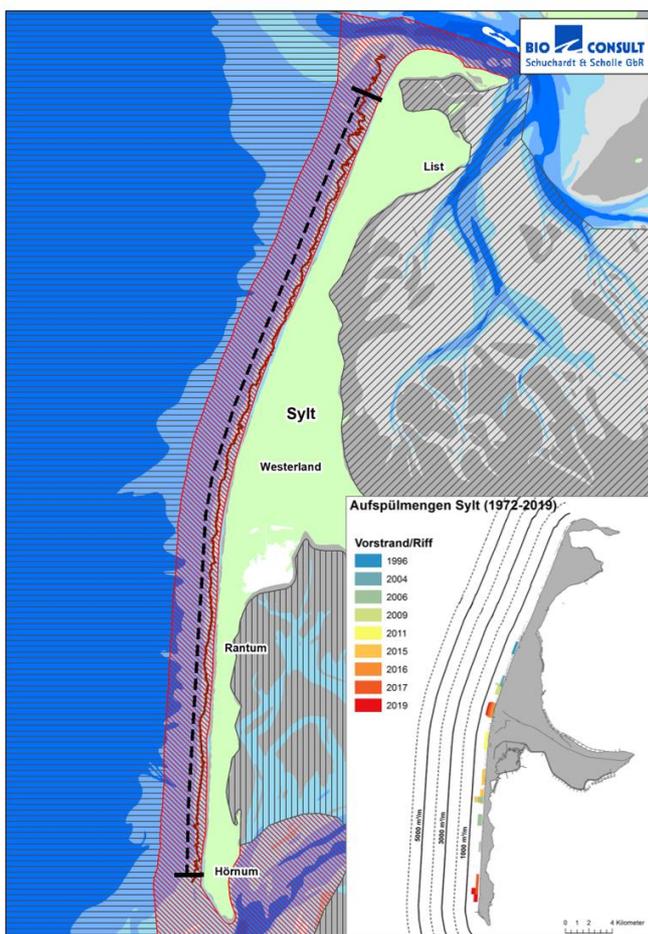


Sandersatzmaßnahmen vor der Westküste der Insel Sylt

WRRL-Fachbeitrag Vorstrandaufspülung



Auftraggeber:

Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz
Schleswig-Holstein
Husum

November 2021

Auftraggeber: Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz
Schleswig-Holstein
Husum

Titel: Sandersatzmaßnahmen vor der Westküste der Insel Sylt
WRRL-Fachbeitrag Vorstrandaufspülung

Auftragnehmer: BIOCONSULT Schuchardt & Scholle GbR

Auf der Muggenburg 30
28217 Bremen
Telefon +49 421 6207108
Telefax +49 421 6207109

Klenkendorf 5
27442 Gnarrenburg
Telefon +49 4764 921050
Telefax +49 4764 921052

Lerchenstraße 22
24103 Kiel
Telefon +49 431 53036338

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

Bearbeiter: Dipl. Biol. Petra Schmitt
Dr. Sandra Jaklin

Datum: 09.11.2021

Inhalt

1. Anlass und Ziel	5
2. Rechtliche Grundlagen	6
3. Methodische Grundlagen	7
3.1 Beschreibung des Vorhabens und der Wirkfaktoren.....	7
3.2 Beschreibung und Bewertung des Bestands.....	7
3.3 Abschätzung der vorhabenbedingten Auswirkungen.....	8
3.4 Prüfung des Verschlechterungsverbots.....	8
3.5 Prüfung von Gefährdungen der Zielerreichung (Verbesserungsgebot)	10
3.6 Schadensmindernde Maßnahmen und Vorkehrungen	10
4. Beschreibung des Vorhabens und der Wirkfaktoren	11
4.1 Vorhabensbeschreibung	11
4.2 Relevante Wirkfaktoren	16
5. Identifizierung betroffener Wasserkörper	18
6. Beschreibung und Bewertung des Wasserkörpers „Vortrapptief“	20
6.1 Ökologischer Zustand.....	20
6.1.1 Biologische Qualitätskomponenten	20
6.1.2 Unterstützende Qualitätskomponenten	23
6.2 Chemischer Zustand	24
7. Vorhabenbedingte Auswirkungen auf den ökologischen Zustand	25
7.1 Biologische Qualitätskomponenten.....	25
7.1.1 Phytoplankton.....	25
7.1.2 Makrozoobenthos.....	25
7.2 Unterstützende Qualitätskomponenten.....	28
7.2.1 Hydromorphologie	28
7.2.2 Allgemeine physikalisch-chemische Parameter	28
8. Bewertung der vorhabenbedingten Auswirkungen bezüglich der Zielerreichung der WRRL	29
8.1 Verschlechterungsverbot	29
8.2 Verbesserungsgebot	29
8.3 Empfehlungen für schadensmindernde Maßnahmen.....	30
Literatur	31

Abbildungen und Tabellen

Abb. 1:	Regelprofil Westküste Sylt (LKN.SH 2020a).....	11
Abb. 2:	Vorhabengebiet für die Vorstrandaufspülung und Darstellung der Wasserkörper nach WRRL.....	12
Abb. 3:	Kumulierte Mengen der Vorstrandaufspülung.....	13
Abb. 4:	Aufspülmengen der Vorstrandaufspülung im Zeitraum 2011-2020.....	13
Abb. 5:	Querschnitt eines Splitt-Hopperbaggers (LKN.SH 2020a).	15
Abb. 6:	Sollprofil Sandersatzkörper am Beispiel Kampen (LKN.SH 2020a).....	15
Abb. 7:	Lage des Wasserkörpers „Vortrapptief“ (N1.9500.01.01)	19
Tab. 1:	Unterstützende Qualitätskomponenten der Küstengewässer (OGewV 2016, Anlage 3).	7
Tab. 2:	Wirkfaktoren des Vorhabens mit potenziellen Auswirkungen auf die Qualitätskomponenten des ökologischen und des chemischen Zustands. ...	17
Tab. 3:	Bewertung des ökologischen und chemischen Zustands im Wasserkörper „Vortrapptief“.	20
Tab. 4:	Charakteristische Arten der Gemeinschaften an der Westküste Sylts.	22

1. Anlass und Ziel

Der Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz (LKN.SH) führt zum Erhalt der Sylter Westküste regelmäßig sogenannte Sandersatzmaßnahmen durch. Entsprechend des jährlichen Bedarfs werden hierbei unterschiedlich große Mengen an Seesand aus der planfestgestellten Entnahmestelle Westerland III, die westlich der Insel Sylt in der Nordsee verortet ist, in den Vorstrandbereich (Riff) und den Strandbereich eingebracht.

Die Durchführung der Küstenschutzmaßnahmen bedarf einer natur- und küstenschutzrechtlichen Genehmigung, die vom LKN.SH als Vorhabenträger zu beantragen ist. Diese Genehmigung wird für die Sandersatzmaßnahmen an der Westküste von Sylt für die Jahre nach 2022 neu beantragt. Der vorliegende Fachbeitrag bewertet die in diesem Rahmen geplanten Verstärkungen des Vorstrandriffs. Gemäß Wasserhaushaltsgesetz (WHG) bzw. Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wird beurteilt, ob die Vorstrandaufspülungen eine Verschlechterung des ökologischen Zustands in dem betroffenen Wasserkörper bedingen oder ob das Vorhaben dem Verbesserungsgebot entgegenstehen könnte.

2. Rechtliche Grundlagen

Die WRRL (2000/60/EG) dient der Schaffung eines Ordnungsrahmens zum Schutz aller Oberflächen- und Grundwassers. Sie hat das Ziel, einen guten ökologischen Zustand bzw. bei erheblich veränderten und künstlichen Gewässern ein gutes ökologisches Potenzial und den guten chemischen Zustand zu erhalten oder zu erreichen („Verbesserungsgebot“). Eine nachteilige Veränderung des Zustands bzw. des Potenzials ist grundsätzlich zu vermeiden („Verschlechterungsverbot“). Ausnahmen von diesen Bewirtschaftungszielen können unter bestimmten Voraussetzungen aber zulässig sein. Die WRRL wurde auf Bundesebene im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) in nationales Recht umgesetzt. Nach § 27 Abs. 1 WHG gilt:

„Oberirdische Gewässer sind, soweit sie nicht nach § 28 als künstlich oder erheblich verändert eingestuft werden, so zu bewirtschaften, dass

- 1. eine Verschlechterung ihres ökologischen und ihres chemischen Zustands vermieden wird und*
- 2. ein guter ökologischer und ein guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht werden.“*

Im Umfeld des Vorhabens befinden sich nur natürliche Oberflächenwasserkörper (OWK), daher werden künstliche oder erheblich veränderte Gewässer im Folgenden nicht weiter betrachtet.

Werden die Eigenschaften eines Gewässers verändert und sind deshalb der gute ökologische Zustand sowie der gute chemische Zustand nicht zu erreichen oder ist eine Verschlechterung des Zustands eines Gewässers nicht zu vermeiden, so ist dies nach § 31 Abs. 2 WHG zulässig, wenn

- 1. „dies auf einer neuen Veränderung der physischen Gewässereigenschaften oder des Grundwasserstandes beruht,*
- 2. die Gründe für die Veränderung von übergeordnetem öffentlichen Interesse sind oder wenn der Nutzen der neuen Veränderung für die Gesundheit oder Sicherheit des Menschen oder für die nachhaltige Entwicklung größer ist als der Nutzen, den die Erreichung der Bewirtschaftungsziele für die Umwelt und Allgemeinheit hat,*
- 3. die Ziele, die mit der Veränderung des Gewässers verfolgt werden, nicht mit anderen geeigneten Maßnahmen erreicht werden können, die wesentlich geringere nachteilige Auswirkungen auf die Umwelt haben, technisch durchführbar und nicht mit unverhältnismäßig hohem Aufwand verbunden sind und*
- 4. alle praktisch geeigneten Maßnahmen ergriffen werden, um die nachteiligen Auswirkungen auf den Gewässerzustand zu verringern“.*

Die bundeseinheitliche Regelung von Detailfragen der WRRL hat das WHG auf die Verordnungsebene verlagert (Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016)). In der OGewV sind die Anforderungen an den guten ökologischen Zustand für biologische, chemische und allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten sowie für den guten chemischen Zustand festgelegt.

3. Methodische Grundlagen

3.1 Beschreibung des Vorhabens und der Wirkfaktoren

Grundlage für die Beurteilung der voraussichtlichen Auswirkungen des geplanten Vorhabens auf die Ziele der WRRL sind die in der Vorhabenbeschreibung des LKN.SH (2020a) genannten Rahmenbedingungen. Auf dieser Basis werden die potenziellen Wirkfaktoren beschrieben und die Auswirkungen auf die relevanten Qualitätskomponenten der WRRL in den betroffenen Wasserkörpern beurteilt.

3.2 Beschreibung und Bewertung des Bestands

Es werden die von dem Vorhaben betroffenen Wasserkörper der Küstengewässer identifiziert. Potenziell vom Vorhaben betroffen sind alle Wasserkörper, für die aufgrund der Reichweite und Intensität der Vorhabenwirkungen ein möglicherweise bewertungsrelevanter Einfluss auf den ökologischen oder chemischen Zustand nicht gänzlich ausgeschlossen werden kann.

Es wird eine Übersicht über den aktuellen ökologischen Zustand der betroffenen Wasserkörper für die hydromorphologischen, physikalisch-chemischen und biologischen Qualitätskomponenten gegeben. Die Betrachtung umfasst die für die betroffenen Küstengewässer relevanten biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton und benthische Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos). Daneben wird auf die relevanten unterstützenden Qualitätskomponenten zur Hydromorphologie, der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter und der flussgebietspezifischen Schadstoffe eingegangen (Tab. 1).

Tab. 1: Unterstützende Qualitätskomponenten der Küstengewässer (OGewV 2016, Anlage 3).

Qualitätskomponentengruppe	Qualitätskomponente/Parameter
Hydromorphologische Qualitätskomponenten	
Morphologie	Tiefenvariation
	Struktur und Substrat des Bodens
	Struktur der Gezeitenzone
Tideregime	Seegangsbelastung
	Richtung vorherrschender Strömungen
Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	
Allgemeine physikalisch-chemische Komponenten	Sichttiefe
	Temperaturverhältnisse
	Sauerstoffhaushalt
	Salzgehalt
Chemische Qualitätskomponenten	
Flussgebietspezifische Schadstoffe	synthetische u. nichtsynthetische Schadstoffe in Wasser, Sedimenten oder Schwebstoffen (nach Anlage 6 OGewV)

Der ökologische Zustand wird nach Anhang V WRRL anhand der kennzeichnenden biologischen Qualitätskomponenten bewertet, wobei die am schlechtesten bewertete Komponente die Gesamtbewertung bestimmt („one out – all out“ Prinzip). Unterstützend werden die hydromorphologischen und allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten hinzugezogen. In einigen Fällen haben diese unmittelbaren Einfluss auf die Gesamtbewertung. Sowohl für die Erreichung des guten Zustands als auch in allen anderen Klassen müssen die hydromorphologischen und allgemein physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten Bedingungen aufweisen, unter denen die für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte plausibel erscheinen. Zusätzlich ist für die chemischen Qualitätskomponenten (flussgebietspezifische Schadstoffe) festgeschrieben, dass der gute ökologische Zustand nur dann erreicht werden kann, wenn alle Umweltqualitätsnormen (UQN) eingehalten werden. Bei Überschreitung einer oder mehrerer UQN ist der ökologische Zustand höchstens als mäßig einzustufen.

Die Skala für die Bewertung des ökologischen Zustands ist fünfstufig gegliedert und unterscheidet die Kategorien sehr guter, guter, mäßiger, unbefriedigender und schlechter ökologischer Zustand. Das Bewirtschaftungsziel in natürlichen Wasserkörpern ist der gute Zustand.

Der chemische Zustand wird in den Küstengewässern bis zur 12 sm-Grenze anhand einer Liste von UQN für die prioritären Schadstoffe, bestimmte andere Schadstoffe sowie für den Eutrophierungsindikator Nitrat bewertet. Die betreffenden Stoffe und ihre UQN sind in Anlage 8 der OGewV gelistet. Die Klassifizierung des chemischen Zustands erfolgt als gut (UQN eingehalten) oder nicht gut (UQN nicht eingehalten). Wird die zulässige Höchstkonzentration eines Stoffes innerhalb des Wasserkörpers überschritten, ist der chemische Zustand bereits als nicht gut einzustufen.

3.3 Abschätzung der vorhabenbedingten Auswirkungen

Die Auswirkungsprognose basiert auf den vorliegenden Informationen zum Ist-Zustand und der Vorhabenbeschreibung. Berücksichtigt werden nur solche Auswirkungen, die zu einer Verschlechterung des Gewässerzustands führen oder aber das Erreichen der Umweltziele behindern bzw. verhindern können. Die Bewertung erfolgt komponentenspezifisch vor dem Hintergrund der aktuellen rechtlichen Rahmenbedingungen der WRRL. Zusätzlich werden die Konsequenzen für die unterstützenden Qualitätskomponenten abgeschätzt.

3.4 Prüfung des Verschlechterungsverbots

Der Europäische Gerichtshof (EuGH) hat im Zusammenhang mit dem Klageverfahren gegen den Planfeststellungsbeschluss zur Anpassung der Unter- und Außenweser die bis dato strittige Auslegung des WRRL-Verschlechterungsverbots geklärt. In seinem Grundsatzurteil vom 01.07.2015 (Rs. C-461/13) stellt das Gericht fest, dass bei der Prüfung des Vorliegens einer Verschlechterung

eine „kombinierte Zustandsklassen-/Status Quo-Theorie“¹ anzuwenden sei. Demnach gilt zur Beurteilung von nachteiligen Auswirkungen auf die Qualitätskomponenten grundsätzlich (vgl. auch FÜSER & LAU 2015, LAWA 2017):

- Nicht jede nachteilige Veränderung des Gewässerzustands stellt automatisch eine Verschlechterung dar.
- Eine Verschlechterung liegt vor, sobald sich der Zustand mindestens einer Qualitätskomponente im Sinne des Anhangs V WRRL um eine Klasse verschlechtert, auch wenn diese Verschlechterung nicht zu einer schlechteren Einstufung des Wasserkörpers insgesamt führt.
- Ist eine Qualitätskomponente bereits in der niedrigsten Klasse eingeordnet (schlechter Zustand), stellt jede weitere Verschlechterung dieser Komponente auch eine Verschlechterung des Wasserkörpers dar.

Damit tritt der EuGH auch der bisherigen Auslegung entgegen, wonach im Rahmen einer Interessensabwägung nur „erhebliche“ Beeinträchtigungen eine Verschlechterung darstellen („Bagatellvorbehalt“). Solche Abwägungen sind laut EuGH der Ausnahmeregelung nach Art. 4 Abs. 7 WRRL vorbehalten. Die LAWA (2017) folgt dieser Einschätzung und fasst in ihren Handlungsanweisungen zusammen: *„Die Erheblichkeit nachteiliger Veränderungen bemisst sich danach, ob ein Wechsel der Zustandsklasse bei einer bewertungsrelevanten Qualitätskomponente erfolgt, soweit sich diese nicht bereits in der niedrigsten Zustandsklasse befindet. Damit kann auch eine minimale Veränderung zum Wechsel der Zustandsklasse führen und erheblich sein, während eine nachteilige Veränderung innerhalb der Zustandsklasse unbeachtlich (irrelevant) bleibt.“*

Für die Beurteilung einer Verschlechterung werden zudem folgende Kriterien berücksichtigt:

Raumbezug: Bezugsraum für die Bewertung von Verschlechterungen sind jeweils die betroffenen Wasserkörper in ihrer offiziellen Abgrenzung, d. h. maßgebend ist, ob ein Vorhaben zu einer Verschlechterung auf der Ebene eines gesamten Wasserkörpers führt.

Zeitbezug: Innerhalb der Prognose über die nutzungsbedingten Veränderungen der Qualitätskomponenten muss deren Dauer berücksichtigt werden. So werden kurzfristige bzw. vorübergehende Veränderungen laut LAWA (2017) nicht als Verschlechterung gewertet, wenn sich der Wasserkörper innerhalb kurzer Zeit und ohne Verbesserungsmaßnahmen erholt (z. B. nach einer zeitlich begrenzten Baumaßnahme).

Messbarkeit: Eine Veränderung des chemischen oder ökologischen Zustands, die bezogen auf den betroffenen OWK messtechnisch nicht nachweisbar ist, stellt keine Verschlechterung dar („Elbe-Urteil“; Rs. 7 A 2.15). So können rein theoretische, d. h. aus Berechnungen oder Modellen abgeleitete, aber in der Natur nicht nachweisbare Veränderungen auch nicht als solche gewertet werden. Dabei ist irrelevant, ob die Veränderungen tatsächlich nicht auftreten, oder ob lediglich ein geeignetes Mess- und Bewertungsverfahren fehlt (Rn 502-508). Demnach können nur mess- bzw. beobachtbare

¹ Der EuGH hatte zu entscheiden, ob bereits jede negative Abweichung vom Ist-Zustand eine Verschlechterung im Sinne der WRRL darstellt („Status-Quo-Theorie“), oder dies erst bei einer Herabstufung der Zustands- bzw. Potenzialklasse einer Qualitätskomponente der Fall ist („Zustandsklassen-Theorie“).

zukünftige Veränderungen einem Vorhaben zugeordnet und ggf. als Verschlechterung gewertet werden. Dies trifft auch zu, wenn sich die betroffene Qualitätskomponente bereits im schlechtesten Zustand befindet (LAWA 2017).

Eintrittswahrscheinlichkeit: Ob eine Verschlechterung durch die geplante Maßnahme eintreten wird, beurteilt sich nach der hinreichenden Wahrscheinlichkeit eines Schadenseintritts. Eine Verschlechterung muss daher nicht ausgeschlossen, aber auch nicht sicher zu erwarten sein.

3.5 Prüfung von Gefährdungen der Zielerreichung (Verbesserungsgebot)

Abschließend wird geprüft, ob das Vorhaben mit den Bewirtschaftungszielen nach § 27 WHG vereinbar ist bzw. ob die Zielerreichung des guten ökologischen oder chemischen Zustands in den betroffenen Wasserkörpern durch die Gewässernutzung erschwert oder gefährdet wird (Verstoß gegen das Verbesserungsgebot). Dabei werden die Auswirkungen des Vorhabens den im Rahmen der Bewirtschaftung nach § 82 WHG geplanten Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands gegenübergestellt und beurteilt, ob diese behindert oder verzögert werden und somit eine fristgerechte Zielerreichung gefährdet ist. Berücksichtigt werden Maßnahmen im Maßnahmenprogramm des Bewirtschaftungsplans Eider (MELUR 2015b) für den Zeitraum 2016-2021, die sich innerhalb des Wirkungsbereichs des Vorhabens befinden.

Die Prüfmaßstäbe für Verstöße gegen das Verbesserungsgebot der WRRL werden im „Elbe-Urteil“ des BVerwG (Rs. 7 A 2.15) konkretisiert. Demnach ist die Genehmigung für ein Vorhaben zu versagen, wenn dieses konkret die Erreichung des guten ökologischen und chemischen Zustands in einem Wasserkörper gefährdet (Rn 53). Fristverlängerungen sind hier jedoch zulässig. In dem Urteil wird zudem präzisiert, wann von einer Gefährdung der Zielerreichung auszugehen ist; hier gelte laut BVerwG der allgemeine ordnungsrechtliche Wahrscheinlichkeitsmaßstab (Rn 582). Relevant ist somit, ob die Folgewirkungen des Vorhabens mit hinreichender Wahrscheinlichkeit faktisch die Erreichung der Bewirtschaftungsziele in einem Wasserkörper verhindern.

3.6 Schadensmindernde Maßnahmen und Vorkehrungen

Es wird geprüft, ob Vorkehrungen zur Verminderung nachteiliger Veränderungen auf die Qualitätskomponenten eines Wasserkörpers notwendig bzw. geplant sind oder ob bereits umgesetzte Maßnahmen ihre vorgesehene Funktion erfüllen.

4. Beschreibung des Vorhabens und der Wirkfaktoren

Das betrachtete Vorhaben beinhaltet die Vorstrandaufspülung im Bereich des Riffkamms. Die Sandentnahme sowie die Strandaufspülungen sind nicht Teil der beantragten Genehmigung.

4.1 Vorhabensbeschreibung

Das Vorhabengebiet erstreckt sich über ca. 32,5 km entlang der gesamten Westküste der Insel Sylt, ausgehend im Norden von der Strandüberfahrt „Strandhalle“ in List bis nach Süden unmittelbar nördlich des Querwerks vor der Hörnum-Odde in Hörnum (Abb. 2). Die hohe Belastung durch Wellenenergie an der Westküste führt zu einem küstenparallelen Sedimenttransport und -austrag über die Insel hinaus nach Norden und Süden. Die Größenordnung des mittleren Sandverlustes liegt zwischen 0,7 Mio. und 1,4 Mio. m³/a. Seit 1972 wurden daher Strandaufspülungen durchgeführt. 1996 wurde vor Kampen eine Vorstrandaufspülung in Form einer Riffaufspülung durchgeführt. Ab 2004 wurden regelmäßig Vorstrandaufspülungen auf der Westseite des Riffkamms vorgenommen, der sich in 300-800 m Entfernung vom Strand befindet (LKN.SH 2020a). Dieses aus Grobsedimenten bestehende Vorstrandriff erstreckt sich in etwa 2-4 m Wassertiefe mit wenigen Unterbrechungen entlang der Westküste. Zwischen Strand und Riffkrone ist eine Rinne vorhanden, die bis zu 7 m tief sein kann. Hinter dem Vorstrandriff fällt der Hang steil ab; in ca. 1 km Entfernung von der Niedrigwasserlinie sind bereits 8 m Wassertiefe erreicht (Abb. 1). Der seeseitige Riffhang bzw. der Vorstrandbereich geht etwa 500 m westlich der Küste in den Seegrund über (ALW HUSUM 1985).

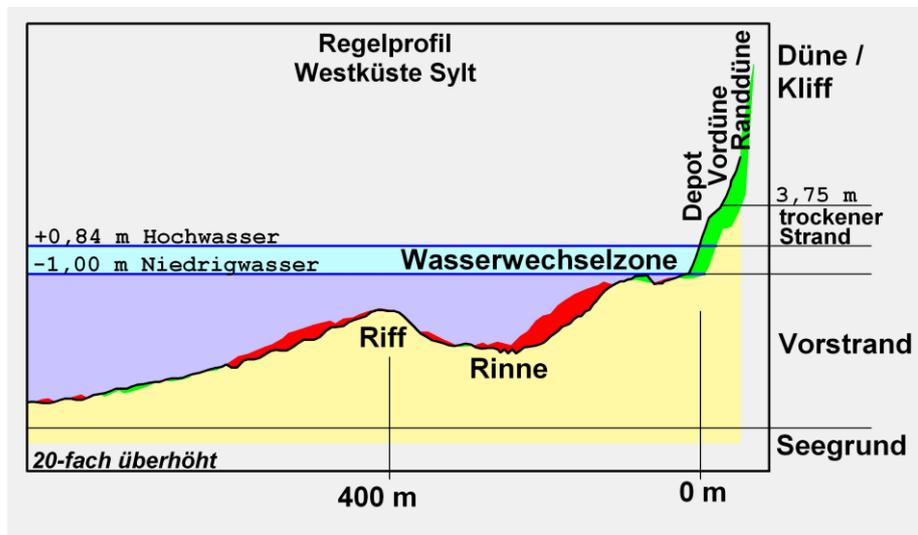


Abb. 1: Regelprofil Westküste Sylt (LKN.SH 2020a)

Durch die Vorstrandaufspülungen können die Erosionsraten des Vorstrandes seewärts der NHN-3,5 m-Tiefenlinie direkt kompensiert und die Riffstruktur verbessert werden und somit eine teilweise, seewärtige Verlagerung der Energieumsetzung und Schonung des Strandes bewirken. Ferner werden die hohen, anfänglichen Sandverluste einer Strandaufspülung nicht eintreten, die Verweilzeit im offenen Sandsystem der Insel Sylt wird verlängert und eine mehrjährige Riff- und Stranderhaltung begünstigt (LKN.SH 2020a).

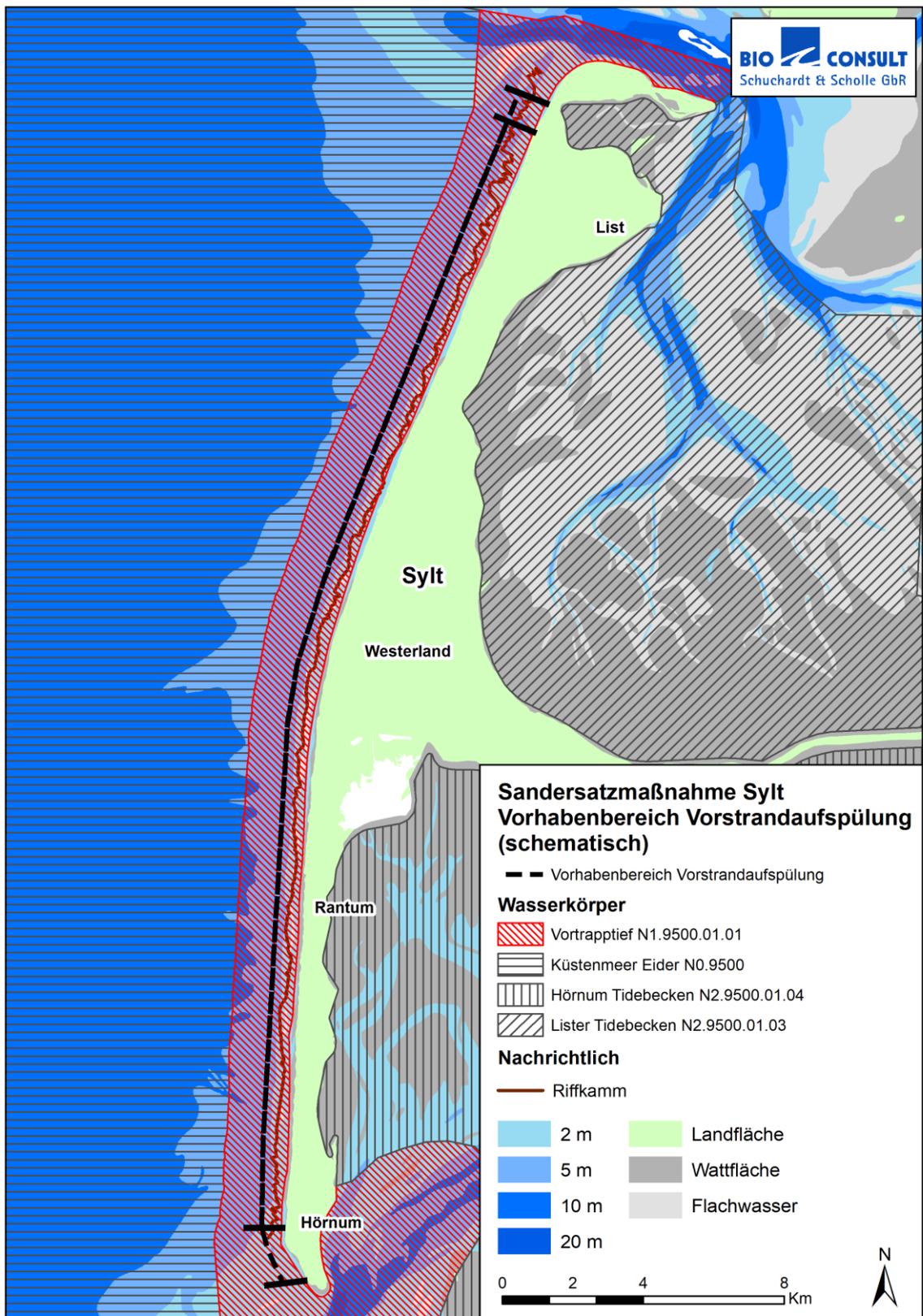


Abb. 2: Vorhabensgebiet für die Vorstrandaufspülung und Darstellung der Wasserkörper nach WRRL.

Die Vorstrandaufspülungen wurden zunächst unregelmäßig im Abstand von 2-4 Jahren durchgeführt. Seit 2015 fanden die Riffverstärkungen nahezu jährlich statt. Schwerpunkte waren in den vergangenen Jahren vor Westerland und Hörnum (Abb. 3). Pro Jahr wurden 1-3 Abschnitte des Vorstrandriffs auf einer Länge zwischen 500 m und 1800 m pro Abschnitt aufgespült. Die insgesamt pro Jahr betroffenen Abschnitte variierten zwischen 700 m und 3500 m im Jahr 2020. Die eingebrachte Sedimentmenge betrug im Zeitraum 2011-2020 zwischen 146.000 m³ und 423.000 m³ pro Abschnitt (Abb. 4). Im Durchschnitt wurden dabei etwa 240 m³ pro m verklappt.

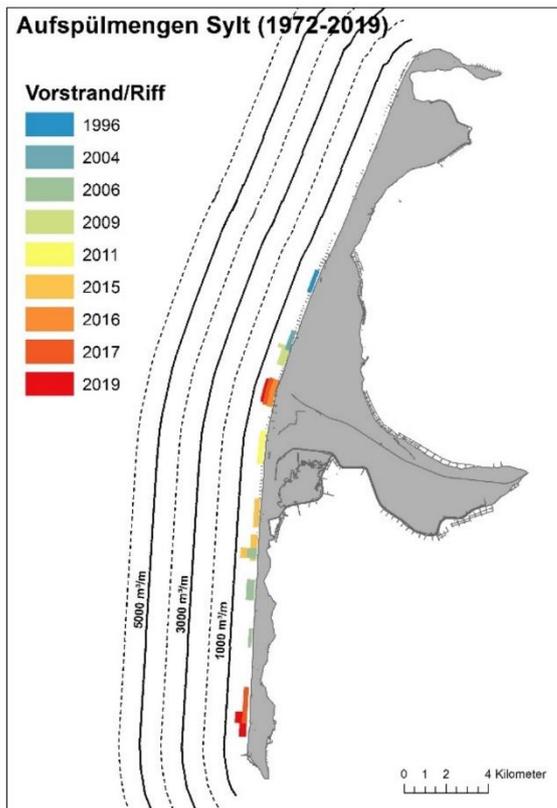


Abb. 3: Kumulierte Mengen der Vorstrandaufspülung.

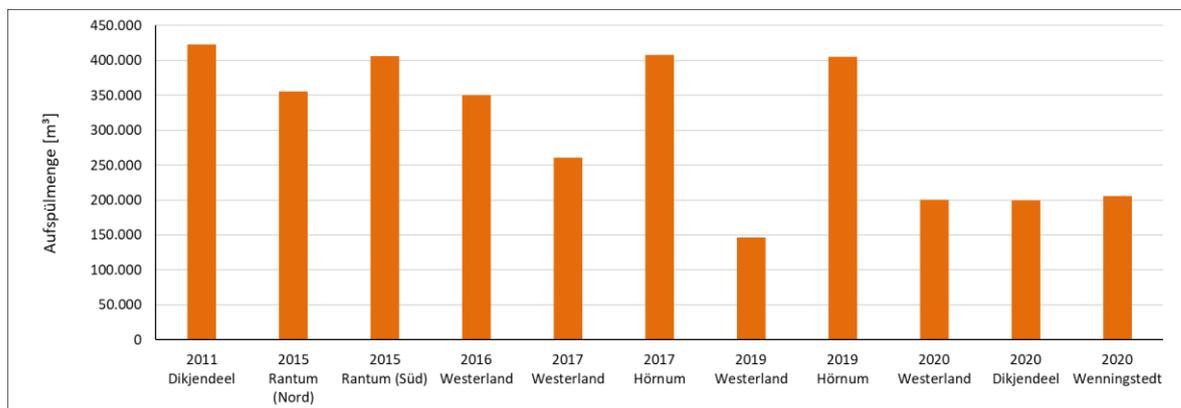


Abb. 4: Aufspülmengen der Vorstrandaufspülung im Zeitraum 2011-2020.

Sandersatzbedarf

Der vorgesehene jährliche Sandersatz beträgt im Mittel ca. 1,0 Mio. m³/Jahr. Die einzuspülenden Sandmengen können je nach Sturmereignissen in dem vorangegangenen Winterhalbjahr und den damit verbundenen Sandverlusten von Jahr zu Jahr variieren. Aufgrund der positiven Erfahrungen aus den Vorstrandaufspülungen der vergangenen Jahre ist geplant, jedes Jahr ca. 25 % des Sandes als Vorstrandaufspülung und ca. 75 % als Strandaufspülung durchzuführen. Je nach vorangegangenen Wetterereignissen kann diese Verteilung in Jahren mit außergewöhnlich hohen Strandverlusten zu 100 % Strandaufspülung oder bei sehr ruhigen Wintermonaten zu einer 50/50 Verteilung führen (LKN.SH 2020a).

Die Aufspülbereiche und -mengen können für die kommenden Jahre nicht eindeutig prognostiziert werden. Erst nach Durchführung und Auswertung der regelmäßigen Vermessungsarbeiten werden die Sandersatzmengen des jeweiligen Jahres im Strand- und Vorstrandbereich ermittelt. Die endgültigen, geplanten Sandersatzmengen und -orte werden im Frühjahr nach einer Strandbereisung in Abstimmung zwischen Vertretern des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung (MELUND), dem Landschaftszweckverband Sylt (LZV) sowie den betroffenen Sylter Gemeinden und dem LKN.SH festgelegt und den genehmigenden Behörden mitgeteilt (LKN.SH 2020a).

Durchführung der Vorstrandaufspülung

Die Sandentnahme erfolgt mit einem Hopperbagger im Bewilligungsfeld Westerland III. Nach der Gewinnung transportiert das Baggerschiff den im Laderaum befindlichen Sand zur jeweiligen Verklappstelle. Quer zur Küstenlinie kann sich die Sandersatzmaßnahme von der ggf. der Küste vorgelegerten Riffkronen über die gesamte seeseitige Böschung des Riffs bis ca. zur Tiefenlinie -8,0 m NHN erstrecken. Innerhalb dieses Aufspülbereichs von 300 m bis 800 m vor der Küstenlinie erfolgen die Vorstrandaufspülungen in unterschiedlich vielen Abschnitten mit unterschiedlichen Mengen, Ausdehnungen und Orten (LKN.SH 2020a).

Bei einer Vorstrandaufspülung wird der gewonnene Sand aus dem Laderaum des Hopperbaggers direkt aus dem Schiff in den Vorstrand im Bereich des Sandriffs eingebracht. Als naturverträglichste Methode zur Einbringung des Sandes wird das Verklappen mit Hilfe von Splitt-Hopperbaggern angesehen (BIOCONSULT 2021b). Diese Schiffe sind in der Lage, den Laderaum in der Kiellinie um bis zu ca. 30° aufzuklappen (Abb. 5). Dadurch rutscht das Ladungspaket nahezu komplett in einem Körper heraus. Die Entladungszeit beträgt nur rund 10-15 Minuten. Da der Sand beim Verklappen als weitestgehend kompakter Körper das Schiff verlässt, ist ein Verdriften der Ladung bis zum Meeresgrund nur sehr gering. Die gegenüber anderen Methoden (Verspülen, Verrieseln durch kleinere Bodenklappen) deutlich geringere Trübungsfahne entsteht im Wesentlichen durch Turbulenzen im Wasser während dem Absinken des Sandes und dem Aufwirbeln des bereits am Meeresboden vorhandenen Sandes (LKN.SH 2020a).

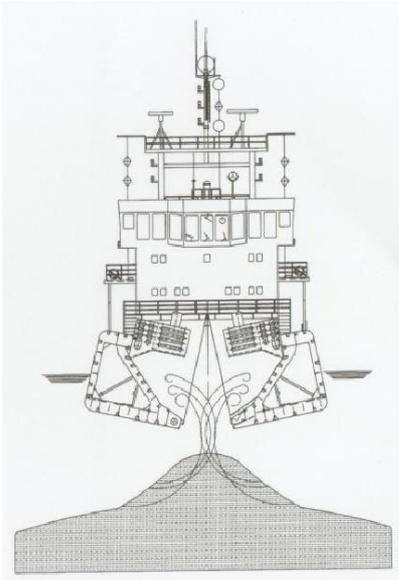


Abb. 5: Querschnitt eines Splitt-Hopperbaggers (LKN.SH 2020a).

Die Vorstrandaufspülungen 2006, 2009, 2011, 2015, 2016, 2017 und 2019 wurden durch Splitt-Hopperbagger ausgeführt. Hierdurch konnten der Einbringungspunkt präzisiert und ein Verdriften des Sandes sowie die Störungszeiten und Trübungsphase am seeseitigen Hang des Riffes minimiert werden (LKN.SH 2020a). In der Regel sind zwei Hopperbagger für die Vorstrandaufspülungen gleichzeitig in Betrieb (LKN.SH 2021, pers. Mitteilung). Die einzelnen Aufspülabschnitte, die für eine Vorstrandaufspülung vorgesehen sind, befinden sich am westlichen Hang des Sandriffs in Höhenlagen von ca. -3,50 m NHN bis -8,00 m NHN. Für die Vorstrandaufspülung werden Querprofile mit dem herzustellenden Sandersatzkörper auf Grundlage einer vorherigen Vermessung des Meeresgrundes und der Einbeziehung der dortigen Erosion festgelegt (Beispiel Abb. 6) (LKN.SH 2020a).

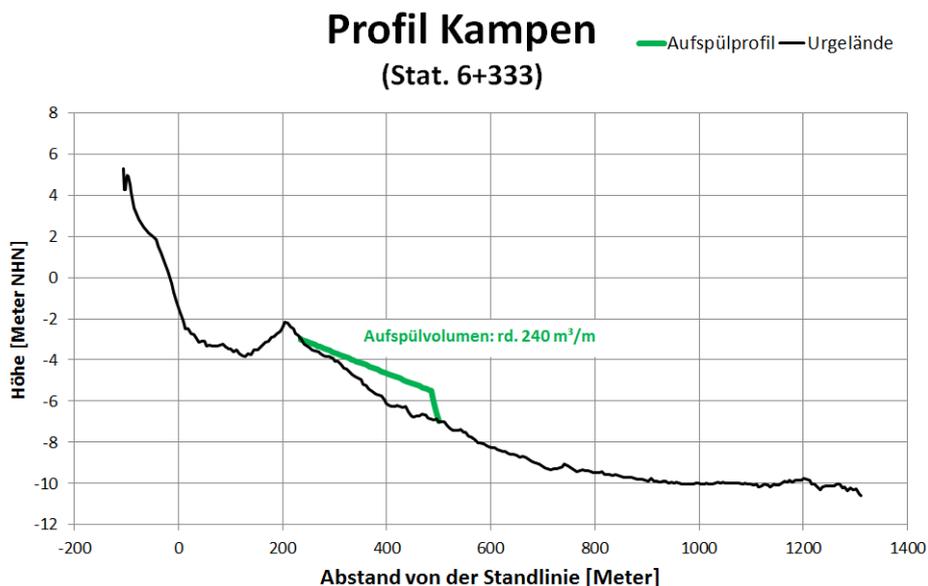


Abb. 6: Sollprofil Sandersatzkörper am Beispiel Kampen (LKN.SH 2020a)

Der mit Sand zu versorgende Aufspülabschnitt wird in ein Raster aus quadratischen Feldern (Klappfelder) der Größe 80 x 80 m eingeteilt. Das Auffüllen der einzelnen Klappfelder erfolgt im Aufspülbereich Nord von Süden nach Norden und im Aufspülbereich Süd von Norden nach Süden. Im ersten Schritt wird in das erste Klappfeld der östlichsten Spalte eine Schiffsladung eingebracht, anschließend in das angrenzende 2. Feld der Spalte. Ist das letzte Feld dieser Spalte erreicht, beginnt der Vorgang erneut innerhalb dieser Spalte bis alle Sollmengen erreicht sind. Im zweiten Schritt erfolgt diese Prozedur in der Spalte, die westlich von der bereits komplett aufgefüllten liegt.

Bauzeit für die Vorstrandaufspülung

Witterungs- und seegangbedingt kann die Sandgewinnung und anschließende Vorstrandaufspülung nur im Sommerhalbjahr erfolgen. Zusätzlich wurde in den bisherigen Genehmigungen zur Vorstrandaufspülung eine weitere, aus naturschutzfachlicher und -rechtlicher Sicht notwendige Einschränkung zur Bauzeit festgelegt. Demnach durfte zum Schutz des Schweinswales (Kalbung und Jungenaufzucht) sowie überwinternder Bestände von Trauerenten und Seetauchern die Vorstrandaufspülung nur in der Zeit von Mitte Juli bis Mitte Oktober erfolgen. Da im Zuge der Vorstrandaufspülung keine Baustelleneinrichtung bzw. Räumung erfolgt, werden hierfür keine zusätzlichen Zeiten notwendig.

Erfahrungsgemäß wird der Zeitraum von 3 Monaten möglicher Bauzeit, je nach einzubringender Sandmenge und dessen Einbringungsort in der Regel vollständig in Anspruch genommen, wobei ca. 30 % der Tage aufgrund von wetter- oder schiffsbedingten Ausfalltagen ohne Spülaktivität sind. Je nach Leistungsfähigkeit des eingesetzten Schiffs, der Entfernung vom Gewinnungsfeld bis zum Einbringungsort und der jeweiligen Witterung werden zwischen sechs und neun Ladungen pro Schiff und Spültag in den Vorstrand eingebracht. Ein Umlauf umfasst die Beladung in der Sandentnahme und Entladung im Vorstrand sowie die Hin- und Rückfahrt des Hopperbaggers. Der Beladevorgang nimmt ca. 45 min bis 60 min in Anspruch, der Entladevorgang durch Verklappen mittels Split-Hopperbagger ca. 10 min bis 15 min. Je nach Transportentfernung ergibt sich eine Umlaufzeit von ca. 2,5 Stunden bis 4 Stunden.

4.2 Relevante Wirkfaktoren

Betrachtungsrelevant sind solche Vorhabenwirkungen, die zu einer nachteiligen Veränderung des ökologischen oder chemischen Zustands in den betroffenen Wasserkörpern führen können. Die nachstehende Tab. 2 gibt dazu einen Überblick. Vorhabenbedingte Wirkungen entstehen in Zusammenhang mit der Einbringung des Sediments sowie der Flächeninanspruchnahme und der morphologischen Veränderungen.

Die Vorstrandaufspülung wird nicht zu einer erhöhten Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen führen, da diese sich vorwiegend an Feinsedimente anlagern. Vor Sylt werden jedoch hauptsächlich Mittel- und Grobsande eingebracht, die einer geringen Belastung unterliegen (AWI 2008). Vorhabenbedingte Auswirkungen auf den chemischen Zustand oder die Konzentrationen der flussgebietspezifischen Schadstoffe sind daher nicht zu erwarten und werden in den anschließenden Kapiteln nicht weiter betrachtet.

Tab. 2: Wirkfaktoren des Vorhabens mit potenziellen Auswirkungen auf die Qualitätskomponenten des ökologischen und des chemischen Zustands.

Vorhabenwirkungen	Ökologischer Zustand						Chemischer Zustand
	Biologische QK		Unterstützende QK				
	Phytoplankton	Makrozoobenthos	Morphologie	Tidenregime	Allgemeine physikalisch-chemische Komponenten	Flussgebietspezifische Schadstoffe	
Deposition von Sediment	-	x	-	-	-	-	-
Entstehung von Trübungsfahnen	x	x	-	-	x	-	-
Flächeninanspruchnahme	-	x	-	-	-	-	-
Veränderung der Morphologie / Sedimentstruktur	-	x	x	x	-	-	-

5. Identifizierung betroffener Wasserkörper

Der Geltungsbereich der WRRL reicht für die Bewertung des ökologischen Zustands bis zur 1 sm-Grenze (Küstengewässer). Im Küstenmeer bis zur 12 sm-Grenze wird nur der chemische Zustand der Wasserkörper bewertet.

Die Vorstrandaufspülung findet im Oberflächenwasserkörper „Vortrappief“ (N1.9500.01.01) statt, der sich mit einer Gesamtfläche von 262 km² als schmales Band von der dänischen Grenze entlang der Westküsten von Sylt und Amrum nach Süden bis zum Norderoogsand erstreckt (Abb. 7). Nach Westen grenzt der Wasserkörper „Küstenmeer Eider“ (N0.9500) an, für den gemäß WRRL lediglich der chemische Zustand betrachtungsrelevant ist. Da durch das Vorhaben keine Auswirkungen auf den chemischen Zustand zu erwarten sind, wird im Folgenden nur der Wasserkörper „Vortrappief“ berücksichtigt. Es sind keine weiteren Grund- oder Oberflächenwasserkörper von vorhabenbedingten Wirkungen betroffen.

Die Abgrenzung der Küstengewässer-Typen erfolgt in Deutschland anhand der Kriterien Salzgehalt und Wellenexposition (Anlage 1 der OGewV). Der als natürlich eingestufte Wasserkörper „Vortrappief“ zählt zu den euhalinen offenen Küstengewässern Schleswig-Holsteins. Diese umfassen die exponierten Bereiche vor dem nordfriesischen Wattsockel in Wassertiefen zwischen 10 m und 20 m. Die Außenküsten zeichnen sich durch trockenfallende Sände aus. Entlang der Westküste von Sylt ist eine erosive Steilküste anzutreffen. Bei den Substraten herrschen sandige bis kiesige Sedimente vor (MLUR 2006). Der Wasserkörper „Vortrappief“ befindet sich in der Flussgebietseinheit (FGE) Eider.

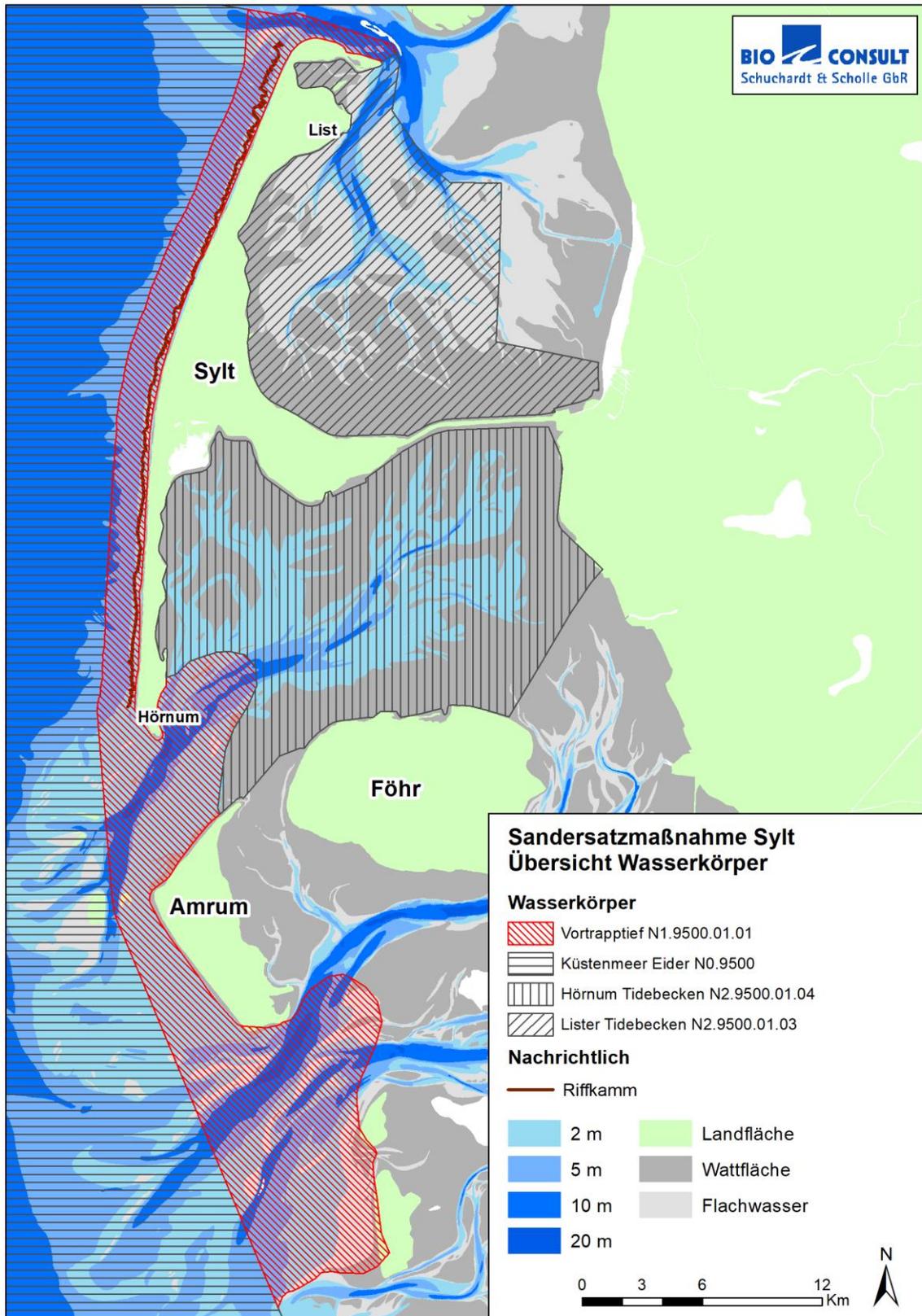


Abb. 7: Lage des Wasserkörpers „Vortrapptief“ (N1.9500.01.01)

6. Beschreibung und Bewertung des Wasserkörpers „Vortrapptief“

Grundlage für die Beschreibung des Wasserkörpers sind die aktuellen Bewertungen aus dem 2. Bewirtschaftungszeitraum (2015-2021)² sowie die benthologischen Untersuchungen entlang der Westküste von Sylt (BIOCONSULT 2021a). Die aktuellen Bewertungsergebnisse für den Wasserkörper sind in Tab. 3 dargestellt.

Tab. 3: Bewertung des ökologischen und chemischen Zustands im Wasserkörper „Vortrapptief“.

	Vortrapptief (N1.9500.01.01)
Ökologischer Zustand	mäßig
Biologische Qualitätskomponenten	
Phytoplankton	mäßig
Makrophyten/Phytobenthos	nicht relevant
Makrozoobenthos	gut
Unterstützende Qualitätskomponenten	
Morphologie	gut
Allgemeine physikalisch-chemische Parameter	mäßig
Flussgebietspezifische Schadstoffe	UQN eingehalten
Chemischer Zustand	nicht gut
Prioritäre Stoffe mit Überschreitung der UQN: - Quecksilber und Quecksilberverbindungen	
Prioritäre Stoffe inklusive ubiquitäre Schadstoffe und Nitrat	nicht gut
Prioritäre Stoffe ohne ubiquitäre Schadstoffe	gut

6.1 Ökologischer Zustand

Der ökologische Zustand des Wasserkörpers Vortrapptief basiert auf der Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton und Makrozoobenthos sowie den unterstützenden Qualitätskomponenten. Makroalgen und Seegrass sind im Küstengewässer-Typ N1 nicht bewertungsrelevant (MLUR 2006).

6.1.1 Biologische Qualitätskomponenten

Phytoplankton

In der Nordsee wird das Phytoplankton von Diatomeen (Kieselalgen) und Dinophyceen (Dinoflagellaten) dominiert. Im Kontext der WRRL wird es als Indikatorartengruppe für organische Belastung

² Quelle: „Wasserblick“-Wasserkörpersteckbriefe der BFG, <https://geoportal.bafg.de/mapapps/re-sources/apps/WKSB/index.html?lang=de&tabs=on>, abgerufen am 16.12.2020

verwendet und gilt damit als wichtiger ökologischer Parameter der Küstengewässer. Für die Bewertung des ökologischen Zustandes der Qualitätskomponente Phytoplankton in den Küstengewässern Schleswig-Holsteins werden die Chlorophyll-a-Konzentrationen in Wasserproben als Parameter für die vorhandene Biomasse herangezogen. Ein übermäßiges Wachstum des Phytoplanktons führt zu einer schlechteren Einstufung der Qualitätskomponente. Für den Typ N1 wurde für die Wachstumsperiode März-September als Referenzwert für den sehr guten ökologischen Zustand $\leq 5 \mu\text{g/l}$ Chlorophyll a (< 90 % Perzentil) festgelegt.

Der Zustand des Phytoplanktons im Wasserkörper „Vortrapptief“ wird als mäßig eingestuft. Der Chlorophyll a-Gehalt in der Vegetationsperiode betrug zwischen 7,5-15 $\mu\text{g/l}$. Als Ursache für die Belastung werden vor allem diffuse Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft genannt, die über Drainagen und Entwässerungssysteme in die Fließgewässer der Flussgebietseinheit Eider geleitet werden und eine Eutrophierung der Küstengewässer bewirken. Die atmosphärische Deposition von Nährstoffen trägt dagegen nur zu einem geringen Teil zur Nährstoffbelastung bei (MELUR 2015a).

Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos umfasst die mit bloßem Auge erkennbare Fauna auf und im Gewässerboden. Die Qualitätskomponente Makrozoobenthos wird im Kontext der WRRL als Indikatorartengruppe für organische Belastungen, Abflussregulierungen und hydromorphologische Veränderungen, Wasserentnahmen und integrierend für eine allgemeine Degradation der Gewässer herangezogen.

Die Bewertung der Qualitätskomponente Makrozoobenthos erfolgt in den Küstengewässern der Nordsee auf Basis des M-AMBI (MUXIKA et al. 2007, HEYER 2009). Dieses Bewertungsverfahren kombiniert den AMBI-Index (BORJA et al. 2000) mit den WRRL-konformen Bewertungsparametern „Artenzahl“ und „Diversität“ zum sogenannten M-AMBI (Multimetric AMBI). Der Index bewertet eine Verschiebung des Artenspektrums innerhalb fünf ökologisch begründeter Gruppen, die u. a. die Sensitivität gegenüber organischer Anreicherung anzeigen. Eine Verschlechterung der Bewertung ergibt sich z. B. durch die Zunahme von opportunistischen Arten gegenüber der Referenz. Das Bewertungssystem fokussiert auf die endobenthische Fauna von schluffig-sandigen Weichböden.

Der Zustand des Makrozoobenthos im betrachteten Wasserkörper wird mit gut bewertet. Für diese Bewertung werden die Ergebnisse von Messstationen im angrenzenden Wasserkörper N0 herangezogen. Im Wasserkörper „Vortrapptief“ befinden sich keine WRRL-Messstationen für benthische Wirbellose. Eine ausführliche Analyse der vorhandenen Benthosgemeinschaften erfolgte jedoch auf Basis einer Untersuchung der Wirbellosenfauna entlang der gesamten Westküste von Sylt im Jahr 2020 (BIOCONSULT 2021a). Im Folgenden werden die Ergebnisse zusammenfassend dargestellt.

Die strömungsexponierte und hochdynamische Westküste von Sylt wird vorwiegend von kleinen, kurzlebigen und anpassungsfähigen Arten der Polychaeten und Crustaceen besiedelt. In den tieferen Bereichen nehmen Artenzahlen, Abundanzen und Biomasse zu und auch andere Gruppen, vor allem Muscheln, sind vermehrt vertreten. Sowohl die Artendiversität als auch die funktionelle Diversität sind insgesamt gering. Die Mehrzahl der Arten lebt als grabende oder röhrenbewohnende Suspensionsfresser im Sediment. Größere, langlebigere oder sessile Arten sind nur vereinzelt vertreten. Für gefährdete Arten spielt der Standort keine besondere Rolle.

Die hohe Dynamik lässt ein Mosaik an Mikrohabitaten mit unterschiedlicher Sedimentzusammensetzung und Exposition entstehen, die von entsprechenden Artengemeinschaften besiedelt werden. Neben dem strömungs- und wellenexponierten Riffriff mit überwiegend gröberen Sedimenten finden sich geschütztere, lagestabilere Bereiche an Hängen und in Senken mit unterschiedlichem Substrat. Im Untersuchungsgebiet konnten neben der Gemeinschaft des Vorstrandriffes verschiedene Ausprägungen einer Feinsandgemeinschaft sowie eine Grobsandgemeinschaft abgegrenzt werden. In weniger exponierten Feinsandbereichen findet sich eine mäßig artenreiche Gemeinschaft mit hohen Abundanzen röhrenbewohnender Polychaeten, während sich die übrigen Gemeinschaften als relativ artenarm und deutlich geringer besiedelt darstellen. Die vorgefundenen Ausprägungen der Feinsandgemeinschaft weisen eine gute Übereinstimmung mit der in ähnlich küstennahen und dynamischen Gebieten beschriebenen *Ensis leei-Magelona*-Gemeinschaft auf (BREINE et al. 2018, HOLZHAUER et al. 2020). Dominante Arten sind die röhrenbewohnenden Polychaeten *Spio martinensis* und *Spiophanes bombyx* sowie juvenile Muscheln der Gattung *Ensis* (Tab. 4). Ebenfalls häufig sind die Polychaeten *Magelona johnstoni*, *Capitella* spp. und *Lanice conchilega*. Charakteristische Arten des Vorstrandriffes sind mobile Amphipoden wie *Bathyporeia elegans*, *Haustorius arenarius* und *Pontocrates altamarinus* sowie der Polychaet *Paraonis fulgens*. Nur wenige Arten können sich an diesen dynamischen Lebensraum anpassen und auch diese erreichen generell keine hohen Besiedlungsdichten. Die im Bereich des Vorstrandriffes siedelnde Gemeinschaft entspricht der in VAN HOEY et al. (2004) und HOLZHAUER et al. (2020) beschriebenen artenarmen Gemeinschaft der Brandungszone und des oberen Gezeitenbereichs. Eine ähnliche Gemeinschaft mit *Haustorius arenarius* als dominierende Art wurde strandnah bzw. in den Vorstrandriffen vor den Ostfriesischen Inseln nachgewiesen (DÖRJES 1976, KRÖNCKE et al. 2018). In den tieferen Bereichen mit gröberem Sediment wurde eine artenarme Grobsandgemeinschaft festgestellt, die sich aus Arten des Vorstrandriffes sowie typischen Grobsandspezialisten wie *Goniadella bobrezkii* und *Ophelia borealis* zusammensetzt. Die Besiedlungsdichte und Artenzahlen sind ähnlich gering wie bei der Gemeinschaft des Vorstrandriffes. Die Biomassewerte sind jedoch deutlich höher, was vor allem auf die höheren Anzahlen der Muscheln, insbesondere *Ensis* spp. und *Spisula solida*, zurückzuführen ist. Diese Gemeinschaft wird u. a. von VAN HOEY et al. (2004) unter dem Namen *Ophelia limacina-Glycera lapidum*-Gemeinschaft und von SANCIENTE-ANORVE et al. (2002) als *Ophelia borealis*-Gemeinschaft in küstennahen Gewässern beschrieben. Gekennzeichnet ist diese durch das Vorkommen in mittel- bis grobsandigen Sedimenten und durch geringe Artenzahlen und Abundanzen. Dominante Arten sind mobile grabende Polychaeten wie *Ophelia borealis* und *Nephtys cirrosa*.

Eine räumliche Abgrenzung der verschiedenen Gemeinschaften lässt sich nicht vornehmen, da das Vorstrandriff immer wieder durch feinsandige Bereiche unterbrochen wird und sich auch hinter dem Riff sehr kleinräumig feinere und gröbere Substrate abwechseln.

Tab. 4: Charakteristische Arten der Gemeinschaften an der Westküste Sylts.

Feinsand	Vorstrandriff	Grobsand
<i>Spio martinensis</i>	<i>Bathyporeia elegans</i>	<i>Goniadella bobrezkii</i>
<i>Spiophanes bombyx</i>	<i>Haustorius arenarius</i>	<i>Ophelia borealis</i>
<i>Magelona johnstoni</i>	<i>Pontocrates altamarinus</i>	
<i>Lanice conchilega</i>	<i>Paraonis fulgens</i>	
<i>Ensis</i> spp.		

Ein Vergleich mit Untersuchungsergebnissen aus dem Jahr 2010 zeigt aufgrund einer höheren Gesamtartenzahl und signifikant gestiegenen Artenzahlen eine positive Entwicklung der Benthosfauna an. Aktuell stellen sich die Sedimente heterogener und abschnittsweise auch grobsandiger dar als im Vergleichsjahr mit einer entsprechenden Zunahme von Grobsandarten. Eine weitere Veränderung im Vergleich zu 2010 ist das stellenweise hochabundante Auftreten des schlickliebenden Polychaeten *Capitella* spp. in den Stationen des aktuellen Untersuchungsjahres. Generell besiedelt die opportunistische Gattung schlickig-sandige oder rein schlickige Substrate und zeigt häufig organisch belastete Sedimente an, wo sie sehr hohe Abundanzen erreichen kann (WARREN 1977, PEARSON & ROSENBERG 1978). Für die mittel- bis grobsandigen Bereiche des Riffkamms ist *Capitella* spp. nicht als typisch anzusehen. Höhere Vorkommen der Gattung wurden vorwiegend an feinsandigeren Stationen festgestellt.

Aus Gutachtersicht wird die vorhandene Besiedlung der Westküste von Sylt als lebensraumtypisch angesehen. Anspruchsvollere Arten sind aufgrund der hochdynamischen Bedingungen nicht zu erwarten. Anthropogene Beeinträchtigungen als Folge der regelmäßig stattfindenden Strand- und Vorstrandaufspülungen sind anhand der verfügbaren Daten nicht zu erkennen.

6.1.2 Unterstützende Qualitätskomponenten

Hydromorphologie

Relevante Parameter für die Bewertung der hydromorphologischen Qualitätskomponenten in Küstengewässern sind die Morphologie (Tiefenvariation, Substrat, Struktur des Bodens und der Gezeitenzone) sowie das Tideregime (Seegangbelastung, Richtung vorherrschender Strömungen). Im 2. Bewirtschaftungsplan werden die morphologischen Bedingungen der Küstengewässer insgesamt als gut eingestuft (MELUR 2015a).

Informationen über die hydromorphologischen Gegebenheiten im direkten Vorhabengebiet finden sich im Fachplan Küstenschutz Sylt (LKN.SH 2016): Die seeseitige Küstenlinie von Sylt ist im Wesentlichen in Nord-Süd-Richtung ausgerichtet, so dass die vorherrschenden westlichen Winde ein nahezu senkrecht auflaufendes der Wellen zur Küste verursachen. Im Zusammenspiel der auflaufenden Welle und des zurückströmenden Wassers stellt sich ein Riff-Rinne-Profil ein (Abb. 1). Dabei befindet sich etwa 300 m bis 400 m vor der Küste ein Sandriff, das in seiner Lage und Höhe veränderlich ist. Die Kronenbreite des natürlichen Riffs beträgt zwischen 25 m und 100 m. Die Bedeutung dieses Riffkamms liegt in seiner Funktion als Wellenbrecher, der die Belastung der Küste durch den Seegang reduziert.

Die Sedimente entlang der Westküste Sylts weisen eine große Heterogenität auf. Feinsandige Abschnitte werden immer wieder unterbrochen durch das aus Mittel- bis Grobsanden bestehende Vorstrandriff. Kleinräumig sind höhere Kies- oder Schillanteile im Sediment vorhanden und auch kleinere Schlicklöcher können vereinzelt auftreten (BIOCONSULT 2021a). Der mittlere Tidehub beträgt 1,81 m am Pegel List und 2,06 m am Pegel Hörnum. Durch die Gezeitenbewegungen und den Wind entstehen Tideströmungen, die insbesondere an den Inselenden mit einer Geschwindigkeit von bis zu 1,5 m/s beträchtlich sind. Große Schäden mit erheblichem Sandaustrag entstehen vor allem durch

die vorwiegend in den Herbst- und Wintermonaten auftretenden Sturmfluten. Besonders davon betroffen sind die Abschnitte bei List, Kliffende, Westerland, Hörnum und Hörnum-Odde (LKN.SH 2016). Hier lag in den vergangenen Jahrzehnten auch der Schwerpunkt der Sandersatzmaßnahmen.

Allgemeine physikalisch-chemische Parameter

Im aktuellen Bewirtschaftungszeitraum wurden in den schleswig-holsteinischen Küstengewässern nur die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor bewertet. Für diese liegen Anforderungen an den guten Zustand aus der OGewV (Anlage 7) vor. Während die Phosphorkonzentrationen im Wasserkörper „Vortrapptief“ als gut bewertet werden, überschreiten die Stickstoffwerte die Anforderungen aus der OGewV und werden als mäßig eingeordnet. Aufgrund der natürlichen Trübung in den Küstengewässern der Nordsee ist die Sichttiefe ungeeignet, um daraus Rückschlüsse auf anthropogene Belastungen zu ziehen. Temperatur und Sauerstoffgehalt werden wesentlich durch die vorherrschenden Bedingungen in der offenen Nordsee bestimmt.

Die Küstengewässer in der FGE Eider werden hauptsächlich durch Nährstoffeinträge aus der küstenparallelen nördlich gerichteten Meeresströmung beeinflusst, die auch stoffliche Belastungen aus der Elbe einträgt. Darüber hinaus tragen auch die Fließgewässer der FGE Eider sowie in geringem Umfang (max. 10 %) auch Einträge aus der Atmosphäre zur Nährstoffbelastung bei. Überhöhte Nährstoffkonzentrationen von Stickstoff und Phosphor, insbesondere aus diffusen Quellen, führen in den Küstengewässern der FGE Eider zu einer Reihe von Eutrophierungserscheinungen wie erhöhten Mikroalgenkonzentrationen und -blüten, Grünalgenmatten, schwarzen Flecken im Wattenmeer und Abnahme des Seegrases (MELUR 2015a).

6.2 Chemischer Zustand

Bei der Bewertung des chemischen Zustands nach WRRL werden prioritäre Stoffe und bestimmte andere Schadstoffe sowie der Eutrophierungsindikator Nitrat berücksichtigt. Die Einhaltung der Grenzwerte wird anhand von Jahresdurchschnittswerten (JD-UQN) und zulässigen Höchstkonzentrationen (ZHK-UQN) beurteilt; zusätzlich werden für einige Stoffe auch Höchstwerte für Biota festgelegt (Biota-UQN).

Im Wasserkörper „Vortrapptief“ werden die Biota-UQN für Quecksilber bzw. Quecksilberverbindungen in Fischen überschritten. Aufgrund der verbreitet festgestellten erhöhten Werte wird deutschlandweit davon ausgegangen, dass eine flächendeckende Überschreitung in allen Binnen- und Küstengewässern vorliegt. Quecksilber zählt zu den „ubiquitären“ (allgegenwärtigen) Stoffen. Einträge erfolgen weltweit vor allem über die atmosphärische Deposition aufgrund der Kohleverbrennung und industrieller Produktionsprozesse. In den Küstengewässern selbst werden keine Untersuchungen an Fischen vorgenommen. Im Rahmen des BLMP-Biota-Monitorings zeigten sich jedoch deutliche Überschreitungen der Biota-UQN für Quecksilber in Klieschen vor Helgoland. Die Schadstoffgehalte der weiteren prioritären Stoffe lagen im Wasserkörper „Vortrapptief“ stets unter den jeweiligen analytischen Bestimmungsgrenzen bzw. unterhalb der jeweiligen UQN (MELUR 2015a).

7. Vorhabenbedingte Auswirkungen auf den ökologischen Zustand

7.1 Biologische Qualitätskomponenten

7.1.1 Phytoplankton

Die Qualitätskomponente Phytoplankton wird im Wasserkörper „Vortrapptief“ in die Zustandsklasse mäßig eingeordnet. Der gute ökologische Zustand wird aufgrund von Nährstoffeinträgen über die einmündenden Fließgewässer nicht erreicht und spiegelt sich in den Küstengewässern in zu hohen Chlorophyll a-Konzentrationen wider. Unter Berücksichtigung der bestehenden Defizite ist zu beurteilen, ob es vorhabenbedingt zu einer messbaren Veränderung der Phytoplanktonbiomasse kommen kann.

Beeinträchtigungen des Phytoplanktons können durch die Entladung des Hopperbaggers und die dabei auftretenden **Trübungsfahnen** entstehen. Eine erhöhte Freisetzung von Nährstoffen aus den eingebrachten Sedimenten kann aufgrund der Korngrößen ausgeschlossen werden. Trübungsfahnen können sich negativ auf die Photosyntheseleistung des Phytoplanktons auswirken und somit die Primärproduktion verringern. Allerdings ist in den Küstengewässern bereits eine natürlich erhöhte Schwebstoffkonzentration vorhanden, daher wird eine Erhöhung der Trübung insbesondere im küstennahen Bereich hochenergetischer Strände zumeist nicht als problematisch angesehen (SPEYBROECK 2007). Die im Bereich des Vorstranddriffs vorhandenen Substrate sowie die eingebrachten Sedimente sind vorwiegend mittel- bis grobsandig, so dass von einem schnellen Absinken der Partikel bzw. einem Verdriften durch die vorherrschenden Strömungen auszugehen ist. Aufgrund der geringen zeitlichen Dauer und der kleinräumigen betroffenen Fläche wird die Beeinträchtigung durch erhöhte Trübung als sehr gering eingeschätzt. Die Verwendung eines Splitt-Hopperbaggers reduziert zudem das Ausmaß der Trübungsfahnen im Vergleich zu anderen Einbauverfahren (z. B. Verspülen mittels „Rainbow-Verfahren“, s. BIOCONSULT 2021b).

7.1.2 Makrozoobenthos

Die Qualitätskomponente Makrozoobenthos wird im Wasserkörper „Vortrapptief“ mit gut bewertet. Aktuelle Untersuchungen zeigen keine Hinweise auf bestehende Beeinträchtigungen durch die langjährigen Sandersatzmaßnahmen (BIOCONSULT 2021a). Durch das Vorhaben ergeben sich folgende Wirkfaktoren auf die benthische Wirbellosenfauna:

- Deposition von Sediment
- Entstehung von Trübungsfahnen
- Flächeninanspruchnahme
- Veränderung der Morphologie / Sedimentstruktur

Die **Deposition von Sediment** auf dem westlichen Hang des Vorstranddriffs führt zu einer Überdeckung benthischer Organismen. Da viele der im Vorhabengebiet nachgewiesenen Arten grabend im Sediment leben, wird eine Überdeckung mit Substrat mit einer ähnlichen Zusammensetzung relativ gut toleriert. Die Mehrzahl der häufigen Arten ist in der Lage, eine Überdeckung von wenigen Dezimetern zu durchwandern. Eine höhere Mortalität ist bei juvenilen Schwertmuscheln und röhrenlebenden Polychaeten zu erwarten, wobei sich diese aufgrund der hohen Regenerationsfähigkeit der Arten ebenfalls innerhalb kurzer Zeit wieder ausgleichen wird (BIOCONSULT 2019). Mit zunehmender Höhe der Überdeckung steigt die Mortalität. Bei einer Übersandung von 1-3 m, wie sie bei einer Vorstrandaufspülung stellenweise zu erwarten ist, sind die Überlebenschancen aller Arten gering und die betroffenen Flächen zunächst unbesiedelt.

Die Analyse der funktionellen Eigenschaften der häufigen Arten im Vorhabengebiet zeigt, dass der überwiegende Teil der Arten zu den Opportunisten bzw. r-Strategen zu zählen ist. Aufgrund ihrer Größe, der kurzen Generationsdauer und der schnellen Reproduktion sind diese Arten in der Lage, neue Lebensräume rasch zu besiedeln. Die verschiedenen im Gebiet identifizierten Benthosgemeinschaften unterscheiden sich zwar hinsichtlich der Parameter Abundanz, Artenzahl und Biomasse, nicht jedoch hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit gegenüber physischen Störungen und ihres Regenerationspotenzials (BIOCONSULT 2021a). Als Art mit einem geringen Regenerationspotenzial gilt lediglich die Trogmuschel *Spisula solida* (Rote Liste Kategorie G – Gefährdung unbekanntes Ausmaßes), die im Gebiet regelmäßig, aber in geringer Dichte erfasst wurde. Zu einer zügigen Wiederbesiedlung der gestörten Flächen tragen die dynamischen Strömungsverhältnisse durch den Transport von Larven und adulten Tieren bei. Der Zeitraum für die benötigte Erholung ist dabei u. a. abhängig von der Menge und Intensität der Aufspülung. Entsprechende Untersuchungen wurden von MENN et al. (2003) vor List durchgeführt. Nach einer Strandaufspülung mit geringen Sedimentmengen von 159.000 m³ auf einem Strandabschnitt von 2 km Länge konnte bereits nach neun Monaten kein Unterschied der Besiedlungsdichten zwischen aufgespülten und Referenzflächen festgestellt werden. Eine größere Aufspülmenge von 351.000 m³ führte dagegen dazu, dass auch neun Monate danach die Abundanzen der Makrofauna reduziert waren. Eine umfangreiche Studie von Strandaufspülungen an verschiedenen niederländischen Stränden konnte zeigen, dass die typischen Besiedler dieser exponierten Bereiche sich entweder innerhalb eines Jahres regenerierten (*Haustorius arenarius*, *Bathyporeia sarsi*, *Eurydice pulchra*) oder sogar von der Störung profitierten (*Scolelepis squamata*) (LEEWIS et al. 2012). Entscheidend für die rasche Wiederbesiedlung ist zudem der Zeitpunkt der Störung. Findet die Aufspülung während der Rekrutierungszeit im Frühjahr und Sommer statt, ist von einer länger andauernden Regeneration auszugehen (MENN et al. 2003, ROSOV et al. 2016). Viele der häufigen Arten der Sylter Westküste reproduzieren sich mehr oder weniger kontinuierlich von Frühjahr bis Herbst und sind somit in der Lage, gestörte Flächen rasch zu besiedeln und Verluste schnell auszugleichen. Für größere und langlebigere Arten wie *Spisula solida* und *Echinocardium cordatum* mit nur sporadischer Rekrutierung liegt die empfindliche Zeit in den Frühjahr- und Sommermonaten³, so dass eine Gefährdung der Reproduktionsphase durch die von Mitte Juli bis Mitte Oktober stattfindenden Vorstrandaufspülungen weitgehend ausgeschlossen werden kann.

Untersuchungen einer Vorstrandaufspülung vor Terschelling konnten zeigen, dass die Wiederbesiedlung unmittelbar nach der Aufspülung beginnt und innerhalb von zwei Jahren weitgehend abgeschlossen ist. Lediglich für langlebigere Arten wie *Echinocardium cordatum* und einige Mollusken wird von einer längeren Regenerationszeit ausgegangen (VAN DALFSEN & ESSINK 1999). Aufgrund

³ Reproductive season aus "BIOTIC-Biological Traits Information Catalogue" (<http://www.marlin.ac.uk/biotic/>)

der vorherrschenden Bedingungen vor der Westküste von Sylt und der Zusammensetzung der benthischen Gemeinschaft wird auch bei großflächigeren Störungen von einer Regeneration innerhalb von 1-2 Jahren ausgegangen.

Empfindlich gegenüber der **Entstehung von Trübungsfahnen** sind vor allem filtrierende benthische Organismen, da bei diesen die Gefahr besteht, dass die Filterorgane verstopfen. Im Vorhabengebiet herrscht natürlicherweise eine erhöhte Trübung sowie eine hohe Morphodynamik vor, so dass die vorhandenen Arten an höhere Schwebstoffkonzentrationen und regelmäßige Sedimentumlagerungen angepasst sind. Empfindlichere Arten und filtrierende Organismen besiedeln das Küstenvorfeld dagegen nur in sehr geringen Anzahlen (BIOCONSULT 2021a). Die Erhöhung der Trübung wird zudem nur kurzfristig sein, da sich die mittel- und grobsandigen Sedimente schnell absetzen bzw. die Schwebstoffe durch Strömungen und Wellenbewegungen rasch abtransportiert werden (SPEYBROECK 2007). Aufgrund der Sedimentbeschaffenheit, der verwendeten Verklappungsmethode sowie der zeitlichen Begrenzung des Vorhabens wird das Ausmaß der Trübungsfahnen als gering eingeschätzt.

Mit der Vorstrandaufspülung geht eine **Flächeninanspruchnahme** auf dem westlichen Hang des Vorstrandriffes einher. Die Ausdehnung und Lage der betroffenen Fläche ist nicht prognostizierbar, da diese erst im Frühjahr jedes Jahres je nach Bestandssituation festgelegt wird. Im Jahr 2020 wurde an drei Stellen eine Vorstrandaufspülung mit einer Sandmenge von insgesamt 605.655 m³ durchgeführt. Das Vorstrandriff wurde vor Westerland Mitte, Dikjendeel (Oase) und Wenningstedt auf einer Länge von etwa 3.500 m verstärkt (LKN.SH 2020b). In den Jahren zuvor waren die aufgespülten Abschnitte kürzer, die Mengen jedoch vergleichbar (s. Kap. 4.1).

Die Flächeninanspruchnahme ist nicht auf der gesamten betroffenen Fläche als langfristig anzusehen. Direkt nach der Einbringung beginnt die Umverteilung des Sandes im System durch die vorherrschenden Strömungen. Fünf Jahre nach einer Vorstrandaufspülung vor Sylt konnten noch etwa 30 % des verklappten Sediments im Einbringungsbereich nachgewiesen werden (LKN.SH 2020a, Anlage 2). Das eingebrachte mittel- bis grobsandige Sediment überdeckt zumindest teilweise feinsandige Abschnitte und führt damit zu einer Veränderung des Besiedlungssubstrats. ARMONIES & BUSCHBAUM (2010) konnten zeigen, dass diese Bereiche anschließend vermehrt von grobsandliebenden Arten besiedelt wurden und die Abundanzen der Feinsandbewohner im Anschluss an die Verklappung deutlich zurückgingen. Es ist daher von einem Lebensraumverlust für feinsandbevorzugende Benthosorganismen auszugehen. Aufgrund der ständigen Sedimentumlagerungen im Gebiet und der Umverteilung des eingebrachten Sediments wird dieser Flächenverlust als mittelfristig angesehen. Gleichzeitig bedeutet der Verlust an Feinsand einen Zugewinn an Besiedlungsfläche für Grobsandarten, die generell in der Nordsee wesentlich kleinräumiger vorhanden ist als Feinsandbereiche. Aufspülungen mit gröberem Sediment können zu einem Rückgang der Abundanzen und Artenzahlen bis hin zu einem Verlust bestimmter Arten führen (SPEYBROECK 2007). Der Vergleich mit Daten von 2010 zeigt jedoch, dass die zunehmende Besiedlung durch grobsandbevorzugende Arten zu einem Anstieg der Artenzahlen und der Diversität geführt hat. Die Individuenzahlen waren 2020 vergleichbar mit denjenigen der vorherigen Untersuchung. Ein Verlust von Feinsandarten war nicht festzustellen.

Die **Veränderung der Morphologie und der Sedimentstruktur** wird aufgrund der dynamischen Bedingungen ebenfalls als mittelfristig eingeschätzt. Die aktuelle Studie zur benthischen Fauna (BIOCONSULT 2021a) belegt eine Zunahme der Grobsedimente und entsprechend auch eine Zunahme

der grobsandliebenden Arten entlang der Westküste sowie einen signifikanten Anstieg der Artenzahlen und der Diversität im Vergleich zur Untersuchung von ARMONIES & BUSCHBAUM (2010). Grundsätzlich sind die im Gebiet vorhandenen Feinsandgemeinschaften zwar artenreicher als die Gemeinschaften im Vorstrandriff und der Grobsandbereiche. Insgesamt haben die festgestellten sedimentologischen Veränderungen in den vergangenen Jahren, die vermutlich auch durch die Aufspülung von Grobsedimenten verursacht wurden, jedoch zu einem Anstieg der Heterogenität der Sedimente und damit der benthischen Besiedlung geführt. Eine Beeinträchtigung der benthischen Gemeinschaften ist anhand der vorliegenden Daten nicht festzustellen.

7.2 Unterstützende Qualitätskomponenten

7.2.1 Hydromorphologie

Die hydromorphologischen Gegebenheiten im Wasserkörper „Vortrapptief“ werden auch unter Berücksichtigung der seit Jahrzehnten stattfindenden Sandersatzmaßnahmen als gut eingeschätzt. Durch die Einbringung von Sediment in den Vorstrandbereich ergeben sich Veränderungen der Morphologie und der Sedimentzusammensetzung. Der eingebrachte Sand wird durch Tide- und seegangsinduzierte Strömungen im System verteilt. Untersuchungen zeigen, dass nach fünf Jahren noch etwa 30 % des Sediments im Verklappungsgebiet nachzuweisen ist. Der überwiegende Teil wird außerhalb des Einbringungsbereiches umgelagert. Durch die Einbringung des Sandes am seeseitigen Hang des Riffs werden größere Eingriffe in die Morphologie des Riff-Rinne-Systems vermieden. Eine unmittelbare Erhöhung oder Verstärkung des Riffes würde dagegen das natürliche Gleichgewicht stärker verändern und größere Umlagerungsprozesse initiieren (LKN.SH 2020a, Anlage 2).

Ziel des Vorhabens ist eine Stabilisierung des Strands und des Küstenvorfelds und damit die Erhaltung bzw. Wiederherstellung ursprünglicher natürlicher Gegebenheiten. Die morphologischen Veränderungen werden als kleinräumig und mittelfristig eingeschätzt. Es treten keine deutlichen Beeinträchtigungen der hydromorphologischen Qualitätskomponenten auf.

7.2.2 Allgemeine physikalisch-chemische Parameter

Die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter werden aufgrund der erhöhten Nährstoffgehalte im Wasserkörper „Vortrapptief“ mit mäßig bewertet. Eine weitere Beeinträchtigung durch vorhabenbedingte Nährstofffreisetzung aus den eingebrachten Sedimenten kann jedoch ausgeschlossen werden. Bei der Verklappung des Sediments im Vorstrandriff entstehen Trübungsfahnen, die sich nachteilig auf die Sichttiefe auswirken können. Aufgrund der natürlich erhöhten Trübung wird dieser Parameter in den Küstengewässern allerdings nicht betrachtet. Die Ausdehnung der Trübungsfahnen wird zudem aufgrund der Sedimentbeschaffenheit, des verwendeten Einbauverfahrens sowie der zeitlichen Begrenzung des Vorhabens als sehr gering eingeschätzt.

8. Bewertung der vorhabenbedingten Auswirkungen bezüglich der Zielerreichung der WRRL

8.1 Verschlechterungsverbot

Die vorhabenbedingten **Veränderungen der Morphologie und der Sedimente** dienen der Stabilisierung bzw. Wiederherstellung des Vorstrandriffes und damit der ursprünglichen Gegebenheiten. Negative Auswirkungen auf die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten sind durch die Veränderungen nicht zu erwarten. Die beobachtete Zunahme der Substratheterogenität und damit der benthischen Artenzahlen und der Diversität ist möglicherweise auch auf die Vorstrandaufspülungen der vergangenen Jahre zurückzuführen. Da Artenzahl und Diversität als Parameter in die Berechnung des M-AMBI eingehen, ist eine Verschlechterung der Bewertung des Makrozoobenthos nicht zu erwarten.

Die Beeinträchtigungen durch die bei der Sedimenteintrbringung entstehenden **Trübungsfahnen** werden als sehr gering und kurzfristig eingeschätzt. Das verwendete Einbauverfahren mittels Splitt-Hopperbagger minimiert zudem die Aufwirbelung von Sediment.

Mit der als mittelfristig eingeschätzten **Flächeninanspruchnahme** ist ein Lebensraumverlust von feinsandbewohnenden Benthosarten verbunden, der jedoch gleichzeitig mit einer Zunahme an Besiedlungssubstrat für Grobsandarten einhergeht. Die Untersuchungen vor Sylt zeigen, dass ein Verlust von Arten nicht zu erwarten ist, stattdessen nahm in den vergangenen zehn Jahren die Artenzahl und Diversität der benthischen Wirbellosen zu.

Die **Deposition von Sediment** auf dem Westhang des Vorstrandriffes führt zu einer erhöhten Mortalität der Benthosorganismen und zu einer weitgehenden Entsiedelung der betroffenen Flächen. Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass mit einer zügig beginnenden Wiederbesiedlung durch die im Gebiet vorhandenen Arten und innerhalb von 1-2 Jahren mit einer abgeschlossenen Regeneration zu rechnen ist. Betroffen sind zudem in der Regel nur kurze Vorstrandabschnitte. Die Beeinträchtigung wird daher als vorübergehend und kleinräumig eingeschätzt. Eine Verschlechterung der Bewertung des Makrozoobenthos aufgrund der Sedimenteintrbringung ist unwahrscheinlich.

Das Vorhaben steht dem Verschlechterungsverbot der WRRL in Bezug auf die betrachteten biologischen und unterstützenden Qualitätskomponenten nicht entgegen. Eine Verschlechterung des ökologischen Zustands im Wasserkörper „Vortrapptief“ ist durch die Vorstrandaufspülungen nicht zu erwarten.

8.2 Verbesserungsgebot

Im betroffenen Wasserkörper „Vortrapptief“ sind im 2. Bewirtschaftungszeitraum keine Maßnahmen vorgesehen (MELUR 2015b). Die Belastung des Wasserkörpers besteht im Wesentlichen aus diffusen

Nährstoffeinträgen aus den in die Küstengewässer einmündenden Fließgewässer. In den Einzugsgebieten sind im WRRL-Maßnahmenprogramm folgende Maßnahmen geplant, die zu einer Reduzierung der Nährstoffeinträge beitragen (MELUR 2015c):

- Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffverlusten bei der Düngung und Bodenbearbeitung durch Umsetzung der novellierten Düngeverordnung,
- die Anlage von dauerhaften, breiten Uferrandstreifen,
- die Stärkung der Selbstreinigungskraft von Fließgewässern durch naturnahe Gestaltung des Gewässerlaufs,
- die Wiedervernässung von Feuchtgebieten (Niedermooren),
- die Optimierung des Betriebes von Kläranlagen,
- in Sonderfällen eine noch weitergehende Behandlung von Niederschlagswasser und Abwasser.

Die Vorstrandaufspülungen werden nicht zu einer Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen im betroffenen Wasserkörper führen. Ein Einfluss des Vorhabens auf die Umsetzung der Maßnahmen ist daher nicht erkennbar.

Eine vorhabenbedingte Gefährdung der Zielerreichung gemäß § 27 WHG kann ausgeschlossen werden.

8.3 Empfehlungen für schadensmindernde Maßnahmen

Der Einsatz eines Splitt-Hopperbaggers wird als naturverträglichste Methode im Hinblick auf die verschiedenen betroffenen Schutzgüter angesehen (BIOCONSULT 2021b). Zudem verringert der für die Vorstrandaufspülungen vorgesehene Zeitraum von Mitte Juli bis Mitte Oktober die Beeinträchtigungen für die biologischen Qualitätskomponenten. Als weitere schadensmindernde Maßnahme wird empfohlen, zwischen aufeinanderfolgenden Vorstrandaufspülungen einen ausreichenden Zeitraum von mindestens zwei Jahren für die Erholung der Wirbellosenfauna einzuplanen, sofern dies mit den beobachteten Rückgangsraten küstenschutzfachlich vereinbar ist. Aufgrund der funktionellen Eigenschaften der im Gebiet vorhandenen Arten ist nach zwei Jahren von einer abgeschlossenen Regeneration auszugehen.

Literatur

- ALW HUSUM, 1985: Fachplan Küstenschutz Sylt. 2. überarbeitete Auflage, Stand: 13.01.1985. Erstellt vom Amt für Land- und Wasserwirtschaft Husum.
- ARMONIES W., BUSCHBAUM C., 2010: Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit der Vorstrandverstärkung vor der Insel Sylt. Gutachten im Auftrag des Landesbetriebes für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein.
- AWI, 2008: Bericht zur Schwermetallanalytik im Rahmen des Projekts „Westerland III“. Gutachten im Auftrag des Amtes für ländliche Räume Husum.
- BIOCONSULT, 2019: Gutachten zum Regenerationspotenzial benthischer Biotoptypen in der AWZ der Nordsee nach temporären anthropogenen Störungen. Gutachten i. A. des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg, 110 S.
- BIOCONSULT, 2021a: Sandersatzmaßnahmen vor der Westküste der Insel Sylt - Benthologische Untersuchungen. Gutachten i. A. des Landesbetriebes für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein, Husum, 44 S.
- BIOCONSULT, 2021b: Sandersatzmaßnahmen vor der Westküste der Insel Sylt - Vergleich unterschiedlicher Einbringungstechniken des Sandes aus naturschutzfachlicher Sicht. Gutachten i. A. des Landesbetriebes für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein, Husum, 19 S.
- BORJA A., FRANCO J., PEREZ V., 2000: A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Poll. Bull.* 40 (12): 1100-1114.
- BREINE N.T., DE BACKER A., VAN COLEN C., MOENS T., HOSTENS K., VAN HOEY G., 2018: Structural and functional diversity of soft-bottom macrobenthic communities in the Southern North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 214.
- BSH, 2013: Standard Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK4). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg, 86 S.
- DÖRJES J., 1976: Primärgefüge, Bioturbation und Makrofauna als Indikatoren des Sandversatzes im Seegebiet vor Norderney (Nordsee). II. Zonierung und Verteilung der Makrofauna. *Senckenbergiana marit.* 8: 171-188.
- FÜSSER K., LAU M., 2015: Wasserrechtliches Verschlechterungsverbot und Verbesserungsgebot nach dem Urteil des EuGHs zur Weservertiefung. *Natur & Recht* 37(9): 589-595.
- HEYER K., 2009: Bestimmung von deutschen Referenzwerten für das "M-AMBI- Bewertungsverfahren" und Neuberechnung der Daten des NLWKN Praxistests sowie der Hamburger und Schleswig-Holsteiner Monitoringstationen. Unveröff. Bericht i. A. des NLWKN Brake-Oldenburg, 51 S.
- HOLZHAUER H., BORSJE B.A., VAN DALFSEN J.A., WIJNBERG K.M., HULSCHER S.J.M.H., HERMA P.M.J., 2020: Benthic species distribution linked to morphological features of a barred coast. *J. Mar. Sci. Eng.* 8: 16.

- KRÖNCKE I., BECKER L.R., BADEWIEN T.H., BARTHOLOMÄ A., SCHULZ A.-C. & ZIELINSKI O., 2018: Near- and Offshore Macrofauna Communities and Their Physical Environment in a South-Eastern North Sea Sandy Beach System. *Front. Mar. Sci.* 5: 497.
- LAWA, 2017: Handlungsempfehlung Verschlechterungsverbot. Ständiger Ausschuss der LAWA Wasserrecht (LAWA-AR).
- LEEWEIS L., VAN BODEGOMA P.M., ROZEMA J., JANSSEN G.M., 2012: Does beach nourishment have long-term effects on intertidal macroinvertebrate species abundance? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 113: 172-181.
- LKN.SH, 2016: Fachplan Küstenschutz Sylt. Aufgestellt vom Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein.
- LKN.SH, 2020a: Küstenschutzbauwerk. Vorstrandaufspülung Sylt - technischer Erläuterungsbericht. Aufgestellt vom Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein, 14 S.
- LKN.SH, 2020b: Abschlussbericht der Küstenschutzmaßnahmen 2020 im Zusammenhang mit der Sandentnahme aus dem Bewilligungsfeld „Westerland III, Teilfläche 1b“ Aufgestellt vom Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein, 9 S.
- MELUR, 2015a: Bewirtschaftungsplan (gem. Art. 13 EG-WRRL bzw. § 83 WHG) FGE Eider 2. Bewirtschaftungszeitraum 2016 – 2021. Hrsg. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel, 314 S.
- MELUR, 2015b: Maßnahmenprogramm (gem. Art. 11 EG-WRRL bzw. § 82 WHG) FGE Eider 2. Bewirtschaftungszeitraum 2016 – 2021. Hrsg. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel, 133 S.
- MELUR, 2015c: Erläuterungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein - Festlegung der Bewirtschaftungsziele zur Reduzierung der Nährstoffbelastung in den Küstengewässern. Hrsg. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel, 10 S.
- MENN I., JUNGHANS C., REISE K., 2003: Buried alive: effects of beach nourishment on the infauna of an erosive shore in the North Sea. *Senckenbergiana marit.* 32: 125-145.
- MLUR, 2006: Konzept zur Überwachung der Gewässer in den Flussgebietseinheiten Schleswig-Holsteins: Methodenhandbuch Teil Küstengewässer (Entwurf Stand: 03.07. 2006) Hrsg. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- MUXIKA I., BORJA A., BALD J., 2007: Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference condition and benthic ecological status, according to the European Water Frame Directive. *Mar. Poll. Bull.* 55: 16-29.
- PEARSON T.H., ROSENBERG R., 1978: Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 16: 229-311.
- ROSOV B., BUSH S., ROBERTS BRIGGS T., ELKO T., 2016: The state of understanding the impacts of beach nourishment activities on infaunal communities. *Shore & Beach* 84: 3.

- SANVICENTE-ANORVE L., LEPRÊTRE A. & DAVOULT D., 2002: Diversity of benthic macrofauna in the eastern English Channel: comparison among and within communities. *Biodiversity and Conservation*
- SPEYBROECK J., 2007: Ecology of macrobenthos as a baseline for an ecological adjustment of beach nourishment. Dissertation, Universität Ghent.
- VAN DALFSEN J.A., ESSINK K., 1999: RIACON: Risk Analysis of Coastal Nourishment Techniques in the Netherlands. *Senckenbergiana marit.* 29: 51-53
- VAN HOEY G., DEGRAER S. & VINCX M., 2004: Macrobenthic communities of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59: 601–615.
- WARREN L.M., 1977: The ecology of *Capitella capitata* in British waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 57: 151-159.