedingte temporäre Störungen benthischer Lebensräume werden aktuell in der AWZ der Nordsee v.a. durch die folgenden Vorhabentypen ausgelöst:

- Sand- und Kiesgewinnung
- Verlegung von Rohrleitungen und Seekabeln
- Errichtung von Offshore-Windenergieanlagen

2.2 Wirkfaktoren

Von den o.g. Vorhabentypen gehen bestimmte physikalische und/oder chemische Wirkfaktoren aus, die abhängig von den betroffenen benthischen Biotopen und Biozöosen sowie Intensität, Ausmaß und Dauer zu spezifischen Störungen führen. Es sind v.a. die folgenden Wirkfaktoren, die in einer oder mehreren Bauphasen auftreten können:

- Überbauung
- Abgrabung
- Räumung von Steinen
- Überdeckung von Sedimenten
- Bildung von Trübungsfahnen
- „Abschürfung“ (abraison) von Sedimenten
- Veränderungen der Hydrodynamik und Morphologie
- Veränderung der Sedimentzusammensetzung
- Freisetzung von Schadstoffen
- Freisetzung von Wärme
- Erzeugung von Magnetfeldern
- Vibrationen
- Geräuschemissionen

2.3 Charakterisierung der Störungen

Im Folgenden werden die durch die o.g. Wirkfaktoren ausgelösten Störungen der benthischen Biotope und Biozöosen charakterisiert, da von Art und Ausprägung dieser Störung auch der Verlauf der Regeneration abhängt.

Überbauung

Durch Überbauung gehen Weichbodenbiotope vollständig verloren; eine Regeneration findet nicht statt bzw. erst nach einem Rückbau statt.

Abgrabung

Durch die Abgrabung v.a. bei Sand- und Kiesentnahmen werden die oberen, besiedelten Bereiche der Weichböden vollständig entfernt und die tiefer anstehenden, unbesiedelten, sauerstofffreien und ggf. in ihrer Struktur veränderten Sedimente bilden das Ausgangssubstrat für die Regeneration.

Räumung von Steinen

Soweit größere Steine in Baufeldern geräumt werden müssen, werden diese unweit des Baufeldes wieder abgelegt. Durch die mechanische Belastung wird die vorhandene Biozönose vermutlich weitgehend zerstört, so dass die Regeneration des Hartsubstrates v.a. durch Neubesiedlung erfolgen muss. Diese ist dann u.a. abhängig von den Standortbedingungen am Umlagerungsort.

Überdeckung von Sedimenten

Die Überdeckung von Sedimenten durch Sedimentablagerung oder –umlagerung führt, abhängig vom Ausmaß, zu unterschiedlich starken Beeinträchtigungen v.a. der nicht oder wenig mobilen Arten. Hier spielt die Widerstandsfähigkeit (resistance) eine große Rolle, so können manche Artengruppen bzw. Arten auch stärkere Überdeckung durch Vertikalwanderungen kompensieren. Ausgangspunkt für die Regeneration ist also meist kein unbesiedeltes, aber ein selektiv beeinträchtigtes Sediment, dessen Zusammensetzung zusätzlich verändert sein kann (s. auch Veränderung der Sedimentzusammensetzung).

Bildung von Trübungsfahnen

Durch erhöhte Trübung können, abhängig von der natürlichen Trübung und ihrer Variabilität, benthische Makrophyten unterschiedlich stark geschädigt werden. Besonders benthische „filter feeder“ können ebenfalls beeinträchtigt werden, so dass die Regeneration v.a. diese Gruppen wiederherstellen muss.

„Abschürfung“ (abrasion) von Sedimenten

Die mechanische Einwirkung auf die oberflächlichen Sedimente z.B. durch schleifende Ankerketten führt zur Schädigung besonders der größeren und nicht mobilen Arten. Großflächig ist dieser Wirkfaktor bei der hier nicht relevanten grundberührenden Fischerei von besonderer Bedeutung.

Ausgangspunkt für die Regeneration ist hier kein unbesiedeltes, aber ein selektiv beeinträchtigt Sediment.

Veränderungen der Hydrodynamik und Morphologie

Zu einer Veränderung von Hydrographie und Morphologie kann es durch Kolkbildung v.a. im Nahfeld von Bauwerken kommen. Diese Veränderungen sind zwar dauerhaft, die betroffenen Flächen werden jedoch von einer an die veränderten energetischen und sedimentologischen Verhältnisse angepassten Biozönose wieder besiedelt, so dass auch hier von einer Regeneration zu sprechen ist. Hydrodynamik und Morphologie verändern sich auch im Bereich von Abgrabungen und beeinflussen dadurch den Verlauf der Regeneration auf diesen Flächen.

Veränderung der Sedimentzusammensetzung

Die Veränderung der Sedimentzusammensetzung durch Sedimentation, Sedimentumlagerung oder veränderte Strömungsgeschwindigkeiten führt, abhängig vom Ausmaß, zu unterschiedlich starken Beeinträchtigungen der Arten, die eine enge Bindung an definierte Sedimente haben. Ausgangspunkt für die Regeneration ist hier also kein unbesiedeltes, aber ein selektiv verändertes Sediment und Artenspektrum. Dieser Wirkfaktor kann eng mit dem Wirkfaktor Veränderung von Hydrodynamik und Morphologie verbunden sein.

Weitere Wirkfaktoren

Die weiteren oben aufgeführten Wirkfaktoren können u.a. durch Offshore-Windparks bau- oder betriebsbedingt zu Störungen der benthischen Gemeinschaften führen (DANNHEIM et al. 2019). Sie werden im Weiteren allerdings aus unterschiedlichen Gründen nicht betrachtet: Dauerhaft wirkende Vorhabenbestandteile wie z.B. die betriebsbedingte Kabelerwärmung oder magnetische Felder werden zum einen nicht betrachtet, da nur nach temporären Störungen eine Regeneration stattfinden kann. Zum anderen ist nach derzeitigem Stand des Wissens bei Einhaltung der Auflagen wie dem 2K-Kriterium davon auszugehen, dass die Konsequenzen schwacher kleinräumiger Temperaturanomalien und schwacher Veränderungen des magnetischen Feldes nur gering sind. Allerdings liegen zu den möglichen Auswirkungen auf den Verlauf der Regeneration u.W. keine Untersuchungen vor. Forschungsbedarf besteht hinsichtlich der OWPs nach DANNHEIM et al. (2019) für das Benthos zu den Wirkfaktoren Lärm und Vibrationen. Auch diese werden hier deshalb nicht betrachtet.

2.4 Definition der zu betrachtenden Wirkpfade

Im Folgenden werden die o.g. Vorhabentypen kurz skizziert und die im Rahmen der vorliegenden Studie relevanten vorhabentypischen Wirkfaktoren identifiziert.

2.4.1 Sand- und Kiesgewinnung

Bei der Gewinnung von Sand- und Kies lassen sich die Aufsuchungsphase und die Gewinnungsphase differenzieren. Hier relevant ist v.a. die Gewinnungsphase.

In der Gewinnungsphase erfolgen Abbau und Abtransport der Rohstoffe. In der deutschen AWZ der Nordsee kommen nur noch Schleppkopf-Saugbagger (Hopperbagger) zum Einsatz, bei denen der Saugkopf vom fahrenden Baggerschiff aus über den Grund gezogen wird (sog. Trail), so dass während der Sedimententnahme etwa 2–4 m breite und bis zu 0,5 m tiefe Rinnen entstehen. Bei Überlagerung mehrerer Trails darf entsprechend der Vorgaben in den jeweiligen Planfeststellungsbeschlüssen maximal 2 m tief gebaggert werden. Bei der gezielten Gewinnung bestimmter Kornfraktionen wird das Sediment an Bord gesiebt, die nicht benötigten Fraktionen werden über Bord gegeben. Außerdem wird mit einem sog. Überlauf gebaggert, bei dem überschüssiges Wasser (und die darin enthaltenen Schwebstoffe bzw. die nicht benötigten Sedimentfraktionen) wieder über Bord gegeben werden.

Je nach anstehendem Sediment und Tiefe der Baggerflächen kann es zu einem Verlust des dominierenden Substrattyps kommen. Bei der Entnahme einer bestimmten Korngrößenfraktion („Screening“) kann sich die Sedimentzusammensetzung ebenfalls verändern. Für die Wirbellosenfauna bedeutet die Sedimententnahme zumeist einen weitgehenden Verlust der vorhandenen Besiedlung. Weitere Störungen entstehen bei der Sand- und Kiesgewinnung durch Trübungsfahnen, Überdeckung durch Sedimentation auf den Entnahmeflächen und ihrer Umgebung sowie Veränderungen der Hydrodynamik und Morphologie. Der Umfang der Entstehung von Trübungsfahnen und Sedimentation ist wesentlich von der Zusammensetzung der anstehenden Sedimente abhängig.

Fallstudien zur Regenerationsdauer benthischer Habitats (überwiegend „coarse sediments“) nach Sand- und Kiesentnahme wurden europaweit initiiert (ICES 2016). Nach ICES (2016) besteht ein Zusammenhang zwischen der Regenerationszeit benthischer Gemeinschaften, der Regeneration der abiotischen Bedingungen und der Intensität des Sand- und Kiesabbaus. Dabei variiert die Intensität zum einen mit dem Verfahren (stationärer Abbau mit einem verankerten Stechkopf-Saugbagger oder flächige Entnahme von Sedimenten mittels Hopperbagger oder Schleppkopf-Saugbaggers), zum anderen mit Fläche und Frequenz. Wesentlich ist, dass es zu Veränderungen der Topografie kommt, die als Konsequenz Änderungen des bodennahen hydrografischen Regimes aber auch der Sedimentzusammensetzung direkt nach der Entnahme und beim Wiederauffüllen der entstandenen Löcher bzw. Saugspuren verursacht.

2.4.2 Kabel und Rohrleitungen

Bei Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen kann zwischen der Verlege-, der Betriebs- und der Rückbauphase unterschieden werden. Hier relevant sind v.a. die Verlege- und ggfls. die Rückbauphase.

Kabel werden mit Verlegegeräten unterschiedlicher Größe und Arbeitsweise (z. B. Verlegeflug, Spülgeräte) in den Meeresboden eingebracht, die dem Untergrund und der geforderten Verlegetiefe angepasst sind. Werden Riffbereiche (Steinfelder) gequert, werden die Steine im Trassenbereich vor der Verlegung geräumt. Im Bereich von Kabel- oder Rohrleitungskreuzungen werden die Kabel an der Meeresbodenoberfläche verlegt und mit Steinschüttungen abgedeckt.

Auch bei der Verlegung von Rohrleitungen im Meer kommen spezielle Verlegeschiffe zum Einsatz. Rohrleitungen werden auf dem Verlegeschiff aus Einzelsegmenten zusammengefügt und danach

über einen Ausleger auf dem Meeresboden abgelegt oder in den Meeresboden eingebracht (meist in einen vorher hergestellten und dann rückverfüllten Verlegegraben).

Die gängige Verlegemethode in der deutschen AWZ der Nordsee ist das Einspülen des Kabels in einen Kabelgraben. Je nach verwendetem System kann die Eingriffsbreite variieren. Sie ist in der Regel geringer als 1 m. Zusätzlich zu der direkten Kabeltrasse werden rechts und links neben dem Graben Bereiche zwischen jeweils 2–3 m durch den Verlegeprozess beeinflusst. Modellberechnungen von GALAGAN et al. (2003) zeigen, dass bei der Kabelverlegung mittels Fluidisierung des Sediments lokal möglicherweise bis zu 70 % wieder im Graben bzw. in Grabennähe zur Ablagerung kommt. In der Regel erfolgt dann das restliche Auffüllen des Grabens (= Erholung der Topografie) durch lateralen Sedimenteintrag mit der Strömung. Hierbei kann es zur Anreicherung von Driftmaterial wie Makroalgen kommen (BIRKLUND 2005; SHERWOOD et al. 2016) oder zur Wiederauffüllung mit anderen Korngrößen als den ursprünglich anstehenden (BIRKLUND 2005).

Die Einbringung von Kabeln und Rohrleitungen bedeutet einen dauerhaften Verlust des Meeresbodens. Temporäre Störungen entstehen bei Verlegung und ggf. Rückbau also v.a. durch entstehende Trübungsfahnen, Überdeckung durch Sedimentation in der Umgebung und Veränderung der Sedimentzusammensetzung. Grundsätzlich üben Verlegung und Rückbau den stärksten Effekt auf einen Biotoptyp aus. Wie stark dieser Einfluss ist, hängt von der Verlegemethode, dem anstehenden Sedimenttyp, der Hydrografie (BERR 2008, NIRAS 2015) und der Empfindlichkeit der benthischen Gemeinschaft bzw. einzelner Arten ab (NIRAS 2015, DUNHAM et al. 2015).

Zum Thema Kabel im marinen Milieu gibt es eine Vielzahl von Überblicksartikeln bzw. Berichten in der grauen Literatur. Eine aktuelle umfassende Bibliographie haben KRAUS & CARTER (2017) erarbeitet, die neben Aspekten wie Verlegetechniken (z.B. BERR 2008, ARDELEAN & MINNEBO 2015), rechtliche Grundlagen zur Verlegung und zum Schutz der Kabel im Meer (z.B. ICPC 2016, CARTER et al. 2009) auch die Auswirkung von Kabeln auf die Meeresumwelt (z.B. ANDRULEWICZ et al. 2003, MEIBNER et al. 2006, OSPAR COMMISSION 2009, NIRAS 2015) sowie Guidelines zur Minimierung von Effekten bei der Verlegung von Kabeln im Meer (z.B. OSPAR COMMISSION 2012, JNCC 2011) umfasst.

2.4.3 Offshore-Windparks

Windparks bestehen aus einer oder mehreren Reihen von Windenergieanlagen, die jeweils in einem Abstand von 500–1.500 m zueinander stehen sowie ggf. einer Umspannplattform. Zur Ableitung der erzeugten Energie werden Kabel im Meeresboden verlegt. Bei der Windkraftnutzung lassen sich vier Phasen abgrenzen. Auch hier sind Bau-, Betriebs- und Rückbauphase zu unterscheiden. Hier relevant sind v.a. Bau- und Rückbauphase.

Sowohl die parkinterne Verkabelung als auch die abführenden Kabel sind im vorangegangenen Kapitel enthalten.

Während der Bauphase werden die Gründungen für die Offshore-Windenergieanlagen (OWEA) errichtet und die OWEA selbst anschließend auf die Gründungen gesetzt. Kabel werden im

Meeresboden verlegt und ggf. nötige Konverterplattformen errichtet. Für den Aufbau der Windkraftanlagen kommen spezielle Errichter-Schiffe zum Einsatz. Die Fundamente der Windkraftanlagen werden bisher v.a. durch Monopiles, Tripiles, Tripods sowie Jackets im Meeresboden verankert.

Die Errichtung der Fundamente und Kolkenschutzmaßnahmen geht einher mit einem dauerhaften Verlust des Meeresbodens. Temporäre Störungen entstehen in der Bau- und der Rückbauphase v.a. durch Trübungsfahnen, Überdeckung durch Sedimentation in der Umgebung und Veränderung der Sedimentzusammensetzung. Durch den Rückbau der Anlagen, bei dem die bis dahin permanenten Strukturen Kolkenschutz und Gründung entfernt werden, kommt es zu ähnlichen Störungen wie bei der Errichtung; zudem kann auf den bis dahin überbauten Flächen eine Weichbodenregeneration beginnen. In der Betriebsphase kommt es zu dauerhaften Veränderungen von Hydrographie und Morphologie im Nahfeld der einzelnen Anlagen (v.a. Kolkbildung) und die betroffenen Flächen werden von einer an die veränderten Sedimentverhältnisse angepassten Biozönose besiedelt, so dass hier nicht ohne weiteres von einer Regeneration zu sprechen ist.

Die Auswirkungen von Bau und Betrieb der Offshore-Windparks in der Nordsee auch auf benthische Habitate werden in Deutschland und anderen Anrainerstaaten durch eine Vielzahl von Untersuchungen dokumentiert, die z.T. auch die Regeneration nach temporären Störungen umfasst (u.a. BOUMA, S. & W. LENGKEEK 2012; GUTOW et al. 2014a,b; COATES et al. 2015). Untersuchungen in zwei Windparks auf Sandbänken an der belgischen Küste zeigen eine Veränderung der benthischen Artenzusammensetzung während der Konstruktionsphase, die etwa 6-8 Monate nach der Bauphase erfasst wurde (COATES 2014). Es wurden hohe Abundanzen des opportunistischen Polychaeten *Spiophanes bombyx* im Windpark festgestellt, gleichzeitig war die Diversität im Vergleich zum Referenzgebiet niedriger. Etwa 1,5 Jahre nach Beginn der Bautätigkeiten deutete sich eine Angleichung an die Besiedlung des Referenzgebietes an. Sowohl die Referenzfläche als auch das Windparkgebiet wurden von einer an natürliche und anthropogene Störungen angepassten Gemeinschaft besiedelt. Weitere Untersuchungen etwa sechs bis sieben Jahre nach Errichtung der Windparks konnten hinsichtlich der Epifauna keine Unterschiede in der Besiedlung des jeweiligen Referenz- und Windparkgebietes feststellen (DEGRAER et al. 2018). Die Arten, die ursprünglich in und auf den Weichbodensedimenten vorkamen, waren weiterhin dominant. Als bemerkenswert wurde der Nachweis von höheren Dichten der Miesmuschel (*Mytilus edulis*) und Anthozoen in den Weichbodenproben eines Windparks herausgestellt. Dies könnte ein Hinweis auf die Ausbreitung von Hartsubstratarten zwischen den Turbinen sein („reef effect“). Zudem wurde mit abnehmender Distanz zu den Turbinen ein Anstieg der Abundanzen und Artenzahlen sowie eine Veränderung der Artenzusammensetzung der Weichbodenfauna beobachtet (COATES 2104). Eine Studie zur Entwicklung der Epifauna in Windparks des deutschen Nordseegebietes zeigt ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen zwei Windparks (Riffgatt, Alpha Ventus) und den entsprechenden Referenzgebieten in den ersten zwei Jahren nach Baubeginn, diese waren allerdings gegenläufig (WREDE & DANNHEIM 2018). So nahm beispielsweise im Windpark Alpha Ventus die Diversität ab, während sie im Windpark Riffgatt im Vergleich zur Referenz zunahm. Die Autoren vermuten, dass hier verschiedene Faktoren eine Rolle spielen, u.a. die natürliche Variabilität oder veränderte hydrodynamische Bedingungen. Untersuchungen eines weiteren Windparks in der Deutschen Bucht zeigen Veränderungen sowohl der In- als auch der Epifaunagemeinschaft vor und nach der Errichtung, jedoch keine deutlichen Unterschiede zwischen Referenz- und Vorhabengebiet (PGU 2018). Eine Literaturstudie, die die Ergebnisse der Begleituntersuchungen verschiedener Windparks in der südlichen Nordsee zusammenfasst, kommt

zu dem Schluss, dass generell nur geringe Auswirkungen auf die Infauna innerhalb der Windparkgebiete erkennbar sind (JAK & GLORIUS 2017). Diese traten zumeist temporär auf und betrafen nur wenige Arten oder Parameter (z.B. Abundanz bestimmter Arten oder Artenzahl). Untersuchungen von Windparks in den Niederlanden wurden 4-5 Jahre nach Inbetriebnahme durchgeführt, so dass Störungen infolge der Bauphase und die anschließende Regeneration nicht erfasst wurden. Die Autoren kritisieren jedoch auch das Untersuchungsdesign (z.B. geringe Anzahl an Stationen, nur eine Voruntersuchung) und halten es für möglich, dass die geringen festgestellten Effekte auch auf methodische Mängel zurückzuführen sind.

2.4.4 Betrachtete Wirkpfade

Die von den einzelnen Vorhaben ausgehenden Wirkfaktoren sind in Tab. 1 aufgeführt.

Tab. 1: Wirkfaktoren der Vorhaben Sand- und Kiesgewinnung, Kabel- und Rohrleitungen sowie Offshore-Windparks.

Wirkfaktoren	Sand- und Kiesgewinnung	Kabel und Rohrleitungen	Offshore-Windparks
Überbauung		x	x
Abgrabung (Verlust der Besiedlung)	x	x	
Überdeckung von Sedimenten	x	x	x
Bildung von Trübungsfahnen	x	x	x
Veränderung von Hydrodynamik und Morphologie	x	x	x
Veränderung der Sedimentzusammensetzung	x	x	x

Von den in oben benannten Wirkfaktoren sind für die Fragestellung der vorliegenden Studie v.a. die folgenden zusammengefassten Wirkfaktoren relevant, da über sie temporäre Störungen der benthischen Biotope entstehen, nach deren Ende oder Abschwächung eine Regeneration einsetzt:

- **Weitgehender Verlust der Besiedlung** (u.a. durch Abgrabung, Veränderung der Sedimentzusammensetzung, Veränderungen der Hydrodynamik und Morphologie, Räumung von Steinen, „Abschürfung“ (abraison) von Sedimenten). Sand- und Kiesabbau führen großflächigen zu einem weitgehenden Verlust der Besiedlung; die Verlegung von Kabel- und Rohrleitungen führt zu linearen, schmalen Verlusten. Die temporären Wirkungen von OWP resultieren wesentlich aus der Kabelverlegung.
- **Überdeckung von Sedimenten** (u.a. Veränderung der Sedimentzusammensetzung) zu einer Überdeckung von Sedimenten führt die Umlagerung von Sedimenten im Zusammenhang mit der Verlegung von Kabeln und der Errichtung der Fundamente von OWP-Anlagen

- **Störung durch Trübungsfahnen** Sand- und Kiesabbau, aber auch die Umlagerung von Sedimenten im Zusammenhang mit der Verlegung von Kabeln und der Errichtung der Fundamente von OWP-Anlagen führen zur Ausbildung von temporären Trübungsfahnen.

Wie bereits in Kap. 2.3 erläutert, werden dauerhaft wirkende Wirkfaktoren wie z.B. die betriebsbedingte Kabelerwärmung oder der dauerhafte Flächenverlust durch Überbauung im Weiteren nicht betrachtet. Es ist davon auszugehen, dass die Konsequenzen schwacher (Einhaltung des 2K-Kriteriums) kleinräumiger Temperaturanomalien auf den Verlauf der Regeneration nur gering sind; u.W. liegen dazu jedoch keine Untersuchungen vor.

Die weiteren o.g. Wirkfaktoren sind z.T. betriebsbedingt und damit dauerhaft oder sind in ihrer Störwirkung auf benthische Biotope (vermutlich) weniger relevant und werden deshalb hier nicht weiter betrachtet. Das gilt auch für solche Biotope, die durch das Vorhaben vollständig neu entstehen (z.B. Kolkschutz auf einem Weichboden); auch diese Veränderung wird hier nicht als Regeneration verstanden.

3. Regeneration nach anthropogenen Störungen

Die Regeneration von gestörten ökologischen Systemen ist ein natürlicher Vorgang, der aufgrund einer Vielzahl von natürlichen Störungen in der Natur auf verschiedenen Raum- und Zeitskalen frequent vorkommt und sogar Voraussetzung für das Weiterbestehen bestimmter Systeme sein kann. Im Rahmen der vorliegenden Studie geht es allerdings um die Regeneration nach anthropogenen Störungen, die auf der Grundlage des BNatSchG als erhebliche Eingriffe klassifiziert worden sind, in denen also die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes erheblich beeinträchtigt worden ist. Dies erfordert, ähnlich wie bei der Erfassung und Bewertung der Auswirkungen von Eingriffen, auch bei der Beschreibung der Regeneration eine Annäherung an das Thema, die Vereinfachungen und Generalisierungen der komplexen und wissenschaftlich im Detail nicht immer verstandenen ökologischen Prozesse ermöglicht.

3.1 Begriffsdefinitionen

Definition Regeneration

Regeneration (von lat. regeneratio = Neuentstehung) wird in der Ökologie allgemein verstanden als „Wiederverbesserung“ eines Systemzustandes nach einer natürlichen oder anthropogenen Störung. HISCOCK & TYLER-WALTERS (2006) definieren im Zusammenhang mit benthischen Lebensräumen: [...] "recoverability is the ability of a habitat, community or species to return to a state close to that which existed before the activity or event caused change". Allerdings gibt es bisher keine einheitliche Definition von ökologischer Regeneration (ecological recovery) und unterschiedlichste Ansätze existieren nebeneinander (LOTZE 2011). DUARTE et al. (2015) haben vorliegende Definitionen zur Regeneration in Küstenökosystemen aus der Literatur der letzten Jahre zusammengestellt. Dabei wird deutlich, dass die Definitionen stark von der Zielsetzung der Untersuchung und der betrachteten Störung geprägt werden; z.T. nehmen die Definitionen auch Bezug auf andere Konzepte wie ecosystem health, die selbst ähnlich schwierig zu definieren sind. Meist wird Regeneration (resilience, recovery) als autonomer (spontaner) Prozess dabei von Restauration (restoration) als aktiver Wiederherstellung unterschieden.

Der Verlauf der Regeneration nach anthropogenen Störungen wird durch die Messung systemrelevanter Indikatoren auf adäquaten Raum- und Zeitskalen erfasst, durch die sich sowohl die vorhabenbedingten temporären Störungen als auch die anschließende Regeneration im ökologischen System näherungsweise quantifizieren lassen. Für die Auswahl sind v.a. die Kriterien Wirkungsrelevanz, Systemrelevanz und Datenverfügbarkeit bzw. Erhebbarkeit relevant (s. Kap. 3.4). Dabei muss immer die natürliche Dynamik der relevanten Parameter berücksichtigt werden, die in einem Monitoring v.a. durch die parallele Untersuchung eines Referenzgebietes erfasst werden kann.

Vor dem Hintergrund der Aufgabe der vorliegenden Studie muss die Definition also:

- möglichst konkret sein;
- über messbare Parameter operationalisierbar sein;
- die natürliche Dynamik berücksichtigen;
- abiotische (v.a. zum Sediment) wie biotische Parameter einschließlich der Gemeinschaftsstruktur berücksichtigen;
- die wesentlichen „ökosystemaren Strukturen und Funktionen“ als Synonym für die „Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes“ abbilden.

Da hier anthropogene temporäre Störungen im Mittelpunkt stehen, ist eine Rückkehr zum Status quo ante bzgl. der relevanten Systemvariablen grundsätzlich als Ziel der Regeneration angemessen. Unter Berücksichtigung der z.T. starken natürlichen Dynamik der hier relevanten Biotoptypen sind jedoch die natürlichen Veränderungen dieses Status quo ante (z.B. interannuelle Variabilität oder langfristiger regime shift) zu berücksichtigen, so dass eine Orientierung an der aktuellen Ausprägung der Systemvariablen auf geeigneten Referenzstandorten ein sachgerechterer Bezugspunkt ist. In der Praxis wird eine Beurteilung allerdings häufig unter gutachterlicher Berücksichtigung sowohl des Status quo ante als auch der Situation in einem Referenzgebiet erfolgen müssen, da nicht immer vollständig geeignete Referenzgebiete zur Verfügung stehen.

Als Regeneration wird hier die durch ein Monitoring dokumentierte partielle oder ggf. vollständige autonome Rückkehr der für die Struktur und Funktion eines Biotoptyps wesentlichen Indikatoren in den Zustand vor der anthropogenen Störung bzw. in den aktuellen Zustand in einem Referenzgebiet verstanden.

Definition abgeschlossene Regeneration

Eine besondere Herausforderung ist die Beantwortung der Frage, wann der Prozess der Regeneration abgeschlossen ist. In DUARTE et al. (2015) wird deutlich, dass dies in der Literatur in Abhängigkeit von ökosystemaren Spezifika, den Störungsursachen und den Fragestellungen der Untersuchungen deutlich unterschiedlich sein kann. Die Untersuchung von BEUKEMA et al (1999) hat deutlich gemacht, dass auch die Auswahl der betrachteten Parameter diese Aussage stark beeinflusst. TILLIN & TYLER-WALTERS (2014) definieren in ihrer breit angelegten Literaturstudie zur Sensitivität benthischer ökologischer Gruppen in der Nordsee: *“Furthermore, we have assumed recovery to a ‘recognisable’ habitat or similar population of species, rather than presume recovery of all species in the community and/or total recovery to prior biodiversity”*. Dieser Ansatz legt also ein sehr weit gefasstes Verständnis von abgeschlossener Regeneration zugrunde, der u.E. für die vorliegende Studie nicht geeignet ist.

Mit einem etwas enger gefassten Ansatz arbeitet MarESA (MarLIN): *‘Full recovery’ is envisaged as a return to the state of the habitat that existed prior to impact. However, this does not necessarily mean that every component species has returned to its prior condition, abundance or extent but*

that the relevant functional components are present and the habitat is structurally and functionally recognizable as the initial habitat of interest.

HIDDINK et al. (2006) entwickelten Indikatoren zur Beurteilung des Zustands benthischer Gemeinschaften, die durch bodenberührende Fischerei beeinträchtigt werden. Bei einer Wiederherstellung von 90 % der Biomasse oder der Produktion im Vergleich zu einem prognostizierten Referenzwert ohne Beeinträchtigung gehen die Autoren davon aus, dass sich die Gemeinschaft in einem Zustand von nahezu vollständiger Erholung befindet.

HIDDINK et al. (2017) modellierten die Regenerationsgeschwindigkeit benthischer Weichbodengemeinschaften nach Beeinträchtigung durch grundberührende Fanggeräte. Die Regeneration bzw. Wiederherstellung der ökologischen Tragfähigkeit (carrying capacity) gilt dabei als abgeschlossen, wenn 95 % der Biomasse oder der Abundanzen einer unbeeinflussten Referenzgemeinschaft erreicht werden.

In einem weiteren, innerhalb des BENTHIS-Projekts entwickelten Ansatzes zur Bestimmung der Regenerationsfähigkeit benthischer Gemeinschaften die durch Schleppnetzfisherei geschädigt wurden, wird die Erholung der Biomasse unterschiedlicher Altersklassen von Benthosarten betrachtet (ICES 2017). Die Regenerationsdauer wird dabei definiert als die Zeitspanne, in der die gesamte Biomasse 90 % der ökologischen Tragfähigkeit erreicht.

In der vorliegenden Studie ist der Verlauf der Regeneration aus der Perspektive des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) zu beurteilen und wir definieren wie folgt:

Die Regeneration ist abgeschlossen, wenn die Ausprägung der für die Struktur und Funktion eines Lebensraumes wesentlichen Indikatoren weitestgehend der in einem geeigneten Referenzgebiet bzw. ggf. dem Status quo ante entspricht.

Diese Entscheidung muss durch die Fachbehörde und/oder fachgutachterlich unter Berücksichtigung der Datenlage, der natürlichen Dynamik und des Vorsorgeprinzips getroffen werden.

Definition Regenerationspotenzial

Im aktuellen Zusammenhang geht es v.a. darum, prognostische und generalisierte Aussagen zum zu erwartenden Verlauf der autonomen Regeneration nach anthropogenen Störungen zu machen. Dies bezeichnen wir im Folgenden als Regenerationspotenzial.

Es ist also fachlich zu beurteilen,

- ob bestimmte Biotoptypen nach bestimmten Störungstypen voraussichtlich vollständig oder partiell regenerieren werden
- in welchem Zeitraum eine solche vollständige oder partielle Regeneration voraussichtlich erfolgen wird.

Dies erfolgt auf der Grundlage der Auswertung vorliegender Untersuchungen, in denen die Regeneration anhand von Messungen zu relevanten Parametern in Raum und Zeit wenn möglich bis zum Abschluss der Regeneration quantifiziert worden ist. Dabei wird eine große Amplitude deutlich, da der Verlauf der Regeneration im konkreten Einzelfall von einer Vielzahl von Randbedingungen wie der Intensität und dem Zeitpunkt der Störung, der Größe der gestörten Fläche eines Biotoptyps, der Größe des angrenzenden unbeeinflussten Teils eines Biotoptyps und der Wahrscheinlichkeit von anderen „störenden“ natürlichen oder anthropogenen Ereignissen (wie Eiswintern oder Fischerei) abhängt.

Als Regenerationspotenzial eines Biotoptyps wird der im Allgemeinen zu erwartende Verlauf der Regeneration nach anthropogenen Störungen und dessen mögliche Spannweite bezeichnet. Dabei sind sowohl die Vollständigkeit des Regenerationsprozesses als auch der Zeitraum bis zum Abschluss zu berücksichtigen. Ein hohes Regenerationspotenzial realisiert sich dabei in kurzen Zeiträumen bis zur abgeschlossenen Regeneration und vice versa.

3.2 Regeneration als Prozess

Das Regenerationspotenzial einer benthischen Biozönose, also die Fähigkeit zur Regeneration nach einer anthropogenen Störung, und ihre Geschwindigkeit hängen zum einen von der Art und Intensität der Störung ab, zum anderen von den Eigenschaften, die die Gemeinschaft aufweist. Zu nennen sind im Wesentlichen:

- Größe/Skala der Störung (z.B. kleinskalig: wenige m², großskalig: mehrere tausend m²)
- Intensität der Störung (von Verhinderung der Nahrungsaufnahme bis Auslöchen der Makrozoobenthosgemeinschaft)
- Jahreszeit, Dauer und Frequenz der Störung
- abiotischen Standortbedingungen (z.B. Hydrographie)
- ggf. Regeneration der abiotischen Standortbedingungen
- Altersstruktur der Arten
- Reproduktionsstrategien der Arten

- Mobilität der Arten
- Entfernung zu unbeeinflussten Beständen, von denen aus die Regeneration einsetzen kann
- natürliches Störungsregime, an das die Gemeinschaft angepasst ist.

Abiotisch werden durch die hier relevanten Vorhabentypen folgende Faktoren verändert: Strömungsgeschwindigkeit, Trübung, shear stress und bedload transport bezogen auf den Wasserkörper sowie die Topografie und Sedimenteigenschaften (inkl. Gehalt an organischem Material) bezogen auf das Benthos. Dabei erfolgt die Veränderung der abiotischen Komponente über qualitative Veränderungen (Entnahme von Sediment, permanente Überdeckung) bzw. über Veränderungen der Topografie (es entsteht eingriffsbedingt eine Vertiefung bzw. eine temporäre Überdeckung). Überdeckung führt zu einer bodennahen Zunahme der Resuspension durch Sedimentumlagerungen, während eine (deutliche) Vertiefung einen Art-Sinkfalleneffekt zur Folge hat (z.B. DERNIE et al. 2003, DE JONG et al. 2016, SHERWOOD et al. 2016). Beides resultiert in Abhängigkeit von dem Grad der Veränderung und der beeinflussten Fläche in einer unterschiedlich schnellen Regeneration der Topografie und damit der Hydrodynamik und den Sedimenteigenschaften. Die Erholung der abiotischen Bedingungen ist eine Basis für eine vollständige Regeneration der benthischen Gemeinschaft.

Dabei kann bei Biotoptypen, die durch anthropogene Eingriffe beeinflusst wurden, eine Zeitverzögerung zwischen dem Einsetzen der Regeneration gestörter abiotischer Größen und der Regeneration gestörter benthischer Gemeinschaften auftreten (BORJA et al. 2010, FODEN et al. 2009, BARRIO FROJAN et al. 2011). In den beiden letztgenannten Artikeln wurde deshalb die Regeneration beider Teilkomponenten eines Biotoptyps getrennt ermittelt.

Die zweite Basis zur Regeneration eines Biotoptyps, vor allem beim vollständigen Verlust der Besiedlung, ist das Vorhandensein von ausreichend großen und nahen Flächen, die den gleichen Typ bzw. auf Artebene betrachtet sogenannte „source populations“ aufweisen und von denen aus eine Wiederbesiedlung stattfinden kann.

Das Makrozoobenthos weist in seinem Leben verschiedene Stadien (Larven, Postlarven/Juvenile, Adulte) auf, die artspezifisch eine unterschiedliche Mobilität (d.h. Ausbreitungsvermögen) haben. Die planktischen Larven der Makrofauna treiben passiv mit der Meeresströmung und legen in Abhängigkeit von der Entwicklungszeit der Larve Strecken in der Größenordnung von mehreren km zurück. Diese Form der Ausbreitung verbindet u.a. auch verschiedene Populationen einer Art und ist bzgl. der Konnektivität von Biotoptypen aber auch von MPAs eine wichtige Größe (z.B. PINEDA et al. 2007, COWEN & SPONAUGLE 2009, MOKSNES et al. 2014).

Postlarven und Juvenile (bodenlebende Jungtiere) können unter Nutzung der bodennahen Strömung Distanzen bis zu mehreren km zurücklegen (GÜNTHER 1992, PILDITCH et al. 2015). Dabei kann der Prozess dieser sogenannten „sekundären Dispersion“ rein passiv mit dem „bedload transport“ erfolgen oder eine aktive Komponente haben wie das Herausgraben aus dem Sediment und die Verwendung von Byssusfäden zur Unterstützung des Transports (SIGURDSON et al. 1976). Sekundäre Dispersion kann artspezifisch von herausragender Bedeutung sein. So wies GÜNTHER (1991) nach, dass die Larven von *Limecola* (= *Macoma*) *balthica* im tiefen Gezeitenbereich zum Bodenleben übergehen. Die Besiedlung der höher gelegenen Wattflächen fand mit geringem

zeitlichem Verzug durch die Postlarven statt. Nach ARMONIES (1994) betrug im Sommer die Umsatzrate für Postlarven der beiden Arten *Limecola balthica* und *Cerastoderma edule* im Gezeitenbereich bei Sylt weniger als eine Woche.

Bei der Infauna weisen die erwachsenen (adulten) Stadien die geringste Mobilität auf. Die Bewegung erfolgt in oder auf dem Sediment und liegt im Bereich von Zentimetern bis wenigen Metern.

Die Wiederbesiedlung durch Alttiere kann das ganze Jahr über erfolgen. Planktische Larven von Benthosorganismen treten in der Nordsee überwiegend vom Frühjahr bis zum Herbst auf. Postlarvale/juvenile Stadien entstehen nach dem Übergang der planktischen Larve zum Bodenleben oder entwickeln sich bei benthischer Reproduktion aus Eigelegen. Auch ihr Vorkommen ist damit an die in der Nordsee gegebene Saisonalität der Reproduktion gekoppelt.

Alle Stadien der Makrofauna tragen zur Wiederbesiedlung nach anthropogenen Störungen bei. Entsprechend der unterschiedlichen Distanzen die sie typischerweise zurücklegen können, variiert aber der Anteil der einzelnen Stadien mit der Größe der gestörten Fläche und der Erreichbarkeit der gestörten Substrate für die jeweiligen Stadien (SMITH & BRUMSICKLE 1989). Kleine gestörte Bereiche (im Bereich von wenigen m²) werden von allen Stadien besiedelt. Bei mittelgroßen Flächen wird der Randbereich ebenfalls von allen Stadien besiedelt, der zentralere Bereich durch Postlarven und Larven. Große entsiedelte Flächen werden aufgrund der größeren Mobilität in weiten Bereichen überwiegend durch Larven besiedelt, im Randbereich kommen auch Postlarven/Juvenile bzw. adulte Stadien vor (GÜNTHER 1992). Auch für die Ostsee haben Untersuchungen von VALANKO (2012) gezeigt, dass Dispersion von Postlarven und Adulten zur Konnektivität zwischen lokalen Gemeinschaften beiträgt. Die initiale Besiedlung von kleinskaligen defaunierten Flächen erfolgt durch postlarvale und adulte Stadien der Arten, die in der direkten Umgebung siedeln. Dagegen sind spätere Besiedlungsphasen durch das Hinzukommen von Arten aus weiter entfernten Flächen gekennzeichnet.

Bei experimentellen Untersuchungen von BEUKEMA et al. (1999) im niederländischen Wattenmeer, bei denen experimentell defaunierte Flächen von 120 m² untersucht wurden, zeigten sich Veränderungen beim Makrozoobenthos über einen Zeitraum von bis zu 4,5 Jahren. Unabhängig von der Jahreszeit, bei der die Flächen zur Wiederbesiedlung freigelegt wurden, zeigte sich eine Erholung des Artenspektrums innerhalb von 6 Monaten. Sobald die Wiederbesiedlung eine Sommersaison, d.h. eine Hauptphase der Rekrutierung benthischer Makrofauna, enthielt, erreichten die Abundanzen auf den experimentellen Flächen die der Umgebungswerte. Dabei war die Erholung der Abundanz schneller, wenn sie im Frühjahr startete, als wenn die Flächen im Herbst zur Wiederbesiedlung zur Verfügung standen. Im Unterschied zum Artenspektrum und zur Abundanz benötigte die Biomasse mehrere Jahre (für einzelne Arten), bis die langlebigen Arten mit hoher Biomasse eine zur Umgebung vergleichbare Größen- und Altersstruktur hatten. Sowohl bei opportunistischen Arten (*Pygospio elegans*, *Capitella capitata*) als auch bei langlebigeren (*Macoma balthica*, *Mya arenaria*) wurden teilweise höhere Abundanzen innerhalb der experimentellen Flächen beobachtet. Die Autoren interpretierten dies als Fehlen von Entwicklung verhindernden Faktoren innerhalb der defaunierten Bereiche.

Da Larven und Jungtiere nicht zu jeder Jahreszeit vorkommen, kann die Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung insbesondere bei größeren Flächen also vom Zeitpunkt der Störung (in Relation

zur Reproduktionszeit) abhängig sein. Zu diesem Ergebnis kamen auch DITTMANN et al. (1999) bei Experimenten zur Wiederbesiedlung im Niedersächsischen Wattenmeer. Die Bedeutung von Dispersionsprozessen insbesondere von jungen Bodenstadien der Makrofauna wird nach PILDITCH et al. (2015) aktuell nach wie vor unterschätzt.

Wie lange die Regeneration einer gestörten Fläche dauert und wann Regeneration als beendet angesehen werden kann, wird in vielen Untersuchungen nicht thematisiert. Der besonders lang dauernden Regeneration von langlebigen, biomassereichen Arten wird in Experimenten mit kurzer Untersuchungszeit und geringer beeinflusster Fläche meist keine Beachtung geschenkt. Eine der Ausnahmen bilden THRUSH et al. (2003) die feststellten, dass tiefliebende, langlebige Makrozoobenthos-Arten in ihren Experimenten ebenfalls lange zur Regeneration brauchten, so dass am Ende des Experiments (212 Tage) noch keine vollständige Erholung nach experimenteller Überdeckung mit Klei zu beobachten war.

Vergleichbare Untersuchungen zur Ausbreitung von Bodenstadien in der Nordsee bzw. großflächige experimentelle Untersuchungen im Sublitoral gibt es kaum. Zur Mobilität der Nordsee-Arten gibt es aber einzelne Veröffentlichungen, die von TILLIN & TYLER-Walters (2014) zur Abschätzung der Regenerierbarkeit von Biotoptypen zusammengetragen wurden.

3.3 Literaturübersicht Regeneration

3.3.1 Regeneration nach weitgehendem Verlust der Besiedlung

Sand- und Kiesentnahme

Fallstudien zur Regenerationsdauer benthischer Habitats (überwiegend „coarse sediments“) nach Sand- und Kiesentnahme wurden europaweit initiiert (ICES 2016). Ausgangspunkt, insbesondere bei den in Großbritannien durchgeführten Untersuchungen, war die Unsicherheit über die Regenerationsdauer, die in früheren Jahren typischerweise mit 2–4 Jahren angesetzt wurde. Nach ICES (2016) besteht ein Zusammenhang zwischen der Regenerationszeit benthischer Gemeinschaften, der Regeneration der abiotischen Bedingungen und der Intensität des Sand- und Kiesabbaus. Wesentlich ist hierbei, dass es zu Veränderungen der Topografie kommt, die als Konsequenz Änderungen des bodennahen hydrografischen Regimes, der Sedimentzusammensetzung direkt nach der Entnahme aber auch beim Wiederauffüllen der entstandenen Löcher bzw. Saugspuren zur Folge hat.

In Großbritannien wird im Allgemeinen ein „screening“-Verfahren verwendet, bei dem die Zielfractionen (grobe Sedimente/Kies) an Bord behalten und feinere Sande wieder ins Abbaugelände zurückgegeben werden. Die Untersuchungen von BARRIO FROJAN et al. (2011) zeigten, dass durch diese Vorgehensweise eine langfristige Veränderung des anstehenden Sediments im Abbaugelände bewirkt wurde, von Mischungen aus Kies, Sand und Schluff hin zu Mischungen die überwiegend Sand und Schluff enthalten. Diese Veränderung der abiotischen Bedingungen kann mehr als 5 Jahre anhalten (BARRIO FROJAN et al. 2011).

Ähnlich können die Spuren bei der Entnahme von Kies bzw. groben Sedimenten in Gebieten mit niedrigem bis moderatem Einfluss der Gezeiten bis zu 20 Jahre erkennbar sein (FODEN et al. 2009). COOPER et al. (2011) und WAN HUSSIN (2012) gehen sogar davon aus, dass es Fälle gibt, in denen keine Regeneration stattfindet.

In Abhängigkeit von der Regeneration der Sedimentstruktur erfolgt die Regeneration der Benthosbesiedlung (BARRIO FROJAN et al. 2011). In den meisten der langfristig untersuchten Entnahmegebiete in Großbritannien wurden dabei Bereiche mit niedriger und hoher Intensität des Eingriffs unterschieden. Das Maß hierfür war die Anzahl der Stunden in denen pro Jahr auf einer Fläche von 100 x 100 m (BARRIO FROJAN et al. 2011) bzw. 100 m² (COOPER et al. 2008) Sediment entnommen wurde. Bei beiden Intensitäten verlief die Regeneration des Makrozoobenthos in Form einer Sukzession, d.h. unter Entwicklung von Übergangsgemeinschaften. Im Fall einer niedrigen Dredge-Intensität dauerte die Regenerationszeit der benthischen Gemeinschaft 7 Jahre (WAN HUSSIN 2012). Die parallel untersuchten, intensiv genutzten Flächen zeigten 11 Jahre nach Beendigung der Dredge-Aktivitäten eine Erholung (WAN HUSSIN 2012). Diese war allerdings erst nach 15 Jahren abgeschlossen (WAYE-BARKER et al. 2015). Limitierend war den Autoren zufolge, dass sich abiotische Faktoren wie Sedimentzusammensetzung und Topografie (Flächen der Sedimententnahme waren noch lange erkennbar) nur langsam regenerierten.

Die meisten hier zitierten Untersuchungen wurden in Gebieten mit einem moderaten bis niedrigem Stress bzgl. der Exposition durchgeführt. Der Vergleich dieser Gebiete zeigt, dass die Sensitivität der benthischen Gemeinschaften mit dem Kiesanteil steigt und mit der Zunahme natürlicher physikalischer Störungen abnimmt (COOPER et al. 2011). Die Autoren folgerten, dass der Erhalt des natürlichen Kiesanteils im nach Beendigung der Sedimententnahme anstehenden Sediment langfristige Effekte bei der benthischen Gemeinschaft minimieren kann. Dieser Zusammenhang wird bei der Lizenzierung von Sand- und Kiesabbau in Großbritannien berücksichtigt. Die Ähnlichkeit des Sediments vor und nach der Sedimententnahme wird nach einem Verfahren von COOPER (2013) ermittelt.

Um die Effekte unterschiedlicher Abbaumethoden vergleichen zu können, nutzten de JONG et al (2016) den „bed shear stress“ der unterschiedlich beeinflussten Gebiete. Basierend auf diesem Parameter und ökologischen Daten entwickelten die Autoren Regeln für das Abbaudesign, die helfen sollen, die beeinflussten Flächen zu minimieren bei größtmöglicher Ausbeute an Sediment.

In jedem Fall muss auch eine Regeneration der physikalisch-chemischen Bedingungen im Sediment stattfinden. Stehen nach einer Sedimententnahme tiefe oder verdichtete Sedimente als Sedimentoberfläche an, kann sich Benthos erst dann erfolgreich dauerhaft ansiedeln, wenn die chemischen Parameter wie die Sulfid- und Sauerstoffkonzentration und die Porosität etc. wieder dem Normalwert der Referenz entsprechen (DITTMANN et al. 1999).

Den deutlichen Einfluss der Entnahmetiefen auf die Regeneration hat die Untersuchung von DE JONG et al. (2016) gezeigt, die Sedimententnahmestellen mit verschiedenen Graden der Vertiefung in niederländischen Küstengewässern verglichen hat. Die Erholung der benthischen Gemeinschaft bei einer Tiefenzunahme um 2 m verlief in den analysierten Fallbeispielen innerhalb von 2–6 Jahren. Basis für die schnelle Erholung war, dass es zu keiner deutlichen Veränderung in der Sedimentstruktur und ihrem Gehalt an organischem Kohlenstoff kam. Bei einer Vertiefung um

8 m stellte sich ein Sedimentfalleneffekt ein, der eine Veränderung der Korngröße, des Gehalts an organischem Material und daraus folgend der benthischen Besiedlungsstruktur bewirkte. Die Veränderung hielt über mindestens 6 Jahre an. Der Sedimentfalleneffekt war bei Vertiefungen durch Sandentnahme um 24 m so stark, dass es im tiefsten Bereich zur Ausprägung einer Schichtung des Wasserkörpers und zur Ausbildung von Hypoxia kam. Untersuchungen zum Regenerationsverlauf dieser Sandentnahmestelle liegen nicht vor.

Als extremes Beispiel für das Wiederauffüllen einer Vertiefung kann der durch eine Gasexplosion 1963 entstandene Krater „Figge-Maar“ in der deutschen AWZ der Nordsee angesehen werden. Die ersten Untersuchungen des Kraters ergaben einen Durchmesser von 400 m bei einer Wassertiefe von 65 m. Die Umgebungswassertiefe betrug ca. 34 m, d.h. der Krater hatte eine Tiefe von 31 m unter der umgebenden Sedimentoberfläche. Bei späteren Untersuchungen von THATJE et al. (1999) in 1995 betrug diese Tiefe nur noch 14 m. D.h. in 32 Jahren erfolgte eine Aufsedimentation von 17 m, entsprechend etwas mehr als einem halben Meter pro Jahr.

Nach DE JONG et al (2016) ist davon auszugehen, dass sich Kolke bis zu max. 8 m Tiefe regenerieren können. Ob die Erholung in der AWZ der deutschen Nordsee genauso schnell (2-6 Jahre) verläuft wie in den von dem Autor betrachteten dynamischen artenarmen küstennahen Gebieten ist allerdings unwahrscheinlich.

Eine sehr schnelle Regeneration einer ca. 10 m tiefen Sandentnahmestelle unter Schlick im Jadebusen haben SCHUCHARDT et al. (2004) mit einem BACI-Ansatz beschrieben. Bereits nach 2 Jahren war die Topografie der Entnahmestelle wieder hergestellt; die Sedimentzusammensetzung an der Oberfläche (überwiegend Schlick) entsprach weitestgehend den Verhältnissen vor der Sandentnahme; die artenarme aber abundanzreiche benthische Besiedlung entsprach weitgehend dem Status quo ante.

Interkonnektoren, OWP-Kabel und Rohrleitungen

Die gängige Verlegemethode in der deutschen AWZ der Nordsee ist das Einspülen des Kabels in einen Kabelgraben. Je nach verwendetem System kann die Eingriffsbreite variieren. Sie ist in der Regel geringer als 1 m. Zusätzlich zu der direkten Kabeltrasse werden beidseitig des Grabens Bereiche zwischen jeweils 2–3 m durch den Verlegeprozess beeinflusst. Modellrechnungen von GALAGAN et al. (2003) zeigen, dass bei der Kabelverlegung mittels Fluidisierung des Sediments lokal möglicherweise bis zu 70 % des Sediments wieder im Graben bzw. in Grabennähe zur Ablagerung kommt. In der Regel erfolgt dann das restliche Auffüllen des Grabens (= Erholung der Topografie) durch lateralen Sedimenteintrag mit der Strömung. Hierbei kann es zur Anreicherung von Driftmaterial wie Makroalgen kommen (BIRKLUND 2005; Sherwood et al. 2016) oder zur Wiederauffüllung mit anderen Korngrößen als ursprünglich anstehend (BIRKLUND 2005).

Wie schnell sich Gräben wieder auffüllen, hängt von ihrer Tiefe und dem anstehenden Sediment ab (DERNIE et al. 2003). In den Experimenten der vorgenannten Autoren regenerierte sich die Sedimenttopografie von Sand am schnellsten, die von schlickigem Sand am langsamsten. Sie schlugen vor, die Tiefe der Veränderungen im Sediment als Indikator für den Grad der Störung bzw. das Fortschreiten der Regeneration zu verwenden. Das bedeutet: zeigen beispielsweise Videoaufnahmen oder Fotos an, dass es noch eine sichtbare Veränderung des Meeresgrundes gibt, ist von einer vollständigen Erholung des Biotoptyps nicht auszugehen. Für alle Sedimenttypen

wurden bis zu 105 Tage nach Beginn des Experiments signifikant reduzierte Abundanzen und Artenzahlen des Makrozoobenthos nachgewiesen. Die Äquität des Benthos von experimentellen und Kontrollflächen war nur bis zum 35. Tag des Experiments signifikant verändert.

Relativ umfangreiche Monitoringuntersuchungen fanden von 1993–1997 im Rahmen der Verlegung der „Europipe 1“ Gas-Pipeline im Bereich der Accumer Ee und angrenzenden Wattbereichen im Niedersächsischen Wattenmeer statt. Neben Fischen und Mikrophytobenthos wurden auch die In- und Epifauna in Eu- und Sublitoral untersucht (VAN BERNEM 1999). Die Ergebnisse zeigten, dass das Vorkommen seltenerer Biotoptypen, wie Seegrasvorkommen, ausgedehnte Miesmuschelbänke, *Sabellaria* Riffe im Sublitoral weitgehend ausgeschlossen werden konnten. Besondere Biotopstrukturen wie ein Kleikegel, Schillflächen und ein Gebiet mit Steinen wurden nachgewiesen. Der Kleikegel wurde aus hydrodynamischen Gründen bei den Bauarbeiten abgetragen, das Gebiet anschließend mit einer Sedimentdicke von bis zu 7 m überdeckt. Die Überdeckungsschicht im Bereich der Steinfelder betrug bis zu 3 m. Damit wurden lokal kritische Überdeckungsgrade für das Makrozoobenthos, wie sie von BIJKERK (1988) ermittelt wurden, deutlich überschritten. Das Makrozoobenthos im Eu- und Sublitoral wies während der Bauarbeiten (Frühjahr/Sommer 1993) auch in 500–1000 m Entfernung von der Baggertrasse einen Rückgang von Artenzahl und Abundanz auf. Dies galt nicht mehr für untersuchte Bereiche in 3 km Entfernung zur Trasse. Der Autor bezweifelte, dass eine in dieser Distanz eher geringe baubedingte Zunahme der Trübung ausschlaggebend für die Veränderungen beim Makrozoobenthos war. Das bei den Felduntersuchungen während der Bauarbeiten beobachtete Auftreten von sog. „fluid mud“ im Eulitoral wurde als mögliche Ursache für die weiträumigen Effekte diskutiert. Eine vollständige Erholung der Benthos konnte nicht beobachtet werden, da die baubedingten Wirkungen von den Effekten des Eiswinters 1995/96 überlagert wurden. Die Wiederherstellung von Schillgründen, die als Laichgebiet für die Fischart *Pomatoschistus microps* dienen, wurde als möglich aber längerfristig eingeschätzt. Eine Regeneration der nicht mehr vorhandenen Kleigründe wurde ausgeschlossen.

Im Niedersächsischen Wattenmeer fand 2008 zwischen Norderney und Hilgenriedersiel die Verlegung des *alpha ventus* Kabels statt. Im Folgejahr wurde auf einer Trasse, ca. 50 m östlich davon, das BorWin1 Kabel verlegt. Bereits im Jahr 2007 wurden die Horizontalbohrungen zur Unterquerung der Vorländer durchgeführt. Die Untersuchungen zur Regeneration ergaben, dass im Bereich des *alpha ventus* Kabels die Regeneration von Artenzahl, Abundanz und Biomasse nach einem Jahr abgeschlossen war (BIOCONSULT 2010). Dagegen wurden noch 21 Monate nach Verlegung des BorWin1 Kabels Unterschiede in den Besiedlungsparametern Artenzahl, Abundanz, Biomasse und multivariaten Analysen der Infauna beobachtet (BIOCONSULT 2013). Die längere Regenerationszeit beruht darauf, dass im Trassenverlauf ursprünglich Streusiedlungen der Miesmuschel *Mytilus edulis* vorkamen. Deren Siedlungssubstrat (Schill von *Cerastoderma edule*) war nach der Kabelverlegung nicht mehr vorhanden, so dass sich dieser Ökosystemingenieur nicht erneut in der ursprünglichen Stärke ansiedelte. Im Vergleich zu einer Miesmuschelbank unterliegen Streusiedlungen von *Mytilus edulis* einer höheren zeitlichen Variabilität, so dass in einem solchen Fall a priori definiert werden sollte, wie die Regeneration von besonderen, aber nicht geschützten Strukturelementen zu definieren ist.

ANDRULEWICZ et al. (2003) untersuchten die Effekte der Verlegung des SvePol Link HVDC Kabels sowie seine Auswirkungen in der Betriebsphase. Die Länge der Kabeltrasse betrug ca. 254 km, davon verliefen ca. 239 km in der Ostsee. Die Verlegung erfolgte unterhalb der

Sedimentoberfläche, das genaue Verfahren wurde von den Autoren nicht beschrieben. Die Untersuchungen wurden in 5 Gebieten durchgeführt, die durch unterschiedliche Sedimenttypen geprägt waren (Feinsand, Mittelsand, Grobsand, Sand mit Kiesbeimengungen, Kies mit Sandbeimengungen, Erosionsflächen). In diesen Gebieten wurde jeweils das Makrozoobenthos an 18 zufällig ausgewählten Stationen direkt auf der Kabeltrasse und 18 in einer Distanz von 0,1-1 nautischen Meilen zur Kabeltrasse in Tauchgängen und mittels des Reineck Kastengreifers untersucht. Zusätzlich wurde bei dem in Betrieb befindlichen Kabel die Stärke des entwickelten Magnetfeldes gemessen. Die visuelle Untersuchung ein Jahr nach der Verlegung des Kabels wies im Bereich von Weichböden nicht auf Veränderungen hin. Die Infauna wies bzgl. der Parameter Gesamtabundanz und -biomasse eine so hohe Variabilität auf, dass die wenigen beobachtbaren Unterschiede beim Vergleich der Vorher-/Nachher-Situation bzw. von Kabeltrasse und Referenz nicht eindeutig der Kabelverlegung zugeordnet werden konnten. Im Teilgebiet 4, das neben Feinsand auch durch höchste Wassertiefe gekennzeichnet war, wies das Verhältnis von Abundanz zu Biomasse darauf hin, dass es sich nach der Kabelverlegung um kleinere Tiere gehandelt haben muss als vorher.

KUHNZ et al. (2011, 2015) berichten über die Effekte der Verlegung eines MARS-Kabels, das zwischen dem amerikanischen Festland bei Monterey und einer Langzeituntersuchungsstation ca. 35 km vom Festland entfernt verläuft. Das Kabel hat insgesamt eine Länge von 51 km, davon wurden 79 % im Boden verlegt, 19 % der Strecke war das Kabel an der Sedimentoberfläche bzw. sichtbar und auf 2 % der Strecke teilweise vergraben. Sichtbar bedeutete auch, dass das Kabel in einem Graben lag, der zunächst nicht verfüllt war. Nach ca. 8 Jahren hatte sich der Anteil des nicht sichtbaren Kabels auf 86,4 % erhöht, entsprechend verringert sich der Anteil des sichtbaren Kabels. Dies ist auf die Tatsache zurückzuführen, dass ein Teil der Gräben sich zwischenzeitlich verfüllt hat. Die mittlere Korngröße war nur in den beiden höhergelegenen Habitattypen „shelf“ und „neck“ ausschließlich direkt nach der Verlegung des Kabels verändert. Dagegen war der Gehalt an Corg in den Habitattypen „neck“ und „slope“ bis in das Jahr 2015 signifikant erhöht. Veränderungen in der Megafauna (hier insbesondere die Wirbellosen) und Makrofauna zeigten bereits ein Jahr nach der Verlegung für uni- und multivariate Parameter keine Veränderungen an. Unterschiede zwischen lokalen und regionalen Kennwerten des Makrozoobenthos beruhten nach Einschätzung der Autoren zu einem Teil auf der Siedlungsstruktur der einzelnen Arten.

SHERWOOD et al. (2016) führten ein Monitoring an der Kabeltrasse des Basslink HVDC Kabels von Australien nach Tasmanien durch. Die Kabeltrasse hat eine Länge von 250 km. Die Verlegung dauerte ca. 1 Jahr. Sie erfolgte auf 95 % der Trasse in einen ausgespülten Graben. Es gibt keine Angaben zur Verlegetiefe des Kabels. Es wurden Videoaufnahmen, Fotos und in flacherem Wasser Taucheinsätze durchgeführt. Dabei erfolgten auch in situ Messungen der Magnetfeldstärke in der Nähe des Kabels. Nach 2 Jahren waren innerhalb der tieferen Gewässern (32–72 m Wassertiefe) auf 1/3 der Strecke keine Spuren der Kabelverlegung mehr sichtbar. An anderen Stationen wiesen die abgeflachten Reste des Grabens eine Art Sedimentfalleneffekt für driftendes Material auf. Dieses wurde zum Teil wiederum durch Epifauna besiedelt. In niedrigeren Wassertiefen im nördlichen Bereich der Trasse konnten Taucher die Kabeltrasse nach einem Jahr nicht mehr ausmachen. Im Flachwasser des südlichen Bereichs war der vorherrschende Biotoptyp ein durch Basalt geprägtes Hartsubstrat. Hier wurde das Kabel oberirdisch verlegt und mit einer (Teil-) Ummantelung aus Eisen versehen. Etwa 3,5 Jahre nach der Kabelverlegung wies dieser Mantel eine zum Basaltriff ähnliche Besiedlung auf.

Die bei der Kabelverlegung entstehende Störung ähnelt in gewissem Grad der der Sedimententnahme: es entstehen Flächen die topografisch von der Umgebung abweichen (Vertiefung) und in denen die Infauna eine mehr oder weniger vollständigen Mortalität unterliegt. Wesentliche Unterschiede zwischen beiden Eingriffstypen sind die Einmaligkeit der Störung in Bezug auf die Lebenszeit des Kabels, die geringe Breite des Eingriffs bei der Kabelverlegung und der geringen Veränderung der Sedimentstruktur (hier Korngröße). Vor allem aus der geringen Breite des Eingriffs wird im Allgemeinen gefolgert, dass der „ökologische Fußabdruck“ - trotz der großen Länge der Trassen und damit beeinflussten Fläche die Einflussnahme – tendenziell als gering einzuschätzen ist (BERR 2009, NIRAS 2015).

3.3.2 Regeneration nach Überdeckung

Sedimentumlagerungen haben eine **Überdeckung** von Makrozoobenthos dort zur Folge, wo Sedimentpartikel absinken. Die Überdeckungsschicht hängt von der Partikelgröße, Intensität der Resuspension ab (viel/wenig) von der Strömungsgeschwindigkeit und damit der beeinflussten Fläche der Sedimentation des resuspendierten Sediments. Einen Überblick über Arbeiten, in denen die Ausdehnung von Trübungsfahnen ermittelt wurde, gibt ICES (2009). Große Sedimentpartikel wie Sand und Kies können sich nach NEWELL et al. (2004) im Bereich von 500 m absetzen, während die Trübungsfahne im Bereich von 2 km um eine Sedimententnahmestelle nachweisbar war. Trübungsfahnen von Sedimenten mit höherem Schlickanteil hatten in Anhängigkeit von den lokalen abiotischen Rahmenbedingungen eine Ausdehnung bis zu maximal 6,5 km (ICES 2009).

Bei der Überdeckung durch Sediment benötigen die betroffenen Arten des Makrozoobenthos entweder die Fähigkeit zu Flucht oder aber zur Tolerierung der Überdeckung und zur Repositionierung im Sediment. HENDRICK et al. (2016) untersuchten experimentell, wie einzelne marine Arten (*Ophiura ophiura*, *Psammechinus miliaris*, *Ciona intestinalis*, *Aequipecten opercularis*, *Sagartiogeton laceratus*, *Sabellaria spinulosa*) auf eine experimentelle Überdeckung mit Sediment von 2, 5 und 7 cm reagierten. Die getesteten Sedimenttypen waren „grob“ (1–2 mm Korngröße), „mittelfein“ (0,25–0,95 mm Korngröße) und „fein“ (0,1–0,25 mm Korngröße). Die Auswahl der Korngrößen orientierte sich an den Korngrößen, die im näheren Bereich (500 m) von Sandentnahmestellen zu Boden gehen und dort größere Überdeckungsschichten hervorrufen können. Die Experimente dauerten 1, 2, 4, 8, 16 und 32 Tage wobei artspezifisch nicht immer die gleiche Dauer erzielt wurde. Die Ergebnisse zeigten, dass der Schlangensterne *O. ophiura*, die suspensionsfressende Muschel *A. opercularis* und die Seescheide *C. intestinalis* stark intolerant auf die Überdeckung mit Sediment reagierten, während der Seeigel *P. miliaris* und die Seeanemone *S. laceratus* mittlere bis niedrige Intoleranz aufwiesen. Eine besonders hohe Überlebensrate wies *S. spinulosa* auf. Für die meisten Arten resultierte insbesondere die Überdeckung mit feinen Sedimentfraktionen in einer erhöhten Mortalitätsrate. *O. ophiura* war die Art, die sich am häufigsten aus dem Sediment (mittlere und feine Korngrößen) herausgrub, gefolgt von *P. miliaris* (grobes Sediment). Auch *A. opercularis* und *S. laceratus* gruben sich aus dem Sediment heraus. *C. intestinalis* zeigte keine Emergenz, egal welcher Sedimenttyp zur Überdeckung verwendet wurde. Diese Ergebnisse zeigen, dass das Makrozoobenthos artspezifisch auf Überdeckung reagiert.

Ältere Untersuchungen von ESSINK (1999) zeigten, dass Epifaunaarten wie beispielsweise Muscheln (*Mytilus edulis*, *Ostrea* sp.) und Anthozoen schon auf geringe Überdeckung empfindlich

reagieren können. Auch Infauna-Arten wie *Limecola balthica*, *Scoloplos armiger* und *Nephtys hombergii* nahmen bei einer zusätzlichen Überdeckung von mehr als 30 cm Sediment in ihrer Abundanz ab. Nach ESSINK (1996) ist dann von einer Beeinträchtigung des Makrozoobenthos auszugehen, wenn die Sedimentationsrate die Geschwindigkeit der aufwärtskriechenden Bodentiere übersteigt. Polychaeten wie *Nereis* spp. und *Nephtys* spp. können eine bis zu 60 cm dicke Schlickschicht und eine bis zu 85 cm dicke Feinsandschicht überwinden. Untersuchungen an *Tellina* spp. ergaben bei einer Überdeckung mit Schlick eine letale Schichtdicke von 38 cm und bei einer Überdeckung mit Feinsand eine Schichtdicke von 45 cm (ESSINK 1996).

Die meisten Informationen zur Erholung benthischer Gemeinschaften bzw. Biotoptypen nach Überdeckung finden sich bei **Monitoringuntersuchungen** zum Verklappen von Sediment in Ästuaren oder in sublitoralen küstennahen Gebieten sowie bei **Experimenten**, bei denen eine solche Überdeckung simuliert wird. Eine umfangreiche Literaturstudie zur Regeneration verschiedener Küsten-Ökosysteme (BORJA et al. 2010) zeigte, dass die Regenerationszeiten nach Beeinträchtigungen durch Sedimentumlagerungen meist nur Monate bis wenige Jahre betragen. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass zum einen mit Ästuaren und Küstenökosystemen andersartige Systeme betrachtet werden als sie in der AWZ der Nordsee vorkommen. Zum anderen werden auch die unterschiedlichen Skalen bzw. Störungsintensitäten von experimentellen Ansätzen und Eingriffsstudien in dem Review nicht differenziert.

Experimente haben in der Regel eine kurze Durchführungszeit und erfassen damit u.U. nicht eine vollständige Regeneration der betrachteten Gemeinschaft bzw. des betrachteten Biotoptyps. NORKKO et al. (2002) führten in neuseeländischen Gezeitenbereichen, in denen sich nach Stürmen regelmäßig terrigene Feinstdimente ablagern, experimentelle Untersuchungen durch, bei denen sie in zwei durch unterschiedliche Sedimente gekennzeichneten Gebieten Schichtdicken an Klei von 0, 3, 6 und 9 cm auf experimentellen Flächen ausbrachten. Der Klei legte sich wie ein Verschluss auf das Sediment und veränderte biogeochemische Prozesse, so dass es zur Ausprägung von Sauerstoffmangel kommt. Die Regeneration der Flächen war in dem exponierten der beiden Gebiete schneller als in dem geschützteren Gebiet. Ein Sturm hatte zwischenzeitlich den größten Teil des Materials resuspendiert und verteilt. Aber selbst am Ende des Experiments, nach 151 Tagen war die Regeneration noch nicht abgeschlossen. Die Regeneration der benthischen Gemeinschaft im geschützten Gebiet war deutlich langsamer: der Klei verblieb im Gebiet, verursachte einen Sauerstoffmangel mit einer erhöhten Mortalität der Benthosorganismen. Bei der Wiederbesiedlung entstand aufgrund veränderter Ressourcen eine deutlich veränderte Gemeinschaft. Auch hier war nach 401 Tagen, d.h. nach über einem Jahr, die Regeneration noch nicht vollständig abgeschlossen. Das Vorkommen des grabenden Krebses *Helice crassa*, der als Bioturbator eine wichtige Ökosystemfunktion übernimmt, in den kleibedeckten Sedimenten des geschützten Standorts führte zu einer Mobilisierung des Kleis und einer Durchmischung mit dem anderen anstehenden Sediment. Die Autoren bewerteten dieses als „facilitation effect“, der skalenabhängig zur schnelleren Regeneration führt.

In ähnlichen Experimenten mit geringeren Bedeckungsschichten an Klei (Laufzeit des Experiments 212 Tage) an anderen Standorten stellten TRUSH et al. (2003) durch eine Metaanalyse fest, dass standortspezifische abiotische Faktoren wie die wellenbedingten Störung, die Strömungsgeschwindigkeit sowie das Trocknen und Wiedervernässen des Kleis zu einer schnelleren Regeneration auf Gemeinschaftsebene führten. Ähnlich wie bei BEUKEMA et al. (1999) regenerierten sich die großen, tief im Boden lebenden Arten, die in der Regel ein späteres

Sukzessionsstadium der benthischen Gemeinschaft kennzeichnen, nur langsam (über die Dauer gab es keine weiteren Angaben).

In den Küstengewässern der deutschen Nordsee findet in der Nähe von Tonne E3 seit 2005 die Verklappung von hafengeburtigen, gering belasteten Sedimenten aus Hamburg statt (HPA 2017). Die Auswirkungen der Verklappungen auf den Biotoptyp *Nucula nitidosa*-Gemeinschaft auf Schlick wurden durch ein 1–2 mal jährlich stattfindendes Monitoring erfasst. Vom Februar 2010 bis zum Juli 2014 wurden keine Verklappungen durchgeführt. Bis zu diesem Zeitpunkt waren in dem direkten Klappzentrum ca. 6,5 Mio. m³ Sediment verklappt worden. Die Überdeckungshöhe des ursprünglich anstehenden Sediments lag im Bereich von knapp vier Metern. In dem Zeitintervall, in dem keine Verklappungen stattfanden, ließ sich eine leichte Erholung der Gemeinschaft feststellen. Eine Rückkehr zu ursprünglicher Gemeinschaft erfolgte in dieser Zeit nicht. Dies war aufgrund der Tatsache, dass das Sediment an der Klappstelle auch in 2014 noch verändert war, nicht zu erwarten. Aufgrund der Wiederaufnahme der Verklappungen in 2015 konnte die Regeneration dieses Biotoptyps nicht weiterverfolgt werden.

3.3.3 Regeneration nach dem Auftreten von Trübungsfahnen

Von einer Erhöhung des Schwebstoffgehaltes infolge anthropogener Nutzungen wie Bautätigkeiten oder Sedimentabbau sind vorrangig filtrierende Arten betroffen. Ein hoher Gehalt an anorganischen Partikeln kann die Leistungsfähigkeit der Filterorgane deutlich herabsetzen. Die Nahrungsaufnahme wird dadurch behindert, so dass eine Reduzierung des Wachstums, der Biomassezunahme und der Rekrutierung die Folge sein kann (TYLER-WALTERS 2003). Einige filtrierende Arten wie der Schlangensterne *Amphiura filiformis*, die Turmschnecke *Turritella communis* oder das Lanzettfischchen *Branchiostoma lanceolatum* verfügen über verschiedene Mechanismen, um ihre Filterorgane von überschüssigem Material zu reinigen (YONGE 1946, HILL & WILSON 2008, TILLIN 2016). Dies ist jedoch mit einem vermehrten Energieaufwand verbunden. Eine erhöhte Trübung kann sich auch positiv auf Suspensions- und Detritusfresser auswirken, wenn die suspendierten Partikel aus organischem Material bestehen (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Bei langfristig erhöhten Schwebstoffgehalten mit hohem organischem Anteil profitieren allerdings vorwiegend die detritusfressenden Arten. Dies kann zu einer Verschiebung der Benthosgemeinschaft mit einem Anstieg der Abundanzen der Detritusfresser und einem verringerten Anteil an Filtern führen (RHOADS & YOUNG 1970). Von den hier betrachteten anthropogenen Aktivitäten gehen jedoch überwiegend nur kurzfristig bestehende Trübungsfahnen aus.

3.4 Operationalisierung der benthischen Regeneration

Im Rahmen der Eingriffsregelung geht es um das Ziel „Sicherung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes“, das als ganzheitlicher Ansatz zur Bewahrung der Vielfalt der Natur verstanden werden kann. In der Praxis muss der ganzheitliche Ansatz auch bei der Operationalisierung der Regeneration jedoch durch Modelle und Vereinfachungen wie die Definition von Indikatoren operationalisiert werden. So formulieren auch GELLERMANN et al. (2012) aus einer juristischen Perspektive, dass Beeinträchtigung der Leistungs- und

Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes besonders dann gegeben sind, wenn „sich die Artenvielfalt oder die Dichte und Abundanz einzelner Arten im Eingriffsbereich vermindert“.

Die Operationalisierung der Regeneration der Biotoptypen erfolgt über Indikatoren, durch die sich sowohl die vorhabenbedingten temporären Störungen als auch die anschließende Regeneration im ökologischen System näherungsweise quantifizieren lassen. Für die Auswahl sind v.a. die Kriterien Wirkungsrelevanz, Systemrelevanz und Datenverfügbarkeit bzw. Erhebbarkeit relevant. Folgende „klassische“ Indikatoren werden im Rahmen der vorliegenden Studie v.a. genutzt:

Indikator Topographie

Begründung: die Topographie kann durch anthropogene Störungen verändert werden und beeinflusst wesentlich die Ausprägung der hier relevanten Biotoptypen.

Datenverfügbarkeit: Die Topographie ist durch Messgeräte gut erfassbar und wird oftmals im Rahmen eines technischen Monitorings ohnehin dokumentiert.

Indikator Substratstruktur

Begründung: die Substratstruktur, also im vorliegenden Fall in den Weichböden die Korngrößenzusammensetzung und in Riffen die Dichte, Größe und Lagerung der Steine, bestimmt wesentlich die Ausprägung der hier relevanten Biotoptypen und kann durch die hier relevanten anthropogenen Störungen verändert werden.

Datenverfügbarkeit: Die Parameter sind über Korngrößenanalysen (Weichboden) bzw. SideScanSonar- und Videoaufnahmen in einem Monitoring gut dokumentierbar und sind in der ausgewerteten Literatur oft analysiert worden.

Indikator Glühverlust

Begründung: der Glühverlust als einfaches Maß für den organischen Anteil bestimmt wesentlich die Struktur der benthischen Gemeinschaft in Weichböden und kann durch die hier relevanten anthropogenen Störungen verändert werden.

Datenverfügbarkeit: Der Parameter ist im Zusammenhang mit Korngrößenanalysen in einem Monitoring gut dokumentierbar und ist in der ausgewerteten Literatur oft analysiert worden.

Indikator Charakterarten

Begründung: als Charakterarten werden hier die den jeweiligen Biotoptypen quantitativ und funktional prägenden stetigen Arten verstanden (also nicht unbedingt die Arten, die für FFH-Lebensraumtypen (LRT) als charakteristischen Arten benannt sind). Sie sind ein für die Systemstruktur und die Funktionen zentraler Indikator. Sie indizieren u.a. die Sedimentzusammensetzung und direkte Störungen, da Struktur und Funktion benthischer Gemeinschaften und die Sedimentumlagerung und -zusammensetzung eng korreliert sind. Das Makrozoobenthos stellt zudem eine wesentliche Komponente im Nahrungsnetz dar. Der Indikator charakteristische Arten wird durch die Subindikatoren Vorkommen, Abundanz und Biomasse der

relevanten Arten des Makrozoobenthos operationalisiert. Durch die Fokussierung auf stetige und häufigere Arten ist ein Teil des Regenerationsprozesses auch quantitativ recht gut zu fassen.

Datenverfügbarkeit: Die Parameter Vorkommen, Abundanz und Biomasse sind die klassischen benthosbiologischen Größen, die in einem Monitoring gut dokumentierbar und in der ausgewerteten Literatur oft analysiert worden sind.

Indikator besondere Arten

Begründung: als besondere Arten werden hier die Arten der nationalen und internationalen Roten Listen, Arten der FFH-RL, der gesetzlich geschützten Biotope und besonderer funktioneller Gruppen wie langlebige Arten, Strukturbildnern, Bioturbations-Arten, Suspensionsfresser etc. verstanden. Sie sind zwar nicht alle Indikatoren für die Systemstruktur und die Funktionen des Biotoptyps, sie sind jedoch im Sinne des BNatSchG (u.a. Biodiversität) bedeutsamer Indikator. Allerdings sind datengestützte quantitative Aussagen zum Regenerationsverlauf (und auch vorgelagert zu möglichen Eingriffswirkungen) nur eingeschränkt möglich, da seltenere Arten nur begrenzt durch ein Monitoring erfasst werden können.

Der Indikator besondere Arten wird nur durch den Parameter Vorkommen (und soweit möglich ergänzt durch Abundanz) operationalisiert. Eine Einschätzung zum Regenerationsverlauf muss für diesen Indikator aufgrund der großen Fundzufälligkeit v.a. fachgutachterlich erfolgen.

Datenverfügbarkeit: Die Parameter Vorkommen (und Abundanz) sind die klassischen benthosbiologischen Größen, die in einem Monitoring gut dokumentierbar und in der ausgewerteten Literatur oft analysiert worden sind. Eingeschränkt wird dies allerdings durch die bei seltenen Arten hohe Fangzufälligkeit.

Indikator Altersstruktur Muscheln

Begründung: Muscheln stellen in den hier relevanten Biotoptypen über ihre Filtrationsleistung und ihre Bedeutung als Nährtiere eine funktional wichtige Gruppe dar; eine Reihe von Muschelarten ist relativ langlebig und weist deshalb ein gegenüber anderen charakteristischen Arten reduziertes Regenerationspotenzial auf, da hier die Wiederentstehung der typischen Altersstruktur für eine abgeschlossene Regeneration erforderlich ist. Gemessen werden kann dieser Indikator über die Erfassung der Längen oder den Biomasse/Häufigkeits-Quotienten.

Datenverfügbarkeit: s. Abschnitt zu den charakteristischen Arten.

Indikator Struktur der benthischen Gemeinschaft

Begründung: die Charakterarten und die besonderen Arten stellen nur einen Ausschnitt der benthischen Gemeinschaften der hier relevanten Biotoptypen dar. Obwohl über sie wesentliche Aspekte der Regeneration indiziert werden können, erscheint es sinnvoll, darüber hinaus auch den Aspekt der Struktur der Gesamtgemeinschaft (also aller benthischen Arten des Makrozoobenthos) als weiteren Indikator zu nutzen, da diese über Parameter wie Artenidentität, Artenzahl, uni- und multivariater Vergleich von Abundanz und Biomasse mögliche weitere Aspekte des Regenerationsverlaufs indizieren kann, die durch die Fokussierung auf die Charakterarten und die besonderen Arten nicht sichtbar werden oder auch die ökologische Bedeutung von Veränderungen

bei einzelnen Charakterarten relativieren kann. Die Interpretation der Veränderungen der Gemeinschaftsstruktur ist allerdings nur eingeschränkt quantitativ möglich und stellt eine gutachterliche Einschätzung dar.

Datenverfügbarkeit: s. Abschnitt zu den Charakterarten

3.5 Ableitung und Kategorisierung des Regenerationspotenzials

Wir haben oben umrissen, wie die Regeneration eines Biotoptyps, die nur für den konkreten Einzelfall durch ein adäquates Monitoring beschrieben werden kann, dazu durch verschiedene messbare Indikatoren operationalisiert werden kann. Um prognostische generalisierte Aussagen zum erwarteten Verlauf der autonomen Regeneration nach anthropogenen Störungen zu machen (also zum Regenerationspotenzial), können weitgehend die gleichen Indikatoren genutzt werden, da diese zumindest zum Teil auch in den vorliegenden Untersuchungen zum Verlauf von Regenerationsprozessen betrachtet worden sind. Die Auswertung solcher Untersuchungen, in denen die Regeneration anhand von Messungen zu relevanten Parametern in Raum und Zeit wenn möglich bis zum Abschluss der Regeneration quantifiziert worden ist, bildet die wesentliche Grundlage für die vorliegende Studie.

Als Regenerationspotenzial eines Biotoptyps haben wir oben den im Allgemeinen zu erwartenden Verlauf der Regeneration nach anthropogenen Störungen und dessen Spannweite definiert. Dabei sind sowohl die Vollständigkeit des Regenerationsprozesses als auch der Zeitraum bis zum Abschluss zu berücksichtigen. Es ist also zum einen fachlich zu beurteilen, ob bestimmte Biotoptypen nach bestimmten Störungstypen voraussichtlich vollständig oder partiell regenerieren werden und zum anderen, in welchem Zeitraum eine solche vollständige oder partielle Regeneration voraussichtlich erfolgen wird.

Das Regenerationspotenzial wird nach Art und Geschwindigkeit von den gleichen Faktoren geprägt wie die tatsächliche Regeneration im Einzelfall, die über ein Monitoring erfasst werden kann. Aussagen zum generalisierten Regenerationspotenzial eines Biotoptyps müssen also eine große Amplitude möglicher Verläufe berücksichtigen, da der Verlauf der Regeneration im konkreten Einzelfall von einer Vielzahl von Randbedingungen wie der Intensität und dem Zeitpunkt der Störung, der Größe der gestörten Fläche eines Biotoptyps, der Größe des angrenzenden unbeeinflussten Teils eines Biotoptyps und der Wahrscheinlichkeit von anderen „störenden“ natürlichen oder anthropogenen Ereignissen (wie Eiswintern oder Fischerei) abhängt.

Übersicht zu vorhandenen Klassifikationsansätzen

Im Rahmen der vorliegenden Studie steht nicht der Einzelfall, sondern neben der Analyse die Generalisierung des zu erwartenden Regenerationspotenzials im Fokus. Zur Einstufung der Regenerationszeiträume nach einer Beeinträchtigung wurden verschiedene quantitative, auf Modellierungen basierende oder kategorielle Ansätze entwickelt.

Verschiedene quantitative Verfahren bestimmen anhand von Modellierungen die Regenerationsdauer benthischer Lebensgemeinschaften nach Beeinträchtigung durch Schleppnetzfischerei. So wird in HIDDINK et al. (2006) die Regenerationszeit mit Hilfe der

Parameter Biomasse und Produktion abgeschätzt. Grundlage der Modellierungen waren umfangreiche Erfassungen der Makrofauna unterschiedlicher Gemeinschaften, bei denen alle vorgefundenen Arten anhand ihres Gewichtes in Klassen eingeteilt wurden. Für jede dieser Gewichtsklassen wird anhand einer abgewandelten Lotka-Volterra-Gleichung der Zeitraum bis zur Wiederherstellung von 90 % der Biomasse oder der Produktion im Vergleich zu einem unbeeinflussten Zustand berechnet. Ein ähnliches Modell nutzen HIDDINK et al. (2017) für die Wiederherstellung der Biomasse und der Abundanzen verschiedener Benthosgemeinschaften. In einem weiteren quantitativen, innerhalb des BENTHIS-Projektes erarbeiteten Ansatz wird die Erholung der Biomasse unterteilt für Arten mit verschiedener Lebensdauer (ICES 2017). Allen diesen quantitativen Methoden ist gemeinsam, dass sie entweder ein hohes Maß an Daten erfordern oder mit sehr vielen Annahmen arbeiten, da für die Modellierungen u.a. die Intensität der Beeinträchtigung, die Wachstumsraten verschiedener Gewichts- oder Altersklassen und die Parameterwerte einer unbeeinflussten Gemeinschaft bekannt sein müssen. Bislang wurden diese Ansätze nur verwendet, um die relativ gut quantifizierbaren Belastungen durch bodenberührende Fischerei zu bewerten. Für weitere physikalische Belastungen wie Sedimententnahme oder Überdeckung wurden noch keine Methoden zur Quantifizierung der benthischen Regeneration entwickelt. Quantitative Methoden können sich u.U. eignen, um die Regenerationszeit benthischer Gemeinschaften nach einem bestimmten, quantifizierbaren Eingriff im Vergleich zum Vorzustand abzuschätzen, jedoch unter gleichzeitiger Berücksichtigung weiterer Aspekte der Regeneration wie Artenzusammensetzung oder Vorkommen der charakteristischen Arten. Zur generellen Einstufung des Regenerationspotenzials der benthischen Biotoptypen erweisen sie sich dagegen als nicht geeignet.

Weitaus häufiger als quantitative Methoden werden kategorielle Ansätze zur Bestimmung des Regenerationspotenzials angewendet. Zumeist wurden diese Verfahren im Rahmen von Sensitivitätsanalysen entwickelt, um neben dem Aspekt der Resistenz oder Toleranz einer Art oder Gemeinschaft gegenüber einer bestimmten Belastung auch die Erholungsfähigkeit nach Beendigung der Störung zu betrachten. Das Regenerationspotenzial einer Art oder von Lebensgemeinschaften wird dabei auf der Grundlage empirischer Daten, Angaben zu verwandten Arten oder vergleichbaren Gemeinschaften, Informationen zur Ökologie oder Eigenschaften der Arten sowie durch Experteneinschätzungen bestimmt und anhand einer meist vier- bis siebenstufigen Skala eingeordnet (s. Tab. 2). Eine frühe Studie zur Erfassung der Sensitivität von Meeresbodengemeinschaften, die die Regenerationsfähigkeit berücksichtigt und in Kategorien einteilt stammt von HOLT et al. (1995). Diese Arbeit diente als Grundlage für die umfassende Sensitivitätsanalyse benthischer Arten und Biotope des Marine Life Information Network (MarLIN) (TYLER WALTERS et al. 2001, HISCOCK & TYLER WALTERS 2006). Die Bewertung des Regenerationspotenzials einzelner Arten erfolgt im MarLIN-Ansatz anhand funktioneller Eigenschaften wie Mobilität, Verbreitungspotenzial der Larven, Alter bei Geschlechtsreife sowie von Habitatpräferenzen der betrachteten Art. Für die Bestimmung der Regenerationsdauer eines Biotops werden das Regenerationspotenzial der Schlüsselarten, Charakterarten sowie strukturell oder funktionell bedeutender Arten betrachtet sowie biotopspezifische Eigenschaften (z.B. ökologische Beziehungen, Habitatkomplexität) als weitere Faktoren herangezogen. Die Regenerationsfähigkeit von Arten und Biotopen wird mit Hilfe von Entscheidungsbäumen bestimmt und anhand einer siebenstufigen Skala von „sehr hoch“ (weniger als 1 Woche) bis „nicht möglich“ klassifiziert. 2014 wurde der MarLIN-Ansatz abgelöst und ersetzt durch das „Marine Evidence based Sensitivity Assessment“ (MarESA). Die Skala zur Einstufung des Regenerationspotenzials orientiert sich am MarLIN-Ansatz, wird aber auf vier Klassen reduziert und die betrachtete

Zeitspanne auf 25 Jahre verkürzt (TILLIN et al. 2010). Die Bewertung der Regenerationsdauer erfolgt für 16 ökologische Gruppen, die anhand der funktionellen Eigenschaften, der taxonomischen Einordnung oder der Habitatpräferenzen charakteristischer Arten eingeteilt wurden (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014a). Die wissenschaftliche Grundlage für die Bestimmung des Regenerationspotenzials bilden empirische Daten ausgewählter Arten jeder Gruppe, sofern diese vorhanden sind (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Generell betrachten experimentelle Untersuchungen zu Auswirkungen menschlicher Belastungen zumeist nur die Schädigungen nach einer Beeinträchtigung und weniger die danach einsetzende Erholung. Liegen keine empirischen Informationen für die Art vor, wurde das Regenerationspotenzial in den meisten Fällen abgeleitet von der Lebensdauer und funktionellen Eigenschaften, die die Reproduktionsfähigkeit betreffen. Die Arbeit von TILLIN & TYLER-WALTERS (2014a,b) bildet u.a. eine wesentliche Grundlage für einen aktuell im Rahmen der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) entwickelten Bewertungsansatz, mit dem Auswirkungen von temporären physikalischen Beeinträchtigungen v.a. durch die grundberührende Fischerei bewertet werden (OSPAR COMMISSION 2017).

Eine Klassifikation des Regenerationspotenzials wurde zudem im Rahmen einer umfassenden Zustandsbewertung des Meeresbodens und verschiedener Artengruppen (Fische, Meeressäuger, Seevögel) im Hinblick auf anthropogene Belastungen sowohl für die Ostsee (Baltic Sea Impact Index, HELCOM 2010) als auch für die Nordsee und Nordostatlantik (OSPAR COMMISSION 2009) vorgenommen. Die Einstufung der Regenerationsdauer dient bei beiden Methoden als Komponente zur Ermittlung eines Gewichtungsbzw. Beeinträchtigungsfaktors, der das Ausmaß einer bestimmten Belastung beschreibt und basiert jeweils auf einer Expertenbefragung. Die Regenerationsfähigkeit wird anhand einer vierstufigen Skala festgelegt, die sich vor allem in der Einteilung der Klassen <10 Jahre unterscheidet.

Die „Regenerierbarkeit“ ist ebenfalls ein Bestandteil zur Einschätzung des Gefährdungstatus, der für die Rote Liste der Meeresbiotoptypen bestimmt wird (FINCK et al. 2017). Zur Einstufung der Regenerierbarkeit wird eine fünfstufige Skala verwendet, die bereits bei der Roten Liste der Biotoptypen 2006 (RIECKEN et al. 2006) zur Anwendung kam. Die einzelnen Kategorien umfassen im Vergleich zu den anderen hier vorgestellten Klassifikationssystemen wesentlich längere Zeiträume, da sie sowohl für terrestrische als auch für marine Ökosysteme entwickelt wurden. In die Kategorie „nicht regenerierbar“ sind Biotoptypen eingestuft, deren Substrate sich nur unter sehr spezifischen geologischen Entwicklungsprozessen innerhalb geologischer Zeiträume bilden können wie Torfgründe und Geschiebemergelgründe, die in der Nordsee jedoch vor allem küstennah auftreten. Als „kaum regenerierbar“ (> 150 Jahre) gelten Biotoptypen, deren charakteristische Arten bereits ausgelöscht bzw. lediglich als Restpopulationen vorhanden sind, die lange Entwicklungszeiträume benötigen und deren Ausbreitung bzw. Wiederansiedlung auf Grund geänderter hydrologischer oder klimatischer Prozesse unwahrscheinlich ist. In der AWZ der Nordsee betrifft dies Biotoptypen mit einer Dominanz von Europäischen Austern (*Ostrea edulis*) oder Islandmuscheln (*Arctica islandica*). Eine Einstufung in die Kategorie „schwer regenerierbar“ (15–150 Jahre) erfolgt für Biotoptypen, die in ausreichenden Beständen vorhanden sind bzw. deren Bestände aus benachbarten Gebieten wieder hergestellt werden können, deren Flora und Fauna mittlere Entwicklungszeiträume benötigen und deren Ausbreitungsbzw. Wiederbesiedlungspotenzial nicht durch geänderte hydrologische oder klimatische Gegebenheiten eingeschränkt ist sondern eher durch wieder umkehrbare Eutrophierungsprozesse wie verringerte Sichttiefen oder Dominanzverschiebungen im Artenspektrum. Dazu zählen in der Nordsee u.a. geogene Riffe mit Makroalgen, Schillgründe und Grobsediment mit Trogmuscheln (*Mastra*,

Spisula). Der überwiegende Teil der Meeresbiotoptypen fällt in die Kategorie „bedingt regenerierbar“ (< 15 Jahre), da die Lebenszyklen und Entwicklungszeiträume der meisten Meerespflanzen und -tiere zum Teil deutlich unter 15 Jahren liegen, insbesondere wenn noch ausreichend große natürlich vorkommende Bestände im gesamten Betrachtungsraum vorhanden sind.

Vergleichsweise lange Zeitabschnitte für die Wiederherstellbarkeit werden ebenfalls im Leitfaden zur Umweltverträglichkeitsprüfung an Bundeswasserstraßen (BFG 2011) hinsichtlich des Schutzguts Tiere angegeben. Neben dem Makrozoobenthos werden mit dieser Einstufung allerdings auch andere, zumeist langlebigere Tiergruppen bewertet wie z.B. Fische, Vögel oder Meeressäuger.

Tab. 2: Zeitschritte zur Klassifikation des Regenerationspotenzials benthischer Arten und Gemeinschaften in verschiedenen methodischen Ansätzen.

HOLT et al. (1995)	MARLIN (TYLER-WALTERS et al. 2001)	MARESA (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014)	OSPAR COMMISSION (2009)	Baltic Sea Impact Index (HELCOM 2010)	Rote Liste Biotoptypen (FINCK et al. 2017)	UVP-Leitfaden Bundeswasserstraßen (BFG 2011)
< 1 Jahr	< 1 Woche	< 2 Jahre	< 2 Jahre	< 1 Jahr	< 15 Jahre	1-3 Jahre
1-2 Jahre	< 1 Jahr	2-10 Jahre	2-10 Jahre	1-5 Jahre	15-150 Jahre	4-30 Jahre
3-5 Jahre	1-5 Jahre	10-25 Jahre	10-100 Jahre	5-10 Jahre	> 150 Jahre	31-80 Jahre
5-10 Jahre	5-10 Jahre	> 25 Jahre	> 100 Jahre	10-100 Jahre	keine Regeneration	81-150 Jahre
> 10 Jahre	10-25 Jahre					> 150 Jahre
	> 25 Jahre					
	keine Regeneration					

Einstufung des Regenerationspotenzials für Biotoptypen in der AWZ der Nordsee

Basierend auf den oben beschriebenen Klassifikationsansätzen wird hier ein auf die benthischen Biotoptypen der Nordsee und die relevanten Eingriffe abgestimmtes Schema zur Einstufung des Regenerationspotenzials vorgestellt. Die Erholungszeiträume der überwiegenden Mehrheit der Arten bzw. der Biotoptypen werden aufgrund der vorhandenen Klassifikationsansätze in Kategorien von weniger als 10 Jahren (OSPAR COMMISSION 2009, HISCOCK & TYLER-WALTERS 2001, TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b) bzw. 15 Jahren (FINCK et al. 2017) eingestuft. Für diesen Zeitraum ist daher eine Unterteilung in mehrere Klassen sinnvoll, um Unterschiede in der Regenerationsdauer aufzuzeigen. Für den Zeitraum von mehr als 10 Jahren erscheint eine Einteilung in zwei Klassen, wie sie auch in den meisten Ansätzen verwendet wird, ausreichend um eine Unterscheidung zwischen Biotopen mit langer Regenerationsdauer und sehr langer Regenerationsdauer bzw. mit fehlender Regeneration vorzunehmen. In Tab. 3 wird die im vorliegenden Gutachten verwendete Einteilung des Regenerationspotenzials beschrieben.

Tab. 3: Kategorisierung des Regenerationspotenzials für Biotoptypen in der AWZ der Nordsee.

Regenerationspotenzial	Beispiele
hoch (< 2 Jahre)	<ul style="list-style-type: none"> • Störung mit geringem Ausmaß (Intensität und Ausdehnung) • Vorkommen, Abundanz und/oder Biomasse von charakteristischen und besonderen Arten wenig verändert, geringe Mortalität • Vorkommen von vorwiegend an Störungen angepasste, kurzlebige Arten mit schneller Reproduktion • Gemeinschaftsstruktur und -funktionen weitgehend unverändert
mäßig (2-5 Jahre)	<ul style="list-style-type: none"> • Störung mit mittlerem Ausmaß • Substratstruktur nur gering verändert • Vorkommen, Abundanz und/oder Biomasse von charakteristischen und besonderen Arten reduziert, erhöhte Mortalität • Vorkommen von vorwiegend an Störungen angepasste, kurzlebige Arten mit schneller Reproduktion • Gemeinschaftsstruktur und -funktionen gering verändert
gering (5-10 Jahre)	<ul style="list-style-type: none"> • Störung mit hohem Ausmaß • Sedimentstruktur verändert, aber innerhalb weniger Jahre wiederherstellbar • Vorkommen, Abundanz und/oder Biomasse von charakteristischen und besonderen Arten deutlich reduziert, erhöhte Mortalität • Vorkommen von Arten mit längerer Lebens- und Reproduktionsdauer oder Vorkommen von langlebigen Arten mit schneller Reproduktion, Wiederbesiedlungsquellen vorhanden • Gemeinschaftsstruktur und -funktionen deutlich verändert
sehr gering (10-25 Jahre)	<ul style="list-style-type: none"> • Störung mit hohem Ausmaß • Verlust des Substrats oder Substratveränderungen, die nur in langen Zeiträumen wiederhergestellt werden können • Vorkommen, Abundanz und/oder Biomasse von charakteristischen und besonderen Arten stark reduziert, hohe Mortalität der charakteristischen Arten • Mortalität von für den Biotoptyp charakteristischen großen und langlebigen Arten mit geringer Reproduktionsrate, Wiederbesiedlungsquellen vorhanden • Gemeinschaftsstruktur und -funktionen stark verändert
nicht vorhanden (> 25 Jahre)	<ul style="list-style-type: none"> • Störung mit sehr hohem Ausmaß • Verlust des Substrats, das nicht oder nur in sehr langen Zeiträumen wiederhergestellt werden kann • Verlust der charakteristischen Arten • Zerstörung von für den Biotoptyp charakteristischen strukturbildender Arten mit langsamem Wachstum, sehr geringer Reproduktionsrate, fehlenden Wiederbesiedlungsquellen • Gemeinschaftsstruktur sehr stark verändert, Verlust von maßgeblichen Funktionen

4. Identifikation der relevanten (aggregierten) Biotoptypen

Basis für die Identifikation der relevanten Biotoptypen ist die Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (FINCK et al. 2017). Der die Nord- und Ostsee umfassende Teil enthält alle in den jeweiligen Meeresgebieten vorkommenden Biotoptypen. Es ist davon auszugehen, dass das Regenerationspotenzial der verschiedenen Biotoptypen unterschiedlich ist, dass sich aber Gruppen von Biotoptypen bilden lassen, deren Regenerationspotenzial so ähnlich ist, dass sich auf dem gegenwärtigen Wissensstand keine deutlichen Unterschiede identifizieren lassen. Auf der Grundlage der Literaturrecherche zum Regenerationspotenzial werden deshalb im Folgenden die Biotoptypen der Roten Liste so aggregiert, dass solche mit ähnlicher Biota bzw. ähnlichem Substrat eigene Gruppen bilden (im Folgenden: aggregierte Biotoptypen).

In der Roten Liste der Biotoptypen wird das Benthos der Nordsee, orientiert an dem Klassifikationssystem EUNIS, als erstes großräumig nach der Lebensraumstruktur getrennt, die durch Substrateigenschaften definiert wird. Diese Gliederung entspricht EUNIS Ebene 3. Hierbei trennen sich im Wesentlichen die verschiedenen Substratarten (Hart-, Misch-, Weichsubstrat, Geschiebemergel- und Kleigrund, Torf). Im nächsten Schritt (EUNIS Ebene 4) dient die biotische Biotopstruktur zur weiteren systematischen Gliederung. Hierbei werden für jede Lebensraumstruktur – soweit vorkommend – bis zu 5 Kategorien unterschieden.

Von diesen Kategorien werden im Folgenden die der Weidegänger und Biotope ohne Makroflora oder -fauna nicht betrachtet. Weidegänger sind an das Vorkommen von Substraten mit Mikrophytobenthos gebunden, das ihre Nahrungsgrundlage bildet. Dieser Biotoptyp tritt im Benthos der AWZ der Nordsee aufgrund des fehlenden Lichts am Boden nicht auf. Das Vorkommen von Biotopen ohne Makroflora oder -fauna dürfte eher selten bzw. temporär sein.

Tab. 4: Biotische Biotopstruktur am Beispiel der Weichsubstrate nach FINCK et al. (2017).

Ebene 3 Lebensraumstruktur	Ebene 4 Biotopstruktur	Kategorien	Definition
Weichsubstrate (Grobsediment, Sandgrund, Schllickgrund)	biotische Biotopstruktur	Epibenthos (sessil, ortstreu)	Bedeckungsgrad >5 %
		vereinzelt Epibenthos	Bedeckungsgrad 1-5 %, Endklasse
		Infauna	Bedeckungsgrad mit Epifauna < 1 %
		Weidegänger	Fehlen einer Makrozoobenthosgemeinschaft, Endklasse
		ohne Makroflora oder -fauna	Nur Meio- oder Mikroorganismen oder leer, Endklasse

Ein Teil der für „Hartböden“ (sensu FINCK et al. 2017) auf Ebene 5 definierten Biototypen (z.B. Sublitoraler Felsen- und Steingrund (geogenes Riff) der Nordsee mit epibenthischen Muscheln) kommt in der AWZ nicht vor. Es werden daher nur Hartböden (geogene Riffe) mit Aufwuchs wie Porifera, Anthozoa, Hydrozoa, Bryozoa (Flustridae) und Ascidiacea in der AWZ betrachtet. Dieser Bewuchs findet sich nach FINCK et al. (2017) jeweils auf Felsen- und Steingründen, Schillgründen, Mischsubstraten sowie auf Geschiebemergel und Klei. Die beiden Bedeckungsgrade der Epifauna (< 5 % und 1–5 %) werden nicht unterschieden, da sie keinen Unterschied für das Regenerationspotenzial bewirken. Wesentlich bei der Abschätzung des Regenerationspotenzials von Hartbödenbiotopen ist jedoch ihre Besiedlung. Unterschiede in der Besiedlung können Unterschiede im Regenerationspotenzial bedeuten. Daher werden die oben aufgeführten Subtypen einzeln betrachtet.

Der durch Geschiebemergel-/Kleigrund strukturierte Lebensraum kann das Substrat in aufragender oder ebener Form aufweisen. In beiden Fällen kann er durch das Vorkommen von Epi- oder Infauna charakterisiert sein. Auf die Epifauna wurde bereits eingegangen (s.o.). Die Infauna besteht im Wesentlichen aus bohrenden Muscheln wie *Petricolaria pholadiformis* und Arten der Gattung *Barnea*. Außer in Geschiebemergel- und Kleigrund kann auch torfhaltiger Grund durch diese Arten besiedelt werden. Der Biototyp kommt nach unserem Wissensstand nicht in der deutschen AWZ vor und wird daher nicht betrachtet.

Grundsätzlich ist das Vorkommen von sublitoralen Schillgründen in der AWZ der Nordsee sehr gering. Ob es den Typ „sublitoraler Schillgrund mit Infauna“ in der AWZ der Nordsee gibt, ist unklar. Er wird im Folgenden nicht betrachtet.

Aufgrund der Identität der Subtypen wird im Folgenden die Epifauna von Hartböden aggregiert betrachtet, unter der Annahme, dass die Biota unabhängig vom anstehenden Substrat ein ähnliches Regenerationspotenzial besitzt. Eingegangen wird aber auf die durch eine Flächendominanz (> 50 %) einzelner Großtaxa (Porifera, Hydrozoa, Anthozoa, Bryozoa (Flustridae), Ascidiacea) definierten Subtypen, da diese ein unterschiedliches Regenerationspotenzial aufweisen können.

Bei den Weichsubstraten ist das Vorkommen einer sessilen Epifauna nur bei Grobsedimenten möglich. Aufgrund der hohen Ähnlichkeit der besiedelnden sessilen Epifauna zu der von „Hartboden“ wird sie für die Weichsubstrate nicht gesondert betrachtet. Die Infauna ist eine biotische Biotopstruktur bei den Weichsubstraten. Der Bedeckungsgrad mit sessiler Epifauna ist dabei geringer als 1 %.

Die Kategorie Infauna bei den Weichsubstraten enthält auf Ebene 5 Biototypen, die eine Kombination von Sedimenteigenschaften und vorkommender Makrozoobenthos-Gemeinschaft darstellen. Makrozoobenthos-Gemeinschaften wurden von SALZWEDEL et al. (1985), RACHOR und NEHMER (2003), RACHOR et al. (2007) und BILDSTEIN et al. (2014) für die Deutsche Bucht bzw. die AWZ der Nordsee durch multivariate Verfahren voneinander abgetrennt. Die Gemeinschaften werden nach einer bzw. mehreren ihrer Charakterarten benannt, die mindestens drei der folgenden von RACHOR und NEHMER (2003) genannten Bedingungen erfüllen müssen: numerische Dominanz, Abundanztreue, Präsenz, Präsenztreue, Trennart hohen Ranges.

In Kombination mit dem Sedimenttyp ergeben sich für die deutsche AWZ der Nordsee die in Tab. 5 dargestellten acht Weichboden-Biototypen auf Ebene 5 mit ihren durch Biomassedomianz einzelner Arten gekennzeichneten Untertypen (Ebene 6). Eine erste Abgrenzung dieser Biototypen erfolgte anhand vorliegender Daten. So wurde die in BILDSTEIN et al. (2014) erarbeitete Karte zu den benthischen Weichbodengemeinschaften (Auflösung 600 m x 600 m) mit der Karte zur Sedimentverteilung auf dem Meeresboden in der deutschen Nordsee nach der Klassifikation von Figge (LAURER et al. 2014; Auflösung 1:250.000) verschnitten. Hierdurch war eine kleinmaßstäbige Abgrenzung der genannten Biototypen gemäß der Ebene 5 der Roten Liste der gefährdeten Biototypen Deutschlands möglich.

Bedingt durch die oben geschilderte Vorgehensweise werden einer Gemeinschaft unabhängig vom Sedimenttyp auf dem sie vorkommt, die gleichen Charakterarten zugeordnet, die zur Abschätzung des Regenerationspotenzials verwendet werden. Um Dopplungen zu vermeiden, werden die Biototypen, die auf verschiedenen Sedimenttypen vorkommen können oder verschiedene Untertypen ausbilden, als sogenannte „aggregierte Biototypen“ abgehandelt (Tab. 5). Dies trifft auf alle Infauna-Gemeinschaften mit Ausnahme der *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft zu.

Tab. 5: Weichboden Biotoptypen mit den zugehörigen Untertypen nach FINCK et al. (2017). Die erste Spalte gibt an, welche dieser Biotoptypen in Kap. 5 in aggregierter Form betrachtet werden.

Aggregation	Biotoptypen Weichboden	zugehörige Untertypen
aggregierte <i>Goniadella-Spisula</i> -Gemeinschaft	Sublitorales, ebenes Grobseiment der Nordsee mit <i>Goniadella-Spisula</i> -Gemeinschaft - vorwiegend offene Nordsee	Sublitorales, ebenes Grobseiment der Nordsee mit <i>Goniadella-Spisula</i> -Gemeinschaft dominiert von Lanzettfischchen (<i>Branchiostoma lanceolatum</i> ; "Amphioxus-Sande")
		Sublitorales, ebenes Grobseiment der Nordsee mit <i>Goniadella-Spisula</i> -Gemeinschaft dominiert von Trogmuscheln (<i>Mactra, Spisula</i>)
keine Aggregation	Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Goniadella-Spisula</i> -Gemeinschaft - vorwiegend offene Nordsee	kein Untertyp vorhanden
aggregierte <i>Tellina-fabula</i> -Gemeinschaft	Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Tellina-fabula</i> -Gemeinschaft - offene Nordsee und Küstenmeer	Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Tellina-fabula</i> -Gemeinschaft dominiert von <i>Ensis directus</i> (aktueller Name <i>E.leei</i>)
		Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Tellina-fabula</i> -Gemeinschaft dominiert von <i>Ensis ensis, E. magnus</i> oder <i>E.siliqua</i>
		Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Tellina-fabula</i> -Gemeinschaft dominiert von Hufeisenwürmern (<i>Phoronis</i> spp.)
		Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Tellina-fabula</i> -Gemeinschaft dominiert von <i>Tellina fabula</i>
aggregierte <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft	Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft - nur offene Nordsee	Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft dominiert von <i>Callianassa, Nephrops, Upogebia</i>
		Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft dominiert von Islandmuscheln (<i>Arctica islandica</i>)
		Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft dominiert von <i>Turritella communis</i>
	Sublitoraler Schlickgrund der Nordsee mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft - nur offene Nordsee	Sublitoraler, ebener Schlickgrund der Nordsee mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft dominiert von <i>Callianassa, Nephrops, Upogebia</i>
	Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft dominiert von Islandmuscheln (<i>Arctica islandica</i>)	
aggregierte <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft	Sublitoraler Sandgrund der Nordsee mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft - nur offene Nordsee	kein Untertyp vorhanden
	Sublitoraler Schlickgrund der Nordsee mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft - nur offene Nordsee	Sublitoraler Schlickgrund der Nordsee mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft dominiert von <i>Abra alba</i>
		Sublitoraler Schlickgrund der Nordsee mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft dominiert von <i>Chamelea gallina</i>
		Sublitoraler Schlickgrund der Nordsee mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft dominiert von Hufeisenwürmern (<i>Phoronis</i> spp.)
		Sublitoraler Schlickgrund der Nordsee mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft dominiert von Islandmuscheln (<i>Arctica islandica</i>)
		Sublitoraler Schlickgrund der Nordsee mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft dominiert von <i>Nucula nitidosa</i>

5. Regeneration von (aggregierten) Biotoptypen in der AWZ der Nordsee

5.1 Aggregierter Biotoptyp Hartboden mit Epifauna

Relevante Hartböden in der AWZ der Nordsee sind die anhand der Roten Liste auf Ebene 3 klassifizierten Substrate „Sublitoraler Felsen- und Steingrund“, „Sublitoraler Schillgrund“ sowie „Sublitorales Mischsubstrat“. Als Mischsubstrat wird dabei ein Biotoptyp mit 5–90 % Deckung von einem oder mehreren Hartsubstraten definiert (FINCK et al. 2017). Epibenthische Arten, die auf diesen Hartböden vorkommen können, sind Bryozoa (Moostierchen), Anthozoa (Blumentiere), Hydroidpolypen (Hydrozoa), Porifera (Schwämme) und Ascidiacea (Seescheiden) (Tab. 6). Rezente Vorkommen biogener Riffe sind in der AWZ nicht bekannt und werden daher nicht betrachtet. Die in der nachstehenden Liste aufgeführten Biotoptypen werden nachfolgend zum Biotoptyp „Hartboden mit Epifauna“ aggregiert behandelt.

Tab. 6: In der AWZ der Nordsee vorkommende Hartboden-Biotoptypen mit Epifauna nach FINCK et al. (2017).

Rote Liste Code	Biotoptyp
02.02.01.01	<u>Sublitoraler Felsen- und Steingrund (geogenes Riff) der Nordsee mit Epibenthos</u>
02.02.01.01.03	Sublitoraler Felsen- und Steingrund der Nordsee mit Moostierchen (Bryozoa)
02.02.01.01.04	Sublitoraler Felsen- und Steingrund der Nordsee mit Nesseltieren (Cnidaria)
02.02.01.01.04.01	Sublitoraler Felsen- und Steingrund der Nordsee mit Blumentieren (Anthozoa)
02.02.01.01.04.02	Sublitorales Felsen- und Steingrund der Nordsee mit Hydroidpolypen (Hydrozoa)
02.02.01.01.05	Sublitoraler Felsen- und Steingrund der Nordsee mit Schwämmen (Porifera)
02.02.01.01.06	Sublitoraler Felsen- und Steingrund der Nordsee mit Seescheiden (Ascidiacea)
02.02.04.01	<u>Sublitoraler Schillgrund der Nordsee mit Epibenthos</u>
02.02.04.01.02	Sublitoraler Schillgrund der Nordsee mit Nesseltieren (Cnidaria)
02.02.04.01.02.01	Sublitoraler Schillgrund der Nordsee mit Blumentieren (Anthozoa)
02.02.04.01.02.02	Sublitoraler Schillgrund der Nordsee mit Hydroidpolypen (Hydrozoa)
02.02.06.01	<u>Sublitorales Mischsubstrat (geogenes Riff) der Nordsee mit Epibenthos</u>
02.02.06.01.04	Sublitorales Mischsubstrat der Nordsee mit Moostierchen (Bryozoa)
02.02.06.01.05	Sublitorales Mischsubstrat der Nordsee mit Nesseltieren (Cnidaria)
02.02.06.01.05.01	Sublitorales Mischsubstrat der Nordsee mit Blumentieren (Anthozoa)
02.02.06.01.05.02	Sublitorales Mischsubstrat der Nordsee mit Hydroidpolypen (Hydrozoa)
02.02.06.01.06	Sublitorales Mischsubstrat der Nordsee mit Schwämmen (Porifera)
02.02.06.01.07	Sublitorales Mischsubstrat der Nordsee mit Seescheiden (Ascidiacea)

5.1.1 Räumliche Lage des Biotoptyps und abiotische Bedingungen

Zur räumlichen Lage der Hartböden existieren für die AWZ der Nordsee Angaben zu den als FFH-Lebensraumtyp Riff ausgewiesenen Flächen (BFN 2004) sowie zu Steinfeldverdachtsflächen, die auf der Auswertung von Side Scan Sonar-Daten basieren (BSH 2016). Eine flächendeckende Kartierung der Hartsubstrate in der AWZ liegt bislang nicht vor. Vorkommen von sublitoralen Schillgründen konnten noch nicht identifiziert werden und treten daher vermutlich eher kleinräumig auf. Hinweise auf Vorkommen weiterer Hartsubstrate wie Geschiebemergel oder Kleiböden in der AWZ liegen ebenfalls nicht vor. Die Hauptvorkommen von Hartböden liegen in den beiden FFH-Gebieten Borkum-Riffgrund und Sylter Außenriff. Von den als FFH-Lebensraumtyp Riff ausgewiesenen Flächen befinden sich 73 % in diesen beiden Schutzgebieten. Nordwestlich des Schutzgebietes Sylter Außenriff gibt es weitere überwiegend als Riffe angesprochene Vorkommen von Hartböden.

Die Hartsubstrate im Gebiet des Borkum Riffgrundes bestehen aus Steinfeldern, in denen einzelne größere Steine bis zu mehreren zehn Metern voneinander entfernt liegen. Zwischen den Steinfeldern kommen Grobsande und Kiese vor. Alle Riffvorkommen sind in Teilflächen des Lebensraumtyps „Sandbänke“ eingelagert und sind durch die kleinräumigen, mosaikartigen Habitat- und Substratstrukturen eng mit diesem verzahnt. Die Wassertiefe der Sandbank variiert zwischen 15 und 30 m.

Im Schutzgebiet Sylter Außenriff lassen sich aufgrund ihrer Struktur und Morphodynamik drei Ausprägungen von Hartböden unterscheiden:

- Blöcke oder Steinfeldern, die den Meeresboden im zentralen Bereich des Gebietes durchragen,
- zusammenhängende bandartige Steinfeldern entlang der Flanken des Elbe-Urstromtals und
- verstreute Steinfeldern, eng verzahnt mit Mittel- und Grobsanden.

Zwischen den Hartsubstraten befinden sich Kiese und Grob- bis Feinsande, die zusammen mit den dort vorkommenden Benthoslebensgemeinschaften ein eng verzahntes Mosaik mit den Riffen bilden (BFN 2017). Die Wassertiefe im Gebiet beträgt zwischen 8 m in Küstennähe und 48 m am westlichen Rand.

Aufgrund der küstennahen Lage sind die Hartsubstratflächen hydrographisch mitgeprägt von den Abflüssen der Ems, Weser, Elbe und Eider und unterliegen somit einer mäßigen Nährstoffbelastung. Die zumeist geringen Wassertiefen, die starken Windeinflüsse und die Gezeitenströme gewährleisten eine nahezu ganzjährige vertikale Durchmischung der Flächen (RACHOR & NEHMER 2003).

5.1.2 Beschreibung der Gemeinschaft

Charakteristisch für die Besiedlung von Hartböden ist eine sessile Epifauna, die das Hartsubstrat als permanenten Lebensraum nutzt. Aufgrund der Heterogenität der Substratstruktur zeichnen sich Hartböden oft durch eine hohe Diversität aus. Zu den lebensraumtypischen Arten zählen Lederkorallen (*Alcyonium* spp.), Seeselken (*Metridium dianthus*), Moostierchen (*Flustra foliacea*, *Electra pilosa*, *Membranipora membranacea*), Seescheiden (*Asciella scabra*, *Ciona intestinalis*), Hydroidpolypen (*Sertularia cupressina*) und Schwämme (*Halichondria panacea*). Begleitet werden die sessilen Arten von einer mobilen Epifauna, die vorwiegend aus Seesternen (*Asterias rubens*), dekapoden Krebsen (*Cancer pagurus*, *Galathea intermedia*) oder Seeigeln (*Echinus esculentus*) besteht. Das Regenerationspotenzial der Hartbodenlebensräume wird im Folgenden anhand dieser charakteristischen Arten beschrieben.

Aufgrund der kleinräumigen Vorkommen von Hartbodenlebensräumen besitzen diese Flächen eine besondere Bedeutung als Trittstein für die Ausbreitung von Riffarten in die Deutsche Bucht und in die südliche Nordsee.

5.1.3 Regenerationspotenzial

5.1.3.1 Physikalische Regeneration

Eine grundsätzliche Voraussetzung für die Erholung von Hartbodenlebensräumen nach einer Störung ist das unveränderte Vorkommen des Siedlungssubstrats. Ein vollständiger Verlust des Lebensraums entsteht beispielsweise bei der Entnahme (z.B. von Schill) oder einer andauernden Überdeckung des Substrats. Hartsubstrate können sich nicht wieder regenerieren, daher ist auch eine Erholung der auf diesen Strukturen siedelnden Zönosen nach einem Verlust nicht zu erwarten. Ein ungestörter Ablauf der Regeneration ist zudem nur möglich, wenn keine weiteren Belastungen wie z.B. die in einigen Riffgebieten stattfindende Schleppnetzfischerei mit schweren Baumkurren auftreten.

5.1.3.2 Regeneration nach weitgehendem Verlust der Besiedlung

Beeinträchtigungen von Hartbodenlebensräumen können bei der Sedimententnahme oder Bautätigkeiten durch die Räumung und Verlagerung von Steinblöcken entstehen, die zu einem weitgehenden oder sogar vollständigen Verlust der benthischen Besiedlung führen kann. Die Regeneration findet dann durch Neubesiedlung des Substrats statt. Die Wiederbesiedlung nach einem vollständigen oder weitgehenden Verlust ist u.a. abhängig von der Reproduktionsfrequenz und Fekundität, dem Ausbreitungspotenzial der Larven, der Mobilität der adulten Tiere sowie dem Vorkommen von Besiedlungsquellen. Die sehr kleinräumige Verbreitung von Hartsubstratflächen in der Deutschen Bucht kann u.U. die Neuansiedlung insbesondere von Arten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit der Larven erschweren.

Laut der Roten Liste der Biotoptypen wird die Regenerierbarkeit der sublitoralen Schillbiotope mit Epibenthos als schwer regenerierbar (15–150 Jahre) angesehen, da deren Vorkommen und die darauf siedelnden Lebensgemeinschaften vom Vorhandensein und der Entwicklung der schillbildenden Arten abhängig ist (FINCK et al. 2017). Hier wird also von einem Verlust des Substrats ausgegangen. Für die geogenen Riffe (Felsen- und Steingründe, Mischsubstrat) wird dagegen eine Regeneration in einem Zeitraum von max. 15 Jahren erwartet. Für die Erholung in dieser Zeitspanne muss das entsprechende Siedlungssubstrat noch vorhanden sein. Eine längere Regenerierbarkeit von 15–150 Jahren wird nur für den Biotoptyp geogene Riffe mit einer Dominanz von Schwämmen angegeben (FINCK et al. 2017).

Viele **Hydrozoen**-Arten (z.B. *Obelia* spp.) produzieren inaktive Ruhestadien, die sehr resistent gegenüber ungünstigen Umweltbedingungen sind (GILI & HUGHES 1995). Diese Ruhestadien können auch bei Entfernung des Hydrozoenbewuchses noch am Substrat anhaften und eine rasche Neubesiedlung ermöglichen. Hydrozoen besitzen generell ein schnelles Wachstum und die Fähigkeit, sich durch Fragmentierung und durch Knospung auszubreiten. Häufig zählen Hydrozoen daher zu den Erstbesiedlern auf unbewachsenem Substrat (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). So wurden Hydrozoen bereits nach weniger als sechs Monaten auf einem künstlichen Riff festgestellt, innerhalb des folgenden Jahres wurden bereits hohe Abundanzen dieser Arten beobachtet (JENSEN et al. 1994). In ähnlichen Studien besiedelten verschiedene *Obelia*-Arten ausgebrachte Steinplatten innerhalb weniger Monate. TILLIN & TYLER-WALTERS (2014b) geben daher für eine Erholung der Hydrozoen nach Entfernung des Substrats von einem Zeitraum von weniger als zwei Jahren an. Für die auf den Riffen der Deutschen Bucht charakteristische Hydrozoe *Sertularia cupressina* wird eine Lebensdauer von 1–2 Jahren und die Geschlechtsreife mit etwa 11 Monaten angegeben. Die Art ist getrenntgeschlechtlich und die Eier werden extern befruchtet und anschließend vier Wochen bebrütet. Die Ausbreitungsfähigkeit ist vermutlich gering, daher wird auch von einer eher geringen Erholungsfähigkeit der Art ausgegangen (MES 2008). Regenerationszeiträume von mehreren Jahren werden ebenfalls für die Gattungen *Hydrallmania*, *Abietinaria* und *Tubularia* angegeben, die auch auf Hartsubstraten in der deutschen AWZ siedeln. *Obelia*-Arten besitzen dagegen aufgrund ihres schnellen Wachstums sowie einer hohen Fekundität und Ausbreitungsfähigkeit der Planula-Larven eine kurze Regenerationsdauer (MES 2008).

Seescheiden wie *Ascidella* spp. gelten generell als opportunistische Arten, die neue Substrate rasch mit Hilfe planktonischer Larven besiedeln können (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). In Besiedlungsexperimenten gehörten Seescheiden zu den frühen Besiedlern, die innerhalb eines Jahres eine signifikante Bedeckung erreichten (SEBENS 1986, JENSEN et al. 1994). Adulte Tiere vermögen sich durch Anheftung an schwimmende Gegenstände oder Schiffe auszubreiten. Für die in der Deutschen Bucht auf Hartsubstraten charakteristischen Arten *Ascidella* spp. und *Ciona intestinalis* wird bei Neubesiedlung des Substrats eine hohe Regenerationsfähigkeit von weniger als zwei Jahren angegeben (JACKSON 2008, TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b).

Inkrustierend wachsende **Bryozoen** (Moostierchen) wie *Electra pilosa* oder *Membranipora membranacea* können sich auf unbesiedelten Hartsubstraten innerhalb weniger Monate ausbreiten. *Electra pilosa* ist eine opportunistische Art mit schnellem Wachstum und hohem Ausbreitungspotenzial. Die Regenerationsdauer wird mit höchstens wenigen Jahren angegeben (TYLER-WALTERS 2005). Die Gattung *Alcyonidium* besitzt dagegen vermutlich ein eher geringes Ausbreitungspotenzial und ist daher auf nahegelegene Kolonien zur Wiederbesiedlung angewiesen (MES 2008). Viele Bryozoen-Larven besitzen ein sehr kurzes pelagisches Stadium von wenigen

Stunden. RYLAND (1976) stellte fest, dass eine signifikante Rekrutierung von Bryozoen nur in der Nähe von Brutkolonien stattfindet. Kolonien des aufrecht wachsenden Blätter-Moostierchens *Flustra foliacea* sind mehrjährig und produzieren vermutlich ab einer gewissen Größe sehr viele planktische Larven. Neu angesiedelte Kolonien benötigen mindestens ein Jahr um einen aufrechten Wuchs zu entwickeln und 1–2 Jahre bis zur Geschlechtsreife (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Für die Wiederbesiedlung nach weitgehendem Verlust von *Flustra foliacea* wird ein Zeitraum von bis zu fünf Jahren angenommen, unter Voraussetzung, dass sich weitere Populationen in der Nähe befinden und die vorherrschenden Strömungen den Zustrom von Larven ermöglichen (TYLER-WALTERS & BALLERSTEDT 2007). In Untersuchungen zur Wiederbesiedlung von vertikalen Felswänden konnte schon nach wenigen Monaten ein Bewuchs mit inkrustierenden Moostierchen festgestellt werden (SEBENS 1985, 1986). Ein künstliches Riff in Poole Bay, England wurde innerhalb weniger Monate bereits von aufrecht wachsenden Bryozoen bewachsen (JENSEN et al. 1994).

Anthozoen (Blumentiere) wie die für die Riffe der deutschen Nordseegewässer typischen Arten *Alcyonium digitatum* (Tote Mannshand) und *Metridium dianthus* (Seenelke) zeichnen sich zumeist durch eine hohe Reproduktionsfähigkeit und ein hohes Ausbreitungspotenzial aufgrund eines langen planktischen Larvenstadiums aus. Individuen von *Metridium dianthus* erreichen vermutlich ein Alter von mehr als 10 Jahren und können bei ausreichendem Nahrungsangebot sehr schnell wachsen (HISCOCK & WILSON 2007). Dennoch wurden bei Besiedlungsexperimenten im Golf von Maine nach vier Jahren nur wenige Individuen von *Metridium dianthus* und *Alcyonium digitatum* festgestellt (SEBENS 1985). *Alcyonium digitatum* ist ebenfalls eine langlebige Art mit einer Lebensdauer von mindestens 20 Jahren. Die hohe Ausbreitungsfähigkeit ermöglicht es der Art, schnell neue Lebensräume zu besiedeln. Aufgrund des sehr langsamen Wachstums wird für die vollständige Regeneration von *Alcyonium digitatum* allerdings eine Zeitspanne von vielen Jahren angenommen (MES 2008).

Zur Regenerationsfähigkeit von **Schwämmen** liegen nur wenige Informationen vor. Lebensdauer und Wachstumsraten von Schwämmen variieren sehr stark zwischen den Arten und sind zudem von Umweltbedingungen abhängig. Wahrscheinlich sind aufrecht wachsende Schwämme langlebiger und wachsen langsamer als kleinere, inkrustierende Schwämme (READMAN & HISCOCK 2016). Untersuchungen eines neu angelegten künstlichen Riffs zeigten nach zwei Jahren eine zunehmende Ansiedlung von Schwämmen (JENSEN et al. 1994). Bei einer weiteren Studie zur Wiederbesiedlung von Hartsubstraten wies dagegen der opportunistische Brotkrumenschwamm *Halichondria panicea* nach etwa zwei Jahren eine ähnliche Besiedlungsdichte wie vor der Entfernung auf (SEBENS 1985). Neue Kolonien der Art wurden innerhalb eines Jahres nach der Reproduktionsphase festgestellt, so dass für *Halichondria panicea* von einem guten Ausbreitungs- und Besiedlungspotenzial ausgegangen wird (MES 2008). Andere Schwammarten benötigen vermutlich mehrere Jahre, um sich nach einem vollständigen Verlust zu erholen.

Auf einem künstlichen Riff wurde bereits ein Jahr nach der Ausbringung eine diverse **mobile Epifauna** beobachtet (HATCHER 1998). Die Wiederbesiedlung nach Verlust kann entweder durch Larven oder durch die Einwanderung adulter Tiere erfolgen, wenn sich entsprechende Populationen in der Nähe befinden. Einige der auf Hartböden in der Deutschen Bucht typischen Arten benötigen eine längere Regenerationszeit. So ist die Rekrutierung des Essbaren Seeigels *Echinus esculentus* oft sporadisch und die Art erreicht erst mit 1–2 Jahren die Geschlechtsreife. Die Wiederherstellung der Biomasse adulter Tiere kann daher bis zu 8 Jahren dauern (MES 2008). Für

den Taschenkrebs *Cancer pagurus* wird ebenfalls davon ausgegangen, dass die Regeneration nach weitgehendem Verlust mehrere Jahre in Anspruch nimmt (NEAL & WILSON 2008).

Viele Hydrozoen und Seescheiden gelten als opportunistische Arten mit schnellem Wachstum, die unbesiedelte Substrate rasch besetzen können und innerhalb von 1–2 Jahren geschlossene Bestände bilden. Mobile epibenthische Arten können innerhalb kürzerer Zeit aus der näheren Umgebung einwandern. Inkrustierende Bryozoen gehören ebenfalls zu den Pionierarten, allerdings sind viele Arten zur Rekrutierung auf nahe gelegene Population angewiesen. Langsam wachsende Arten wie Schwämme, einige Hydrozoen, aufrecht wachsende Bryozoen und Anthozoen benötigen dagegen wahrscheinlich viele Jahre, um eine typische Bedeckung auszubilden. In Abhängigkeit von den lokalen Bedingungen kann die Entwicklung zu einer diversen Hartsubstratgemeinschaft daher 5–10 Jahre dauern (ROBERTS et al. 2010).

5.1.3.3 Regeneration nach Überdeckung

Während mobile Arten wie *Cancer pagurus* oder *Galathea intermedia* eine begrenzte Überdeckung mit Sediment durchwandern können, werden die lebensraumtypischen sessilen Arten meist stark beeinträchtigt. Große, aufrecht wachsende Arten können u.U. überleben, einige Hydrozoen können als Ruhestadien überdauern. Kleinwüchsige und inkrustierende Arten werden dagegen stark geschädigt oder sterben ab. Eine Neuansiedlung planktischer Larven wird verhindert. Die Regeneration des Substrats ist stark von den hydrodynamischen Bedingungen abhängig. In Gebieten mit hoher Strömungsenergie werden Sedimentablagerungen innerhalb kurzer Zeit wieder entfernt, während in Umgebungen mit geringerer Strömungsenergie, wie sie in weiten Teilen der Deutschen Bucht vorherrschen, die Freilegung verschütteter Hartbodenlebensräume längere Zeit in Anspruch nehmen kann (HILL et al. 2011).

Hydrozoen-Kolonien werden aufgrund ihrer meist geringen Größe und der flexiblen Wuchsform zu großen Teilen von Sediment überdeckt. Nahrungsaufnahme, Wachstum und Reproduktion werden somit verhindert und ein Teil der Kolonie kann bei längerfristiger Überdeckung absterben. Die Fähigkeit, ausdauernde Ruhestadien auszubilden sowie sich vegetativ zu vermehren, ermöglicht Hydrozoen jedoch eine schnelle Regeneration (TYLER-WALTERS 2003).

Seescheiden sind sehr empfindlich gegenüber Übersandung. LAST et al. (2011) untersuchten die Toleranz von *Ciona intestinalis* hinsichtlich der Überdeckung durch Sediment. Nach zwei Tagen wurde eine Mortalität von 100 % festgestellt. Seescheiden besitzen jedoch als opportunistische Arten ein hohes Regenerationspotenzial, so dass eine schnelle Wiederbesiedlung erfolgen wird, sofern das Substrat wieder zur Verfügung steht.

Die aufrecht wachsende **Bryozoe** *Flustra foliacea* gilt als vergleichsweise tolerant gegenüber Sedimentüberdeckung (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Die Art besiedelt im zentralen Ärmelkanal Flächen, die regelmäßig hohen Schwebstoffgehalten und der Überdeckung mit Sandschichten von bis zu 5 cm ausgesetzt sind (HOLME & WILSON 1985). Inkrustierend wachsende Bryozoen wie *Electra pilosa* und *Membranipora membranacea* können dagegen durch Übersandung stärker geschädigt werden, allerdings sind diese opportunistischen Arten sehr ausbreitungsstark und werden sich innerhalb kurzer Zeit nach Beendigung der Störung erholen (TYLER-WALTERS 2005).

Einige **Anthozoen** wie *Sagartiogeton laceratus* oder *Sagartia elegans* besitzen die Fähigkeit, sich nach Überdeckung durch eine wenige Zentimeter starke Sandschicht wieder auszugraben (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). In Laborexperimenten konnte *Sagartiogeton laceratus* eine Überdeckung 16 Tage lang überleben (LAST et al. 2011). Die Seenenke *Metridium dianthus* wird ebenfalls als weitgehend tolerant gegenüber Sedimentation angesehen (HISCOCK & WILSON 2007). Große Individuen der Toten Mannshand *Alcyonium digitatum* werden vermutlich durch Überdeckung nur wenig beeinträchtigt. Anhaftendes Material kann die Art mit Hilfe von abgesondertem Schleim entfernen. Kleinere Individuen sterben dagegen nach Überdeckung vermutlich zum großen Teil ab (BUDD 2008).

Viele inkrustierend wachsende **Schwämme** überleben in Gebieten mit zeitweiliger Sedimentation, einige scheinen solche Habitats sogar zu bevorzugen. Dennoch wurde ein Absterben zwischen 16 und 47 % der Biomasse verschiedener Schwammarten festgestellt. Neben der Reproduktion durch Larven können Schwämme sich auch durch Fragmentierung und Knospung vermehren, so dass die Regeneration zügig verlaufen wird, wenn eine Restpopulation bestehen bleibt (READMAN & HISCOCK 2016).

Die sessile Hartbodenfauna erweist sich entweder als verhältnismäßig tolerant gegenüber Überdeckung (größere Anthozoen, aufrecht wachsende Bryozoen, Schwämme) oder erfährt zwar eine starke Schädigung, aber besitzt ein hohes Regenerationspotenzial (Hydrozoen, Seescheiden, inkrustierende Bryozoen). Für alle Hartsubstratbiotope einschließlich der Subtypen wird auf Grundlage der vorhandenen Informationen davon ausgegangen, dass die Regeneration nach Überdeckung innerhalb von zwei Jahren abgeschlossen ist.

5.1.3.4 Regeneration nach Entstehung von Trübungsfahnen

Viele der in den Riffen der Deutschen Bucht charakteristischen filtrierenden Arten gelten als tolerant gegenüber erhöhter Trübung. Die in den Riffen heimischen Hydrozoen-Arten kommen zumeist ebenfalls in den Ästuaren und im Wattenmeer vor, wo natürlicherweise ein hoher Schwebstoffgehalt vorherrscht. Die Abundanz der meisten Bryozoen-Arten nimmt mit zunehmender Trübung ab. Arten wie *Flustra foliacea* und *Electra pilosa* sind jedoch häufig in Lebensräumen mit erhöhten Schwebstoffgehalten anzutreffen und gelten daher als relativ tolerant (TYLER-WALTERS 2005, TYLER-WALTERS & BALLERSTEDT 2007). Schwämme und Seescheiden (*Ascidia scabra*, *Ciona intestinalis*) treten ebenfalls häufig in Gebieten mit erhöhter Trübung auf (HISCOCK 2006, JACKSON 2008, READMAN & HISCOCK 2016). Aus Experimenten zur Wirkung von hohen anorganischen Partikelkonzentrationen auf *Ascidia scabra* wurde geschlossen, dass das Wachstum wahrscheinlich reduziert ist und ein Absterben bei hohen Schwebstoffgehalten möglich ist (HISCOCK 2006). Anthozoen wie *Alcyonium digitatum* und *Metridium dianthus* können Schleim produzieren, der die Filterorgane von anhaftenden Partikeln reinigt (BUDD 2008, HISCOCK & WILSON 2007).

Insgesamt zeigen die lebensraumtypischen sessilen Hartsubstratarten trotz ihrer filtrierenden Ernährungsweise eine relativ hohe Toleranz gegenüber erhöhter Trübung. Auswirkungen von Trübungsfahnen beeinträchtigen die vorhandenen Arten vermutlich nur kurzfristig. Nach Beendigung der Störung wird die Regeneration innerhalb weniger Wochen abgeschlossen sein.

5.2 Aggregierter Biotoptyp *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft

Die *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft kommt in verschiedenen Ausprägungen sowohl auf Grobsand als auch auf Mittelsand vor. Die in der nachstehenden Liste aufgeführten Biotoptypen werden nachfolgend zum Biotoptyp „*Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft“ aggregiert behandelt.

Tab. 7: In der AWZ der Nordsee vorkommende Biotoptypen mit *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft nach FINCK et al. (2017).

Rote Liste Code	Biotoptyp
02.02.08.02.01	Sublitorales, ebenes Grobsediment der Nordsee mit <i>Goniadella-Spisula</i> -Gemeinschaft
02.02.08.02.01.01	Sublitorales, ebenes Grobsediment der Nordsee mit <i>Goniadella-Spisula</i> -Gemeinschaft, dominiert von Lanzettfischchen (<i>Branchiostoma lanceolatum</i> ; "Amphioxus-Sande")
02.02.08.02.01.02	Sublitorales, ebenes Grobsediment der Nordsee mit <i>Goniadella-Spisula</i> -Gemeinschaft, dominiert von Trogmuscheln (<i>Mactra/Spisula</i>)
02.02.08.02.01.03	Sublitorales, ebenes Grobsediment der Nordsee mit <i>Goniadella-Spisula</i> -Gemeinschaft aber ohne Dominanz von spezifischen endobenthischen Taxa
02.02.10.02.04	Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Goniadella-Spisula</i> -Gemeinschaft

5.2.1 Räumliche Lage und abiotische Bedingungen

Grobsediment mit *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft

Die größten Vorkommen des Biotoptyps *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft auf Grobsediment liegen in den FFH-Gebieten Borkum Riffgrund und Sylter Außenriff. Das für den Biotoptyp typische grobe Sediment findet sich oftmals vernetzt mit dem Lebensraumtyp Riff. Die hier betrachteten Gebiete mit einer sublitoralen *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft auf Grobsediment liegen in der AWZ in einer Wassertiefe von ca. 9–45 m.

Die *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft auf Grobsediment des Borkum-Riffgrunds ist durch die gegen den Uhrzeiger ausgerichtete Residualströmung der Nordsee mit dem Sylter Außenriff verbunden und kann für die substrattypischen Arten dieser Gemeinschaft einen Trittstein darstellen. Aufgrund der Hauptströmungsrichtungen dürfte der umgekehrte Fall möglicherweise nicht bzw. nur in geringerem Umfang zutreffen.

Grobe Sedimente sind durch einen geringen Feinkornanteil (< 63 µm) charakterisiert. Da der Feinkornanteil mit dem Gehalt an organischem Material und den daran gebundenen Schadstoffen korreliert dürfte im Zusammenhang mit einer hohen Exposition und der Mobilität des Sediments eine dauerhaft hohe Belastung des Sediments mit Nähr- und Schadstoffen sowie Sauerstoffmangel unwahrscheinlich sein.

Sandgrund mit *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft

Die größten Vorkommen des Biotoptyps „Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft“ liegen wie die der Gemeinschaft auf Grobsand in den FFH-

Gebieten Borkum Riffgrund und Sylter Außenriff. Die Gesamtfläche des Biotoptyps auf Mittelsand in der AWZ beträgt 2519,6 km². Es entfallen auf den Borkum Riffgrund 426 km² und auf das Sylter Außenriff 1717 km². Das für den Biotoptyp „sublitoraler, ebener Sandgrund mit *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft“ typische Sediment findet sich oftmals vernetzt mit dem der gleichen Gemeinschaft auf Grobsediment (QV) und dem Lebensraumtyp Riff.

Die hier betrachteten Gebiete mit dem Biotoptyp Sandgrund mit *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft liegen in einer Wassertiefe von 8,7-45,5 m.

Die dem Biotoptyp zugehörigen Gebiete des Borkum-Riffgrunds sind durch die gegen den Uhrzeiger ausgerichtete Residualströmung der Nordsee mit dem Sylter Außenriff verbunden und können für die substrattypischen Arten dieser Gemeinschaft einen Trittstein darstellen. Aufgrund der Hauptströmungsrichtungen dürfte der umgekehrte Fall möglicherweise nicht bzw. nur in geringerem Umfang zutreffen.

Nach NOAH (www.noah-project.de/habitatatlas) liegt der bed load Transport im mittleren bis hohen Bereich.

Mittelsandige Sedimente sind durch einen geringen Feinkornanteil (< 63 µm) charakterisiert. Da der Feinkornanteil mit dem Gehalt an organischem Material und den daran gebundenen Schadstoffen korreliert dürfte im Zusammenhang mit einer hohen Exposition und der Mobilität des Sediments eine dauerhaft hohe Belastung des Sediments mit Nähr- und Schadstoffen sowie Sauerstoffmangel unwahrscheinlich sein.

5.2.2 Beschreibung der Gemeinschaft

Grobsediment mit *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft

Der Biotoptyp wird durch die folgenden Charakterarten gekennzeichnet: *Aonides paucibranchiata*, *Echinocyamus pusillus*, *Ophelia limacina* (neu *O. borealis*), *Pisone remota*, *Protodorvillea kefersteini*, *Spio filicornis* (neue Bezeichnung *S. symphyta*), *Thracia* aff. *villosuscula* (RACHOR & NEHMER 2003, FINCK et al. 2017).

Ein großer Teil der in dem Biotoptyp vorkommenden Arten ist strikt an das Auftreten groben Sediments gebunden. Dies lässt sich für Arten wie beispielsweise *Polygordius lacteus* dadurch erklären, dass sie klein bzw. sehr dünn sind und im Interstitial der Sandkörner leben.

Subtypen des Biotoptyps können dort definiert werden, wo die Biomasse zu 50 % durch eine einzige Art gebildet wird. Das kann bei hohen Dichten des Lanzettfischchens *Branchiostoma lanceolatum*, aber auch von Trogmuscheln (*Macra stultorum*, *Spisula solida*, *Spisula elliptica*) der Fall sein. Bei allen Arten, die eine hohe Biomasse ausbilden können, handelt es sich um Suspensionsfresser. Die Muschel *Spisula solida* (max. Lebensspanne ca. 10 Jahre) und der Polychaet *Ophelia borealis* (6–10 Jahre) sind die langlebigsten Infauna-Art unter den Charakterarten. Die in der Gemeinschaft vorkommenden *Ensis*-Arten können bis zu 20 Jahre alt werden (MARLIN 2006). Den Trennregeln der Roten-Liste-Biotoptypen zufolge ist der Bedeckungsgrad dieses Biotoptyps mit Epifauna geringer als 1 %.

Sandgrund mit *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft

Der Biotoptyp wird durch die Arten *Angulus tenuis*, *Goodallia triangularis* und *Spisula solida* charakterisiert (RACHOR & NEHMER 2003, FINCK et al. 2017). Einen Subtyp gibt es den letztgenannten Autoren zufolge nicht. Bei den drei Charakterarten handelt es sich um Suspensionsfresser. Die langlebigste Charakterart ist *Spisula solida* (10 Jahre s.o.), die langlebigsten Arten stellen wie beim Grobsediment die Muschelarten der Gattung *Ensis* (bis zu 20 Jahre). Den Trennregeln der Roten-Liste-Biotoptypen zufolge ist der Bedeckungsgrad dieses Biotoptyps mit Epifauna geringer als 1 %.

5.2.3 Regenerationspotenzial

5.2.3.1 Physikalische Regeneration

Eine Regeneration der physikalischen Strukturen des Meeresbodens hat stattgefunden, wenn anthropogene Veränderungen wie z.B. Dredgespuren oder Kabeltrassen weitestgehend verschwunden sind und die ursprüngliche Sedimentzusammensetzung wiederhergestellt ist. Zumeist fokussieren Studien zur Erholung des Meeresbodens auf der Beobachtung von sichtbaren Spuren, während die Regeneration der Sedimentzusammensetzung weniger untersucht ist, häufig aber längere Zeit in Anspruch nimmt. Die längsten Erholungszeiten physikalischer Strukturen nach Substratentnahme wurden für Grobsedimente in mäßig exponierten Standorten festgestellt (FODEN et al. 2009, HILL et al. 2011). Auf Grundlage einer Literaturstudie zur physikalischen und biologischen Regeneration nach Sand- und Kiesabbau wird für mäßig exponierte Grobsedimente ein Erholungszeitraum von bis zu 20 Jahren angenommen. Die durchschnittliche Dauer der biologischen Regeneration wird dagegen nur mit 8,7 Jahren angegeben (FODEN et al. 2009). Der Verlust von Kiessubstraten kann nicht wieder ersetzt werden, da selbst die stärksten Strömungen Kies aus angrenzenden Gebieten nicht transportieren können. In Grobsedimenten findet das Auffüllen von Vertiefungen oft durch feineres Sediment statt, was zu einer dauerhaften Veränderung der Gemeinschaft führen kann (HERMANN & KRAUSE 1998). In der südlichen Nordsee werden zeitweise Strömungsgeschwindigkeiten erreicht, bei denen Sand mit einer Korngröße von bis zu 2 mm transportiert werden kann. Daher wird davon ausgegangen, dass eine Erholung von Grobsediment grundsätzlich möglich ist, aber längere Zeit in Anspruch nehmen kann. In mäßig exponierten Lebensräumen, wie sie in weiten Teilen der AWZ vorherrschen, wird die Regenerationszeit nach Verlust des Substrats generell auf eine Dauer zwischen mehreren Jahren bis zu Jahrzehnten eingeschätzt. Feinere Sedimente regenerieren sich zudem schneller als Grobsedimente (HILL et al. 2011). Eine Entnahmestelle nahe Terschelling mit Fein- bis Mittelsanden wies nach vier Jahren weder Sedimentations- noch Erosionsprozesse auf (VAN DALFSEN et al. 2000). Aufgrund der geringeren Korngrößen wird für die *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft auf Mittelsand eine kürzere physikalische Regenerationsdauer vermutet als für das Vorkommen auf Grobsediment. Da das Substrat der Gemeinschaft auf Mittelsand aber typischerweise auch einen gewissen Bestandteil an Grobsand enthält, wird die Wiederherstellung des Sediments wahrscheinlich länger andauern als in reinen Fein- und Mittelsandgebieten.

5.2.3.2 Regeneration nach weitgehendem Verlust der Besiedlung

Unter den charakteristischen **Polychaeten** der *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft befinden sich opportunistische, kurzlebige Arten wie *Spio symphyta*, die aufgrund eines guten Ausbreitungspotenzials der Larven und einer schnellen Wachstumsrate unbesiedelte Sedimente innerhalb kurzer Zeit wiederbesiedeln können (MES 2008). *Protodorvillea kefersteini* ist mit einer Lebensdauer von etwa einem Jahr ebenfalls eine kurzlebige Art, es wurden jedoch zwei Jahre nach einer Sedimententnahme im nordwestlichen Mittelmeer weiterhin deutlich reduzierte Abundanzen der Art festgestellt (SARDA et al. 2000). Ein weiterer kleiner und kurzlebiger Polychaet ist *Aonides paucibranchiata*. Es wird vermutet, dass die Biomasse nach der Kolonisation mit juvenilen Tieren schnell wiederhergestellt sein wird, allerdings besitzt *Aonides paucibranchiata* nur eine geringe Fekundität und ein geringes Ausbreitungspotenzial aufgrund der relativ kurzen planktischen Phase der Larven. Für eine rasche Wiederbesiedlung sind daher nahegelegene ungestörte Populationen erforderlich, aus denen die Ausbreitung stattfinden kann (MES 2008). *Ophelia* sp. ist mit 6–10 Jahren deutlich langlebiger als die meisten typischen Polychaeten der *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft. Die Gattung erreicht mit 1–2 Jahren die Geschlechtsreife und die Larven besitzen nur eine geringe Ausbreitungsfähigkeit. Für *Ophelia borealis* wird daher eine Regenerationszeit von mehreren Jahren angenommen (MES 2008).

Der Zwergseeigel ***Echinocyamus pusillus*** wird etwa 1–3 Jahre alt und erreicht nach einem Jahr die Geschlechtsreife (MES 2008). Generell besitzen Seeigel eine hohe Reproduktionsfähigkeit mit langlebigen planktischen Larven und einem hohen Ausbreitungspotenzial. Dennoch ist die Rekrutierung oft sporadisch und hängt von verschiedenen Umweltbedingungen wie Temperaturen, Wasserqualität und Nahrungsverfügbarkeit ab (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Es wird erwartet, dass die Regeneration von Abundanz und Biomasse innerhalb von drei Jahren abgeschlossen ist (MES 2008).

Die für die *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft charakteristischen **Muscheln** *Spisula* spp. zählen mit einer Lebensspanne von etwa 10 Jahren zu den langlebigen Arten. Über *Angulus tenuis* und *Goodallia triangularis* ist wenig bekannt, vermutlich sind diese beiden Arten jedoch weniger langlebig. Für *Thracia villosiuscula* liegen kaum Informationen zur Reproduktionsbiologie vor, aufgrund der Langlebigkeit und des langsamen Wachstums wird jedoch von einem eher geringen Regenerationspotenzial ausgegangen (MES 2008). Trogmuscheln der Gattung *Spisula* gehören oft zu den ersten Besiedlern gestörter Sedimente (MES 2008). Die Larven von *Spisula solida* können über mehrere Wochen in der Wassersäule bleiben und verfügen daher über eine hohe Ausbreitungsfähigkeit. Während der ersten zwei Lebensjahre wurde ein rasches Wachstum beobachtet, die Geschlechtsreife erreicht die Art nach etwa zwei Jahren (WESTERNHAGEN 1997). Die Rekrutierung von *Spisula solida* kann sehr unregelmäßig stattfinden (FAHY et al. 2003). GASPAR & MONTEIRO (1999) stellten ebenfalls starke jährliche Fluktuationen in der Rekrutierung von *Spisula solida* fest. Die Trogmuschel war zu Beginn des 19. Jahrhunderts in der Deutschen Bucht eine häufige und weitverbreitete Art, erlebte jedoch vermutlich aufgrund der großflächigen Belastung durch Grundschieppnetzfisherei sehr deutliche Bestandseinbrüche (RUMOHR & KUJAWSKI 2000). Ein weiterer Bestandsrückgang fand 1995/96 nach einem Eiswinter statt, wobei als Ursache neben dem Temperaturrückgang auch die Befischung der Trogmuschel in Frage kommt. Seither haben sich die Bestände nicht wieder erholt und die Fischerei auf Trogmuscheln konnte nicht wieder aufgenommen werden (DANNHEIM 2002). Trotz der hohen Ausbreitungsfähigkeit und des schnellen Wachstums wird daher für *Spisula solida* von einer langen

Zeitspanne bis zur vollständigen Regeneration ausgegangen. Entsprechend wird in der Roten Liste der Biotoptypen für den Subtyp „*Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft, dominiert von Trogmuscheln“ die Regenerierbarkeit mit einem Zeitraum von 15–150 Jahren angegeben (FINCK et al. 2017).

Das Lanzettfischchen *Branchiostoma lanceolatum* wird etwa 5–6 Jahre alt und besitzt eine gute Ausbreitungsfähigkeit aufgrund eines langen planktischen Larvenstadiums. Adulte Lanzettfischchen können kurze Distanzen schwimmen, so dass bei kleinräumiger Störung eine Wiederbesiedlung aus nahegelegenen Populationen erfolgen kann (BARNES 2015). SARDA et al. (2000) beobachteten eine rasche Wiederansiedlung des Lanzettfischchens auf Weichböden im nordwestlichen Mittelmeer. Etwa ein Jahr nach einer Sandentnahme wurden höhere Dichten von *Branchiostoma lanceolatum* als vor der Störung festgestellt. Die Übertragbarkeit dieser Ergebnisse auf Populationen in nördlicheren Gebieten ist jedoch fraglich. TILLIN & TYLER-WALTERS (2014b) schätzen aus Vorsorgegesichtspunkten für die Art eine Regenerationszeit von 2–10 Jahren, FINCK et al. (2017) geben die Regenerierbarkeit des Subtyps „*Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft, dominiert von Lanzettfischchen“ mit weniger als 15 Jahren an.

Unter den typischen Arten der ***Goniadella-Spisula-Gemeinschaft*** befinden sich wenige opportunistische, ausbreitungsstarke Polychaeten, die innerhalb eines kurzen Zeitraums unbesiedeltes Grobsediment kolonisieren können. Die Mehrzahl der charakteristischen Polychaeten und Muscheln sowie der Zwergseeigel *Echinocyamus pusillus* und das Lanzettfischchen *Branchiostoma lanceolatum* benötigen dagegen mehrere Jahre, um die ursprüngliche Besiedlungsdichte und Biomasse wiederherzustellen. Für den Biotoptyp „Grobsediment mit *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft“ und die beiden Subtypen „dominiert von Lanzettfischchen“ und „ohne Dominanz von spezifischen endobenthischen Taxa“ wird daher ein Regenerationszeitraum von 2–5 Jahren erwartet. Der Subtyp „dominiert von Trogmuscheln“ benötigt sehr wahrscheinlich deutlich längere Zeit, um sich zu erholen. Aufgrund der Bestandsentwicklungen von *Spisula solida* in der deutschen Bucht wird für diesen Subtyp ein sehr geringes Regenerationspotenzial angenommen. Eine Erholung nach vollständiger Entsiedelung wird wahrscheinlich mehr als 10 Jahre in Anspruch nehmen. Da *Spisula solida* eine Charakterart der *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft auf Sandgrund ist, wird für diesen Biotoptyp eine ähnlich lange Regenerationsdauer angenommen. Bei größeren Vorkommen von anderen langlebigen Muscheln, die nicht zu den Charakterarten der *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft gehören (beispielsweise die heimischen *Ensis*-Arten) wird eine Regeneration vermutlich ebenfalls erst nach 10-25 Jahren einsetzen.

5.2.3.3 Regeneration nach Überdeckung

Die typischen **Polychaeten** der *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft bewegen sich grabend durch das Sediment (*Pisione remota*, *Protodorvillea kefersteini*, *Ophelia borealis*) oder leben in Röhren (*Aonides paucibranchiata*, *Spio symphyta*). Nach einer Überdeckung mit Sediment müssen sich die Arten nach oben graben bzw. ihre Röhren wiederherstellen. Für *Ophelia* sp. wird angenommen, dass sich die Art aufgrund ihrer grabenden Lebensweise an eine mäßige Überdeckung gut anpassen kann (MES 2008). Zur Beeinträchtigung der röhrenbewohnenden Spioniden gibt es in der Literatur widersprüchliche Angaben. Während BOLAM (2011) für die Spioniden-Art *Streblospio shrubsolii* nur eine geringe vertikale Migrationsfähigkeit bei einer Überdeckung von 6 cm Sediment feststellte, wird von anderen Autoren erwartet, dass sich die Gattungen *Spio* und *Aonides* leicht wieder ausgraben können (AGER 2007, MES 2008). Es wird lediglich von Einschränkungen der

Nahrungsaufnahme, des Wachstums und der Reproduktion ausgegangen. Röhrenbewohnende Polychaeten gelten generell als besonders empfindlich gegenüber Überdeckung (RICHARDSON 1977). Von einer gewissen Mortalität der charakteristischen Polychaeten muss daher ausgegangen werden.

Der Seeigel *Echinocyamus pusillus* bewegt sich grabend durch das Sediment und wird daher wahrscheinlich wenige Zentimeter Überdeckung durchwandern können (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Die verwandte, deutlich größere Art *Echinocardium cordatum* kann eine Überdeckung von bis zu 30 cm Sediment bewältigen (ESSINK 1999). Empfindlich reagieren Seeigel allerdings auf Sauerstoffmangel (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Je nach Mächtigkeit und Zusammensetzung der Sedimentschicht wird es daher vermutlich auch zur Mortalität eines Anteils der Population kommen.

Die **Muscheln** *Spisula solida*, *Thracia* sp., *Goodallia triangularis* und *Angulus tenuis* sind im Sediment lebende grabende Arten. Für *Spisula solida* wird erwartet, dass sich die Muschel im Sediment rasch wieder nach oben bewegen kann (MES 2008). Dennoch wurde bei einer Muschelbank von *Spisula solida* ein Rückgang der Anzahlen und eine Verkleinerung der Bank festgestellt, nachdem sich dort Sediment angereichert hatte (FAHY et al. 2003). *Thracia* sp. besitzt eine sehr eingeschränkte Mobilität, daher kann ein Absterben eines Teils der Population nicht ausgeschlossen werden (MES 2008). Für *Angulus tenuis* wird ähnlich wie für die verwandte Art *Fabulina fabula* eine gewisse Mortalität nach Überdeckung angenommen, aber eine relativ schnelle Regeneration erwartet.

Angaben zur Fähigkeit des Lanzettfischchens *Branchiostoma lanceolatum* eine Sedimentüberdeckung zu durchwandern, liegen nicht vor. Es wird vermutet, dass sich einige Individuen im Sediment neu positionieren können, dass eine Überdeckung aber auch zu einer gewissen Mortalität führen kann. Neben der guten Ausbreitungsfähigkeit und der Möglichkeit der Wiederbesiedlung durch adulte Tiere besitzt *Branchiostoma lanceolatum* auch die Fähigkeit, Körperteile zu regenerieren (BARNES 2015).

Einige der charakteristischen Arten der **Goniadella-Spisula-Gemeinschaft** wie die grabenden Polychaeten werden eine Überdeckung mit mehreren Zentimetern vermutlich mit nur geringen Funktionseinschränkungen überstehen. Bei röhrenbewohnenden Polychaeten, Muscheln, dem Seeigel *Echinocyamus pusillus* und dem Lanzettfischchen *Branchiostoma lanceolatum* wird mit dem Absterben eines gewissen Anteils der Population gerechnet. Neben der Mächtigkeit der überdeckenden Sedimentschicht ist der Charakter des Sediments ausschlaggebend für die Beeinträchtigung der Benthosarten. Eine Überdeckung mit gleichartigem Grobsediment wird für die Fauna weniger schädigend wirken als die Ablagerung von Feinmaterial. Es wird davon ausgegangen, dass für die meisten Arten die Regeneration innerhalb von zwei Jahren abgeschlossen sein wird. Für den Subtyp „Goniadella-Spisula-Gemeinschaft, dominiert von Trogmuscheln sowie bei Vorkommen der Gemeinschaft auf Mittelsand, wird aufgrund der in der Deutschen Bucht beobachteten geringen Regenerationsfähigkeit von einem längeren Zeitraum von 2–5 Jahren ausgegangen.

5.2.3.4 Regeneration nach Entstehung von Trübungsfahnen

Die charakteristischen Arten der **Goniadella-Spisula-Gemeinschaft** leben endobenthisch und sind daher von einer Änderung des Schwebstoffgehalts kaum betroffen. Für filtrierende Arten und Detritusfresser wie *Aonides paucibranchiata*, *Branchiostoma lanceolatum*, *Ophelia borealis* oder *Spisula solida* kann ein Anstieg des organischen Materials für die Nahrungsaufnahme vorteilhaft sein (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Zu hohe Schwebstoffgehalte können jedoch zu einem Verstopfen der Organe für die Nahrungsaufnahme führen. Das Lanzettfischchen *Branchiostoma lanceolatum* verfügt über einen Mechanismus, um die Filterorgane von überschüssigem Material zu reinigen (TILLIN 2016). Für die filtrierenden Muscheln *Thracia villosiuscula* und *Spisula* sp. sind solche Mechanismen nicht bekannt. Während die Mehrzahl der typischen Arten der *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft von erhöhter Trübung vermutlich nicht beeinträchtigt wird, können einige der filtrierenden Arten von Funktionseinschränkungen betroffen sein. Es wird erwartet, dass die Regeneration dieser Einschränkungen innerhalb weniger Wochen bis Monate abgeschlossen sein wird, daher wird die Gemeinschaft insgesamt als tolerant gegenüber anthropogenen Trübungsfahnen eingestuft.

5.3 Biotoptyp *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft

Die *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft besiedelt in der offenen Nordsee die feinsandigen Gebiete der Doggerbank. Nach FINCK et al. (2017) wurden keine weiteren Subtypen definiert. Es wird jedoch zusätzlich das Regenerationspotenzial des Biotoptyps bei Vorkommen von langlebigen Muscheln wie der Islandmuschel *Arctica islandica* oder *Ensis ensis* betrachtet.

Tab. 8: In der AWZ der Nordsee vorkommender Biotoptyp mit *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft nach FINCK et al. (2017).

Rote Liste Code	Biotoptyp
02.02.10.02.02	Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Bathyporeia-Tellina</i> -Gemeinschaft
-	mit größerem Vorkommen von langlebigen Muscheln (z.B. <i>Arctica islandica</i> , <i>Ensis ensis</i>)

5.3.1 Räumliche Lage des Biotoptyps und abiotische Bedingungen

Der Biotoptyp des ebenen Sandgrundes mit *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft findet sich in der Nordsee ausschließlich im Gebiet der Doggerbank. Es handelt sich um ein Feinsandbiotop, das gleichzeitig auch den Lebensraumtyp Sandbank darstellt. Der hier betrachtete Biotoptyp mit der *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft liegt in einer Wassertiefe zwischen 18 und 60 m.

Das hydrografische Regime im Bereich der Doggerbank ist relativ komplex. Am Nord- und Südrand verlaufen ostwärts gerichtete Residualströme, deren Ausläufer sich auf der Bank selbst unter Ausprägung von Eddies vermischen (KRÖNCKE & KNUST 1995). Dabei stammen die nördlich verlaufenden Strömungen aus dem nördlichen Einstrom atlantischer Wassermassen bei Schottland,

die südlichen aus dem Ärmelkanal. Dort, wo sich Eddies ausprägen finden sich Bereiche mit niedriger Strömungsgeschwindigkeit und erhöhter Sedimentationsrate.

Der Biotoptyp ist der einzige seiner Art in der deutschen AWZ. Basierend auf den Residualströmen (KRÖNCKE & KNUST 1995) dürfte er mit der *Tellina-fabula*-Gemeinschaft vor der Ostfriesischen Küste in Verbindung stehen, aber auch mit Biotoptypen der zentralen Nordsee und der britischen Küste.

Aufgrund der geringen Wassertiefe der Doggerbank und der damit verbundenen saisonalen Erwärmung des Wassers dürften niedrigere Temperaturen bevorzugende Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Gewässern nördlich der Doggerbank haben, zeitlich betrachtet seltener vorkommen. Ein wahrscheinliches Vorkommen solcher Arten ist beispielsweise nach einem Eiswinter gegeben.

Großräumig ist der deutsche Teil der Doggerbank durch einen eher steilen südlichen Rand und einen flach auslaufenden nördlichen Rand gekennzeichnet. Das dazwischen befindliche Plateau ist überwiegend durch Feinsand gekennzeichnet, der windinduziert durch Rippel strukturiert sein kann. Der hier betrachtete Teil der Doggerbank ist durch einen mittleren bis niedrigen bedload transport gekennzeichnet (www.noah-project.de/habitatlas).

Grundsätzlich ist der Anteil der < 63 µm-Fraktion an der Korngrößenverteilung gering (< 1 %). Der < 20 µm-Anteil des Feinkorns ist jedoch durch einen im räumlichen Vergleich hohen Anteil an organischem Kohlenstoff charakterisiert (<http://www.noah-project.de/habitatlas>). In den 80er Jahren wurden in dieser Sedimentfraktion außerdem hohe Werte an Blei und Cadmium gefunden (KRÖNCKE & KNUST 1995). Die aktuell vom NOAH-Projekt berichtete Belastung der Doggerbank innerhalb der deutschen AWZ an PCB 153, Hexachlorbenzol (HCB), Pyrenen, Fluoranthen, Hexachlorobiphenyl, Benzpyrilen und anderen zeigte in der Regel niedrige bis mittlere Werte. Allerdings war die Belastung durch Blei vergleichbar zu der in Küstengewässern.

5.3.2 Beschreibung der Gemeinschaft

Die Doggerbank in ihrer Gesamtheit weist mehrere Gemeinschaften auf. Bei der *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft handelt es sich um die sogenannte „bank community“, die sich auf der mehr oder weniger flachen zentralen Ebene der Bank ausgeprägt findet.

Der Biotoptyp wird nach FINCK et al. (2017) durch die folgenden Charakterarten gekennzeichnet: *Acrocnida brachiata*, *Bathyporeia elegans*, *B. guilliamsoniana*, *Ophelia borealis*, *Spiophanes bombyx* und *Urothoe poseidonis*. Nach Eiswintern oder langdauernden Wintern mit spät einsetzender saisonaler Erwärmung des Wasserkörpers kann auch der Igelwurm *Echiurus echiurus* als Charakterart auftreten.

Insgesamt wurden für den Biotoptyp in der deutschen AWZ mehr als 250 Makrofaunaarten der Infauna nachgewiesen (eigene unveröffentlichte Daten). Ein Teil dieser Arten findet sich auch in der küstennäheren *Tellina-fabula*-Gemeinschaft. Diese Ähnlichkeit führt dazu, dass die beiden Gemeinschaften auf Ebene der gesamten Nordsee nicht voneinander unterschieden werden (RACHOR et al. 2007).

In der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen werden keine Subtypen des Biotoptyps benannt. Unter den Charakterarten könnte *Echiurus echiurus* aufgrund seiner röhrenbauenden Lebensweise, und der damit verbundenen Beeinflussung der benthischen Gemeinschaft bei Auftreten in hohen Dichten eine Wirkung als Ökosystemingenieur haben. Von den Nicht-Charakterarten könnten *Lanice conchilega* und *Spiophanes bombyx* eine solche Funktion ausüben. Bei beiden letztgenannten Arten handelt es sich um röhrenbauende Polychaeten, von denen der Bäumchenröhrenwurm bekanntermaßen ab einer Dichte von ca. 500 Ind./m² eine Ökosystemingenieurfunktion besitzt (VAN HOEY 2007).

Bei den Charakterarten der Gemeinschaft handelt es sich nicht um die langlebigen Arten. Die Art mit der höchsten maximalen Lebensdauer von über 500 Jahren (BUTLER et al. 2013) ist die Muschel *Arctica islandica*. Allerdings soll sie im Bereich der Nordsee ein maximales Alter von nur 167 Jahren erreichen. Die Islandmuschel weist im betrachteten Gebiet eine niedrige Abundanz auf. Höhere Anzahlen wurden insbesondere in den Randbereichen der Doggerbank beobachtet (VAN MOORSEL 2011). Die häufigeren Arten mit dem höchsten maximalen Alter sind die beiden suspensionsfressenden Muscheln *Ensis ensis* und *Acanthocardia echinata* (11–20 Jahre, MARLIN 2006) gefolgt von *Dosinia exoleta* (mindestens 12 Jahre, TUNBERG 1983).

Den Trennregeln der Rote-Liste-Biotoptypen zufolge ist der Bedeckungsgrad dieses Biotoptyps mit (nicht mobiler) Epifauna geringer als 1 %.

5.3.3 Regenerationspotenzial

5.3.3.1 Physikalische Regeneration

Die *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft siedelt vorrangig auf zumeist stark exponierten Feinsanden der Doggerbank. HILL et al. (2011) erwarten für solche Lebensräume eine schnelle Regeneration innerhalb von wenigen Monaten bis zu einem Jahr, wenn Intensität und Ausdehnung der Störung gering sind. In dynamischen sandgeprägten Flächen wurden nach Sedimententnahme Regenerationszeiten der Substrate von weniger als 1 Jahr (Bristol Channel) bis 1–3 Jahre (stark überströmte Flächen im Wattenmeer) beobachtet (FODEN et al. 2009). Auf einer von Mittelsand dominierten Sandbank in belgischen Gewässern wurden ein halbes Jahr nach einer Sedimententnahme keine Dredgespuren mehr festgestellt. Es zeigten sich zwar weiterhin deutliche Änderungen in der Sedimentzusammensetzung, ein direkter kausaler Zusammenhang mit der Sandentnahme konnte jedoch nicht belegt werden (FODEN et al. 2009, DEGRENDELE et al. 2010). Für das Substrat der *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft wird aufgrund der hohen Morphodynamik von einer Wiederherstellung nach Verlust innerhalb von zwei Jahren ausgegangen.

5.3.3.2 Regeneration nach weitgehendem Verlust der Besiedlung

Über die Schlangensterne-Art *Acrocnida brachiata* liegen kaum Informationen hinsichtlich der Lebensdauer und der Reproduktionsbiologie vor. Die verwandte Art *Amphiura chiajei* erreicht ein Lebensalter von mehr als 10 Jahren, für *Amphiura filiformis* wird eine Lebensdauer von 25 Jahren angenommen. Adulte Schlangensterne verfügen über eine eingeschränkte Mobilität, so dass bei

kleineren entsiedelten Flächen eine Einwanderung aus der Umgebung stattfinden kann. Bei größeren Störungen erfolgt die Wiederbesiedlung durch die Rekrutierung juveniler Tiere (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Die Geschlechtsreife wird bei der Gattung *Amphiura* mit 3–5 Jahren erreicht (MES 2008). Schlangensterne produzieren eine hohe Anzahl an Larven, die eine mehrere Monate andauernde planktische Phase haben (MES 2008). Die Mortalität der Larven ist jedoch außerordentlich hoch. Untersuchungen zeigten, dass weniger als 5 % der *Amphiura-filiformis*-Populationen aus juvenilen Tieren bestehen (MUUS 1981, O'CONNOR et al. 1983). Eine Population kann sich so aus Individuen einer Kohorte zusammensetzen und über lange Zeit stabil bleiben (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Aufgrund der Langlebigkeit und der sporadischen Rekrutierung kann von einem geringen Regenerationspotenzial der Schlangensterne ausgegangen werden. Die Wachstumsraten der Arten *Amphiura filiformis* und *A. chiajei* sind zudem sehr langsam, so dass die Regeneration der Biomasse bis zu 10 Jahren andauern kann (MES 2008).

Die sandliebenden **Amphipoden** *Bathyporeia elegans*, *B. guillamsoniana* und *Urothoe poseidonis* sind kurzlebige Arten mit einer hohen Mobilität. Die Reproduktion findet bei *Urothoe poseidonis* zwischen April und Oktober kontinuierlich statt. Sowohl bei den *Bathyporeia*-Arten als auch bei *Urothoe* werden maximal 15 Eier in einer Bruttasche ausgebrütet, es findet also keine Larvenausbreitung statt (MES 2008). Aufgrund der raschen Entwicklung und der hohen Mobilität der adulten Tiere kann eine schnelle Wiederbesiedlung gestörter Sedimente erwartet werden.

Polychaeten der Gattung ***Ophelia*** zählen mit einer Lebensdauer von 6–10 Jahren zu den langlebigeren Arten. Die Gattung erreicht mit 1–2 Jahren die Geschlechtsreife und die Larven besitzen nur eine geringe Ausbreitungsfähigkeit (MES 2008). Für *Ophelia borealis* wird daher eine Regenerationszeit von mehreren Jahren angenommen.

Als Beispielart für die in der *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft typischen **langlebigen Muscheln** wird die Islandmuschel *Arctica islandica* betrachtet. Die Art besitzt eine Lebensdauer von mehr als 100 Jahren und erreicht erst mit 5 bis 15 Jahren die Geschlechtsreife. Die Rekrutierung ist sehr variabel mit einer stetigen, aber niedrigen Rate, unterbrochen von einem großen Rekrutierungsereignis in Intervallen von einer oder mehreren Dekaden, abhängig vom Standort (HENNEN 2015). So wurde im Fladen Ground in der nördlichen Nordsee 1983 eine hohe Dichte von Individuen gefunden, die sich dort in den 1960er Jahren angesiedelt hatten. Im Jahr 2000 konnte diese Kohorte immer noch identifiziert werden, daneben wurden jüngere Individuen aus dem Jahr 1995 gefunden. Innerhalb eines Zeitraums von 30 Jahren fand also nur zweimal eine erfolgreiche Rekrutierung statt (WITBAARD & BERGMAN 2003). GILKINSON et al. (2005) untersuchten über einen Zeitraum von 10 Jahren die Regeneration von Muschelpopulationen nach einer experimentellen Substratentnahme. Das Sediment und der Großteil der benthischen Gemeinschaft hatten sich nach zwei Jahren weitgehend erholt. Die Rekrutierung der betrachteten Muschelarten war jedoch extrem gering. In dem Zeitraum von 10 Jahren wurde nur ein neu angesiedeltes Exemplar von *Arctica islandica* festgestellt. Ähnliche Ergebnisse zeigen die Untersuchungen von RAGNARSSON et al. (2015), die die Auswirkungen von hydraulischen Dredgen auf das Benthos einer isländischen Bucht betrachteten. Durch die Befischung gingen die Abundanzen von *Arctica islandica* um 93 % zurück. Nach 5 Jahren entsprach die Besiedlungsdichte in den beeinträchtigten Flächen zwischen 7 und 26 % der Abundanzen in den Referenzflächen. Aufgrund des langen Lebensalters, der späten Geschlechtsreife und der seltenen Rekrutierung wird von einem sehr geringen bzw. nicht vorhandenem Regenerationspotenzial der Islandmuschel ausgegangen.

Das Regenerationspotential der **Bathyporeia-Tellina-Gemeinschaft** nach weitgehendem Verlust wird maßgeblich von dem langlebigen Schlangensterne *Acrocnida brachiata* bestimmt, der durch ein langsames Wachstum und eine sporadische Rekrutierung gekennzeichnet ist. Für den Polychaet *Ophelia borealis* wird ebenfalls von einer längeren Regenerationszeit ausgegangen. Die charakteristischen Amphipoden werden dagegen eine entsiedelte Fläche nach 1–2 Jahren vermutlich wieder in ähnlicher Dichte und Biomasse wie vor der Störung besiedeln. Insgesamt wird für die **Bathyporeia-Tellina-Gemeinschaft** eine Erholung nach 5–10 Jahren erwartet. FINCK et al. (2017) geben die Regenerierbarkeit dieser Gemeinschaft mit weniger als 15 Jahren an. Bei größeren Vorkommen von langlebigen Muscheln, insbesondere von *Arctica islandica*, wird eine Regeneration vermutlich erst nach 25 Jahren einsetzen.

5.3.3.3 Regeneration nach Überdeckung

Der Schlangensterne ***Acrocnida brachiata*** ist eine mittelgroße, grabende Art, die eine Überdeckung mit Sediment vermutlich durchwandern kann. Experimente am Schlangensterne *Ophiura ophiura* zeigten eine hohe Toleranz der Art gegenüber Überdeckung mit einer Sedimentschicht von 2 cm, 5 cm und 7 cm über einen Zeitraum von 32 Tagen. Es wurde eine Mortalität von weniger als 10 % der Individuen beobachtet (LAST et al. 2011). In Gebieten mit regelmäßiger hoher Sedimentation treten dichte Populationen von Schlangensternen jedoch nicht auf. Das Verschwinden einer Population von *Ophiothrix* wird beispielsweise auf eine erhöhte Sedimentation infolge der Verklappung von Baumaterial zurückgeführt (DE-BASTOS & HILL 2016).

Die charakteristischen **Amphipoden** der **Bathyporeia-Tellina-Gemeinschaft** sind an eine im Sand grabende Lebensweise angepasst. In Laborexperimenten konnte die verwandte Art *Parahaustorius longimerus* eine Schicht bis zu 32 cm Sand durchwandern. Es wurde nur eine geringe Mortalität festgestellt. Bei einer Überdeckung mit Schlack überlebten dagegen nur wenige Individuen (BIJKERK 1988). Es wird davon ausgegangen, dass die Amphipoden sich an eine Überdeckung gut anpassen können, insbesondere wenn die Sedimentzusammensetzung vergleichbar ist, und dass es nur zu einer geringen Mortalität kommen wird (BUDD & CURTIS 2007). Aufgrund der schnellen Reproduktion und der mobilen Lebensweise wird sich die Population rasch erholen können.

Für den Polychaeten ***Ophelia*** sp. wird angenommen, dass sich die Art aufgrund ihrer grabenden Lebensweise an eine mäßige Überdeckung gut anpassen kann (MES 2008). Vermutlich treten vorwiegend Funktionseinschränkungen und nur eine geringe Mortalität auf.

Die langlebigen filtrierenden **Muscheln** haben die Möglichkeit, bei geringer Überdeckung ihren Siphon auszudehnen und sich nach oben zu graben. Die Islandmuschel *Arctica islandica* kann im Sediment auf anaerobe Atmung umstellen und so für etwa 10 Tage inaktiv bleiben. In Laborexperimenten zur Reaktion von *Arctica islandica* nach einer Überdeckung mit einer Sedimentschicht von 15–17 cm und 35–41 cm zeigte die Mehrzahl der Individuen keine Grabeaktivitäten, lediglich 16 % der Individuen konnten sich wieder an die Oberfläche bewegen (POWILLEIT et al. 2009). Für die weiteren in der **Bathyporeia-Tellina-Gemeinschaft** häufigen langlebigen Arten *Ensis* sp. und *Dosinia* sp. wird vermutet, dass sie sich nach einer Überdeckung wieder ausgraben können (MES 2008).

Die ***Bathyporeia-Tellina-Gemeinschaft*** siedelt in der deutschen AWZ auf der Doggerbank. Sandbänke sind generell morphologisch sehr dynamische Gebiete mit ständigen Umlagerungen. Die vorhandenen Arten sind daher an ein gewisses Maß an Überdeckung angepasst. Eine zusätzlich anthropogen verursachte Sedimentüberdeckung kann dennoch zur Mortalität bestimmter Arten führen. Es wird davon ausgegangen, dass sich die Gemeinschaft innerhalb von zwei Jahren erholen wird. Bei größeren Vorkommen langlebiger Muscheln, insbesondere der Islandmuschel *Arctica islandica*, können jedoch je nach Stärke der überdeckenden Schicht höhere Mortalitäten auftreten. Aufgrund des sehr geringen Regenerationspotenzials der Art wird beim Absterben einer größeren Population von *Arctica islandica* daher mit einem Regenerationszeitraum von 10–25 Jahren gerechnet.

5.3.3.4 Regeneration nach Entstehung von Trübungsfahnen

Viele der charakteristischen Arten der ***Bathyporeia-Tellina-Gemeinschaft*** leben im Sediment und sind daher von einer Änderung des Schwebstoffgehalts kaum betroffen. Für filtrierende Arten wie Muscheln oder Detritusfresser wie *Ophelia* sp. kann ein Anstieg des organischen Materials für die Nahrungsaufnahme vorteilhaft sein (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). *Bathyporeia* sp. und *Urothoe poseidonis* treten häufig auch küstennah und in Ästuarien auf, wo ein natürlicherweise erhöhter Schwebstoffgehalt vorherrscht (BUDD & CURTIS 2007). Die langlebige Schwertmuschel *Ensis ensis* siedelt häufig in schlickreicheren Habitaten, so dass auch diese Art an erhöhte Trübung angepasst ist. Die Islandmuschel *Arctica islandica* ist aufgrund ihrer Präferenz für schlickige Gebiete oder exponierte Standorte vermutlich ebenfalls an erhöhte Schwebstoffgehalte adaptiert (TYLER-WALTERS & SABATINI 2017). Auf Grundlage der vorliegenden Informationen lässt sich für die typischen Arten der *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft keine wesentliche Beeinträchtigung durch anthropogen verursachte Trübungsfahnen feststellen.

5.4 Aggregierter Biototyp *Tellina-fabula*-Gemeinschaft

Die *Tellina-fabula*-Gemeinschaft findet sich in der offenen Nordsee und im Küstenmeer vorwiegend auf Feinsand. Es werden Subtypen der Gemeinschaft unterschieden, wenn eine der folgenden Arten eine Biomasse-Dominanz von mehr als 50 % aufweist: Bäumchenröhrenwurm (*Lanice conchilega*), Amerikanische Schwertmuschel (*Ensis directus*, aktueller Name *Ensis leei*), heimische Schwertmuscheln (*Ensis ensis*, *E. magnus*, *E. siliqua*), Hufeisenwürmer (*Phoronis* sp.) oder Tellmuschel (*Tellina fabula*, aktueller Name *Fabulina fabula*).

Tab. 9: In der AWZ der Nordsee vorkommende Biotoptypen mit *Tellina-fabula*-Gemeinschaft nach FINCK et al. (2017).

Rote Liste Code	Biotoptyp
02.02.10.02.03	<u>Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Tellina-fabula</i>-Gemeinschaft</u>
02.02.10.02.03.01	Sublitoraler, ebener Sandgrund mit <i>Tellina-fabula</i> -Gemeinschaft, dominiert von Bäumchenröhrenwürmern (<i>Lanice conchilega</i>)
02.02.10.02.03.02	Sublitoraler, ebener Sandgrund mit <i>Tellina-fabula</i> -Gemeinschaft, dominiert von <i>Ensis directus</i>
02.02.10.02.03.03	Sublitoraler, ebener Sandgrund mit <i>Tellina-fabula</i> -Gemeinschaft, dominiert von <i>Ensis ensis</i> , <i>E. magnus</i> oder <i>E. siliqua</i>
02.02.10.02.03.04	Sublitoraler, ebener Sandgrund mit <i>Tellina-fabula</i> -Gemeinschaft, dominiert von Hufeisenwürmern (<i>Phoronis</i> spp.)
02.02.10.02.03.05	Sublitoraler, ebener Sandgrund mit <i>Tellina-fabula</i> -Gemeinschaft, dominiert von <i>Tellina fabula</i>
02.02.10.02.03.06	Sublitoraler, ebener Sandgrund mit <i>Tellina-fabula</i> -Gemeinschaft aber ohne Dominanz von spezifischen endobenthischen Taxa

5.4.1 Räumliche Lage und abiotische Bedingungen

Der Biotoptyp „Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit *Tellina-fabula*-Gemeinschaft“ findet sich in der deutschen AWZ der Nordsee im Wesentlichen vor der Ost- und Nordfriesischen Küste. Es handelt sich um ein Feinsandbiotop. Die hier betrachteten Gebiete mit der *Tellina-fabula*-Gemeinschaft liegen v.a. in einer Wassertiefe zwischen 10 und 40 m.

Das vor der Küste Ostfrieslands gelegene Gebiet mit dem Biotoptyp Sandgrund mit *Tellina-fabula*-Gemeinschaft liegt im Bereich der überwiegend ostwärts (kontinentales Küstenwasser) bzw. nach Nord-Osten (südliches Nordsee Wasser) gerichteten Residualströme der Nordsee (OTTO et al. 1990, PARAMOR et al. 2009). Diese verbinden auch die Flächen vor der Ostfriesischen Küste mit denen der Nordfriesischen Küste und stehen unter Ausprägung von Eddies mit der *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft auf der Doggerbank in Verbindung (KRÖNCKE & KNUST 1995). Eine Umkehrung der Strömungsrichtung kann vorkommen (OTTO et al. 1990, BECKER et al. 1992, SÜNDERMANN & POHLMANN 2011).

In tiefer gelegenen Bereichen der *Tellina-fabula*-Gemeinschaft kann es im Sommer zur Ausprägung eines geschichteten Wasserkörpers kommen (SÜNDERMANN & POHLMANN 2011). Thermische Fronten gibt es nach KRAUSE et al. (1986) vor der Ostfriesischen Küste und Fronten, die sich in Relation zu Süßwassereinträgen entwickeln, kommen vor den Nordfriesischen Inseln vor.

Nach RACHOR & NEHMER (2003) besiedelt die *Tellina-fabula*-Gemeinschaft Feinsand, aber auch Mittelsand. Die Sedimentoberfläche kann strömungs- oder welleninduziert Rippeln aufweisen (www.noah-project.de/habitatlas). „Shear stress“ und „Bedload transport“ liegen dem NOAH Habitatatlas zufolge im unteren bis mittleren Bereich der Werte für die deutsche AWZ der Nordsee.

Grundsätzlich ist der Anteil der < 63 µm-Fraktion an der Korngrößenverteilung gering (Rund 92 % der kleinmaßstäbig abgegrenzten Fläche zeigt gemäß LAURER et al. (2014) einen Schlickanteil von maximal 5 %.). Der < 20 µm-Anteil des Feinkorns ist jedoch durch einen im räumlichen Vergleich

hohen Anteil an organischem Kohlenstoff charakterisiert (www.noah-project.de/habitatatlas). Die Belastung durch einzelne Schadstoffe (l. c.) zeigt eine hohe Schwankungsbreite.

5.4.2 Beschreibung der Gemeinschaft

Der Biotoptyp Sandgrund mit *Tellina-fabula*-Gemeinschaft wird nach FINCK et al. (2017) durch die folgenden Charakterarten gekennzeichnet: *Bathyporeia guilliamsoniana*, *Magelona johnstoni*, *Tellina fabula*, *Scoloplos armiger*, *Spiophanes bombyx* und *Urothoe poseidonis*.

Insgesamt wurden für die Gemeinschaft in der deutschen AWZ 195 Makrofaunaarten der Infauna nachgewiesen (RACHOR & NEHMER 2003). Auf die Ähnlichkeit zur *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft auf der Doggerbank wurde bereits hingewiesen (Kap. 5.3).

In der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen werden fünf Subtypen benannt, die sich jeweils durch die Biomassedominanz einer (*Lanice conchilega*, *Phoronis* spp., *Ensis directus*, *Tellina fabula*) bzw. mehrerer Arten (*Ensis ensis*, *Ensis magnus*, *Ensis siliqua*) ergeben. Unter den Charakterarten findet sich zwar nur ein potenzieller Ökosystemingenieur (*Spiophanes bombyx*), jedoch werden zwei der Gemeinschafts-Subtypen jeweils durch einen Ökosystemingenieur ausgebildet: *L. conchilega* und *Phoronis* spp..

Die Charakterarten der *Tellina-fabula*-Gemeinschaft gehören nicht zu den langlebigen Arten. Das höchste maximale Alter von bis zu 20 Jahren erreichen die einheimischen *Ensis*-Arten (*E. ensis*, *E. magnus* und *E. siliqua*). Bei diesen Muscheln handelt es sich um Suspensionsfresser.

Den Trennregeln der Rote-Liste-Biotoptypen zufolge ist der Bedeckungsgrad dieses Biotoptyps mit (nicht mobiler) Epifauna geringer als 1 %.

5.4.3 Regenerationspotenzial

5.4.3.1 Physikalische Regeneration

Die *Tellina-fabula*-Gemeinschaft besiedelt ähnlich wie die oben beschriebene *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft exponierte Feinsande, teilweise auch Mittelsande. Aufgrund des vergleichbaren Sediments und der Exposition wird daher für die Regeneration des Substrats ebenfalls ein Zeitraum von maximal zwei Jahren geschätzt.

5.4.3.2 Regeneration nach weitgehendem Verlust der Besiedlung

Unter den charakteristischen **Polychaeten** der *Tellina-fabula*-Gemeinschaft befinden sich mit *Spiophanes bombyx* und *Magelona johnstoni* typische r-Strategen mit kurzer Lebensdauer, schnellem Wachstum und Reproduktion sowie hohem Ausbreitungspotenzial (KRÖNCKE 1990, NIERMANN et al. 1990). *Spiophanes bombyx* kann Lebensräume nach Störungen rasch

wiederbesiedeln und tritt in frühen Sukzessionsphasen häufig in hoher Dichte auf (PEARSON & ROSENBERG 1978, GILKINSON et al. 2005). *Magelona* sp. ist mit einer Lebensdauer von etwa drei Jahren langlebiger und erreicht erst mit zwei Jahren die Geschlechtsreife (MES 2008). Die Art zeichnet sich jedoch durch einen starken Larvenfall und das Potenzial zur Massenentwicklung aus, so dass auch *Magelona* sp. häufig zu den ersten Besiedlern gestörter Sedimente zählt (BOSELDMANN 1989). *Spiophanes bombyx* und *Magelona johnstoni* besitzen ein bis zu zwei Monate andauerndes planktisches Larvenstadium und können daher auch weiter entfernte Lebensräume besiedeln (TILLIN & RAYMENT 2016). Die Larven von *Scoloplos armiger* befinden sich dagegen nur für eine kurze Zeitspanne im Pelagial. Für eine erfolgreiche Rekrutierung sind daher angrenzende Populationen der Art notwendig (MES 2008). Die mit einer Lebensdauer von etwa vier Jahren relativ langlebige Polychaeten-Art gilt als typischer Vertreter des späten Übergangsstadiums nach einer Störung, bevor sich die Gemeinschaft wieder im Gleichgewicht befindet (NEWELL et al. 1998). Bei einem vollständigen Verlust der Population von *Scoloplos armiger* gehen TILLIN & TYLER-WALTERS (2014b) davon aus, dass die Erholung bis zu 10 Jahre in Anspruch nehmen kann.

Die sandliebenden **Amphipoden** *Bathyporeia elegans*, *B. guillamsoniana* und *Urothoe poseidonis* sind kurzlebige Arten mit einer hohen Mobilität. Die Reproduktion findet bei *Urothoe poseidonis* zwischen April und Oktober kontinuierlich statt. Sowohl bei den *Bathyporeia*-Arten als auch bei *Urothoe* werden maximal 15 Eier in einer Bruttasche ausgebrütet, es findet also keine Larvenausbreitung statt (MES 2008). Aufgrund der raschen Entwicklung und der hohen Mobilität der adulten Tiere kann eine schnelle Wiederbesiedlung gestörter Sedimente erwartet werden.

Der Ökosystemingenieur ***Lanice conchilega*** (Bäumchenröhrenwurm) ist eine kurzlebige Art mit hoher Reproduktionsrate und gutem Ausbreitungspotenzial aufgrund eines acht Wochen andauernden planktischen Larvenstadiums (MES 2008). Aufgrund der sessilen Lebensweise findet die Wiederbesiedlung eines gestörten Standorts durch die Ansiedlung von Larven statt. Die Larven des Bäumchenröhrenwurms siedeln dabei bevorzugt in Flächen mit einer vorhandenen adulten Population oder anderem geeignetem Substrat wie Muschelschalen (HEUERS & JAKLIN 1999, HERLYN et al. 2008). Larven können auch Gebiete ohne adulten *Lanice*-Bestand kolonisieren, allerdings benötigt die Art dann etwa drei Jahre um eine stabile Population auszubilden (STRASSER & PIELOUTH 2001). Verschiedene Studien geben für die Dauer der Regeneration einen Zeitraum von einem bis zu vier Jahren an. Nach einem vollständigen Bestandseinbruch infolge eines kalten Winters erholte sich eine eulitorale Population von *Lanice conchilega* innerhalb von 1–2 Jahren (BEUKEMA 1990). Dagegen beobachteten HEUERS et al. (1998) nach einem starken Frost in einem Gebiet bei Spiekeroog eine Regeneration der Abundanzen erst nach 3–4 Jahren.

Die 1978 eingeschleppte Amerikanische Schwertmuschel ***Ensis directus*** (aktuell *Ensis leei*) hat sich seither rasch in der Deutschen Bucht ausgebreitet und gilt als etablierte Art. Die erfolgreiche Ansiedlung beruht auf der schnellen Wachstumsrate, kurzen Generationszeiten, hohen Reproduktionskapazitäten und einer hohen Toleranz gegenüber abiotischen Faktoren. Vor Eiderstedt wurden Besiedlungsdichten von mehr als 10.000 zumeist juvenilen Individuen/m² festgestellt (DANNHEIM & RUMOHR 2011). Aufgrund dieser Eigenschaften wird erwartet, dass sich *Ensis directus* innerhalb kurzer Zeit an geeigneten Standorten wieder ansiedeln und eine stabile Population ausbilden kann.

Von den heimischen Schwertmuschelarten *Ensis ensis*, *Ensis magnus* und *Ensis siliqua* liegen für *Ensis ensis* die meisten Informationen zur Ökologie und Reproduktionsbiologie vor. Generell gilt die Gattung *Ensis* als langlebig mit einer Lebensdauer von 10–20 Jahren (MES 2008). *Ensis ensis* erreicht die Geschlechtsreife mit etwa drei Jahren. Wie bei vielen Muschelarten ist die Larvenansiedlung trotz hoher Fekundität nicht jedes Jahr erfolgreich und die Rekrutierung von juvenilen Individuen sehr unregelmäßig (HILL 2006). Aufgrund der späten Geschlechtsreife, der langsamen Wachstumsrate und der langen Lebensdauer wird für die Gattung *Ensis* ein sehr geringes Regenerationspotenzial erwartet (MES 2008). Vier Jahre nach dem massenhaften Absterben einer *Ensis*-Population infolge eines Ölunfalls vor Cornwall waren die Bestände noch nicht wiederhergestellt (SOUTHWARD & SOUTHWARD 1978).

Der Hufeisenwurm *Phoronis* sp. ist eine röhrenbewohnende und filtrierende Art mit kurzer Lebensdauer und stark schwankenden Abundanzen. Aufgrund des raschen Wachstums und der hohen Reproduktionsrate gilt *Phoronis* sp. als typischer r-Stratege. In den Sommermonaten können Populationen von *Phoronis* sp. in Feinsandgebieten eine Dichte von bis zu 500.000 Individuen/m² erreichen. Im Winter sind die Abundanzen deutlich geringer. Massenvorkommen von *Phoronis* sp. verschwanden oft nach zwei Jahren wieder, was sich mit der Lebensdauer der Gattung erklären lässt. Hohe Besiedlungsdichten von *Phoronis* sp. traten beispielsweise nach einem sehr kalten Winter 1978/79 auf. Es wird vermutet, dass sich *Phoronis* sp. aufgrund der fehlenden Konkurrenz um Nahrung und Platz rasch ausbreiten und die Benthosgemeinschaft dominieren kann (NIERMANN 1996). Für *Phoronis* sp. wird daher ein hohes Regenerationspotenzial angenommen.

Die Tellmuschel *Fabulina (Tellina) fabula* wird etwa 3–5 Jahre alt und erreicht die Geschlechtsreife mit etwa 1–2 Jahren (MARLIN 2006). Die Art laicht einmal im Jahr ab, vermutlich findet jedoch nicht jedes Jahr auch eine erfolgreiche Rekrutierung statt. Das Ausbreitungspotenzial der Larven ist aufgrund einer mindestens einen Monat andauernden planktischen Phase hoch (RAYMENT 2008). Besiedlungsexperimente in der Deutschen Bucht zeigten bereits drei Monate nach Ausbringen von Sedimentbehältern eine dichte Besiedlung mit *Fabulina fabula*. Nach einem Jahr hatten die juvenilen Muscheln eine Länge von 3,2 mm erreicht (BOSELNANN 1991). Laut SALZWEDEL (1979) tritt die Geschlechtsreife erst mit einer Schalenlänge von etwa 10 mm ein. Aufgrund des langsamen Wachstums gilt die Art als typischer Vertreter eines späten Sukzessionsstadiums, wenn sich die Gemeinschaft im Gleichgewicht befindet. Trotz der schnellen Besiedlung vorhandener Sedimente wird die Ausbildung einer sich reproduzierenden Population vermutlich mindestens zwei Jahre in Anspruch nehmen. Eine vollständige Regeneration wird innerhalb von fünf Jahren erwartet (RAYMENT 2008).

Die Mehrzahl der charakteristischen Polychaeten und Amphipoden der **Tellina-fabula-Gemeinschaft** sind kurzlebige Arten mit einem hohen Ausbreitungspotenzial. Die Wiederbesiedlung und Ausbildung stabiler Populationen ist in einem Zeitraum von wenigen Jahren zu erwarten. Von den typischen Arten benötigt lediglich der Polychaet *Scoloplos armiger* eine längere Erholungszeit. Diese relativ langlebige Art besitzt nur eine geringe Ausbreitungsfähigkeit, so dass für eine erfolgreiche Regeneration nahegelegene Populationen der Art erforderlich sind. Für eine vollständige Wiederherstellung der *Tellina-fabula*-Gemeinschaft nach Verlust wird daher ein Zeitraum von 5–10 Jahren angenommen. Diese Abschätzung basiert vorwiegend auf den zu *Scoloplos armiger* vorliegenden Informationen. Eine längere Regenerationszeit wird für Biotope erwartet, die von den heimischen Schwertmuscheln *Ensis ensis*, *Ensis magnus* oder *Ensis siliqua* dominiert werden. Aufgrund der Langlebigkeit, der langsamen Wachstumsrate und der

unregelmäßigen Rekrutierung wird von einem Zeitraum von 10–25 Jahren bis zur Wiederherstellung einer stabilen Population ausgegangen. FINCK et al. (2017) geben die Regenerierbarkeit des Biotoptyps „Sublitoraler, ebener Sandgrund der *Tellina-fabula*-Gemeinschaft“ sowie der Subtypen mit einem Zeitraum von weniger als 15 Jahren an.

5.4.3.3 Regeneration nach Überdeckung

Unter den typischen **Polychaeten** der *Tellina-fabula*-Gemeinschaft befinden sich endobenthisch grabende (*Scoloplos armiger*, *Magelona johnstoni*) sowie in Röhren lebende Arten (*Spiophanes bombyx*). Auf einer Klappstelle in der Ems wurde ein vollständiger Verlust von *Scoloplos armiger* bei einer Überdeckung mit mehr als 30 cm Sediment festgestellt (ESSINK 1999). Untersuchungen an der verwandten, etwas kleineren Art *Scoloplos fragilis* zeigten eine Mortalität von etwa 20 % bei einer Überdeckung mit 32 cm Sand. Die Mortalität erhöhte sich mit zunehmender Schichtdicke und zunehmendem Schlickgehalt (BIJKERK 1988). Es kann also davon ausgegangen werden, dass ein gewisser Teil der Population nach Überdeckung abstirbt. Die Wiederbesiedlung kann anschließend durch Rekrutierung sowie durch aktive Einwanderung erfolgen und ist vermutlich innerhalb weniger Jahre abgeschlossen. Für *Magelona johnstoni* wird dagegen angenommen, dass die Art weitgehend tolerant ist gegenüber einer geringen Überdeckung und es vorwiegend zu Funktionseinschränkungen kommen wird (MES 2008). Der röhrenbewohnende Polychaet *Spiophanes bombyx* ist wahrscheinlich ebenfalls in der Lage sich an die Oberfläche zu graben und die Röhren wiederherzustellen. Auch bei einer Mortalität eines Anteils der Populationen ist von einer schnellen Regeneration der beiden opportunistischen Arten auszugehen.

Die charakteristischen **Amphipoden** der *Tellina-fabula*-Gemeinschaft sind an eine im Sand grabende Lebensweise angepasst. In Laborexperimenten konnte die verwandte Art *Parahaustorius longimerus* eine Schicht bis zu 32 cm Sand durchwandern. Es wurde nur eine geringe Mortalität festgestellt. Bei einer Überdeckung mit Schlick überlebten dagegen nur wenige Individuen (BIJKERK 1988). Es wird davon ausgegangen, dass die Amphipoden sich an eine Überdeckung gut anpassen können, insbesondere wenn die Sedimentzusammensetzung vergleichbar ist, und dass es nur zu einer geringen Mortalität kommen wird (BUDD & CURTIS 2007). Aufgrund der schnellen Reproduktion und der mobilen Lebensweise wird sich die Population rasch erholen können.

Röhrenbewohnende Polychaeten wie *Lanice conchilega* sind generell sehr empfindlich gegenüber Überdeckung (RICHARDSON et al. 1977). Die Röhren von *Lanice conchilega* ragen jedoch mehrere Zentimeter über die Sedimentoberfläche, so dass eine geringe Überdeckung vermutlich toleriert wird. Die Art ist zudem in der Lage, beschädigte Röhren schnell wiederaufzubauen bzw. neue Röhren herzustellen (AGER 2008). Literaturangaben zur Regenerationszeit nach Überdeckung variieren von weniger als zwei Jahre (AGER 2008) bis 2–10 Jahre (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Aufgrund des relativ hohen Regenerationspotenzials der Art nach weitgehendem Verlust wird eher ein kürzerer Zeitraum bis zur Erholung angenommen.

Die Amerikanische Schwertmuschel *Ensis directus* besitzt einen großen Fuß und die Fähigkeit, sich schnell ein- und auszugraben. Nach Überdeckung konnte sich die Art mit einer Geschwindigkeit von 6–7 cm/h wieder ausgraben. Bei einer Überdeckung mit 24 cm Feinsand trat bei kleineren Individuen (<4,6 cm) eine geringe Mortalität auf. Größere Individuen konnten sich zumeist auch aus 24 cm Schlick ausgraben (BIJKERK 1988). Es wird daher nur von einem geringen

Verlust vorwiegend juveniler Individuen ausgegangen, der sich jedoch durch das hohe Regenerationspotenzial von *Ensis directus* innerhalb kurzer Zeit ausgleichen lässt.

Ähnlich wie bei der eingewanderten Schwertmuschel *Ensis directus* wird auch bei den heimischen Schwertmuscheln ***Ensis ensis***, ***E. magnus*** und ***E. siliqua*** von einer hohen Toleranz gegenüber Überdeckung ausgegangen (MES 2008). Aufgrund des deutlich langsameren Wachstums und der sporadischen Rekrutierung wird allerdings auch bei nur geringen Mortalitäten von einer längeren Regenerationszeit ausgegangen.

Informationen zur Reaktion des Hufeisenwurms ***Phoronis*** sp. auf Sedimentüberdeckung liegen nicht vor. Vermutlich wird ein großer Teil der Population absterben, da die Tiere in Röhren wohnen und wenig mobil sind. Die opportunistische Art besitzt jedoch ein hohes Regenerationspotenzial, so dass die Population sehr wahrscheinlich innerhalb von 1–2 Jahren wiederhergestellt ist.

Die Tellmuschel ***Fabulina (Tellina) fabula*** gilt als aktiv grabende Art. RAYMENT (2008) geht davon aus, dass sich die Art nach geringer Überdeckung innerhalb kurzer Zeit wieder ausgraben kann und die Individuen lediglich durch Funktionseinschränkungen beeinträchtigt werden. MES (2008) erwarten allerdings eine höhere Empfindlichkeit der Gattung *Tellina* infolge Sedimentüberdeckung. Die verwandte Art *Macoma nasuta* konnte sich mit nur geringer Mortalität der beobachteten Individuen durch eine Schicht aus bis zu 40 cm Feinsand ausgraben (BIJKERK 1988). Es wird erwartet, dass je nach Stärke und Zusammensetzung der überdeckenden Sedimentschicht ein geringer Teil der Population absterben kann, es wird jedoch anschließend von einer schnellen Regeneration ausgegangen.

Die Mehrzahl der charakteristischen Arten der ***Tellina-fabula-Gemeinschaft*** erweist sich als relativ tolerant gegenüber Überdeckung (z.B. *Bathyporeia guillamsoniana*, *Urothoe poseidonis*) bzw. besitzt ein hohes Regenerationspotenzial (*Magelona johnstoni*, *Spiophanes bombyx*). Es wird daher davon ausgegangen, dass sich der Biotoptyp „Sublitoraler ebener Sandgrund mit *Tellina-fabula*-Gemeinschaft“ innerhalb von zwei Jahren nach Überdeckung vollständig regeneriert hat. Für die betrachteten Subtypen wird ebenfalls eine Wiederherstellung im Zeitraum von maximal zwei Jahren prognostiziert, mit Ausnahme der von heimischen Schwertmuscheln dominierten Lebensräume. Aufgrund der langsamen Wachstumsrate und der unregelmäßigen Reproduktion der heimischen *Ensis*-Arten wird aus Vorsorgegesichtspunkten mit einer Regenerationsdauer zwischen zwei und fünf Jahren gerechnet.

5.4.3.4 Regeneration nach Entstehung von Trübungsfahnen

Viele der charakteristischen Arten der ***Tellina-fabula-Gemeinschaft*** leben im Sediment und sind daher von einer Änderung des Schwebstoffgehalts kaum betroffen. Für filtrierende Arten wie Muscheln oder Detritusfresser wie *Magelona johnstoni* kann ein Anstieg des organischen Materials für die Nahrungsaufnahme vorteilhaft sein (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). *Bathyporeia* sp. und *Urothoe poseidonis* treten häufig auch küstennah und in Ästuarien auf, wo ein natürlicherweise erhöhter Schwebstoffgehalt vorherrscht (BUDD & CURTIS 2007). Die langlebige Schwertmuschel *Ensis ensis* siedelt häufig in schlickreicheren Habitaten, so dass auch diese Art an erhöhte Trübung angepasst ist. Der Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega* und die Tellmuschel *Fabulina (Tellina) fabula* können sich sowohl filtrierend als auch durch Aufnahme von Detritus

ernähren (AGER 2008, RAYMENT 2008). Die beiden Arten besitzen also die Möglichkeit, bei einem drohenden Verstopfen der Filterorgane auf eine andere Ernährungsweise umzustellen (RAYMENT 2008). Auf Grundlage der vorliegenden Informationen lässt sich für die typischen Arten der *Tellina-fabula*-Gemeinschaft keine wesentliche Beeinträchtigung durch anthropogen verursachte Trübungsfahnen feststellen.

5.5 Aggregierter Biotoptyp *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft

Die *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft kommt in verschiedenen Ausprägungen sowohl auf Sand als auch auf Schlick vor. Subtypen der Gemeinschaft können von grabenden Megafauna-Arten (*Callianassa subterranea*, *Nephrops norvegicus*, *Upogebia* sp.), der Islandmuschel (*Arctica islandica*) und auf sandigem Substrat auch von der Turmschnecke *Turritella communis* dominiert sein. Die in der nachstehenden Liste aufgeführten Biotoptypen werden nachfolgend zum Biotoptyp „*Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft“ aggregiert behandelt.

Tab. 10: In der AWZ der Nordsee vorkommender Biotoptyp mit *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft nach FINCK et al. (2017).

Rote Liste Code	Biotoptyp
02.02.10.02.01	<u>Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Amphiura-filiformis</i>-Gemeinschaft - nur offene Nordsee</u>
02.02.10.02.01.01	Sublitoraler, ebener Sandgrund mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft, dominiert von <i>Callianassa/Nephrops/Upogebia</i>
02.02.10.02.01.02	Sublitoraler, ebener Sandgrund mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft, dominiert von Islandmuscheln (<i>Arctica islandica</i>)
02.02.10.02.01.03	Sublitoraler, ebener Sandgrund mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft, dominiert von <i>Turritella communis</i>
02.02.10.02.01.04	Sublitoraler, ebener Sandgrund mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft aber ohne Dominanz von spezifischen endobenthischen Taxa
02.02.11.02.01	<u>Sublitoraler, ebener Schlickgrund der Nordsee mit <i>Amphiura-filiformis</i>-Gemeinschaft - nur offene Nordsee</u>
02.02.11.02.01.01	Sublitoraler, ebener Schlickgrund mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft, dominiert von <i>Callianassa/Nephrops/Upogebia</i>
02.02.11.02.01.02	Sublitoraler, ebener Schlickgrund mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft, dominiert von Islandmuscheln (<i>Arctica islandica</i>)
02.02.11.02.01.03	Sublitoraler, ebener Schlickgrund mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft aber ohne Dominanz von spezifischen endobenthischen Taxa

5.5.1 Räumliche Lage des Biotoptyps und abiotische Bedingungen

Schlickgrund mit *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft

Der Biotoptyp „Sublitoraler Schlickgrund mit *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft“ findet sich im Wesentlichen in den zentraleren Bereichen der deutschen AWZ der Nordsee. Er ist in inselartige Flächen unterschiedlicher Größe gegliedert, die mit einer Ausnahme innerhalb des Biotoptyps „Sublitoraler, ebener Sandgrund mit *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft“ liegen.

Die Wassertiefe, in der der Biotoptyp vorkommt, beträgt ca. 35 bis 50 m. Die einzelnen Gebiete mit dem Biotoptyp sind durch ostwärts gerichtete Strömungen der südlichen Nordsee miteinander verbunden (OTTO et al. 1990, PARAMOR et al. 2009). Eine Umkehrung der Strömungsrichtung kann vorkommen (OTTO et al. 1990, BECKER et al. 1992, SÜNDERMANN & POHLMANN 2011), ebenso die sommerliche Ausprägung eines geschichteten Wasserkörpers (SÜNDERMANN & POHLMANN 2011).

Ähnlich wie bei dem Biotoptyp „Sandgrund mit *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft“ kann die Sedimentoberfläche beim schlackgeprägten Vorkommen der Gemeinschaft in geringem Grad strömungs- oder welleninduziert Rippeln aufweisen (www.noah-project.de/habitatatl). Der „shear stress“ und „bedload transport“ liegen dem NOAH Habitatatlas zufolge im unteren Bereich der Werte für die deutsche AWZ der Nordsee.

Definitionsgemäß ist der Anteil der < 63 µm-Fraktion im Sediment größer als 20 %. So zeigen gemäß der Sedimentkarte von LAURER et al. (2014) rund 84 % der Flächen einen Schlickgehalt zwischen > 20 % und 50 % und rund 10 % der Flächen einen Schlickgehalt von > 50 % bis 80 %. Mehr als 80 % Schlick wird in ca. 6 % der Fläche des Biotoptyps registriert.

Sandgrund mit *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft

Der Biotoptyp „Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft“ findet sich im Wesentlichen in den zentraleren Bereichen der deutschen AWZ der Nordsee. Es handelt sich um ein Feinsandbiotop, der im Vergleich zur *Tellina-fabula*-Gemeinschaft, *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft und *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft auf Sand durch tendenziell höhere Schlickgehalte gekennzeichnet ist. Entsprechend der Sedimentkarte von LAURER et al. (2014) können die Schlickanteile zwischen in 5 und 20 % liegen.

Der Biotoptyp „Sandgrund mit *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft“ kommt überwiegend in Wassertiefen zwischen 35 und 65 m vor. Er schließt räumlich an den durch etwas geringere Wassertiefen gekennzeichneten Biotoptyp „Sandgrund mit *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft“ an. Die *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft liegt überwiegend im Einflussbereich ostwärts strömender Teile des „südliche Nordsee Wassers“ (OTTO et al. 1990, PARAMOR et al. 2009. Eine Umkehrung der Strömungsrichtung kann (OTTO et al. 1990, BECKER et al. 1992, SÜNDERMANN & POHLMANN 2011) vorkommen, ebenso die sommerliche Ausprägung eines geschichteten Wasserkörpers (SÜNDERMANN & POHLMANN 2011), an dessen Rand thermale Fronten auftreten können.

Die Sedimentoberfläche kann in geringem Grad strömungs- oder welleninduziert Rippeln aufweisen (www.noah-project.de/habitatatl). „Shear stress“ und „bedload transport“ liegen dem NOAH Habitatatlas zufolge im unteren Bereich der Werte für die deutsche AWZ der Nordsee.

Der < 20 µm-Anteil des Feinkorns ist durch einen im räumlichen Vergleich niedrigen Anteil an organischem Kohlenstoff charakterisiert (www.noah-project.de/habitatatl). Die Belastung durch einzelne Schadstoffe (l. c.) ist tendenziell ebenfalls niedrig.

5.5.2 Beschreibung der Gemeinschaft

Nach FINCK et al. (2017) werden beide Biotoptypen („Sublitoraler Schlickgrund mit *Amphiura filiformis*-Gemeinschaft“ und „Sublitoraler, ebener Sandgrund mit *Amphiura filiformis*-Gemeinschaft“) durch die gleiche Gemeinschaft besiedelt. Charakteristische Arten sind der Schlangensterne *Amphiura filiformis*, die Muschel *Kurtiella bidentata*, der Amphipode *Harpinia antennaria* und der Schuppenwurm *Pholoe baltica*.

In der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen werden drei Subtypen benannt, die sich jeweils durch die Biomassedominanz einer (*Arctica islandica*, *Turritella communis*) bzw. mehrerer Arten (*Callianassa/Nephrops/Upogebia*) ergeben. Unter den Charakterarten findet sich mit *Amphiura filiformis* ein relativ starker Bioturbator (QUEIROS et al. 2013), der entsprechende Effekte auf die lokale Infauna haben kann. Unter den potenziell biomassedominanten Arten, die den entsprechenden Subtyp charakterisieren, sind mit *Callianassa subterranea*, *Upogebia* spp und *Nephrops norvegicus* mehrere starke Bioturbatoren mit Ökosystemingenieurfunktion benannt. Ihre artspezifisch mehr oder weniger tief in das Sediment hineinführenden Grabgänge bewirken eine Sauerstoffversorgung auch tiefer Sedimentschichten und erlauben damit ihre Besiedlung durch weitere Arten.

Mit *Amphiura filiformis* gehört eine der Charakterarten der gleichnamigen Gemeinschaft zu den langlebigen Arten. Dieser Schlangensterne ernährt sich vorwiegend als Suspensionsfresser und soll nach MUUS 1981, O'CONNOR et al. 1983 sowie SKÖLD et al. 1994 bis zu 20 Jahre alt werden können. Unter den in der *Amphiura filiformis*-Gemeinschaft vorkommenden Bivalviaarten finden sich mit *Dosinia* spp. (> 12 Jahre), *Thracia convexa* (5–10 Jahre) und *Mysia undata* (5–10 Jahre) die Arten mit dem höchsten maximalen Alter. Bei diesen Muscheln handelt es sich um Suspensionsfresser.

Den Trennregeln der Rote-Liste-Biotoptypen zufolge ist der Bedeckungsgrad dieses Biotoptyps mit (nicht mobiler) Epifauna geringer als 1 %.

5.5.1 Regenerationspotenzial

5.5.1.1 Physikalische Regeneration

Die *Amphiura filiformis*-Gemeinschaft findet sich auf feinsandigen und schlickig-sandigen Sedimenten mit vorwiegend mäßiger Exposition. FODEN et al. (2009) geben für Lebensräume mit sandigem bis schlickig-sandigem Substrat eine physische Regenerationszeit von etwa fünf Jahren an. Studien zeigten, dass sich mit zunehmendem Schlickanteil die Regenerationsdauer verlängert. So dauerte das Verfüllen von Sedimententnahmestellen am längsten in schlickig-sandigen Sedimenten, während sich rein sandige Entnahmestellen deutlich schneller wieder auffüllten (DERNIE et al. 2003). Im sandig-schlickigem Sediment der geschützten Kieler Bucht konnte die Spur eines geschleppten Fischereigeräts nach fast fünf Jahren noch identifiziert werden (FAO 2004). Es wird daher erwartet, dass sich Substratänderungen in der *Amphiura filiformis*-Gemeinschaft auf Sand schneller regenerieren als auf in der Gemeinschaft auf sandig-schlickigen

Sedimenten. Für mäßig exponierte Sande wird eine Erholungszeit von 2–5 Jahren angenommen, während schlickig-sandige Sedimente vermutlich länger als fünf Jahre zur vollständigen Regeneration benötigen.

5.5.1.2 Regeneration nach weitgehendem Verlust der Besiedlung

Für den Schlangensterne ***Amphiura filiformis*** wird eine Lebensdauer von 25 Jahren angenommen. Adulte Schlangensterne verfügen über eine eingeschränkte Mobilität, so dass bei kleineren entsiedelten Flächen eine Einwanderung aus der Umgebung stattfinden kann. Bei großflächigeren Störungen erfolgt die Wiederbesiedlung durch Larvenfall (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Die Geschlechtsreife wird bei der Gattung *Amphiura* mit 3–5 Jahren erreicht. Schlangensterne produzieren eine hohe Anzahl an Larven, die eine mehrere Monate andauernde planktische Phase haben (MES 2008). Die Mortalität der Larven ist jedoch außerordentlich hoch. Untersuchungen zeigten, dass weniger als 5 % der *Amphiura filiformis*-Populationen aus juvenilen Tieren bestehen (MUUS 1981, O'CONNOR et al. 1983). Eine Population kann sich so aus Individuen einer Kohorte zusammensetzen und über lange Zeit stabil bleiben (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Aufgrund der Langlebigkeit und der sporadischen Rekrutierung kann von einem geringen Regenerationspotenzial von *Amphiura filiformis* ausgegangen werden. Die Wachstumsraten der Art sind zudem sehr langsam, so dass die Regeneration der Biomasse bis zu 10 Jahren andauern kann (MES 2008).

Kurtiella (Mysella) bidentata ist eine bis zu 3 mm große, häufig kommensalisch mit Schlangensternen lebende Muschel. Die Art wird etwa 5–6 Jahre alt und besitzt eine schnelle Wachstumsrate. Während einer verlängerten Laichphase zwischen August und Oktober produziert *Kurtiella bidentata* eine große Anzahl von Larven, die für etwa einen Monat im Plankton zu finden sind (DE-BASTOS 2016b). Aufgrund dieser Eigenschaften wird von einem hohen Regenerationspotenzial von *Kurtiella bidentata* ausgegangen.

Es liegen keine Informationen zur Ökologie und Reproduktionsbiologie des Amphipoden ***Harpinia antennaria***, anderen Arten der Gattung *Harpinia* oder der Familie Phoxocephalidae vor. Amphipoden der nah verwandten Familie Haustoriidae sind durch eine kurze Lebensdauer, eine rasche Entwicklung und hohe Mobilität gekennzeichnet (MES 2008). Aufgrund der fehlenden Informationen wird für *Harpinia antennaria* die Einschätzung des Regenerationspotenzials von dieser Familie übernommen.

Der Schuppenwurm ***Pholoe baltica*** wird etwa vier Jahre alt und erreicht die Geschlechtsreife mit drei Jahren. Zwischen März und April werden bis zu 25.000 Eier abgelaicht. Die planktische Phase der Larven dauert etwa drei Wochen an. Die große Anzahl der Eier und die relativ lange planktische Phase lässt ein eher hohes Wiederbesiedlungspotenzial vermuten. Aufgrund der späten Geschlechtsreife wird eine vollständige Regeneration wahrscheinlich bis zu drei Jahre andauern (MES 2008).

Die Islandmuschel ***Arctica islandica*** besitzt eine Lebensdauer von mehr als 100 Jahren und erreicht erst mit 5 bis 15 Jahren die Geschlechtsreife. Die Rekrutierung ist sehr variabel mit einer stetigen, aber niedrigen Rate, unterbrochen von einem großen Rekrutierungsereignis in Intervallen von einer oder mehreren Dekaden, abhängig vom Standort (HENNEN 2015). So wurde im Fladen

Ground in der nördlichen Nordsee 1983 eine hohe Dichte von Individuen gefunden, die sich dort in den 1960er Jahren angesiedelt hatten. Im Jahr 2000 konnte diese Kohorte immer noch identifiziert werden, daneben wurden jüngere Individuen aus dem Jahr 1995 gefunden. Innerhalb eines Zeitraums von 30 Jahren fand also nur zweimal eine erfolgreiche Rekrutierung statt (WITBAARD & BERGMAN 2003). GILKINSON et al. (2005) untersuchten über einen Zeitraum von 10 Jahren die Regeneration von Muschelpopulationen nach einer experimentellen Substratentnahme. Das Sediment und der Großteil der benthischen Gemeinschaft hatten sich nach zwei Jahren weitgehend erholt. Die Rekrutierung der betrachteten Muschelarten war jedoch extrem gering. In dem untersuchten Zeitraum von zehn Jahren wurde nur ein neu angesiedeltes Exemplar von *Arctica islandica* festgestellt. Ähnliche Ergebnisse zeigen die Untersuchungen von RAGNARSSON et al. (2015), die die Auswirkungen von hydraulischen Dredgen auf das Benthos einer isländischen Bucht betrachteten. Durch die Befischung gingen die Abundanzen von *Arctica islandica* um 93 % zurück. Nach fünf Jahren entsprach die Besiedlungsdichte in den beeinträchtigten Flächen zwischen 7 und 26 % der Abundanzen in den Referenzflächen. Aufgrund des langen Lebensalters, der späten Geschlechtsreife und der seltenen Rekrutierung wird von einem sehr geringen bzw. nicht vorhandenem Regenerationspotenzial der Islandmuschel ausgegangen.

Die Gemeine Turmschnecke *Turritella communis* hat eine Lebensdauer von 6–10 Jahren und erreicht die Geschlechtsreife mit 1–2 Jahren (MARLIN 2006). Über die Fekundität der Art und die Ausbreitungsfähigkeit der Larven liegen keine Informationen vor. In Untersuchungen einer dichten Population von *Turritella communis* an der Westküste Irlands wurde ein Übergewicht langsam wachsender, vorwiegend adulter Individuen festgestellt (KENNEDY 1995). Aufgrund der langen Lebensdauer und der vermutlich unregelmäßigen Rekrutierung wird für die Turmschnecke ein eher geringes Regenerationspotenzial angenommen.

Die grabenden Dekapoden *Callianassa subterranea*, *Upogebia* spp. und *Nephrops norvegicus* unterscheiden sich stark in ihrem Regenerationspotenzial. Die kleineren Arten *Callianassa subterranea* und *Upogebia* spp. sind mit einer Lebensdauer von etwa drei Jahren eher kurzlebig. Die Geschlechtsreife erreichen sie bereits mit einem Jahr. Die Weibchen produzieren mit 1.500 (*Callianassa*) bzw. 5.000 (*Upogebia*) eine sehr hohe Anzahl an Eiern. Die Larven verbleiben anschließend für etwa vier Wochen im Plankton, was für eine hohe Ausbreitungsfähigkeit spricht (MES 2008). Große Weibchen von *Callianassa subterranea* können sich im späten Winter ein zweites Mal reproduzieren (HILL & TYLER-WALTERS 2016). Die Regeneration von Populationen der Dekapoden *Callianassa subterranea* und *Upogebia* spp. wird daher vermutlich innerhalb weniger Jahre abgeschlossen sein. Der Kaisergranat *Nephrops norvegicus* ist mit einem Lebensalter von 8-9 Jahren in der Irischen See bzw. bis zu 15 Jahren auf der Porcupine Bank deutlich langlebiger. *Nephrops norvegicus* erreicht die Geschlechtsreife mit 3–3,5 (Weibchen) bzw. 4–4,5 Jahren (Männchen). Die befruchteten Eier werden 8–9 Monate von den Weibchen getragen und die Larven besitzen eine eher geringe Ausbreitungsfähigkeit. Trotz eines mit etwa 50 Tagen relativ langen planktischen Larvenstadiums wurden die meisten Larven in der Nähe der adulten Populationen nachgewiesen (SABATINI & HILL 2008). Die Anzahl der Nachkommen ist aufgrund einer hohen Larvenmortalität von bis zu 87 % eher niedrig (HILL & TYLER-WALTERS 2016). Das Wiederbesiedlungspotenzial des Kaisergranats nach einem Populationsverlust ist eher gering, da die Ausbreitungsfähigkeit eingeschränkt ist, die Larven bevorzugt in der Nähe der Adulten siedeln und die Art nur eine sehr beschränkte Mobilität hat. In Markierungsexperimenten konnte nachgewiesen werden, dass sich adulte Tiere nicht weiter als 100 m von ihrer Wohnröhre

entfernen (CHAPMAN & RICE 1971). Für die vollständige Regeneration wird ein Zeitraum von bis zu zehn Jahren geschätzt (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b, HILL & TYLER-WALTERS 2016).

Die vollständige Regeneration einer ***Amphiura-filiformis-Gemeinschaft*** nach Besiedlungsverlust wird vermutlich bis zu zehn Jahre andauern. Ausschlaggebend für diese Einschätzung ist das aufgrund der Langlebigkeit, des langsamen Wachstums und der unregelmäßigen Rekrutierung eher geringe Regenerationspotenzial der namensgebenden Art. Die Wiederherstellung von Populationen der weiteren charakteristischen Arten *Kurtiella bidentata*, *Harpinia antennaria* und *Pholoe baltica* wird wahrscheinlich nur wenige Jahre in Anspruch nehmen. Für die von der Turmschnecke *Turritella communis* und grabender Megafauna (*Callianassa/Upogebia/Nephrops*) dominierten Gemeinschaften wird ebenfalls eine Regenerationsdauer von 5–10 Jahren angenommen, da *Turritella communis* und *Nephrops norvegicus* relativ langlebige Arten mit geringer Rekrutierungsrate sind. Die Wiederherstellung von Gemeinschaften, die von der Islandmuschel *Arctica islandica* dominiert werden, wird aufgrund der seltenen Rekrutierung vermutlich länger als 25 Jahre dauern. In der Roten Liste der Biotoptypen wird die Regenerierbarkeit der *Amphiura-filiformis-Gemeinschaft* und der von *Turritella communis* und grabender Megafauna dominierten Subtypen mit einem Zeitraum von bis zu 15 Jahren angegeben. Für die Regenerierbarkeit von *Arctica islandica*-dominierten Gemeinschaften wird sogar ein Zeitraum von mehr als 150 Jahren angenommen.

5.5.1.3 Regeneration nach Überdeckung

Der Schlangensterne ***Amphiura filiformis*** ist eine mittelgroße, grabende Art, die eine Überdeckung mit Sediment vermutlich durchwandern kann. Experimente am Schlangensterne *Ophiura ophiura* zeigten eine hohe Toleranz der Art gegenüber Überdeckung mit einer Sedimentschicht von 2 cm, 5 cm und 7 cm über einen Zeitraum von 32 Tagen. Es wurde eine Mortalität von weniger als 10 % der Individuen beobachtet (LAST et al. 2011). In Gebieten mit regelmäßiger hoher Sedimentation treten dichte Populationen von Schlangensternen jedoch nicht auf. Das Verschwinden einer Population von *Ophiothrix* wird beispielsweise auf eine erhöhte Sedimentation infolge der Verklappung von Baumaterial zurückgeführt (DE-BASTOS & HILL 2016).

DE-BASTOS (2016) schließt aus den Überlebensraten anderer, allerdings meist größerer Muscheln, auf ein hohes Potenzial von ***Kurtiella (Mysella) bidentata***, sich nach einer geringen Überdeckung wieder auszugraben. Bei einer Überdeckung mit 30 cm Sediment ist laut DE-BASTOS (2016) von einer gewissen Mortalität der Art auszugehen. *Kurtiella bidentata* besitzt jedoch ein hohes Regenerationspotenzial, so dass Verluste innerhalb kurzer Zeit wieder ausgeglichen werden können.

Der Amphipode ***Harpinia antennaria*** lebt grabend im Sediment und ist daher vermutlich in der Lage, eine geringe Überdeckung zu durchwandern. In Laborexperimenten konnte die Art *Parahaustorius longimerus* aus der verwandten Familie Haustoriidae eine Schicht bis zu 32 cm Sand durchwandern. Es wurde nur eine geringe Mortalität festgestellt. Bei einer Überdeckung mit Schlack überlebten dagegen nur wenige Individuen (BIJKERK 1988). Es wird davon ausgegangen, dass sich im Sediment lebende Amphipoden an eine Überdeckung gut anpassen können, insbesondere wenn die Sedimentzusammensetzung vergleichbar ist, und dass es nur zu einer

geringen Mortalität kommen wird (BUDD & CURTIS 2007). Aufgrund der schnellen Reproduktion und der mobilen Lebensweise wird sich die Population rasch erholen können.

Der Schuppenwurm *Pholoe baltica* wird etwa 1 cm lang und lebt zumeist auf der Sedimentoberfläche. Es ist wahrscheinlich, dass die Art sehr empfindlich gegenüber Überdeckung ist. Nach einem vollständigen Verlust wird mit einer Regenerationsdauer von drei Jahren gerechnet (MES 2008). Da die Art eine gewisse Mobilität besitzt und vermutlich nicht die gesamte Population infolge der Überdeckung absterben wird, kann die Wiederherstellung der ursprünglichen Besiedlungsdichte wahrscheinlich in kürzerer Zeit erfolgen.

Die filtrierende Islandmuschel *Arctica islandica* hat die Möglichkeit, bei geringer Überdeckung ihren Siphon auszudehnen und sich nach oben zu graben. Die Art kann im Sediment auch auf anaerobe Atmung umstellen und so für etwa zehn Tage inaktiv bleiben. In Laborexperimenten zur Reaktion von *Arctica islandica* nach einer Überdeckung mit einer Sedimentschicht von 15–17 cm und 35–41 cm zeigte die Mehrzahl der Individuen keine Grabeaktivitäten, lediglich 16 % der Individuen konnten sich wieder an die Oberfläche bewegen (POWILLEIT et al. 2009).

Die Turmschnecke *Turritella communis* lebt vollständig eingegraben im Sediment, lediglich der Siphon ist in Kontakt mit der Sedimentoberfläche (YONGE 1946). Aufgrund dieser Lebensweise kann vermutet werden, dass sich *Turritella communis* bei nur geringer Überdeckung selbst wieder ausgraben kann und nur eine geringe Mortalität auftritt.

Die Dekapoden *Callinassa subterranea*, *Nephrops norvegicus* und *Upogebia* spp. sind aktiv grabende Arten, die sich im Sediment einfache Tunnel oder auch komplexe Höhlensysteme aufbauen (MES 2008, SABATINI & HILL 2008). Vorkommen von *Callinassa subterranea* und *Nephrops norvegicus* wurden auf einer Klappstelle festgestellt. Verschüttete Höhleneingänge wurden innerhalb kurzer Zeit nach einer experimentellen Störung wieder geöffnet (HUGHES 1998). Es wird daher angenommen, dass die grabenden Megafauna-Arten tolerant gegenüber Sedimentüberdeckung sind (HILL & TYLER-WALTERS 2016).

Die charakteristischen Arten der **Amphiura-filiformis-Gemeinschaft** erweisen sich als weitgehend tolerant gegenüber Überdeckung (*Amphiura filiformis*) oder besitzen ein hohes Regenerationspotenzial (*Kurtiella bidentata*, *Pholoe baltica*). Daher wird davon ausgegangen, dass sich die Gemeinschaft innerhalb von zwei Jahren erholen wird. Bei einer Dominanz von Islandmuscheln (*Arctica islandica*) können jedoch je nach Stärke der überdeckenden Schicht höhere Mortalitäten auftreten. Aufgrund des sehr geringen Regenerationspotenzials der Art wird beim Absterben einer größeren Population von *Arctica islandica* daher mit einem Regenerationszeitraum von 10–25 Jahren gerechnet.

5.5.1.4 Regeneration nach Entstehung von Trübungsfahnen

Viele der charakteristischen Arten der **Amphiura-filiformis-Gemeinschaft** leben im Sediment und sind daher von einer Änderung des Schwebstoffgehalts kaum betroffen. Für filtrierende Arten wie *Amphiura filiformis* oder Detritusfresser wie *Kurtiella bidentata* kann ein Anstieg des organischen Materials für die Nahrungsaufnahme sogar vorteilhaft sein (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Bei einem hohen Anteil an anorganischen Partikeln kann der Schlangensterne *Amphiura*

filiformis überschüssiges Material durch Schleimabsonderung entfernen (HILL & WILSON 2008). *Amphiura filiformis* und *Kurtiella bidentata* treten zudem auch in Habitaten mit natürlicherweise erhöhten Schwebstoffgehalten und Sedimentation auf (HILL & WILSON 2008, DE-BASTOS 2016). Die Islandmuschel *Arctica islandica* ist aufgrund ihrer Präferenz für schlickige Gebiete oder exponierte Standorte vermutlich ebenfalls an erhöhte Schwebstoffgehalte adaptiert (TYLER-WALTERS & SABATINI 2017). Die Turmschnecke *Turritella communis* kann überschüssiges Material und grobe Partikel mit Hilfe kleiner Tentakeln und Wimpern entfernen (YONGE 1946). Hinweise auf eine Beeinträchtigung der grabenden Dekapoden-Arten durch erhöhte Schwebstoffgehalte wurden ebenfalls nicht gefunden. Die typischen Arten der *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft sowie die betrachteten Subtypen sind daher vermutlich tolerant gegenüber anthropogen verursachte Trübungsphänomene.

5.6 Aggregierter Biotoptyp *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft

Die *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft kommt in verschiedenen Ausprägungen sowohl auf Sand als auch auf Schlick vor. Subtypen der Gemeinschaft können von grabenden Megafauna-Arten (*Callianassa subterranea*, *Nephrops norvegicus*, *Upogebia* spp.), der Islandmuschel (*Arctica islandica*) und auf sandigem Substrat auch von der Turmschnecke *Turritella communis* dominiert sein. Die in der nachstehenden Liste aufgeführten Biotoptypen werden nachfolgend zum Biotoptyp „*Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft“ aggregiert behandelt.

Tab. 11: In der AWZ der Nordsee vorkommende Biotoptypen mit *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft nach FINCK et al. (2017).

Rote Liste Code	Biotoptyp
02.02.11.02.02	<u>Sublitoraler Schlickgrund der Nordsee mit <i>Nucula-nitidosa</i>-Gemeinschaft</u>
02.02.11.02.02.01	Sublitoraler Schlickgrund mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft, dominiert von <i>Abra alba</i>
02.02.11.02.02.02	Sublitoraler Schlickgrund mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft, dominiert von <i>Chamelea gallina</i>
02.02.11.02.02.03	Sublitoraler Schlickgrund mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft, dominiert von Hufeisenwürmern (<i>Phoronis</i> spp.)
02.02.11.02.02.04	Sublitoraler Schlickgrund mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft, dominiert von Islandmuscheln (<i>Arctica islandica</i>)
02.02.11.02.02.05	Sublitoraler Schlickgrund mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft, dominiert von <i>Nucula nitidosa</i>
02.02.11.02.02.06	Sublitoraler Schlickgrund mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft aber ohne Dominanz von spezifischen endobenthischen Taxa
02.02.11.02.02	<u>Sublitoraler Sandgrund der Nordsee mit <i>Nucula-nitidosa</i>-Gemeinschaft</u>

5.6.1 Räumliche Lage des Biotoptyps und abiotische Bedingungen

Schlickgrund mit *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft

Der Biotoptyp „Sublitoraler Schlickgrund mit *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft“ findet sich im Wesentlichen in den zentraleren Bereichen der deutschen AWZ der Nordsee. Er ist in inselartige Flächen unterschiedlicher Größe gegliedert, die innerhalb der beiden Biotoptypen „Sublitoraler,

ebener Sandgrund mit *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft“ und „Sublitoraler, ebener Sandgrund mit *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft“ liegen.

Die hydrografischen Rahmenbedingungen entsprechen denen des „Sublitoralen Schlickgrunds mit *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft“ (s.o.)

Sandgrund mit *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft

Der Biotoptyp „Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft“ ist ebenfalls in den zentraleren Bereichen der AWZ der Nordsee ausgebildet. Seine nordöstliche Begrenzung bildet der Rand des Elbeurstromtals. Er kommt überwiegend in Wassertiefen zwischen 30 und 50 m auf. Die Residualströmung verläuft ostwärts. Eine Umkehrung der Strömungsrichtung kann vorkommen (OTTO et al. 1990, BECKER et al. 1992, SÜNDERMANN & POHLMANN 2011), ebenso die sommerliche Ausprägung eines geschichteten Wasserkörpers (SÜNDERMANN & POHLMANN 2011).

Die Sedimentoberfläche kann in geringem Grad strömungs- oder welleninduziert Rippeln aufweisen (www.noah-project.de/habitatatlas). Der „shear stress“ und „bedload transport“ liegen dem NOAH Habitatatlas zufolge im unteren Bereich der Werte für die deutsche AWZ der Nordsee.

5.6.2 Beschreibung der Gemeinschaft

Nach FINCK et al. (2017) werden beide Biotoptypen („Sublitoraler Schlickgrund mit *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft“ und „Sublitoraler, ebener Sandgrund mit *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft“) durch die gleiche Gemeinschaft besiedelt. Charakterarten der Gemeinschaft sind *Abra alba*, *Abra nitida*, *Amphictene auricoma*, *Amphiura filiformis*, *Nephtys hombergii*, *Phaxas pellucidus*, *Scalibregma inflatum* und *Tellimya ferruginosa*.

Neben *Amphiura filiformis* (geschätzte Lebensspanne 11–20 Jahre, MARLIN 2006) gehört die durchscheinende Scheidenmuschel *Phaxas pellucidus* mit 5–8 Jahren zu den langlebigeren der Charakterarten. Bei beiden Spezies handelt es sich um Suspensionsfresser. RACHOR & NEHMER (2003) wiesen 166 Arten für die *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft nach.

Den Trennregeln der Rote-Liste-Biotoptypen zufolge ist der Bedeckungsgrad dieses Biotoptyps mit (nicht mobiler) Epifauna geringer als 1 %.

5.6.1 Regenerationspotenzial

Informationen zur Abschätzung des Regenerationspotenzials der charakteristischen Arten *Amphiura filiformis* und der einen Subtyp dominierenden Islandmuschel *Arctica islandica* finden sich im Kapitel zur *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft (Kap. 5.5.1). Die Regenerationsfähigkeit der von Hufeisenwürmern (*Phoronis* spp.) dominierte Gemeinschaft wird im Kapitel zur *Tellina-fabula*-Gemeinschaft (Kap. 5.4.3) beschrieben. Im Folgenden werden die jeweiligen Ergebnisse für diese Arten nur zusammengefasst.

5.6.1.1 Physikalische Regeneration

Die *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft besiedelt feinsandige und schlickig-sandige Sedimente mit vorwiegend mäßiger Exposition. Die physikalischen Eigenschaften sind vergleichbar mit denjenigen der *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft (siehe Kap. 5.5.1.1), daher wird von ähnlichen Regenerationszeiten des Substrats ausgegangen (Sandgrund: 2–5 Jahre, Schlickgrund: 5–10 Jahre).

5.6.1.2 Regeneration nach weitgehendem Verlust der Besiedlung

Unter den charakteristischen **Muscheln** der *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft gilt *Abra alba* als typischer r-Strategie mit einer kurzen Lebensdauer von 2–3 Jahren, einer hohen Fekundität (15.000 bis 17.000 Eier) und einer langen planktischen Larvenphase von etwa einem Monat. Eine sekundäre Besiedlung kann auch nach der Metamorphose durch juvenile Individuen erfolgen (MES 2008). TILLIN & TYLER-WALTERS (2014b) schätzen die Regeneration der Population nach einem Bestandseinbruch von 25–75 % mit bis zu zwei Jahren ein, während MES (2008) die vollständige Wiederherstellung der Biomasse innerhalb von drei Jahren erwarten. Für die weiteren charakteristischen Muscheln der *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft liegen keine gesicherten Daten zur Lebensdauer oder zum Reproduktionsvermögen vor. Es wird vermutet, dass *Phaxas pellucidus* ähnlich wie andere Arten der Familie Pharidae langlebiger ist und erst spät die Geschlechtsreife erreicht (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Allerdings kann *Phaxas pellucidus* lokal in hohen Dichten auftreten und gestörte Sedimente dominieren, so dass die Art vermutlich auch opportunistische Eigenschaften besitzt. Planktische Larven wurden im Herbst und im Winter in der Wassersäule beobachtet, daher kann von einem hohen Ausbreitungspotenzial ausgegangen werden (DE-BASTOS 2016a). Die Regenerationszeit von *Phaxas pellucidus* nach einem erheblichen Verlust wird auf etwa fünf Jahre eingeschätzt (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b, DE-BASTOS 2016a). In der *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft kommt mit *Dosinia* auch eine Gattung vergleichsweise regelmäßig vor, deren Arten zwar nicht zu den Charakterarten gehören, aber deren Regeneration nach MES (2008) bis zu 20 Jahre betragen kann.

Die typischen **Polychaeten** der *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft unterscheiden sich deutlich in ihrer Regenerationsfähigkeit. Der Opalwurm *Nephtys hombergii* gilt als schneller Besiedler gestörter Sedimente. Innerhalb von zwei Wochen nach einer experimentellen Störung auf Wattflächen wurde die Art dort bereits wieder angetroffen (DITTMANN et al. 1999). *Nephtys hombergii* besitzt ein hohes Reproduktionsvermögen und eine gute Ausbreitungsfähigkeit der Larven durch ein bis zu zwei Monate andauerndes planktisches Stadium. Zudem kann die mobile Art aus umgebenden Populationen aktiv einwandern (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). Für den Köcherwurm *Amphictene auricoma* liegen keine Informationen zur Ökologie vor. Die verwandte Art *Lagis koreni* ist eine kurzlebige opportunistische Art, die zur Wiederbesiedlung gestörter Sedimente innerhalb kurzer Zeit fähig ist und aufgrund eines raschen Wachstums schnell die ursprüngliche Dichte wiederherstellen kann (DE-BASTOS 2016a). Die dritte charakteristische Polychaeten-Art, *Scalibregma inflatum*, ist vermutlich durch ein eher geringes Regenerationspotenzial gekennzeichnet. Nach einer Laichphase zwischen Oktober und Dezember sterben die Adulten ab. Es gibt ein kurzes epitokes Stadium im Pelagial, aber kein echtes Larvenstadium. Die Ausbreitungsfähigkeit ist daher gering und die Regeneration nach Verlust der Population wird wahrscheinlich mehrere Jahre in Anspruch nehmen (MES 2008).

Die Venusmuschel *Chamelea gallina* erreicht ein Lebensalter von 11–20 Jahren. Die Reproduktion erfolgt über einen längeren Zeitraum von Mai bis September, die Larven verbringen 11–30 Tage im Plankton (MES 2008). Trotz einer vermuteten hohen Fekundität ist die Rekrutierung bei Venusmuscheln häufig unregelmäßig (TILLIN & BUDD 2016). Die lange Lebensdauer und eine geringe Wachstumsrate lassen vermuten, dass es bis zur Wiederherstellung der Population mehrere Jahre dauern kann, auch wenn die Art gestörte Flächen schnell neu besiedeln kann (MES 2008).

Die Glänzende Nussmuschel *Nucula nitidosa* wird 7 bis maximal 12 Jahre alt und erreicht die Geschlechtsreife mit 2–3 Jahren. Die Muschel produziert eine große Anzahl von Larven, die wenige Tage im Plankton verbringen und sich anschließend in der Nähe der Adulten meist in hohen Dichten ansiedeln (SABATINI & BALLERSTEDT 2008). Unter geeigneten Bedingungen sind *Nucula nitidosa*-Populationen sehr stabil und unterliegen nur geringen jährlichen Schwankungen (THORSON 1946). Aufgrund des geringen Ausbreitungspotenzials der Art wird bei einem vollständigen Verlust der Population von einer langen Zeit bis zur Wiederbesiedlung ausgegangen. Wird jedoch nur die Abundanz der Population reduziert, kann die Regeneration deutlich schneller ablaufen (SABATINI & BALLERSTEDT 2008).

Die vollständige Regeneration einer *Nucula-nitidosa-Gemeinschaft* nach Besiedlungsverlust wird vermutlich bis zu zehn Jahre andauern. Ausschlaggebend für diese Einschätzung ist das aufgrund der Langlebigkeit, des langsamen Wachstums und der unregelmäßigen Rekrutierung eher geringe Regenerationspotenzial des Schlangensterne *Amphiura filiformis*. Für den Polychaeten *Scalibregma inflatum* wird eine ähnliche Regenerationsdauer angenommen. Unter den weiteren charakteristischen Arten befinden sich aber auch opportunistische Arten wie die Pfeffermuschel *Abra alba* oder der Opalwurm *Nephtys hombergii*, bei denen von einer raschen Wiederbesiedlung und der Ausbildung einer stabilen Population innerhalb von zwei bis drei Jahren ausgegangen werden kann. Die Subtypen dominierenden Art *Phoronis* spp. besitzt ebenfalls ein hohes Regenerationspotenzial. Die Glänzende Nussmuschel *Nucula nitidosa* sowie die Venusmuschel *Chamelea gallina* benötigen aufgrund der Langlebigkeit der Arten nach weitgehendem Verlust der Population vermutlich 5–10 Jahre bis zur Wiederherstellung. Die Regeneration von Gemeinschaften, die von der Islandmuschel *Arctica islandica* dominiert werden, wird aufgrund der seltenen Rekrutierung vermutlich länger als 25 Jahre dauern. In der Roten Liste der Biotoptypen wird die Regenerierbarkeit der *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft und der von *Abra alba*, *Chamelea gallina*, *Nucula nitidosa* und *Phoronis* spp. dominierten Subtypen mit einem Zeitraum von bis zu 15 Jahren angegeben. Für die Regenerierbarkeit von *Arctica islandica*-dominierten Gemeinschaften wird sogar ein Zeitraum von mehr als 150 Jahren angenommen.

5.6.1.3 Regeneration nach Überdeckung

Die charakteristischen **Muscheln** der *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft sind relativ klein und leben flach eingegraben im Sediment. Mit Hilfe eines meist kurzen Siphos, der sich an der Sedimentoberfläche befindet, atmen und filtrieren die Muscheln (BUDD 2007, MES 2008). Bei einer geringen Überdeckung mit nur wenigen Zentimetern Sediment wird vermutet, dass sich die betrachteten Arten schnell wieder ausgraben können und die Beeinträchtigung lediglich Funktionseinschränkungen betrifft (MES 2008, DE-BASTOS 2016a). Bei einer stärkeren Überdeckung von etwa 30 cm Sediment wird dagegen angenommen, dass ein gewisser Teil der

Population abstirbt (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b, DE-BASTOS 2016a). Da die hier betrachteten Muscheln ein mäßiges bis hohes Regenerationspotenzial aufweisen und ein Teil der Population vermutlich bestehen bleibt, ist eine schnelle Wiederherstellung innerhalb von zwei Jahren zu erwarten.

Unter den typischen **Polychaeten** der *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft besitzt der Opalwurm *Nephtys hombergii* eine hohe Toleranz gegenüber Überdeckung. Der mit 25 cm relativ große Wurm bewegt sich in etwa 5–15 cm Tiefe grabend durch das Sediment (BUDD & HUGHES 2005). In Laborexperimenten konnte *Nephtys hombergii* eine Schicht bis zu 40 cm durchwandern, etwa 1/3 der beobachteten Individuen zeigten allerdings keine Grabeaktivitäten innerhalb des sieben Tage andauernden Versuchs. Der Köcherwurm *Lagis koreni*, der vermutlich ähnliche Eigenschaften wie die charakteristische Art *Amphictene auricoma* aufweist, konnte sich dagegen auch durch eine geringere Schichtdicke von 20 cm Sediment nicht ausgraben. Er wird daher als sehr sensitiv gegenüber Überdeckung angesehen (POWILLEIT et al. 2009). *Scalibregma inflatum* besitzt eine gewisse Mobilität im Sediment, es wird jedoch von Verlusten der Population infolge von Überdeckung ausgegangen (MES 2008).

Ähnlich wie bei den oben beschriebenen charakteristischen Muscheln wird auch für die einen Subtyp dominierenden Arten ***Chamelea gallina*** und ***Nucula nitidosa*** eine gewisse Toleranz gegenüber Überdeckung erwartet (MES 2008). *Nucula nitidosa* kann einige Tage in anaeroben Sedimenten überleben und wurde in hohen Abundanzen in einem Gebiet festgestellt, dass regelmäßiger Verklappung von Klärschlamm unterlag (RACHOR 1976). Auch bei einer stärkeren Überdeckung wird daher nur von einer geringen Mortalität ausgegangen, die innerhalb kurzer Zeit ausgeglichen werden kann.

Die Mehrzahl der typischen Arten der ***Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft** kann sich an eine geringe Überdeckung vermutlich anpassen. Größere Populationsverluste werden nur bei Arten wie *Amphictene auricoma* oder *Phoronis* spp. erwartet, die sich aufgrund ihrer opportunistischen Lebensweise schnell wieder regenerieren können. Auch bei stärkerer Überdeckung wird erwartet, dass ein Großteil der betrachteten Populationen überlebt und die Abundanzen und Biomasse rasch wiederhergestellt werden. Für die *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft sowie die meisten Subtypen wird daher mit einer Regeneration innerhalb von zwei Jahren gerechnet. Bei einer Dominanz von Islandmuscheln (*Arctica islandica*) können jedoch je nach Stärke der überdeckenden Schicht höhere Mortalitäten auftreten. Aufgrund des sehr geringen Regenerationspotenzials der Art wird beim Absterben einer größeren Population von *Arctica islandica* daher von einem Regenerationszeitraum von 10–25 Jahren ausgegangen.

5.6.1.4 Regeneration nach Entstehung von Trübungsfahnen

Der Opalwurm *Nephtys hombergii* und *Scalibregma inflatum* leben eingegraben im Sediment und sind daher von einer Änderung des Schwebstoffgehalts kaum betroffen. Die weiteren charakteristischen Arten der ***Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft** ernähren sich filtrierend oder von Detritus auf der Sedimentoberfläche. Filtrierende Arten müssen bei erhöhter Trübung unter Umständen ihre Filterorgane häufiger reinigen, was zu einem vermehrten Energieaufwand führt (TILLIN & BUDD 2016). Von einem erhöhten Anteil an organischem Material profitieren dagegen die meisten der betrachteten Arten (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b). In der Literatur werden die

charakteristischen Arten der *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft daher als tolerant gegenüber zeitweise erhöhter Trübung eingestuft (BUDD 2005, BUDD & HUGHES 2007, TILLIN & TYLER-WALTERS 2014b, TYLER-WALTERS & SABATINI 2017).

5.7 Exkurs: Regeneration nach Einstellung der grundberührenden Fischerei

Innerhalb der OWP sowie in der umgebenden Sicherheitszone ist Fischerei nicht zugelassen. Da die grundberührende Fischerei zu Beeinträchtigungen der benthischen Lebensgemeinschaften führt, ist es plausibel, dass eine (parallele) Einstellung der Fischerei auch Einfluss auf die Regeneration nach anderen Störungen wie Kabelverlegungen hat. Konkrete Untersuchungen liegen dazu u.W. allerdings nicht vor.

In diesem Exkurs sollen trotzdem auf der Grundlage einer Analyse aktueller Literatur zu den Auswirkungen einer Einstellung der grundberührenden Fischerei auf die Entwicklung der benthischen Lebensgemeinschaft versucht werden, eine qualitative Einschätzung zu den Konsequenzen für den Verlauf der Regeneration nach den in dieser Studie betrachteten Störungen zu treffen. Dazu werden im Folgenden die Auswirkungen von grundberührender Fischerei zusammenfassend charakterisiert und ein Überblick über die aktuellen Untersuchungen zum Verlauf der Regeneration nach Einstellung der Fischerei gegeben. Auf dieser Grundlage werden abschließend die möglichen Konsequenzen einer solchen Einstellung für den Verlauf der Regeneration nach anderen Störungen abgeschätzt.

5.7.1 Auswirkungen grundberührender Fischerei auf benthische Gemeinschaften in der Nordsee

Die aktive Fischerei mit bodengängigen Fanggeschirren zählt weltweit zu den stärksten negativen anthropogenen Einflüssen auf marine Ökosysteme (u.a. KAISER et al. 2006, HALPERN et al. 2008, HE & WINGER 2010, EIGAARD et al. 2016).

In der deutschen AWZ der Nordsee findet grundberührende Fischerei hauptsächlich mit großen (Maschenweite > 120 mm) und kleinen Baumkurren (Maschenweite 80-120 mm) sowie Scherbrett-Grundschieppnetzen statt (PEDERSEN et al. 2009). Hauptzielarten dieser Fischereien sind Sandaal, Scholle, Seeszunge, Nordseegarnele und Kabeljau. Die mehrere Tonnen schweren Fanggeschirre sind neben schweren Grundtauen und Rollen z.T. mit zahlreichen Scheuchketten ausgerüstet, die demersale Organismen aufscheuchen und so die Effizienz des Fanggeräts maßgeblich erhöhen. Weichböden werden durch diese Fangeräte regelrecht "durchpflügt" und die obersten Sedimentschichten dabei aufgewirbelt. Die Eindringtiefe in den Meeresgrund kann dabei je nach Bodenbeschaffenheit und Geräteausstattung bis zu 35 cm (Grundschieppnetz mit "trawl doors" in Schlick) betragen (EIGAARD et al. 2016).

Sowohl die Baumkurren- als auch Scherbrettnetzfisherei führen zu einer erhöhten **Mortalität** sowohl der als Beifang erfassten benthischen Organismen als auch derjenigen, die nicht vom Netz erfasst sondern durch das Fanggerät verletzt oder letal beschädigt werden (u.a. BERGMAN & HUP

1992, KAISER & SPENCER 1996, PHILLIPPART 1998, BERGMAN & VAN SANTBRINK 2000, KAISER et al. 2006, NIELSEN et al. 2014, RIJNSDORP et al. 2015). Die Epifauna weist generell eine relativ höhere fischereiliche Sterblichkeitsrate auf als die im Boden eingegrabene Infauna (LINDEBOOM & DE GROOT 1998, SCHRÖDER 2008, TILLIN & TYLER-WALTERS 2014). Die Gesamtmortalität, die sich aus der Beifang-Mortalität und der Mortalität in der Schleppspur zusammensetzt, reicht von 5 – 40% bei Schnecken, Seesternen, kleinen und mittelgroßen Krebstieren und Borstenwürmern, 20–80% bei Muscheln und 10-50% für Seeigel (Herzseeigel) (LINDEBOOM & GROOT 1998, BERGMAN & VAN SANTBRINK 2000, CATCHPOLE et al. 2005). Unter den Charakterarten benthischer Weichbodengemeinschaften in der deutschen AWZ (vgl. BILDESTEN et al. 2014, FINK ET AL. 2017) zeigen u.a. *Amphiura filiformis*, *Kurtiella bidentata*, *Echinocardium cordatum* (Charakterarten der *Amphiura-filiformis* Gemeinschaft auf feinsandigen bis schlickigen Substraten), *Corbula gibba*, *Buccinum undatum*, *Alcyonidium gelatinosum* (Charakterarten der *Bathyporeia-Tellina* Gemeinschaft auf Feinsanden), *Goodallia triangularis*, *Spisula elliptica*, *Thracia villosiuscula* (Charakterarten der *Goniadella-Spisula* Gemeinschaft auf Grobsanden und Kies), *Abra alba*, *Abra nitida*, *Phaxas pellucidus* (Charakterarten der *Nucula nitidosa*-Gemeinschaft auf feinsandigen bis schlickigen Substraten) und *Fabulina (Tellina) fabula* (Charakterart der *Tellina fabula* Gemeinschaft auf Fein- bis Mittelsanden) hohe Mortalitätsraten. Die genannten Arten weisen aufgrund ihrer Morphologie (besonders fragil: *Echinocardium cordatum*, *Phaxas pellucidus*, *Abra alba*, *Abra nitida*), Mobilität (sessil: *Alcyonidium gelatinosum*), Lebenserwartung (langlebig: *Buccinum undatum*), Ernährungsweise (Filterer: *Abra alba*, *Abra nitida*, *Spisula elliptica*) oder ihrer Lebensweise auf dem Sediment (*Lanice conchilega*, *B. undatum*) bzw. in der oberflächennahen Sedimentschicht (z.B. *Amphiura filiformis*) hohe Sensitivitäten gegenüber physischen Störungen auf (TILLIN & TYLER WALTERS 2014). Größere Arten sind oft sensibler und werden aufgrund ihrer Größe oft schwerer geschädigt als kleine, so dass in der Folge die Abundanz großer Arten abnimmt (BERGMAN & VAN SANTBRINK 2000, TILLIN & TYLER WALTERS 2014). Gegenüber grundberührender Fischerei weniger empfindliche Weichbodenarten sind u.a. *Spiophanes bombyx*, *Spio* ssp., *Scoloplos armiger* oder *Magelona johnstoni*. Diese kleinen, mobilen und opportunistischen Arten sind gegenüber intensiven Störungen relativ unempfindlich bzw. profitieren sogar davon und nehmen aufgrund erhöhter Rekrutierungserfolge auf gestörten Flächen in ihrer Häufigkeit zu (FRID et al. 2000). Als weitere Nutznießer wird in frischen Schleppspuren von Baumkurren und Scherrbrettnetzen häufig eine Abundanzzunahme aasfressender Arten (*Pagurus bernhardus*, *Ophiura* spp., *Asterias rubens*) beobachtet, die von dem zusätzlichen Nahrungsangebot an beschädigten und ausgegrabenen Organismen profitieren (KAISER et al. 1998, GROENEWOLD & FONDS 2000).

Jeder Fischzug stört das Sediment und kann zu Veränderungen der Habitatstruktur und der daran gekoppelten geochemischen Prozesse führen (DUPLISEA et al. 2001, TRIMMER et al. 2005). Darüber hinaus gerät Sediment in Suspension und kann noch weit über den gestörten Bereich hinaus Auswirkungen zeigen. Das kann bei ursprünglich grobsandigen oder schlickigen Sedimenten durch den Eintrag bzw. Austrag von Feinsediment die Geomorphologie und Funktion nachhaltig beeinträchtigen und so den Lebensraum für die dort vorkommenden Makrozoobenthosarten beeinträchtigen. Gegenüber Habitatveränderungen besonders empfindlich ist beispielsweise das für Grobsande typische Lanzettfischen *Branchiostoma lanceolatum*. Diese Art ist zur Nahrungsaufnahme auf die relativ stabilen interstitiellen Zwischenräume und dem großen Porenwasseranteil zwischen den groben Sedimentpartikeln angewiesen und kann darüber hinaus feinere Sedimentschichten (z.B. nach Überlagerung) nicht durchwandern (RIISGARD SVANE 1999, TILLIN & TYLER-WALTERS 2014). Empfindlich gegenüber Habitatzerstörungen sind auch die für

schlickige Bereiche in der AWZ (BILDSTEIN et al. 2014) typischen grabenden Megafauna-Arten (*Callianassa subterrana*, *Upogebia deltaura*), die wiederum selbst wichtige strukturelle und funktionelle Ökosystemingenieure des Lebensraumes sind (AFONSO-DIAS 1997, BERGMAN & SANTBRINK 2001). Diese relativ großen (> 2 cm) und langlebigen (> 1 Jahr) Arten haben hohe Ansprüche an ihren Lebensraum (typischerweise ungestörter weicher Schlick). Bei Verlust ihrer Grabgänge benötigt die grabende Megafauna mehrere Jahre um 90 % ihrer vorigen Produktivität wiederzuerlangen, für die Wiederherstellung der natürlichen Struktur des Lebensraumes sind sogar mehr als 10 Jahre nötig (NARBERHAUS et al. 2012). Das Fehlen dieser bioturbierenden grabenden Arten kann nach Studien von WIDDICOMBE et al. (2004) die Nährstoffflüsse und den Sauerstoffgehalt im Boden signifikant verändern.

Die in Suspension gebrachten Feinkornfraktionen führen darüber hinaus zur Bildung von Trübungsfahnen, d.h. sie reduzieren die Lichtdurchlässigkeit der Wassersäule und damit die Photosyntheseleistung des auf Licht angewiesenen Phytoplanktons. Die daraus resultierende Reduzierung der Primärproduktion kann so die Nahrungsverfügbarkeit für das Makrozoobenthos beeinträchtigen. Empfindlich auf Trübungsfahnen reagieren darüber hinaus filtrierende und suspensionsfressende Vertreter des Makrozoobenthos (z.B. *Lanice conchilega*, *Amphiura filiformis*, *Abra nitida*), da die aufgewirbelten Sedimentkörner die sensiblen Filterorgane verstopfen können. Als eine mögliche Folgereaktion deuten Modellierungen von ALLEN & CLARKE (2007) für Gebiete, in denen grundberührende Fischerei ein hohe Sterblichkeit von filtrierenden Organsimen verursacht, auch signifikante Veränderungen der Stoffflüsse an.

Darüber hinaus können Schadstoffeinträge aus der mit der grundberührenden Fischerei verbundenen Schifffahrt und aus der Remobilisierung aus dem Sediment resultieren (AUSTER et al. 1996).

Langfristig führt grundberührende Fischerei auf allen Weichbodentypen zu einer Veränderung der Biomasse, der Produktion, der Diversität, der Arten- und Größenzusammensetzung und der Gemeinschaftsstruktur des Benthos weg von sensiblen, langsam wachsenden, filtrierenden Arten und Arten mit geringen Reproduktionsraten hin zu opportunistischen, schnellwüchsigen Arten und aassfressenden Arten mit schneller Reproduktion (u.a. RUHMOHR & KUJAWSKI 2000, THRUSH & DAYTON 2002, BERGMAN et al. 2005, KAISER et al. 2006, TILLIN et al. 2006, CALLAWAY et al. 2007). Durch die Änderung in der Größenzusammensetzung von Individuen treten Veränderungen in den Räuber-Beute- und Nahrungsnetzbeziehungen auf (GREENSTREET & HALL 1996, HINZ et al. 2009), wohingegen Änderungen von funktionellen Gruppen benthischer Arten zu Änderungen in Stoffflüssen, Bioturbationspotentialen und benthopelagischen Prozessen nach sich ziehen (WIDDICOMBE et al. 2004, DE JUAN et al. 2007, REISS et al. 2009).

5.7.2 Fallbeispiele zur Regeneration

Um einen Überblick über den aktuellen Forschungsstand zur Regeneration von Weichbodenbiotopen nach Einstellung der grundberührenden Fischerei zu bekommen, wurde eine Literaturrecherche über bestehende Fallstudien zu Langzeitveränderungen der benthischen Fauna in für grundberührende Fischerei geschlossenen Gebieten in der südlichen Nordsee durchgeführt. Schwerpunkt war dabei die Herausarbeitung der Ergebnisse der Veränderungen der benthischen Fauna vor und nach Schließung. Dabei wurde deutlich, dass Untersuchungen zu dieser

Fragestellung bisher nur vereinzelt vorliegen, jedoch gerade in jüngster Zeit eine Reihe von Arbeiten vorgelegt worden sind. Nachfolgend werden sechs Fallbeispiele aus der südlichen Nordsee vorgestellt:

Fallbeispiel 1: Bergman et al. (2014): Effects of a 5-year trawling ban on the local benthic community in a wind farm in the Dutch coastal zone (ICES Journal of Marine Science)

Durch die Errichtung des Offshore Windparks "Egmond aan Zee" (OWEZ) im Jahre 2006 entstand vor der niederländischen Küste eine ca. 25 km² große Fischereiverbotszone. Das Gebiet rund um den Windpark wird weiterhin intensiv mit Plattfisch- und Garnelenbaumkurren befischt. Zur Untersuchung möglicher Veränderungen in den Benthosgemeinschaften nach Fischereischließung führten Bergman und Kollegen zwischen 2007 und 2011 (d.h. 5 Jahre nach der Errichtung der Fischereiverbotszone) Probenahmen sowohl innerhalb des OWEZ (Schließungsgebiet) als auch außerhalb in 6 weiter befischten Referenzgebieten durch. Neben einem Boxcorer (0,078 m²) zur Beprobung der Infauna wurde ein Triple-D-Dredge zu Erfassung großer, langlebiger Arten eingesetzt. Sedimentologisch wird das Untersuchungsgebiet v.a. durch Fein- und Mittelsande charakterisiert, an einigen Stationen trat aber auch ein erhöhter Schlickanteil auf.

Zentrale Ergebnisse: Für die Infauna zeigten sich 5 Jahre nach Schließung inkonsistente Ergebnisse zwischen dem Schließungs-(OWEZ) und den Referenzgebieten. Während im Schließungsgebiet eine höhere Biomasse gefunden wurde, waren Artenzahl, Diversität, Produktivität und Abundanz in den Referenzgebieten höher. Statistisch signifikante Unterschiede zwischen dem Schließungs- und den Referenzgebieten wurden bei allen diesen vier Parametern nicht festgestellt. Im multivariaten Vergleich (MDS, PERMANOVA) unterschieden sich die Benthosgemeinschaften zwar zwischen den Jahren 2007 und 2011 (alle Gebiete), nicht aber zwischen Schließungs- und Referenzgebiet. Bei der Epifauna konnten größere Unterschiede zwischen beiden Gebieten festgestellt werden. Sowohl die Diversität als auch die Dichten einiger langlebiger, fragiler Muschelarten (*Spisula solida*, *Fabulina (Tellina) fabula*, *Ensis directus*) waren im Schließungsgebiet höher. Darüber hinaus stieg die Schalengröße der Muscheln *Fabulina (Tellina) fabula* und *Ensis directus* im Schließungsgebiet an. Keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen dem Schließungs- und den Referenzgebieten wurden allerdings sowohl bei der Diversität, der Abundanz, der Biomasse und der Produktivität, als auch im multivariaten Vergleich der Benthosgemeinschaften festgestellt. Nach Meinung der Autoren ist dies v.a. auf den zu geringen Zeitraum zwischen Schließung und Probenahme (5 Jahre) zurückzuführen. Auf erste Hinweise einer Regeneration deuten aber sowohl die höhere Diversität als auch die höheren Dichten und Schalengrößen einiger langlebiger Muschelarten im Schließungsgebiet hin.

Fallbeispiel 2: Duineveld et al. (2007): Effects of an area closed to fisheries on the composition of the benthic fauna in the southern North Sea (ICES Journal of Marine Science)

In dieser Studie wurde die Entwicklung des Makrozoobenthos (In- und Epifauna) innerhalb und außerhalb einer Fischereiverbotszone (500 m) um eine Gasplattform in der südlichen Nordsee (Frisian Front) verglichen. Die Fischereiverbotszone besteht seit über 20 Jahren, die Probenahmen wurde im April 2004 durchgeführt. Dabei wurde ähnlich zu Bergman et al. (2014) für die Infauna ein Boxcorer und für die Epifauna sowie größere Infaunaarten eine Triple-D Dredge eingesetzt. Das Untersuchungsgebiet wird v.a. durch schlickige Feinsande charakterisiert, die Wassertiefe beträgt 30-40 m.

Zentrale Ergebnisse: In Bezug auf die Ergebnisse der Dredge-Untersuchungen stellten die Autoren neben einem höheren Artenreichtum und einer höheren Äquität vor allem deutlich höhere Dichten von grabenden Krebsen (*Callinassa subterranea*, *Upogebia deltaura*), großen, langlebigen (*Arctica islandica*, *Thracia convexa*, *Acanthocardia echinata*) und fragilen, kleineren Muschelarten (*Abra nitida*, *Phaxas pellucidus*) in der Fischereiverbotszone fest, wohingegen Schlangensterne (*Ophiura albida*) und der Herzseeigel (*Echinocardium cordatum*) die weiter befischten Gebiete dominierten. In den Boxcorern waren ebenfalls höhere Dichten der o.g. grabenden Krebsarten sowie des Schlangensterns *Amphiura filiformis* zu finden. In Bezug auf Diversität, Äquität und Artenreichtum der Infauna konnten die Autoren allerdings keine Unterschiede zwischen Fischereiverbotszone und Referenzgebiet finden. Die Ursache hierfür lag vor allem in einem hohen Anteil an kleinen, opportunistischen Arten in allen Infauna-Proben.

Fallbeispiel 3: Dannheim et al. (2014): Trophic look at soft-bottom communities-Short-term effects of trawling cessation on benthos (Journal of Sea Research)

Diese Studie zielte auf die Untersuchung von möglichen Veränderungen in der trophischen Struktur benthischer Weichbodengemeinschaften in der Deutschen Bucht nach Einstellung von Fischerei ab. Als Untersuchungsgebiet diente die im Jahre 2003 für jeglichen Schiffsverkehr geschlossene Plattform FINO 1 nahe der Insel Borkum. Um die Plattform herum findet grundberührende Fischerei großflächig v.a. mit Baumkurren zum Fang von Plattfischen statt. Beprobt wurde im Schließungs-(FINO 1) und in einem weiter befischten Referenzgebiet 2 Wochen vor Schließung (Pre-Closure) sowie 12 und 14 Monate nach Schließung (Post-Closure). Für die Infauna wurde ein 0,1 m² van Veen Greifer, für die Epifauna eine 3-m Baumkurre eingesetzt.

Zentrale Ergebnisse: Trotz der relativ kurzen Zeitspanne zwischen Schließung und Beprobung (12 und 14 Monate) konnten die Autoren erste Veränderungen in der trophischen Struktur der Benthosgemeinschaften zwischen Schließungs- und Referenzgebiet beobachten. Nach Ausschluss der Fischerei wurden im Schließungsgebiet höhere Dichten von „interface feedern“ (*Owenia fusiformis*, *Spiophanes bombyx*, *Edwardsia* spp.) und geringere Dichten von „deposit feedern“ (*Tellinomya ferruginosa*, *Pectinaria koreni*) gefunden, was die Autoren auf geringere physische Störungen des Sediments und eine höhere Nahrungsqualität im Schließungsgebiet zurückführen. Darüber hinaus kam es im Schließungsgebiet zu einem Abundanzrückgang von kleinen Räubern und aasfressenden Arten (*Ophiura albida*, *Euspira pulchella*), was Dannheim et al. mit dem fehlenden Rückwurf und dem Fehlen von durch das Fanggerät geschädigte Organismen im Schließungsgebiet begründen. In Bezug auf große, mobile epibenthische Räuber (z.B. *Asterias rubens*, *Liocarcinus* spp.) wurden allerdings noch keine Unterschiede zwischen Schließungs- und Referenzgebiet gefunden.

Fallbeispiel 4: Coates, D.A. et al. (2016): Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea (Fisheries Research)

Durch die Errichtung des Offshore Windparks „Bligh Bank“ im Jahre 2009 entstand vor der belgischen Küste eine ca. 21 km² große Fischereiverbotszone. Einem Before After Control Impact (BACI)-Design folgend untersuchten Coates et al. erste Effekte auf die dort vorkommenden Benthosgemeinschaften nach Einstellung der Fischerei. Beprobt wurde mit einem 0,1 m² van Veen Greifer (Infauna) jeweils im Schließungs- („Bligh Bank“ OWP) und in einem weiter befischten Referenzgebiet ein Jahr vor (2008) und 3 Jahre nach (2009-2011) Schließung.

Zentrale Ergebnisse: Die Autoren stellten 3 Jahre nach Schließung eine höhere Abundanz und Biomasse aber keine höhere Artenzahl und Diversität im Schließungsgebiet fest. Der Anstieg der Abundanz wurde vor allem durch höhere Dichten von röhrenbauenden Terebellidae (vermutlich *Lanice conchilega*), *Echinocyamus pusillus* und *Gastrosaccus spinifer* verursacht. Die höhere Biomasse resultierte in einigen besonders großen Tieren des Herzseeigels *Echinocardium cordatum*. Statistisch signifikante Unterschiede zwischen Schließungs- und Referenzgebiet konnten allerdings sowohl bei allen univariaten Parametern als auch im multivariaten Vergleich der Benthosgemeinschaften nicht festgestellt werden. Für das Ausbleiben dieser Unterschiede vermuten die Autoren eine noch zu kurze Regenerationszeit (3 Jahre) nach Schließung, insbesondere für langlebige Arten. Dennoch zeigen sich durch die deutlich höheren Dichten der röhrenbauenden Terebellidae und des Zwergseeigels *Echinocyamus pusillus* erste Hinweise einer Regeneration. Letzterer kann durch seine kurze Reproduktionszeit (1 Jahr) ungestörte Flächen recht schnell wieder besiedeln.

Fallbeispiel 5: Gutow et al. (2014b): Vervollständigung der Zeitreihen des StUK während der Betriebsphase und Ermittlung von Veränderungen des Benthos durch Ausweitung des anlagenbezogenen Effektmonitorings (Schlussbericht zum Projekt Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben alpha ventus zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH (StUKplus))

Im 2. Jahr der Betriebsphase des ca. 6,5 km² großen OWP „alpha ventus“ nördlich von Borkum wurden Untersuchungen durchgeführt, die u.a. Veränderungen der In- und Epifauna im Windpark und in einem Referenzgebiet erfassen sollten.

Zentrale Ergebnisse: Langfristige, gerichtete Veränderungen des Benthos als Folge des Baus und Betriebs des Offshore-Windparks waren nicht zu erkennen. Lediglich die Biomasse und die Artenzahl des Aufwuchses auf den Unterwasserkonstruktionen der Gründungsstrukturen nahmen seit der Errichtung der Offshore-Windenergieanlagen kontinuierlich zu.

In dem zeitlichen Rahmen der Untersuchungen reagierte vor allem die benthische Epifauna des Meeresbodens wie auch des Aufwuchses auf den Gründungsstrukturen der Offshore-Windenergieanlagen auf die mit der Errichtung des Offshore-Windparks verbundenen Umweltveränderungen, während die benthische Infauna des Meeresbodens weitgehend unbeeinflusst blieb. Im Jahr der Errichtung von „alpha ventus“ (2009) stieg die Heterogenität der Epifaunagemeinschaft des OWP-Testfeldes stark an, ab dem Frühjahr 2011 war das ursprüngliche Ausmaß der strukturellen Unterschiede zwischen Testfeld und Referenzgebiet wiederhergestellt. Der zeitliche Verlauf dieser Entwicklung deutet auf einen Effekt der Bauaktivitäten bei der Errichtung des Offshore-Windparks hin, der zu einer erhöhten Heterogenität der Epifaunagemeinschaft im Windparkgebiet führt. Ein Anstieg der strukturellen Heterogenität einer Gemeinschaft wird häufig als ein Indiz für eine Störung interpretiert. Die Wiederherstellung der ursprünglichen Unterschiede der Epifaunagemeinschaften des Testfeldes und des Referenzgebiets erscheinen in diesem Zusammenhang also zunächst wie eine „Erholung“ der Gemeinschaft im Bereich des Testfeldes. Dennoch nahmen im zeitlichen Verlauf die Unterschiede hinsichtlich der Diversität, Äquität, Gesamtabundanz und -biomasse zu, allerdings mit einer hohen Variabilität. Die bereits zu Beginn der Untersuchungen höhere Biomasse, Abundanz und Diversität der Epifauna im Referenzgebiet nahm mit der Zeit weiter zu. Die Autoren schlussfolgern, dass eine komplexe Interaktion wirksamer Prozesse innerhalb des Windparks (z.B. Bauaktivität, Verlegung von Kabeln,

Gegenwart der künstlichen Hartsubstrate, Fischereibefreiung) wie auch im Referenzgebiet (Grundschieppnetzfisherei) zu den beobachteten Unterschieden in den zeitlichen Entwicklungen der betrachteten Parameter beitragen. Die Ergebnisse deuten an, dass die prognostizierte Erholung des Benthos von der intensiven Grundschieppnetzfisherei mehr Zeit bzw. eine größere Fläche des Fischereiausschlusses oder beides erfordert.

Fallbeispiel 6: PGU (2018): Clustermonitoring Cluster 6 Bericht Phase II (04/16-12/17). Offshore-Windparks BARD Offshore 1 (Betriebsmonitoring), Veja Mate (Baumonitoring), Deutsche Bucht (Basisaufnahme). Planungsgesellschaft Umweltplanung Offshore Windpark

Im Jahre 2010 begann der Bau des Offshore-Windparks (OWP) „BARD Offshore 1“ nördlich des Schutzgebietes Borkum Riffgrund in der südlichen Nordsee. Die Errichtung der insgesamt 80 Windenergieanlagen (WEA) auf einer Fläche von ca. 58,9 km² wurde im Herbst 2013 abgeschlossen, seitdem befindet sich der Windpark in Betrieb. Mit Baubeginn des Windparks erging ein für jeglichen Schiffsverkehr (Ausnahme Bau- und Wartungsschiffe) geltendes Fischereiverbot innerhalb des Windparks sowie in einer 500 m breiten Sicherheitszone um den Windpark herum.

Gemäß den Vorgaben von StUK 3 (BSH 2007) und später StUK 4 (BSH 2013) wurden sowohl vor der Errichtung des Windparks (Basisuntersuchungen: 2004-2009) als auch während der Bau- (baubegleitendes Monitoring (2010-2012) und Betriebsphase (seit 2013) Erfassungen u.a. der Schutzgüter Boden/Sediment und Benthos innerhalb und außerhalb (Referenzgebiet) des OWP durchgeführt. Zur Beprobung der Infauna wurde dabei stets ein van Veen Greifer (0,1 m²), für die Epifauna eine 2-m Baumkurre eingesetzt. In dem hier zu Grunde gelegten Bericht geht es zwar vor allem um die Untersuchung möglicher Effekte der WEA auf die benthischen Gemeinschaften im fünften Jahr der Betriebsphase (2017), es wurden aber darüber hinaus auch erste Hinweise der potentielle Effekte des Fischereiausschlusses sieben Jahre nach Schließung auf die In- und Epifauna analysiert.

Zentrale Ergebnisse: Gesamtabundanz und -biomasse sowohl der In- als auch der Epifauna wiesen sieben Jahre nach Schließung deutliche Unterschiede zwischen Schließungs- und Referenzgebiet auf. Die Parameter waren jeweils im Vorhabengebiet höher. Höhere Abundanzen und Biomassewerte im Windpark wurden beispielsweise von *Asterias rubens*, *Astropecten irregularis* und *Turritella communis* festgestellt. Dagegen zeigten sich im Referenzgebiet signifikant höhere Diversitäts- und Äquitätswerte. Die Unterschiede können natürlichen Ursprungs und Ausdruck der natürlichen Variabilität sein, wie sie ähnlich auch bereits im Rahmen der Basisuntersuchungen beobachtet werden konnten. Die Autoren halten es jedoch für plausibel, dass die festgestellten Unterschiede zumindest zum Teil auch aus dem Vorhandensein des Windparks „BARD Offshore 1“ resultieren und Folge des Ausschlusses der Fischerei im Vorhabengebiet sind. Hinweise auf eine Regeneration langlebiger Arten wie z.B. Muscheln bzw. ein vermehrtes Vorkommen im Windpark konnten nicht nachgewiesen werden.

5.7.3 Entwicklung der Benthosfauna in Offshore-Windparks

In den letzten Jahren wurden mehrere Studien zur Entwicklung von Benthosgemeinschaften nach Schließung eines Gebietes für die Fischerei durchgeführt. Effekte auf die Infauna konnten häufig nicht festgestellt werden, während sich im Hinblick auf die Epifauna Hinweise auf eine

Regeneration andeuteten (BERGMAN et al. 2014, DUINEVELD et al. 2007, GUTOW et al. 2014b). Aufgrund ihrer Sensitivität gegenüber Befischung eignen sich Epifauna-Arten besonders als Indikatorarten zur Beurteilung von Fischereieffekten. Bis zu einem Zeitraum von sieben Jahren nach der Schließung konnten zumeist keine Anzeichen einer Erholung der Benthosfauna nachgewiesen werden (COATES 2016, DEGRAER et al. 2018, WREDE & DANNHEIM 2018). Eine Studie der Epifaunagemeinschaften in Windparks konnte dagegen zeigen, dass Unterschiede zwischen dem Windpark- und dem Referenzgebiet vor allem im ersten Jahr nach der Konstruktionsphase auftraten und sich im zweiten Jahr bereits abschwächten (WREDE & DANNHEIM 2018). Die Autoren vermuten, dass durch die Bauaktivitäten nachhaltige Beeinträchtigungen der Epifauna entstehen, aber im zweiten Jahr nach Errichtung des Windparks bereits eine Regeneration stattgefunden hat. Erst nach längeren Schließungszeiten zeichnen sich Entwicklungen ab, die sich auf den Ausschluss der Schleppnetzfisherei zurückführen lassen. Zu erwartende Veränderungen in einem Schließungsgebiet sind die Zunahme der taxonomischen und funktionellen Diversität, die Zunahme der Biomasse, die Zunahme von großen, langlebigen und habitatbildenden Arten sowie ein Rückgang kleiner opportunistischer und aasfressenden Arten (WREDE & DANNHEIM 2018). Beobachtet werden konnte ein Anstieg der Abundanzen von langlebigen Muscheln um eine Gasplattform (DUINEVELD et al. 2007, BERGMAN et al. 2010) bzw. in einem Windpark (BERGMAN et al. 2014) in der südlichen Nordsee. Deutlich höhere Abundanzen und Biomassewerte sowohl der In- und Epifauna konnten in einem Windpark in der Deutschen Bucht sieben Jahre nach Schließung festgestellt werden, dagegen war die Diversität im Referenzgebiet signifikant höher (PGU 2018).

Zahlreiche Faktoren beeinflussen die Regeneration der Benthosgemeinschaft in einem für die Fischerei geschlossenen Windpark (vgl. auch Kapitel 3.2):

- **Natürliche Variabilität:** Unterschiede in der Besiedlung zwischen Windpark- und Referenzgebiet bzw. zwischen der Besiedlung vor und nach der Errichtung eines Windparks sind häufig auch durch natürliche Faktoren und saisonale Unterschiede hinsichtlich der Kennwerte (Abundanzen, Biomasse, Diversität) oder dem Auftreten bestimmter Arten verursacht.
- **Existenz von Besiedlungsquellen:** Die Wiederbesiedlungsprozesse der verschiedenen benthischen Stadien sind bereits in Kapitel 3.2 beschrieben. Eine Regeneration nach Fischereiausschluss lässt insbesondere die Ansiedlung großer und langlebiger Arten erwarten (z.B. die Muscheln *Arctica islandica*, *Aequipecten irregularis*). Das betrachtete Gebiet muss aber auch von einer ausreichenden Menge von Larven dieser Arten erreicht werden. Die Islandmuschel *Arctica islandica* hat beispielsweise in der deutschen AWZ zwei Verbreitungsschwerpunkte: in den tieferen, küstenfernen Bereichen des Elbe-Urstromtals sowie im nördlichen Teil der Doggerbank (BFN 2018). Im Bereich der derzeit in Betrieb bzw. im Bau befindlichen Windparks wurden vereinzelt Individuen, zumeist Jungtiere, nachgewiesen, eine größere Quellpopulation befindet sich jedoch nicht in der Nähe. Der Nachweis einzelner juveniler Islandmuscheln (z.B. PGU 2018) zeigt, dass eine Wiederbesiedlung durch planktische Larven prinzipiell möglich ist, die Ausbildung einer stabilen Population jedoch aufgrund der Entfernung zu Quellpopulationen, aber auch aufgrund der seltenen Rekrutierung und der späten Geschlechtsreife Jahrzehnte in Anspruch nehmen kann (vgl. Kapitel 5.3.3.2). Viele langlebige Muschelarten (z.B. *Spisula*, *Ensis*) besitzen zwar ein hohes Ausbreitungspotenzial durch eine hohe Larvenproduktion und ein langes pelagisches Larvenstadium, dennoch ist die

Rekrutierung juveniler Individuen oft sehr unregelmäßig und nicht jedes Jahr erfolgreich (vgl. Kapitel 5.1-5.6). Es ist daher nicht zu erwarten, dass die Besiedlung mit Larven langlebiger Arten kurzfristig nach der Einrichtung einer fischereifreien Zone stattfindet.

- **Vorherige Fischereinutzung:** Die Intensität der fischereilichen Nutzung sowie die verwendeten Fanggeräte spielen ebenfalls eine Rolle bei Wiederbesiedlungsprozessen. Als „kritische Intensität“, ab der Beeinträchtigungen der Integrität des Meeresbodens und der assoziierten Fauna zu erkennen sind, geben EIGAARD et al. (2017) eine Swept Area Ratio (SAR) von 0,1 pro Jahr an. Mit zunehmender Intensität verstärken sich die Auswirkungen bis hin zum vollständigen Verschwinden einzelner Arten (KAISER et al. 2003, SCHRÖDER et al. 2008). Die Ausdehnung und die Eindringtiefe des Fanggeräts bestimmen das Maß der Beeinträchtigung des Meeresbodens (EIGAARD et al. 2016), wobei die Reaktion der Epifauna artspezifisch ist (TILLIN & TYLER-WALTERS 2014). Nur ein sehr geringer Teil des Scherbrettnetzes dringt ins Sediment ein, so dass bei dieser Befischungsmethode vorwiegend die Epifauna betroffen wird. Insbesondere größere Baumkurren dringen mit der gesamten Breite des Geräts in das Sediment ein und schädigen somit sowohl In- und Epifauna. Eine Untersuchung der erwarteten Veränderung nach einem Fischereiausschluss muss daher auch die vorher stattgefundenene Beeinträchtigung im Hinblick auf die Intensität und Fangmethode berücksichtigen.
- **Status quo der Benthosgemeinschaft:** Gerade die Epifaunagemeinschaft, an der sich Erholungsprozesse häufig am deutlichsten abbilden lassen, ist in der südlichen Nordsee in hohem Maße von der seit vielen Jahrzehnten andauernden fischereilichen Nutzung geprägt. Die vorhandenen häufigen Arten der Epifauna (z.B. *Asterias rubens*, *Echinocardium cordatum*, *Liocarcinus holsatus*, *Ophiura albida*, *Ophiura ophiura*, *Cancer pagurus*) sind entweder tolerant gegenüber Fischerei oder profitieren durch die höhere Nahrungszufuhr infolge der verletzten Organismen auf dem Meeresboden (BEERMANN et al. 2017). Fischereiempfindliche und sessile Arten kommen zumeist nur sporadisch vor. Dies macht deutlich, wie stark die Epifaunagemeinschaften der Deutschen Bucht an die regelmäßige Fischerei angepasst sind (WREDE & DANNHEIM 2018). Daten aus den Jahren 1902-1912 zeigen, dass vor allem langlebige Muscheln wie *Arctica islandica*, *Thracia convexa*, *Spisula solida*, *Aequipecten opercularis*, aber auch grabende Krebse (*Callinassa subterranea*, *Upogebia deltaura*) im Vergleich zu heute deutlich zurückgegangen sind. Zunahmen waren dagegen bei opportunistischen Arten bzw. Räubern und Aasfressern wie *Cancer pagurus*, *Liocarcinus holsatus*, *Echinocardium cordatum*, *Asterias rubens*, *Astropecten irregularis*, *Ophiura albida*, *Ophiura ophiura* zu verzeichnen (BEERMANN et al. 2017). Geht man davon aus, dass die Vergleichsdaten von 1902-1912 den Referenzzustand eines unbefischten Gebietes darstellen, wird die vollständige Regeneration der Epifauna einen Zeitraum von Jahrzehnten beanspruchen. Zudem ist eine ausreichend große fischereifreie Fläche notwendig, um deutliche Effekte feststellen zu können.
- **Veränderung des Nahrungsnetzes:** Die Errichtung eines Windparks mit festen Strukturen auf Weichbodensedimenten sowie der Ausschluss der Fischerei können sich auf das Nahrungsnetz auswirken. Die meisten benthischen Organismen auf den künstlichen Hartsubstraten sind Suspensionsfresser, die sich filtrierend von den planktischen Organismen aus dem umgebenden Meerwasser ernähren. Sie entziehen dem Meerwasser ein breites Größenspektrum an Nahrungsorganismen, die anschließend in Form von Fäzes und Pseudofäzes wieder ausgeschieden werden. Dies führt dazu, dass das Größenspektrum der

Partikel, die auf den Meeresboden absinken und dort den benthischen Organismen zur Verfügung stehen, stark eingeschränkt und verschoben ist. Entsprechend kann sich auch die Faunengemeinschaft im Windpark verändern (GUTOW et al. 2014b). Die Strukturen eines Offshore-Windparks ziehen zudem Hartsubstrat bevorzugende Fischarten an, die auf den Sandböden vorher keinen Lebensraum fanden (REUBENS et al. 2013, KRONE 2014). Aber auch für andere Fischarten wie z.B. Kabeljau, Wittling, Kliesche und Sandaal wurden höhere Abundanzen innerhalb eines Windparks im Vergleich zu einem Referenzgebiet festgestellt (REUBENS et al. 2013, STENBERG et al. 2015). Eine erhöhte Dichte von räuberischen Fischen kann sich wiederum auf die Zusammensetzung der benthischen Gemeinschaft auswirken. So beobachteten SKÖLD et al. (2018) höhere Abundanzen des Schlangensterns *Amphiura chiajei* in einem gering bis mäßig intensiv befischten Gebiet im Vergleich zu einem seit mehreren Jahren unbefischten Schutzgebiet. Die Autoren vermuten, dass die Art gegenüber Fischerei relativ tolerant ist, aber aufgrund der erhöhten Räuberichte (Plattfische, *Nephrops norvegicus*) im Schutzgebiet dezimiert wird. Die Beurteilung der Regenerationsprozesse in einem Windpark muss daher auch Faktoren wie Veränderungen der Räuber-Beute-Beziehungen und des gesamten Nahrungsnetzes aufgrund der Einbringung von Hartstrukturen und der assoziierten Fauna miteinbeziehen.

5.7.4 Fazit

Während sich eine Regeneration im Anschluss an die Konstruktionstätigkeiten relativ kurzfristig abzeichnet (WREDE & DANNHEIM 2018), wird für die Wiederherstellung einer durch Fischerei unbeeinträchtigten Gemeinschaft ein sehr viel längerer Zeitraum erwartet. Im Gegensatz zur Regeneration der Wirbellosenfauna nach einer Bautätigkeit, die sich durch den Vergleich mit einem nahegelegenen Referenzgebiet mit ähnlichen abiotischen Bedingungen abbilden lässt, ist die Herleitung eines Referenzzustandes für ein unbefischtes Gebiet schwierig. Aufgrund der jahrzehntelang andauernden intensiven Schleppnetzfisherei hat eine grundlegende Veränderung der Benthosfauna stattgefunden. Von der Fischerei unbeeinträchtigte Flächen sind in der deutschen Nordsee nicht mehr vorhanden. Wie sich ein fischereifreies Gebiet entwickeln wird, welche Arten zu erwarten sind, wie die Struktur einer ungestörten Gemeinschaft aussehen wird, ist derzeit aufgrund fehlender Informationen nur grob abzuschätzen. Die als Referenzgebiet für die Beurteilung der Vorhabenwirkung genutzten Flächen eignen sich zudem nur bedingt als Vergleichsflächen, da diese aufgrund der Nähe zum Windpark von den Fischern oft auch gemieden werden (WREDE & DANNHEIM 2018). Hinweise auf eine beginnende Erholung sind ein Anstieg von Diversität und Biomasse, eine Zunahme fischereiempfindlicher Arten und eine Abnahme der opportunistischen Arten und Aasfresser. Für die Ausprägung der Gemeinschaft spielt auch die Größe der unbefischten Fläche eine Rolle (GUTOW et al. 2014b).

Aus den vorliegenden Studien kann abgeleitet werden, dass etwa ab sieben Jahren nach Schließung eines Gebietes für die Fischerei offensichtliche Hinweise auf eine Erholung erkennbar sind, während die Regeneration infolge von Bautätigkeiten deutlich schneller abläuft. Anhaltspunkte für die Dauer der Regeneration nach Einstellung der Fischerei bieten die in Tab. 12 genannten Regenerationszeiten nach weitgehendem Verlust der Besiedlung. Für die Wiederherstellung einer Gemeinschaft mit großen langlebigen Arten (z.B. *Spisula* / *Macra*, *Ensis* spp., *Arctica islandica*) kann von einer langandauernden Regeneration ausgegangen werden, da diese Arten zumeist nur noch in sehr geringer Dichte vorkommen.

Genauere Angaben zu Erholungszeiträumen und der Ausprägung von durch physikalische Störungen unbeeinträchtigten Benthosgemeinschaften sind erst nach Untersuchungen von Windparks zu erhalten, die bereits über einen längeren Zeitraum bestehen. Belastungen aufgrund von Bautätigkeiten sind vor allem Überdeckung und die Entstehung von Trübungsfahnen. Die Regeneration der Gemeinschaften nach diesen Beeinträchtigungen findet zumeist deutlich schneller statt. Generell ist mit einer Erholung innerhalb eines Zeitraums von weniger als zwei Jahren zu rechnen, wenn nicht langlebige Muscheln prägender Bestandteil der Gemeinschaft sind (vgl. Tab. 12). Es kann davon ausgegangen werden, dass die Wiederbesiedlung eines gestörten Gebietes zügiger abläuft, wenn zusätzliche Beeinträchtigungen wie die Schleppnetzfisherei ausbleiben. Jede Störung durch Befischung unterbricht die beginnende Erholung der Gemeinschaft. Je nach Zeitpunkt der Befischung, dem verwendeten Fanggerät und der Ausdehnung der befischten Fläche können die Regenerationszeiträume erheblich variieren. Die Regenerationsprozesse nach baubedingten Störungen und fischereilicher Nutzung laufen jedoch auf unterschiedlichen Zeitskalen ab.

6. Gutachterliche Generalisierung des Regenerationspotenzials und Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der Anwendung der Eingriffsregelung des BNatSchG auch in der AWZ von Nord- und Ostsee beschreibt die vorliegende Studie die Regeneration von aggregierten benthischen Biotoptypen und Subtypen der AWZ der Nordsee nach anthropogenen (vorhabenbedingten) Störungen anhand einer Literaturrecherche und des eigenen Fachwissens.

Dabei standen die Regenerationszeiträume bis zur vollständigen Wiederherstellung der verschiedenen benthischen Biotoptypen und der Einfluss abiotischer Parameter auf den Verlauf der Regeneration im Mittelpunkt.

Die im Rahmen dieser Studie durchgeführte Literaturrecherche zeigt, dass eine größere Zahl von Untersuchungen zur Regeneration benthischer Lebensräume nach temporären Störungen vorliegt. Die Auswertung dieser Untersuchungen hat ergeben, dass ganz überwiegend eine weitgehende Regeneration erfolgen kann. Keine Regeneration zum Status quo ante nach einer temporären Störung erfolgt, wenn durch die Störung die Substrateigenschaften dauerhaft verändert worden sind (z.B. Entfernung von Hartsubstraten; dauerhafte Überdeckung eines Sedimenttyps durch einen anderen).

Die Auswertung der Literatur zeigt weiter, dass die Variabilität von Verlauf und Dauer der Regeneration erheblich ist. Diese Variabilität entsteht durch Art, Zeitpunkt, Dauer, Intensität und Größenordnung der Störung, den jeweils betroffenen Biotoptyp und die vorherrschenden abiotischen Bedingungen, zufällige Ereignisse oder weitere gleichzeitig auftretende Beeinträchtigungen. Methodische Unterschiede in den verschiedenen Untersuchungen können ebenfalls eine Rolle spielen. Die biologische Regenerationszeit kann besonders durch die u.U. erforderliche Wiederherstellung der physikalisch-chemischen Sedimentbedingungen inklusive der Morphologie verlängert werden. Weitere Faktoren sind u.a. die Altersstruktur der gestörten Populationen, die Entfernung zu Besiedlungsquellen sowie das vorherrschende natürliche Störungsregime.

Trotz dieser Variabilität haben wir im Folgenden auf der Grundlage der Literaturlauswertung und der eigenen Erfahrungen eine gutachterliche Generalisierung für die verschiedenen hier differenzierten (aggregierten) Biotoptypen durchgeführt. Diese berücksichtigen sowohl Angaben zur Autökologie der charakteristischen Arten als auch die Ergebnisse von Untersuchungen in der südlichen Nordsee zum Regenerationsverlauf nach Störungen. Die Angaben in Tab. 12 geben jeweils eine Spannweite plausibel zu erwartender Regenerationszeiträume nach temporären Störungen (differenziert werden Substratverlust bzw. -veränderung, weitgehender Besiedlungsverlust, Überdeckung sowie Entstehung von Trübungsfahnen) in der südlichen Nordsee an.

Tab. 12: Zusammenfassung des Regenerationspotenzials für die betrachteten Biotoptypen und Subtypen in Abhängigkeit von verschiedenen Belastungsfaktoren. Die §30-Biotoptypen sollten durch Anwendung der entsprechenden Kartieanleitungen des BfN (soweit vorhanden) verifiziert werden.

Biotyp	Physikalische Regeneration	Verlust der Besiedlung	Überdeckung	Trübungs- fahnen
Hartboden mit Epifauna				
Sublitoraler Felsen- und Stein- grund mit Epibenthos (LRT Riffe, § 30 Riffe)	keine Regeneration	5-10 Jahre	< 2 Jahre	wenige Monate
Sublitoraler Schillgrund mit Epibenthos (LRT Riffe, § 30 Riffe)				
Sublitorales Mischsubstrat mit Epibenthos (LRT Riffe, § 30 Riffe)				
<ul style="list-style-type: none"> • mit Moostierchen (Bryozoa) • mit Nesseltieren (Cnidaria) • mit Blumentieren (Anthozoa) • mit Hydroidpolypen (Hydrozoa) • mit Schwämmen (Porifera) • mit Seescheiden (Ascidacea) 	keine Regeneration	5-10 Jahre	< 2 Jahre	wenige Monate
Goniadella-Spisula-Gemeinschaft				
Sublitorales, ebenes Grob sediment mit <i>Goniadella- Spisula-Gemeinschaft</i> (§ 30 Artenreiche Kies-/Grobsandgründe im Meeres- und Küstenbereich) ¹	10-25 Jahre	2-5 Jahre	< 2 Jahre	tolerant
<ul style="list-style-type: none"> • dominiert von Lanzettfischchen (<i>Branchiostoma lanceolatum</i>) • dominiert von Trogmuscheln (<i>Mactra/Spisula</i>) • ohne Dominanz von spezifischen endobenthischen Taxa 	10-25 Jahre	2-5 Jahre 10-25 Jahre	< 2 Jahre 2-5 Jahre	tolerant
Sublitoraler, ebener Sandgrund mit <i>Goniadella-Spisula- Gemeinschaft</i>	5-10 Jahre	10-25 Jahre	2-5 Jahre	tolerant
Bathyporeia-Tellina-Gemeinschaft				
Sublitoraler, ebener Sandgrund mit <i>Bathyporeia-Tellina- Gemeinschaft</i> ²	< 2 Jahre	5-10 Jahre	< 2 Jahre	tolerant
<ul style="list-style-type: none"> • mit größeren Vorkommen langlebiger Muscheln 	< 2 Jahre	> 25 Jahre	10-25 Jahre	tolerant
Tellina-fabula-Gemeinschaft				
Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Tellina-fabula- Gemeinschaft</i> ¹	< 2 Jahre	5-10 Jahre	< 2 Jahre	tolerant
<ul style="list-style-type: none"> • dominiert von Bäumchenröhrenwürmern (<i>Lanice conchilega</i>) 	< 2 Jahre	5-10 Jahre	< 2 Jahre	tolerant

¹ gemäß FINK et al. (2017) nicht als FFH-LRT 1110 Sandbank definiert, laut BILDSTEIN et al. (2014) aber eine der beiden dominierenden Gemeinschaft der Sandbänke des Borkum Riffgrunds und Sylter Außenriff

² gemäß FINK et al. (2017) nicht als FFH-LRT 1110 Sandbank definiert, laut BILDSTEIN et al. (2014) aber dominierende Gemeinschaft der Doggerbank

Biotoptyp	Physikalische Regeneration	Verlust der Besiedlung	Überdeckung	Trübungs-fähnen
<ul style="list-style-type: none"> dominiert von <i>Ensis directus</i> dominiert von <i>Ensis ensis</i>, <i>E. magnus</i> oder <i>E. siliqua</i> dominiert von Hufeisenwürmern (<i>Phoronis</i> spp.) dominiert von <i>Tellina fabula</i> ohne Dominanz von spezifischen endobenthischen Taxa 		5-10 Jahre 10-25 Jahre 5-10 Jahre 5-10 Jahre 5-10 Jahre	< 2 Jahre 2-5 Jahre < 2 Jahre < 2 Jahre < 2 Jahre	
Amphiura-filiformis-Gemeinschaft				
Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft	2-5 Jahre	5-10 Jahre	< 2 Jahre	tolerant
<ul style="list-style-type: none"> dominiert von <i>Callianassa</i>/<i>Nephrops</i>/<i>Upogebia</i> dominiert von <i>Arctica islandica</i> dominiert von <i>Turritella communis</i> ohne Dominanz von spezifischen endobenthischen Taxa 	2-5 Jahre	5-10 Jahre > 25 Jahre 5-10 Jahre 5-10 Jahre	< 2 Jahre 10-25 Jahre < 2 Jahre < 2 Jahre	tolerant
Sublitoraler, ebener Schlickgrund der Nordsee mit <i>Amphiura-filiformis</i> -Gemeinschaft (§ 30 Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna)	5-10 Jahre	5-10 Jahre	< 2 Jahre	tolerant
Nucula-nitidosa-Gemeinschaft				
Sublitoraler, ebener Schlickgrund der Nordsee mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft	5-10 Jahre	5-10 Jahre	< 2 Jahre	tolerant
<ul style="list-style-type: none"> dominiert von <i>Abra alba</i> dominiert von <i>Chamelea gallina</i> dominiert von Hufeisenwürmern (<i>Phoronis</i> spp.) dominiert von Islandmuscheln (<i>Arctica islandica</i>) dominiert von <i>Nucula nitidosa</i> ohne Dominanz von spezifischen endobenthischen Taxa 	5-10 Jahre	5-10 Jahre 5-10 Jahre 5-10 Jahre > 25 Jahre 5-10 Jahre 5-10 Jahre	< 2 Jahre < 2 Jahre < 2 Jahre 10-25 Jahre < 2 Jahre < 2 Jahre	tolerant
Sublitoraler, ebener Sandgrund der Nordsee mit <i>Nucula-nitidosa</i> -Gemeinschaft	2-5 Jahre	5-10 Jahre	< 2 Jahre	tolerant

Die tatsächliche Regenerationsdauer innerhalb der oben angegebenen Spannweiten ist im konkreten Einzelfall von einer Vielzahl von Randbedingungen wie der Intensität, dem Zeitpunkt und der Dauer der Störung, der Größe der gestörten Fläche eines Biotoptyps, der Größe des angrenzenden unbeeinflussten Teils eines Biotoptyps und dem Eintreten bzw. Vorhandensein von anderen „störenden“ oder „fördernden“ natürlichen oder anthropogenen Ereignissen (wie Eiswintern oder Fischerei) abhängig (s. Kap. 3.2).

Ferner ist für das Regenerationspotenzial die tatsächliche Ausprägung der Gemeinschaft an dem betroffenen Standort relevant. Die hier genannten charakteristischen Arten der Gemeinschaften sind nicht überall in gleicher Ausprägung vorhanden, daher können sich Abweichungen von den angegebenen Regenerationszeiten ergeben. Kleinräumig können neben den genannten Subtypen auch weitere, durch dominante Arten geprägte Gemeinschaften auftreten. Insbesondere wenn es sich hierbei um Strukturbildner handelt, deren Regeneration eine Voraussetzung für die Wiederherstellung von Struktur und Funktion der gesamten Gemeinschaft ist, oder um langlebige Arten, kann sich der Regenerationszeitraum im Vergleich zu den unten angegebenen auch deutlich verlängern.

Voraussetzung für die Erholung der benthischen Gemeinschaft ist die **physikalische Regeneration**, d.h. die Wiederherstellung der Substratstruktur und -zusammensetzung. Werden beispielsweise Hartsubstrate oder Kies infolge von Bautätigkeiten oder Entnahme dauerhaft entfernt oder überdeckt, kann keine Regeneration stattfinden und der entsprechende Biotoptyp kann nicht wiederhergestellt werden. Die physikalische Regeneration kann in bestimmten Fällen einen wesentlich längeren Zeitraum in Anspruch als die Erholung der benthischen Gemeinschaft. So wird für die *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft auf Grobsediment eine Regeneration des Substrats in einem Zeitraum von 10–25 Jahren erwartet, während sich die charakteristischen Arten nach weitgehendem Besiedlungsverlust aber auf unverändertem Substrat innerhalb von 2–5 Jahren regenerieren können. Erst wenn das Substrat vollständig wiederhergestellt ist, kann jedoch auch die biologische Regeneration abgeschlossen werden. Die physikalische Regeneration ist neben der Sedimentzusammensetzung vor allem von der Exposition abhängig. In den stark exponierten küstennahen Gebieten und auf den Sandbänken mit *Tellina fabula* / *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft wird von einer raschen Wiederherstellung der Sedimentstruktur und -zusammensetzung ausgegangen. Für mäßig exponierte Sandflächen mit *Amphiura filiformis*- und *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft wird ein Zeitraum von wenigen Jahren angenommen, während mäßig exponierte schlickig-sandige Gebiete mit diesen beiden Gemeinschaften und auch die *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft auf Mittelsand vermutlich länger als fünf Jahre bis zur abgeschlossenen physikalischen Regeneration benötigen. Zusätzlich ist diese Regenerationszeit aber v.a. auch vom Umfang der Störung abhängig.

Nach **weitgehendem Verlust der Besiedlung** zeigen sich auf Ebene der Subtypen große Unterschiede in der Regenerationsdauer. Der längste Zeitraum bis zur vollständigen Wiederherstellung wird für Subtypen prognostiziert, die von der Islandmuschel *Arctica islandica* dominiert werden. Aufgrund der Langlebigkeit der Art und der sehr selten erfolgreichen Rekrutierung wird die Regeneration vermutlich länger als 25 Jahre andauern. Längere Regenerationszeiträume von 10–25 Jahren werden auch für andere langlebige Muscheln wie Trogmuscheln (*Spisula* / *Macra*) und heimische Schwertmuschel-Arten (*Ensis ensis*, *E. magnus*, *E. siliqua*) angenommen. Für die Mehrzahl der aggregierten Biotoptypen wird nach Entsiedelung eine Erholung innerhalb von 5–10 Jahren erwartet. Einige der Subtypen weisen auch deutlich kürzere Regenerationszeiten auf. Mit der Wiederherstellung von Subtypen, die von opportunistischen Arten wie Hufeisenwürmern (*Phoronis* spp.), Amerikanischer Schwertmuschel (*Ensis directus*) oder Seescheiden dominiert sind, ist innerhalb von zwei Jahren zu rechnen.

Eine **Überdeckung** durch Sediment können viele der betrachteten Arten tolerieren bzw. etwaige Verluste innerhalb kurzer Zeit wieder ausgleichen. Für die meisten Biotoptypen und Subtypen wird daher mit einer Regeneration innerhalb von zwei Jahren gerechnet. Längere Erholungszeiten

werden wiederum für Gemeinschaften, die von langlebigen Muscheln dominiert sind, erwartet. Trogmuscheln und heimische *Ensis*-Arten werden Verluste durch Überdeckung vermutlich innerhalb weniger Jahre regenerieren können. Für *Arctica islandica* wird dagegen ein Zeitraum von 10–25 Jahren zur Wiederherstellung der Population geschätzt.

Die benthischen Gemeinschaften in der Deutschen Bucht erweisen sich zum Großteil als relativ tolerant gegenüber **Trübungsfahnen**. Endobenthisch lebende Arten sind von erhöhten Schwebstoffgehalten in der Wassersäule nicht betroffen, zahlreiche der filtrierenden Arten besitzen verschiedene Mechanismen, um ihre Filterorgane von überschüssigem Material zu reinigen. Aufgrund des erhöhten Energieaufwands können Funktionseinschränkungen bei den filtrierenden Arten auftreten, die jedoch innerhalb sehr kurzer Zeit nach Beendigung der Störung regeneriert werden können. Die meisten Arten gelten daher als tolerant gegenüber erhöhter Trübung. Für die Hartsubstratgemeinschaften wird aufgrund des hohen Anteils filtrierender Arten von einer Regeneration innerhalb weniger Monate ausgegangen.

Für den Vorhabentyp Offshore-Windpark ist ein spezieller hier relevanter Faktor die Einstellung der Fischerei im OWP und in der umgebenden Sicherheitszone. Wie in Kap. 5.7 erläutert ist es plausibel, dass die Wiederbesiedlung eines gestörten Gebietes zügiger abläuft, wenn zusätzliche Beeinträchtigungen wie die **grundberührende Fischerei** ausbleiben. Grundsätzlich ist im Anschluss an die Konstruktionsphase eines Windparks mit einer relativ zügigen Regeneration innerhalb von etwa zwei Jahren zu rechnen, wenn nicht langlebige Muscheln zentraler Bestandteil der Gemeinschaft sind; dabei wird der Zeitraum der Regeneration zum Status quo ante durch die Einstellung der Fischerei tendenziell verkürzt. Die Erholung nach Schließung eines Gebietes für die Fischerei wird insgesamt deutlich längere Zeit in Anspruch nehmen, da sich voraussichtlich grundlegend veränderte Gemeinschaften mit großen, langlebigen und empfindlichen Arten entwickeln können.

Insgesamt zeigt die Betrachtung, dass die Regeneration benthischer Biotoptypen nach temporären anthropogenen Störungen in der AWZ der Nordsee überwiegend recht zügig verläuft, wenn die abiotische Situation (Habitatbedingungen) nicht dauerhaft verändert worden ist. Die Regeneration der Habitatbedingungen (hier v.a. Morphologie und Substratstruktur) kann ggf. länger dauern als die Regeneration der biotischen Struktur; eine abgeschlossene Regeneration erfordert die weitestgehende Wiederherstellung von Struktur und Funktion beider Aspekte. Sind Biotoptypen bzw. Subtypen mit Vorkommen langlebiger Arten betroffen, verlängern sich die Regenerationszeiten deutlich.

Literatur

- AFONSO-DIAS, M. S., 1997: Variability of *Nephrops norvegicus* (L.) populations in Scottish waters in relation to the sediment characteristics of the seabed. PhD thesis, University of Aberdeen. 282 pp.
- AGER, O.E.D., 2007: *Spio filicornis* - A bristleworm. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1698>.
- AGER, O.E.D., 2008: *Lanice conchilega* - Sand mason. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1642>
- ALLEN, J.I. & CLARKE, K.R., 2007: Effects of demersal trawling on ecosystem functioning in the North Sea: a modelling study. Marine Ecology Progress Series 336: 63-75.
- ANDRULEWICZ, A., D. NAPIERSKA & Z. OTREMBKA, 2003: The environmental effects of the installation and functioning of the submarine SwePol Link HVDC transmission line: a case study of the Polish marine area of the Baltic Sea. - J. Sea Res. 49: 337-345.
- ARDELEAN, M. & P. MINNEBO, 2015: HVDC Submarine Power Cables in the World. - (doi:10.2790/95735) JRC Technical Reports EUR 27527 EN, S.
- ARMONIES, W., 1994: Turnover of postlarval bivalves in sediments of tidal flats in Königshafen (German Wadden Sea). - Helgoländer Meeresunters. 48: 291-297.
- AUSTER, P.J., MALATESTA, R.J., LANGTON, R.W., WATLING, L., VALENTINE, P.C., DONALDSON, C.L.S., LANGTON, E.W., SHEPARD, A.N., BABB, I.G., 1996: The impacts of mobile fishing gear on seafloor habitats in the Gulf of Maine (Northwest Atlantic): implications for conservation of fish populations. Rev Fish Sci 4:185-202.
- BARNES, M.K.S., 2015: *Branchiostoma lanceolatum* - Lancelet. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/85>.
- BARRIO FROJAN, C. R. S., K. M. COOPER, J. BREMNER, E. C. DEFEW, W. M. R. WAN HUSSIN & D. M. PATERSON, 2011: Assessing the recovery of functional diversity after sustained sediment screening at an aggregate dredging site in the North Sea. - Estuarine, Coastal and Shelf Science 92: 358-366.
- BECKER, G. A., S. DICK & J. W. DIPPNER, 1992: Hydrography of the German Bight. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 91: 9-18.
- BEERMANN, J., J. HOLSTEIN, J. DANNHEIM & K. HEYER, 2017: Zoobenthische Datenanalyse zu Status und Beschaffenheit der Benthosgemeinschaften in der Deutschen Bucht. Gutachten im Auftrag des LLUR & NLWKN.

- BERGMAN, M. J. N. & VAN SANTBRINK, J. W., 2000: Fishing mortality of populations of megafauna in sandy sediments. In: Kaiser, M. J.; de Groot, S. J. (Herausg.): Effects of fishing on non-target species and habitats. Blackwell Science, Oxford: pp. 49-68.
- BERGMAN, M. J. N., G. C. A. DUINEVELD & M. S. S. LAVALEYE, 2005: Long term closure of an area to fisheries at the frisian front (SE North Sea): effects on the bottom fauna. - NIOZ-Rapport 2005-6, 18 S.
- BERGMAN, M.J.N. & HUP, M., 1992: Direct effects of beam trawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. ICES J. Mar. Sci 49: 5-11.
- BERGMANN, M.J.N., UBELS, S.M., DUINEVELD, G.C.A., MEESTERS, E.W.G., 2014: Effects of a 5-year trawling ban on the local benthic community in a wind farm in the Dutch coastal zone. ICES Journal of Marine Science, doi:10.1093/icesjms/fsu193.
- BERR, 2008: Review of cabling techniques and environmental effects applicable to offshore wind farm industry. - 164 S.
- BEUKEMA, J. J., E. C. FLACH, R. DEKKER & M. STARINK, 1999: A long-term study of the recovery of the macrozoobenthos on large defaunated plots on a tidal flat in the Wadden Sea. - J. Sea Res. 42: 235-254 S.
- BEUKEMA, J.J., 1990: Expected effects of changes in winter temperatures on benthic animals living in soft sediments in coastal North Sea areas. In: Expected effects of climatic change on marine coastal ecosystems (ed. J.J. Beukema, W.J. Wolff & J.J.W.M. Brouns), pp. 83-92. Dordrecht: Kluwer Academic Publ.
- BFG, 2011: Verfahren zur Bewertung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen. Anlage 4 des Leitfadens zur Umweltverträglichkeitsprüfung an Bundeswasserstraßen des BMVBS (2007). Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. 139 S.
- BFN, 2017: Die Meeresschutzgebiete in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone der Nordsee, Beschreibung und Zustandsbewertung, Stand 18.10.2017. BfN Skripten 477, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- BFN, 2018: Fachbeitrag Naturschutz zur maritimen Raumordnung (FABENA). F&E-Vorhaben im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz
- BIJKERK, R., 1988: Ontsnappen of begraven blijven. De effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden. Literatuurstudie im Auftrag von Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren.
- BILDSTEIN, T., D. FIORENTINO, C.-P. GÜNTHER, R. PESCH, P. RÜCKERT, W. SCHRÖDER & B. SCHUCHARDT, 2014: Cluster 6 Biotopkartierung: Endberichtsentswurf - Teil Nordsee. - (unveröff. Bericht i. A. des Bundesamtes für Naturschutz (BfN)) o.S.
- BIOCONSULT, 2010: Verlegung des Drehstromkabels Alpha ventus im Nationalpark Nds. Wattenmeer: Auswirkungen auf das Benthos - Untersuchungen Oktober 2008 bis Oktober 2009. - (unveröff. Gutachten im Auftrag der transpower offshore GmbH) Bremen: 114 S. + Anhänge.

- BIOCONSULT, 2013: Verlegung des Gleichstromkabels BorWin1 im Nationalpark Nds. Wattenmeer: Auswirkungen auf das Benthos - Untersuchungen 2009-2012. - (unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der TenneT Offshore GmbH) 121 S. + Anhänge.
- BIRKLUND, J., 2005: Marine Biological Surveys Along the Cable Trench in the Lagoon of Rødsand in October 2003 and October 2004. - Draft Report for ENERGI E2, March 2005, DHI Water & Environment, Hørsholm, Denmark, 49 S.
- BOLAM, S.G., 2011: Burial survival of benthic macrofauna following deposition of simulated dredged material. *Environmental Monitoring and Assessment*, 181(1): 13-27.
- BORJA, A., A. M. DAUER, M. ELLIOTT & C. A. SIMENSTAD, 2010: Medium- and Long-term Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems: Patterns, Rates and Restoration Effectiveness. - *Estuaries and Coasts* 33: 1249–1260.
- BOSELNANN, A., 1989: Larval plankton and recruitment of macrofauna in a subtidal area in the German Bight. In *Reproduction, Genetics and Distributions of Marine Organisms* (ed. J.S. Ryland & P.A. Tyler), pp. 43-54.
- BOSELNANN, A., 1991: Recruitment and postlarval growth of some macrozoobenthos species in the German Bight. *Meeresforschung*, 33: 141-158.
- BOUMA, S. & W. LENGKEEK, 2012: Benthic communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). - Bureau Waardenburg bv, The Netherlands.
- BRADSHAW, C., VEALE, L. O., HILL, A. S. & BRAND, A. R., 2000: The effects of scallop dredging on gravelly seabed communities. In *Effects of fishing on non-target commercial fishing species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues*. M. J. Kaiser and S. J. De Groot Eds. Oxford: Blackwell Science Limited. pp. 83-104.
- BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie), 2007: Standard Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK3). - Hamburg: 58 S.
- BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie), 2013: Standard Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK4). - Hamburg: 86 S.
- BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie), 2016: Anleitung zur Kartierung des Meeresbodens mittels hochauflösender Sonare in den deutschen Meeresgebieten. BSH Nr. 7201, 147 S.
- BUDD, G.C. & J.R. HUGHES, 2005: *Nephtys hombergii* - A catworm. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1710>
- BUDD, G.C. & L. CURTIS, 2007: *Bathyporeia pelagica* - A sand digger shrimp. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1576>.

- BUDD, G.C. 2007: *Abra alba* - White furrow shell. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1722>
- BUDD, G.C., 2008: *Alcyonium digitatum* - Dead man's fingers. In H. TYLER-WALTERS & K. HISCOCK (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 12-01-2018]. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1187>
- BUTLER, P. G., A. D. WANAMAKER & J. D. SCOURSE, 2013: Variability of marine climate on the North Icelandic Shelf in a 1357-year proxy archive based on growth increments in the bivalve *Arctica islandica*. - *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 373: 141-151.
- CALLAWAY R., ENGELHARD, G.H., DANN J., COTTER J. & RUHMOHR H., 2007: A century of North Sea epibenthos and trawling: comparison between 1902- 1912, 1982-1985 and 2000. *Marine Ecology Progress Series*, 346, 27-43.
- CARTER, L., D. BURNETT, S. DREW, G. MARLE, L. HAGADORN, D. BARTLETT-MCNEID & N. IRVINE, 2009: Submarine Cables and the Oceans – Connecting the World. - (CPC/UNEP/UNEP-WCMC) Biodiversity Series No. 31, UNEP-WCMC: 68 S.
- CATCHPOLE, T.L., FRID, C.L.J., GRAY, T.S., 2005: Discards in North Sea fisheries: causes, consequences and solutions. *Marine Policy* 29: 421-430.
- CHAPMAN C.J. & A.L. RICE, 1971: Some direct observations on the ecology and behaviour of the Norway lobster *Nephrops norvegicus*. *Marine Biology*, 10(4): 321-329.
- COATES, D., 2014: The effects of offshore wind farms on macrobenthic communities in the North Sea. PhD Thesis, Ghent, Belgium: Ghent University. Faculty of Sciences.
- COATES, D.A., KAPASAKALI, D.A., VINCX, M., VANAUVERBEKE, J., 2016: Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research*, 179:131-138.
- COATES, D.A.; G. van HOEY; L. COLSON; M. VINCX & J. VANAUVERBEKE, 2015: Rapid macrobenthic recovery after dredging activities in an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea.- *Hydrobiologia* 756: 3–18.
- COLLIE, J.S., HALL, S.J., KAISER, M.J., POINER, I.R., 2000: A qualitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J. Anim. Ecol.* 69, 785–798.
- COLLIE, J.S., HERMSEN, J.M., VALENTINE, P.C., ALMEIDA, F.P., 2005: Effects of fishing on gravel habitats: assessment and recovery on benthic megafauna on Georges Bank. *American Fisheries Society Symposium*, 41, pp.325-343.
- COOPER, K. M., 2013: Setting limits for acceptable change in sediment particle size composition: Testing a new approach to managing marine aggregate dredging. - *Marine Pollution Bulletin* 73: 86-97. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X13002816>, 2013/8/15.

- COOPER, K. M., C. R. S. BARRIO FROJAN, E. C. DEFEW, M. CURTIS, L. BROOKS, D. M. PATERSON & A. FLEDDUM, 2008: Assessment of ecosystem function following marine aggregate dredging. - *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366: 82–91.
- COOPER, K. M., M. CURTIS, W. M. R. WAN HUSSIN, C. R. S. BARRIO FROJAN, E. C. DEFEW, D. M. PATERSON & V. NYE, 2011: Implications of dredging induced changes in sediment particle size composition for the structure and function of marine benthic macrofaunal communities. - *Marine Pollution Bulletin* 62: 2087–2094.
- COWEN, R. K. & S. SPONAUGLE, 2009: Larval dispersal and marine population connectivity. - *Annu. Rev. Mar. Sci.* 1: 443–66.
- DANNHEIM, J. & H. RUMOHR, 2011: The fate of an immigrant: *Ensis directus* in the eastern German Bight. *Helgol Mar Res* (2012) 66: 307–317.
- DANNHEIM, J. et al., 2019: Benthic effects of offshore renewables: identification of knowledge gaps and urgently needed research. *ICES Journal of Marine Science* 2019: 1-17, doi:10.1093/icesjms/fsz018.
- DANNHEIM, J., 2002: Zur Biologie von *Ensis directus* und *Spisula solida* (Mollusca: Bivalvia) in den Küstengewässern der östlichen Nordsee. Diplomarbeit Institut für Meereskunde, Universität Kiel 2002.
- DANNHEIM, J., 2007: Macrozoobenthic Response to Fishery – Trophic Interactions in highly dynamic coastal ecosystems. Dissertation University of Bremen, Bremen.
- DANNHEIM, J., BREY, T., SCHRÖDER, A., MINTENBECK, K., KNUST, R., ARNTZ, W.E., 2014: Trophic look at soft-bottom communities – Short-term effects of trawling cessation on benthos. *Journal of Sea Research* 85:18-28.
- DAYTON, P.K., THRUSH, S.F., AGARDY, M.T. & HOFMAN, R.J., 1995: Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 5 (3): 205-232
- DE JONG, M. F., B. W. BORSJE, M. J. BAPTIST, J. T. VAN DER WAL, H. J. LINDEBOOM & P. HOEKSTRA, 2016: Ecosystem-based design rules for marine sand extraction sites. - *Ecological Engineering* 87: 271–280.
- DE JUAN, S., THRUSH, S.F., DEMESTRE, M., 2007: Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series* 334:117-129.
- DE-BASTOS, E.S.R. & J. HILL, 2016: *Ophiothrix fragilis* and/or *Ophiocomina nigra* brittlestar beds on sublittoral mixed sediment. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 29-01-2018]. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/habitat/detail/1068>.
- DE-BASTOS, E.S.R. 2016a: *Lagis koreni* and *Phaxas pellucidus* in circalittoral sandy mud. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/habitat/detail/1095>

- DE-BASTOS, E.S.R., 2016b: *Kurtiella bidentata* and *Abra* spp. in infralittoral sandy mud. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/habitat/detail/1094>.
- DEGRAER, S., R. BRABANT, B. RUMES & L. VIGIN, 2018: Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, 136 p.
- DEGRENDELE, K., M. ROCHE, P. SCHOTTE, V. Van LANCKER, V. BELLEC, W. BONNE, 2010: Morphological evolution of the Kwinte Bank central depression before and after cessation of aggregate extraction. *J Coast Res* 51:77-86.
- DERNIE, K. M., M. J. KAISER & R. M. WARWICK, 2003: Recovery rates of benthic communities following physical disturbance. - *Journal of Animal Ecology* 72: 1043-1056.
- DITTMANN, S., C.-P. GÜNTHER & U. SCHLEIER, 1999: Recolonization of tidal flats after disturbance. - In: DITTMANN, S. (Hrsg.), *The Wadden Sea ecosystem: stability properties and mechanisms*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 175-192.
- DUINEVELD, G.C.A., BERGMAN, M.J.N. & LAVALEYE, M.S.S., 2007: Effects of an area closed to fisheries on the composition on the benthic fauna in the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 64:899-980.
- DUPLISEA, D. E., S. JENNINGS, S. MALCOLM, R. PARKER, D. SIVYER, 2001: Modelling potential impacts of bottom trawl fisheries on soft sediment biogeochemistry in the North Sea. *Geochemical Transactions* 2(1): 1-6
- EIGAARD O. R., F. BASTARDIE, N. HINTZEN, P. BUHL-MORTENSEN, L. BUHL-MORTENSEN, A. RIJNSDORP et al., 2017: The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES Journal of Marine Science* 74:847-865.
- EIGAARD, O. R., BASTARDIE, F., BREEN, M., DINESEN, G. E., HINTZEN, N. T., LAFFARGUE, P., MORTENSEN, L. O., NIELSEN, J. R., NILSSON, H. C., O NEILL, F. G., POLET, H., REID, D. G., SALA, A., SKÖLD, M., SMITH, C., SØRENSEN, T. K., TULLY, O., ZENGIN, M., and RIJNSDORP, A. D., 2016: Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. - *ICES Journal of Marine Science*, doi: 10.1093/icesjms/fsv099.
- ESSINK, K., 1999: Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. *Journal of Coastal Conservation*, 5(1), 69-80.
- FAHY, E., J. CARROLL & M. O'TOOLE, 2003: A preliminary account of fisheries for the surf clam *Spisula solida* (L) (Mactracea) in Ireland. <http://www.marine.ie>, 2004-03-16.
- FAO, 2004: Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities. FAO Fisheries Technical Paper 472. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FINCK, P., S. HEINZE, U. RATHS, U. RIECKEN & A. SSYMANK, 2017: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Dritte fortgeschriebene Fassung 2017. - *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 156. 637 S.

- FODEN, J., S. I. ROGERS & A. P. JONES, 2009: Recovery rates of UK seabed habitats after cessation of aggregate extraction. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 390: 15–26.
- FRID, C.L.J.; HARWOOD, K.G.; HALL, S.J.; HALL, J.A., 2000: Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. ICES J. Mar. Sci. 57: 1303-1309
- GALAGAN, C. H., T. ISAJI & S. C., 2003: Results of model simulations of sediment deposition from cable burial operations in Lewis Bay, MA. Narragansett. - In: www.nae.usace.army.mil/projects/ma/ccwf/deis.htm (Hrsg.).
- GASPAR, M.B. & C.C. MONTEIRO, 1999: Gametogenesis and spawning in the subtidal white clam *Spisula solida*, in relation to temperature. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 79: 753-755.
- GELLERMANN, M.; P.-T. STOLL & D. CZYBULKA, 2012: Handbuch des Meeresnaturschutzrechts in der Nord- und Ostsee. Springer-Verlag.
- GILI J.-M. & R.G. HUGHES, 1995: The ecology of marine benthic hydroids. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review, 33, 351-426.
- GILKINSON, K.D., D.C. GORDON, K.G. MACISAAC, D.L. MCKEOWN, E.L. KENCHINGTON, C. BOURBONNAIS & W. P. VASS, 2005: Immediate impacts and recovery trajectories of macrofaunal communities following hydraulic clam dredging on Banquereau, eastern Canada. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 62 (5), 925-947.
- GREENSTREET, S. P. R. & S. J. HALL, 1996: Fishing and the groundfish assemblage structure in the north-western North Sea: An analysis of long-term and spatial trends. J. Anim. Ecol. 65:577-598.
- GROENEWOLD, S.; FONDS, M., 2000: Effects on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea. ICES J. Mar. Sci. 57: 1395-1406
- GÜNTHER, C.-P., 1991: Settlement of *Macoma balthica* on an intertidal sandflat in the Wadden Sea. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 76: 73-79.
- GÜNTHER, C.-P., 1992: Dispersal of intertidal invertebrates. A strategy to react to disturbances of different scales? - Netherlands Journal of Sea Research 30: 45-56.
- GUTOW, L., K. TESCHKE, M. GUSKY, S. PREUß, S. BREYER, R. FÜRST, R. BÖNSCH & A. SCHMIDT, 2014b: Vervollständigung der Zeitreihen des StUK während der Betriebsphase und Ermittlung von Veränderungen des Benthos durch Ausweitung des anlagenbezogenen Effektmonitorings. Schlussbericht zum Projekt Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben alpha ventus zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH (StUKplus). Gutachten im Auftrag des Bundesamts für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH).
- GUTOW, L., TESCHKE, K., SCHMIDT, A., DANNHEIM, J., KRONE, R. & M. GUSKY, 2014b: Rapid increase of benthic structural and functional diversity at the alpha ventus offshore testside. - In: BSH & BMU, 2014: Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus – Challenges, Results and Perspectives: 67-82.

- HALL, K., PARAMOUR, O. A. L., ROBINSON, L. A., WINROW-GIFFIN, A., FRID, C. L. J., ENO, N. C., DERNIE, K. M., SHARP, R. A. M., WYN, G. C. & RAMSAY, K., 2008: Mapping the sensitivity of benthic habitats to fishing in Welsh waters - development of a protocol CCW (Policy Research) Report No: 8/12. Bangor, Countryside Council for Wales (CCW). pp. 85
- HALPERN B., S., WALBRIDGE S., SELKOE K., A., KAPPEL C., V., MICHELI F, D'AGROSA C, BRUNO JF, 2008: A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319: 948-952.
- HATCHER, A. M., 1998: Epibenthic colonization patterns on slabs of stabilised coalwaste in Poole Bay, UK. *Hydrobiologia*, 367, 153-162.
- HE, P. & WINGER, P.D., 2010: Effect of trawling on the seabed and mitigation measures to reduce impact. In: He, P. (Ed.), *Behavior of Marine Fishes: Capture Processes and Conservation*
- HELCOM, 2010: Towards a tool for quantifying anthropogenic pressures and potential impacts on the Baltic Sea marine environment. A background document on the method, data and testing of the Baltic Sea Pressure and Impact Indices. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 125.
- HENDRICK, V. J., H. Z. L. & L. K. S., 2016: Sediment Burial Intolerance of Marine Macroinvertebrates. - *PLoS ONE* 11(2): e0149114. doi:10.1371/journal.pone.0149114.
- HENNEN, D.R., 2015. How Should We Harvest an Animal that Can Live for Centuries? *North American Journal of Fisheries Management*, 35 (3), 512-527.
- HERLYN, M., G. MILLAT & B. PETERSEN, 2008: Documentation of sites of intertidal blue mussel (*Mytilus edulis* L.) beds of the Lower Saxonian Wadden Sea, southern North Sea (as of 2003) and the role of their structure for spatfall settlement. *Helgoland Marine Research*, 62 (2), 177-188.
- HERRMANN, C. & J. C. KRAUSE, 1998: Ökologische Auswirkungen der marinen Sand- und Kiesgewinnung. In: Nordheim von, H. & D. Boedeker, 1998: *Umweltvorsorge bei der marinen Sand- und Kiesgewinnung - Tagungsband BLANO-Workshop 1998*. Bundesamt für Naturschutz-Skripten 23.
- HEUERS, J. & S. JAKLIN, 1999: Initial settlement of *Lanice conchilega*. *Senckenbergiana Maritima*, 29 (suppl.), 67-69.
- HEUERS, J., S. JAKLIN, R. ZÜHLKE, S. DITTMANN, C.-P. GÜNTHER, H. HILDENBRANDT & V. GRIMM, 1998: A model on the distribution and abundance of the tube-building polychaete *Lanice conchilega* (Pallas, 1766) in the intertidal of the Wadden Sea. *Verhandlungen Ges Ökologie*, 28, 207-215.
- HIDDINK J. G., S. JENNINGS, M. J. KAISER, 2006: Indicators of the ecological impact of bottom-trawl disturbance on seabed communities. *Ecosystems* 9:1190–1199.
- HIDDINK J. G., S. JENNINGS, M. SCIBERRAS, C. L. SZOSTEK, K. M. HUGHES, N. ELLIS, A. D. RIJNSDORP, R. A. MCCONNAUGHEY, T. MAZOR, R. HILBORN, J. S. COLLIE, C. R. PITCHER, R. O. AMOROSO, A. M. PARMA, P. SUURONEN & M. J. KAISER, 2017: Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 114/31: 8301-8306.

- HIDDINK, J.G., JENNINGS, S., KAISER, M.J., QUEIRÓS, A.M., DUPLISEA, D.E., PIET, G.J., 2006;. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63, 721–736
- HILL, J.M. & E. WILSON, 2008: *Amphiura filiformis* - A brittlestar. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1400>
- HILL, J.M. & H. TYLER-WALTERS, 2016: Seapens and burrowing megafauna in circalittoral fine mud. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/habitat/detail/131>
- HILL, J.M., 2006: *Ensis ensis* - A razor shell. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 30-01-2018]. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1419>
- HILL, J.M., S. MARZIALETTI & B. PEARCE, 2011: Recovery of seabed resources following marine aggregate extraction. Marine Aggregate Levy Sustainability Fund (MALSF). Science Monograph Series No. 2.
- HINZ, H., PRIETO, V., KAISER, M.J., 2009: Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. *Ecological Applications*, 19(3):761-773.
- HISCOCK, K. & E. WILSON, 2007: *Metridium dianthus* - Plumose anemone. In H. TYLER-WALTERS & K. HISCOCK (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 11-01-2018]. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1185>
- HISCOCK, K. & TYLER-WALTERS, H. 2006: Assessing the sensitivity of seabed species and biotopes - the Marine Life Information Network (MarLIN). *Hydrobiologia* 555: 309-320.
- HISCOCK, K., 2006: *Asciidiella scabra* - A sea squirt. In H. TYLER-WALTERS & K. HISCOCK (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 12-01-2018]. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1823>
- HOLT, T. J., JONES, D. R., HAWKINS, S. J. AND HARTNOLL, R. G., 1995: The sensitivity of marine communities to man induced change - a scoping report. Bangor, Countryside Council for Wales. Report no. Contract Science Report, no. 65.
- HPA (Hamburg Port Authority), 2017: Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen - Verbringung von Baggergut zur Tonne E3. - Hamburg Port Authority – Hafeninfrastuktur Infrastruktur Wasser, 18 S.
- HUGHES, D.J., 1998: Sea pens & burrowing megafauna (volume III). An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Natura 2000 report prepared for Scottish Association of Marine Science (SAMS) for the UK Marine SACs

- Project., Scottish Association for Marine Science. (UK Marine SACs Project). Available from: <http://www.ukmarinesac.org.uk/publications.htm>.
- ICES, 2009: Effects of extraction of marine sediments on the marine environment 1998 – 2004. - (Ed.: G. Sutton & S. Boyd) Cooperative Research Report No. 297, 180 S.
- ICES, 2016: Effects of extraction of marine sediments on the marine environment 2005–2011. - ICES COOPERATIVE RESEARCH REPORT 330, 206 S.
- ICES, 2017: Report of the benchmark workshop to evaluate regional benthic pressure and impact indicator(s) from bottom fishing (WK BENTH). 28 February–3 March 2017, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2017/ACOM:40. 224 S.
- ICPC, 2016: Submarine Cables and BBNJ. Preparatory Committee established by General Assembly resolution 69/292: Development of an internationally binding instrument under the United Nations Convention of the Law of the Sea on the conservation and sustainable use of marine biological diversity of areas beyond national jurisdiction. - In: ICPC (Hrsg.), 47.
- JACKSON, A. 2008: *Ciona intestinalis* - A sea squirt. In H. TYLER-WALTERS & K. HISCOCK (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 11-01-2018]. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1369>
- JAK, R. & S.T. GLORIUS, 2017: Marcobenthos in offshore wind farms; A review of research, results, and relevance for future developments. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C043/17. 477 pp.
- JENSEN, A. C., K.J. COLLINS, A.P.M. LOCKWOOD, J.J. MALLINSON & W.H. TURNPENNY, 1994: Colonization and fishery potential of a coal-ash artificial reef, Poole Bay, United Kingdom. Bulletin of Marine Science, 55, 1263-1276.
- JNCC, 2011: General advice on assessing potential impacts of and mitigation for human activities on MCZ features, using existing regulation and legislation. - 107 S.
- KAISER, M. J., D. B. EDWARDS, P. J. ARMSTRONG, K. RADFORD, N. E. L. LOUGH, R. P. FLATT & H. D. JONES, 1998: Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. - ICES J. Mar. Sci. 55: 353-361.
- KAISER, M. J., J. S. COLLIE, S. J. HALL, S. JENNINGS & I.R. POINER, 2003: Impacts of fishing gear on marine benthic habitats: Responsible fisheries in the marine ecosystem. pp. 197-217. 2003.
- KAISER, M.J. & SPENCER, B.E., 1996: The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. J. Anim. Ecol. 65: 348-358.
- KAISER, M.J., CLARKE, K.R., HINZ, H., AUSTEN, M.C.V., SOMERFIELD, P.J. & KARAKASSIS, I., 2006: Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. Mar. Ecol. Prog. Ser. 311: 1-14.
- KENNEDY, J. J., 1995: The courtship, pseudo-copulation behaviour and spermatophore of *Turritella communis* Risso 1826 (Prosobranchia: Turritellidae). Journal of Molluscan Studies 61: 421–434.

- KRAUS, C. & L. CARTER, 2017: A Bibliography of Submarine Communication and Power Cables. - International Committee for Protection of Cables (ICPC) Publication, 25 S. <https://www.iscpc.org/publications/>.
- KRAUSE, G., G. BUDEUS, D. GERDES, K. SCHAUMANN & K. HESSE, 1986: Frontal Systems in the German Bight and their Physical and Biological Effects. - Elsevier Oceanography Series 42: 119-140.
- KRÖNCKE, I. & R. KNUST, 1995: The Dogger Bank: a special ecological region in the central southern North Sea. - Helgoländer Meeresuntersuchungen 49: 335-353.
- KRÖNCKE, I., 1990: Macrofauna standing stock of the Dogger Bank. A comparison: II. 1951 - 1952 versus 1985 - 1987. Are changes in the community of the northeastern part of the Dogger Bank due to environmental changes? Netherlands Journal of Sea Research, 25: 189-198.
- KRONE, R., 2014: Untersuchung der Effekte von Windenergieanlagen auf Fische und vagile Megafauna im Testfeld alpha ventus. AP B: Untersuchung der Auswirkungen auf demersale Fische und Megazoobenthos (mobile demersale Megafauna). Schlussbericht zum Projekt Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben alpha ventus zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH (StUKplus).
- KUHNZ, L. A., K. BUCK, C. LOVERA, P. J. WHALING & J. P. BARRY, 2015: Potential impacts of the Monterey Accelerated Research System (MARS) cable on the seabed and benthic faunal assemblages. - Monterey Bay Aquarium Research Institute: 33 S.
- LAST, K.S., V.J. HENDRICK, C.M. BEVERIDGE & A.J. DAVIES 2011: Measuring the effects of suspended particulate matter and smothering on the behaviour, growth and survival of key species found in areas associated with aggregate dredging. Report for the Marine Aggregate Levy Sustainability Fund. Project MEPF 08/P76. 69 pp. Available from: www.alsf-mepf.org.uk.
- LAURER, W.-U., M. NAUMANN & M. ZEILER, 2014: Geopotenzial Deutsche Nordsee Modul B - Dokumentation Nr. 1: Erstellung der Karte zur Sedimentverteilung auf dem Meeresboden in der deutschen Nordsee nach der Klassifikation von FIGGE (1981) - Kartenversion 2.1 vom 30.10.2014. - o. S.
- LINDEBOOM, H. J. & S. J. DE GROOT, 1998: The effects of different types of fisheries on the North sea and Irish Sea benthic ecosystems. - NIOZ-Rapport 1998-1: 404 S.
- MARLIN, 2006: BIOTIC - Biological Traits Information Catalogue. Marine Life Information Network. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from www.marlin.ac.uk/biotic
- MEIßNER, K., H. SCHABELON, J. BELLEBAUM & H. SORDYL, 2006: Impacts of submarine cables on the marine environment - A literature review. - (Prepared for Federal Agency of Nature Conservation (BfN)) Institute of Applied Ecology Ltd (IfAÖ), Neu Broderstorf, 88 S.
- MES, 2008: Marine Macrofauna Genus Trait Handbook. Marine Ecological Surveys Limited, Bath. 184pp. <http://www.genustraithandbook.org.uk/>
- MOKSNES, P.-O., P. JONSSON, M. N. JACOBI & K. VIKSTRÖM, 2014: Larval connectivity and ecological coherence of marine protected areas (MPAs) in the Kattegat Skagerrak region. - Report No 2014:2, Swedish Institute for the Marine Environment, 75 S. zzgl. Anhang.

- MUUS, K., 1981: Density and growth of juvenile *Amphiura filiformis* (Ophiuroidea) in the Øresund. *Ophelia*, 20, 153-168.
- NARBERHAUS, I., KRAUSE, J., BERNITT, U., 2012: Bedrohte Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee. Empfindlichkeiten gegenüber anthropogenen Nutzungen und den Effekten des Klimawandels. *Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 116*, 673 S.
- NEAL, K.J. & E. WILSON, 2008: *Cancer pagurus* - Edible crab. In H. TYLER-WALTERS & K. HISCOCK (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 12-01-2018]. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1179>
- NEWELL R., L. SEIDERER & D. HITCHCOCK, 1998: The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 36, 127-178.
- NEWELL, R. C., L. J. SEIDERER, R. A. SIMPSON & L. A. ROBINSON, 2004: Physical Impacts of Marine Aggregate Dredging on Benthic Macrofauna off the South Coast of the United Kingdom. - *Journal of Coastal Research* 115-125.
- NIELSEN, R., BASTARDIE, F.,BUHL-MORTENSEN, L.,EIGAARD, O., GÜMÜŞ, A., HINTZEN, N., KAVADAS, S., LAFFARGUE, P., MENGUAL, B., NOTTI, E., PAPADOUPOULOU, N., POLET H., REID D., RIJNSDORP, A.D., ROCHET, M.J., ROBERT, A., SALA, A., SMITH, C., VIRGILI, M., ZENGİN, M., 2014: DELIVERABLE 7.6 - Report on assessing trawling impact in regional sea. Benthic Ecosystem Fisheries Impact Study (BENTHIS). IMARES, IJmuiden, the Netherlands, 183 S.
- NIERMANN, U., 1996: Fluctuation and mass occurrence of *Phoronis muelleri* (Phoronidea) in the Southern-eastern North Sea during 1983-88. *Senckenbergiana maritima*, 28: 65-79.
- NIERMANN, U., E. BAUERFEIND, W. HICKEL & H.V. WESTERNHAGEN, 1990: The recovery of benthos following the impact of low oxygen content in the German Bight. *Netherlands Journal of Sea Research*, 25, 215-226.
- NIRAS, 2015: Subsea Cable Interactions with the Marine Environment. Expert review and Recommendations Report. - Cambridge: 60 S.
- NORKKO, A., S. F. THRUSH, J. E. HEWITT, V. J. CUMMINGS, J. NORKKO, J. I. ELLIS, G. A. FUNNELL, D. SCHLULTZ & I. MACDONALD, 2002: Smothering of estuarine sandflats by terrigenous clay: the role of wind-wave disturbance and bioturbation in site-dependent macrofaunal recovery. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 234: 23-41.
- O'CONNOR, B., T. BOWMER & A. GREHAN, 1983: Long-term assessment of the population dynamics of *Amphiura filiformis* (Echinodermata: Ophiuroidea) in Galway Bay (west coast of Ireland). *Marine Biology*, 75, 279-286.
- OSPAR COMMISSION, 2009: Report of the Utrecht Workshop - Regional assessment. OSPAR Commission, London. Publication 468/2009.
- OSPAR COMMISSION, 2012: Guidelines on Best Environmental Practice (BEP) in Cable Laying and Operation. - Agreement 2012-2, 18 S.

- OSPAR COMMISSION, 2017: Intermediate Assessment 2017 - Extent of Physical Damage to Predominant and Special Habitats (BH3). OSPAR Commission, London.
- OTTO, L., J. T. F. ZIMMERMAN, G. K. FURNES, M. MORK, R. SAETRE & G. BECKER, 1990: Review of the physical oceanography of the North Sea. - Netherlands Journal of Sea Research 26: 161-238.
- PARAMOR, O. A. L., K. A. ALLEN, M. AANESEN, C. ARMSTRONG, T. J. HEGLAND, W. LE QUESNE & C. L. J. FRID, 2009: MEFEPO: Making the European Fisheries Ecosystem Plan Operational: North Sea Atlas. - 81.
- PEARSON, T.H. & R. ROSENBERG, 1978: Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review, 16, 229-311.
- PEDERSEN, S.A., FOCK, H., SELL, A.F., 2009: Mapping fisheries in the German exclusive economic zone with special reference to offshore Natura 2000 sites. Marine Policy 33(2009)571-590.
- PGU, 2016: Konverterstation und Netzanbindungen im Cluster BorWin. Projekt BorWin3. Umweltfachliche Stellungnahme. Planungsgemeinschaft Umweltplanung Offshore Windkraft.
- PGU, 2018: Clustermonitoring Cluster 6 Bericht Phase II (04/16-12/17). Offshore-Windparks BARD Offshore 1 (Betriebsmonitoring), Veja Mate (Baumonitoring), Deutsche Bucht (Basisaufnahme). Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Ocean Breeze Energy GmbH & Co.KG, Veja Mate Offshore Project GmbH, Northland Deutsche Bucht GmbH.
- PHILIPPART, C.J.M., 1998: Long-term impact of bottom fisheries on several by-catch species of demersal fish and benthic invertebrates in the south-eastern North Sea. ICES J. Mar. Sci. 55: 342-352
- PILDITCH, C. A., S. VALANKO, J. NORKKO & A. NORKKO, 2015: Post-settlement dispersal: the neglected link in maintenance of soft-sediment biodiversity. - Biol. Lett. 11: 20140795.
- PINEDA, J., J. A. HARE & S. SPONAUGLE, 2007: Larval transport and dispersal in the coastal ocean and consequences for population connectivity. - Oceanography 20: 22-39.
- POWILLEIT M., G. GRAF, J. KLEINE, R. RIETHMULLER, K. STOCKMANN, M.A. WETZEL & J.H.E. KOOP, 2009: Experiments on the survival of six brackish macro-invertebrates from the Baltic Sea after dredged spoil coverage and its implications for the field. Journal of Marine Systems, 75(3-4): 441-451.
- QUEIROS, A. M., S. N. R. BIRCHENOUGH, J. BREMNER, J. A. GODBOLD, A. ROMERO-RAMIREZ, H. REISS, M. SOLAN, P. J. SOMERFELD, G. VAN HOEY, S. WIDDICOMBE, R. E. PARKER & C. VAN COLEN, 2013: A bioturbation classification of European marine infaunal invertebrates. - Ecology and Evolution 3: 3958-3985.
- RACHOR, E. & P. NEHMER, 2003: Erfassung und Bewertung ökologisch wertvoller Lebensräume in der Nordsee. - (Abschlussbericht für das F+E-Vorhaben FKZ 899 85 310 BfN)) Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven: 175 S.
- RACHOR, E., 1976: Structure, dynamics and productivity of a population of *Nucula nitidosa* (Bivalvia, Protobranchiata) in the German Bight. Berichte der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung, 24: 296-331.

- RACHOR, E., H. REISS, S. DEGRAER, G. C. A. DUINEVELD, G. VAN HOEY, M. LAVALEYE, W. WILLEMS & H. L. REES, 2007: Structure, distribution, and characterizing species of North Sea macro-zoobenthos communities in 2000. - In: REES, H.L., J.D. EGGLETON, E. RACHOR & E. VANDEN BERGHE (Hrsg.), ICES Cooperative Research Report - Structure and dynamics of the North Sea benthos: 46-59.
- RAGNARSSON, S.A., G.G. THORARINSDOTTIR & K. GUNNARSSON, 2015: Short and long-term effects of hydraulic dredging on benthic communities and ocean quahog (*Arctica islandica*) populations. *Marine Environmental Research*, 109: 113-123.
- RAYMENT, W.J., 2008: *Fabulina fabula* - Bean-like tellin. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1631>
- READMAN, J.A.J. & K. HISCOCK, 2016: *Halichondria (Halichondria) bowerbanki*, *Eudendrium arbuscula* and *Eucratea loricata* on reduced salinity tide-swept circalittoral mixed substrata. In H. TYLER-WALTERS & K. HISCOCK (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 11-01-2018]. <https://www.marlin.ac.uk/habitat/detail/45>
- REISS, H., GREENSTREET, S.P.R., SIEBEN, K., EHRICH, S., PIET, G.J., QUIRIJNS, F., ROBINSON, L., WOLFF, W.J., KRÖNCKE, I., 2009: Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Marine Ecology Progress Series* 303: 201-213.
- REUBENS, J. T., U. BRAECKMAN, J. VANAVERBEKE, C. VAN COLEN, S. DEGRAER, M. VINCX, 2013: Aggregation at windmill artificial reefs: CPUE of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and pouting (*Trisopterus luscus*) at different habitats in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research* 139 (2013) 28– 34.
- RHOADS, D.C. & D. K. YOUNG, 1970: The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. *Journal of Marine Research*, 28(2): 150-178.
- RICHARDSON, M.D., A.G. CAREY & W.A. C., 1977: Aquatic disposal field investigations Columbia River disposal site, Oregon Appendix C: The effects of dredged material disposal on benthic assemblages. Dredged Material Research Programme Technical Report D-77-30. 1-411 pp.
- RIECKEN, U., P. FINCK, U. RATHS, E. SCHRÖDER & A. SSYMANK, 2006: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands - Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Bonn. 34: 318 S.
- RIISGARD, H.U. & SVANE I., 1999: Filter feeding in lancelets (amphioxus), *Branchiostoma lanceolatum*. *Invertebrate Biology*, 118, 423-432.
- RIJNSDORP, A. D., BASTARDIE, F., BOLAM, S. G., BUHL-MORTENSEN, L., EIGAARD, O. R., HAMON, K. G., HIDDINK, J. G., HINTZEN, N. T., IVANOVIC´, A., KENNY, A., LAFFARGUE, P., NIELSEN, J. R., O'NEILL, F. G., PIET, G. J., POLET, H., SALA, A., SMITH, C., VAN DENDEREN, P. D., VAN KOOTEN, T., and ZENGIN, M., 2015: Towards a framework for the quantitative assessment of trawling impact on the seabed and benthic ecosystem. – *ICES Journal of Marine Science*, doi: 10.1093/icesjms/fsv207.

- ROBERTS, C., C. SMITH, H. TILLIN, & H. TYLER-WALTERS, 2010: Review of existing approaches to evaluate marine habitat vulnerability to commercial fishing activities. Environment Agency Science Report SC080016/R3.
- ROBERTS, L., 2015: Behavioural responses by marine fishes and macroinvertebrates to underwater noise. Dissertation, University of Durham; Bangor University 280 S.
- ROBERTS, L., CHEESMAN, S., ELLIOTT, M., BREITHAUPTS, T., 2016: Sensitivity of *Pagurus bernhardus* (L.) to substrate-borne vibration and anthropogenic noise. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 474: 185-194.
- RUMOHR, H. & T. KUJAWSKI, 2000: The impact of trawl fishery on the epifauna of the southern North Sea. In: *ICES Journal of Marine Science* 57 (2000), S. 1389-1394.
- RYLAND, J.S., 1976: Physiology and ecology of marine bryozoans. *Advances in Marine Biology*, 14, 285-443.
- SABATINI, M. & J. M. HILL, 2008: *Nephrops norvegicus* - Norway lobster. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1672>.
- SABATINI, M. & S. BALLERSTEDT, 2008: *Nucula nitidosa* - A bivalve mollusc. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1700>
- SALZWEDEL, H., 1979: Reproduction, growth, mortality and variations in abundance and biomass of *Tellina fabula* (Bivalvia) in the German Bight in 1975/1976. *Veröffentlichungen des Instituts für Meeresforschung in Bremerhaven* 18: 111-202.
- SALZWEDEL, H., E. RACHOR & D. GERDES, 1985: Benthic macrofauna communities in the German Bight. - *Veröffentlichungen des Institutes für Meeresforschung Bremerhaven* 20: 199-267.
- SCHRÖDER, A., GUTOW, L. & GUSKY, M., 2008: Auswirkungen von Grundschieppnetzfishereien sowie von Sand- und Kiesabbauvorhaben auf die Meeresbodenstruktur und das Benthos in den Schutz-gebieten der deutschen AWZ der Nordsee – Abschlussbericht für das Bundesamt für Naturschutz (BfN). (Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven, 121 S.
- SCHUCHARDT, B.; J. SCHOLLE; K. DAU & T. BRANDT, 2004: Sand extraction in a Wadden Sea National Park (northern Germany): environmental impact and recovery. - *Proceedings of the World Dredging Conference (WODCON) XVII, Hamburg, Germany; Paper ID A1-5 ISDN 90-9018244-6*
- SHERWOOD, J., S. CHIDGEY, P. CROCKETT, D. GWYTHYR, P. HO, S. STEWART, D. STRONG, B. WHITELY & A. WILLIAMS, 2016: Installation and operational effects of a HVDC submarine cable in a continental shelf setting: Bass Strait, Australia. - *Journal of Ocean Engineering and Science* 1: 337-353.
- SIGURDSON, J. B., C. W. TITMAN & P. A. DAVIES, 1976: The dispersal of young post-larval bivalve molluscs by byssus threads. - *Nature* 262: 386-387.

- SMITH, C. R. & S. J. BRUMSICKLE, 1989: The effects of patch size and substrate isolation on colonization modes and rates in an intertidal sediment. - *Limnol. Oceanogr.* 34: 1263-1277.
- SMITH, R., BOYD, S.E., REES, H.L., DEARNALEY, M.P., STEVENSON, J.R., 2006: Effects of dredging activity on epifaunal communities - surveys following cessation of dredging. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 70, 207–223.
- SOLAN, M., C.HAUTON, J.A. GODBOLD, C.L. WOOD, T.G. LEIGHTON & P. WHITE, 2016: Anthropogenic sources of underwater sound can modify how sediment-dwelling invertebrates mediate ecosystem properties. *Scientific Reports* 6: 20540; doi: 10.1038/srep20540
- SOUTHWARD, A.J. & E. C. SOUTHWARD, 1978: Recolonisation of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersants to clean up the Torrey Canyon spill. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 35: 682-706.
- STENBERG, C., J. G. STØTTRUP, M. van DEURS, C. W. BERG, G. E. DINESEN, H. MOSEGAARD, T. M. GROME, S. B. LEONHARD, 2015: Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. *Marine Ecology Progress Series Vol.* 528: 257–265.
- STRASSER, M. & U. PIELOUTH, 2001: Recolonization pattern of the polychaete *Lanice conchilega* on an intertidal sandflat following the severe winter of 1995/96. *Helgoland Marine Research* 55: 176-181.
- SÜNDERMANN, J. & T. POHLMANN, 2011: A brief analysis of North Sea physics. - *OCEANOLOGIA* 53: 663-689.
- THORSON, G., 1946: Reproduction and larval development of Danish marine bottom invertebrates, with special reference to the planktonic larvae in the Sound (Øresund). *Meddelelser fra Kommissionen for Danmarks Fiskeri- Og Havundersøgelser, Serie: Plankton*, 4, 1-523.
- THRUSH, S. F. & P. K. DAYTON, 2002: Disturbance to Marine Benthic Habitats by Trawling and Dredging: Implications for Marine Biodiversity. - *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 449-73.
- THRUSH, S. F., J. E. HEWITT, A. NORKKO, V. J. CUMMINGS & G. A. FUNNELL, 2003: Macrobenthic recovery processes following catastrophic sedimentation on estuarine sandflats. - *Ecological Applications* 13: 1433–1455.
- TILLIN H. M., J. G. HIDDINK, S. JENNINGS, M. J. KAISER, 2006: Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Marine Ecology-Progress Series* 318: 31-45.
- TILLIN, H. & TYLER-WALTERS, H., 2014a: Assessing the sensitivity of subtidal sedimentary habitats to pressures associated with marine activities - Phase 1 Report - Rationale and proposed ecological groupings for Level 5 biotopes against which sensitivity assessments would be best undertaken. *JNCC Report* 512A.
- TILLIN, H. & TYLER-WALTERS, H., 2014b: Assessing the sensitivity of subtidal sedimentary habitats to pressures associated with marine activities - Phase 2 Report – Literature review and sensitivity assessments for ecological groups for circalittoral and offshore Level 5 biotopes. *JNCC Report* 512B.

- TILLIN, H.M. & G. BUDD, 2016: *Abra alba* and *Nucula nitidosa* in circalittoral muddy sand or slightly mixed sediment. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/habitat/detail/62>
- TILLIN, H.M. & W. RAYMENT, 2016: *Fabulina fabula* and *Magelona mirabilis* with venerid bivalves and amphipods in infralittoral compacted fine muddy sand. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/habitat/detail/142>
- TILLIN, H.M., 2016: *Branchiostoma lanceolatum* in circalittoral coarse sand with shell gravel. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/habitat/detail/244>.
- TILLIN, H.M., HULL, S.C., TYLER-WALTERS, H. 2010: Development of a Sensitivity Matrix (pressures-MCZ/MPA features). Report to the Department of Environment, Food and Rural Affairs from ABPMer, Southampton and the Marine Life Information Network (MarLIN) Plymouth: Marine Biological Association of the UK. Defra Contract No. MB0102 Task 3A, Report No. 22.
- TRIMMER, M., J. PETERSEN, D. B. SIVYER, C. MILLS, E. YOUNG & E. R. PARKER, 2005: Impact of long-term benthic trawl disturbance on sediment sorting and biogeochemistry in the southern North Sea, Mar.Ecol.Prog.Ser. 221:255-264.
- TUNBERG, B., 1983: Growth of *Dosinia exoleta* (L.) (Bivalvia) in Raunefjorden, western Norway. - Sarsia 68: 41-45.
- TYLER-WALTERS, H. & M. SABATINI, 2017: *Arctica islandica* - Icelandic cyprine. In TYLER-WALTERS H. and HISCOCK K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1519>.
- TYLER-WALTERS, H. & S. BALLERSTEDT, 2007: *Flustra foliacea* - Hornwrack. In H. TYLER-WALTERS & K. HISCOCK (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 11-01-2018]. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1609>
- TYLER-WALTERS, H., 2003: *Obelia longissima* - A hydroid. In H. TYLER-WALTERS & K. HISCOCK (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 12-01-2018]. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1912>
- TYLER-WALTERS, H., 2005: *Electra pilosa* - A sea mat. In H. TYLER-WALTERS & K. HISCOCK (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, online. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 11-01-2018]. Available from: <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/1694>
- TYLER-WALTERS, H., HISCOCK, K., LEAR, D.B. & JACKSON, A., 2001: Identifying species and ecosystem sensitivities. Report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs

- from the Marine Life Information Network (MarLIN), Marine Biological Association of the United Kingdom, Plymouth. Contract CW0826.
- VALANKO, S., 2012: Dispersal and metacommunity dynamics in a soft-sediment benthic system - how well is the seafloor connected? - (Ph.D. Thesis. Åbo Akademi University, Finland) 63 S.
- VAN DALFSEN, J.A., K. ESSINK, H. TOXVIG MADSEN, J. BIRKLUND, J. ROMERO & M. MANZANERA, 2000: Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the Western Mediterranean. ICES J Mar Sci 57: 1439–1445.
- VAN HOEY, G., 2007: The effect of the presence of *Lanice conchilega* on the soft-bottom benthic ecosystem in the North Sea. - In: REESE, H.L., J.D. EGGLETON, E. RACHOR & E. VANDEN BERGHE (Hrsg.), ICES Cooperative Research Report. ICES: 188-199.
- VAN MOORSEL, G. W. N. M., 2011: Species and habitats of the international Dogger Bank. - (ecosub) Doorn: 74 S. incl. 13 figs, 8 tables, 3 appendices.
- WAN HUSSIN, W. M. R., K. COOPER, C. R. S. BARRIO FROJÁN, E. C. DEFEW & D. M. PATERSON, 2012: Impacts of physical disturbance on the recovery of a macrofaunal community: A comparative analysis using traditional and novel approaches. - In: (Hrsg.), Ecological Indicators. 37–45.
- WAYE-BARKER, G. A., P. MCILWAINE, S. LOZACH & K. M. COOPER, 2015: The effects of marine sand and gravel extraction on the sediment composition and macrofaunal community of a commercial dredging site (15 years post-dredging). - Marine Pollution Bulletin 99: 207–215.
- WESTERNHAGEN, H. VON, 1997: Wie gefährdet ist die Trogmuschel *Spisula solida*? In: Zukunft der Muschelfischerei im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Ausgleich zwischen Ökologie und Ökonomie. Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V., SDN-Kolloquium, 1997:51 – 60.
- WIDDICOMBE, S. et al., 2004: Importance of bioturbators for biodiversity maintenance: indirect effects of fishing disturbance. Mar Ecol Prog Ser, 275: 1–10.
- WITBAARD, R. & M. BERGMAN, 2003: The distribution and population structure of the bivalve *Arctica islandica* L. in the North Sea: what possible factors are involved? Journal of Sea Research, 50: 11-25.
- WREDE, A. & J. DANNHEIM, 2018: Entwicklung des Epibenthos nach Einstellung der Fischerei in Windparkgebieten der Deutschen Bucht. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) und dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR).
- YONGE, C.M., 1946: On the habits of *Turritella communis*. J. Mar. Biol. Ass. XXVI.