



STENCIL

Strategies and Tools for Environment-Friendly
Shore Nourishments as Climate Change Impact
Low-Regret Measures

STENCIL

Strategien und Werkzeuge für umweltfreundliche Sandaufspülungen als ‚low-regret‘ Maßnahmen unter Auswirkung des Klimawandels

Abschlussbericht

BMBF Verbundvorhaben 03F0761A-D

Laufzeit: 01.10.2016 – 31.09.2019

Koordination:

Dr.-Ing. Stefan Schimmels

Forschungszentrum Küste (FZK)

Leibniz Universität Hannover

Merkurstraße 11

30419 Hannover

Tel.: +49 (0) 511 762 9223

E-Mail: schimmels@fzk.uni-hannover.de

STENCIL - Strategien und Werkzeuge für umweltfreundliche Sandaufspülungen als ‚low-regret‘ Maßnahmen unter Auswirkung des Klimawandels

Gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung

Laufzeit: 01.10.2016 – 31.09.2019

Zuwendungsempfänger:

1) Leibniz Universität Hannover

Forschungszentrum Küste (FZK)

Merkurstr. 11

30419 Hannover

Ludwig-Franzius-Institut für Wasserbau, Ästuar- und Küsteningenieurwesen

Nienburger Straße 4

30167 Hannover

2) Technische Universität Braunschweig

Leichtweiß-Institut für Wasserbau – Abt. Hydromechanik und Küsteningenieurwesen

Beethovenstraße 51a

38106 Braunschweig

3) RWTH Aachen University

Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft (IWW)

Mies-van-der-Rohe-Str. 17

52074 Aachen

Institut für Umweltforschung (IUF)

Worringerweg 1

52074 Aachen

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

Wattenmeerstation

Hafenstraße 43

25992 List/Sylt

Förderkennzeichen: 03F0761A¹, 03F0761B², 03F0761C³, 03F0761D⁴

Projektmitarbeiter: Dr. Stefan Schimmels¹, Dr. Franziska Staudt¹, Gholamreza Shiravani¹, Daniel Posanski¹, Huichen Zhang¹, Prof. Torsten Schlurmann¹, Rik Gijsman¹, Dr. Jan Visscher¹, Prof. Hocine Oumeraci², Prof. Nils Goseberg², Johanna Wolbring², Dr. David Schürenkamp², Prof. Holger Schüttrumpf³, Prof. Henner Hollert³, Caroline Ganal³, Dr. Björn Deutschmann³, Dr. Catrina Brüll³, Prof. Karen Wiltshire⁴, Dr. Christian Hass⁴, Dr. Finn Mielck⁴

Projekt Website: www.stencil-project.de

Inhalt

Inhalt	1
Zusammenfassung.....	3
1. Kurzdarstellung.....	6
1.1. Aufgabenstellung	6
1.2. Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde.....	6
1.3. Planung und Ablauf des Vorhabens	7
1.4. Stand von Wissenschaft und Technik	8
WP 1 - Strategien zur Entwicklung eines EAM für Sandaufspülungen	8
WP 2 - Bewertung und Modellierung von Sturmtiden und küstennahen Wellen/Strömungen.....	9
WP 3 - Bewertung und Modellierung morphologischer Veränderungen auf regionaler Skala.....	10
WP 4 - Modellierung des küstennahen Sedimenttransports unter Sturmflutbedingungen	10
WP 5 - Monitoring der Sedimenteigenschaften und benthischer Habitate in Aufspül- und Entnahmegebieten	12
WP 6 - Untersuchung der hydrotoxikologischen Auswirkungen von Sandentnahmen und Aufspülungen	12
1.5. Zusammenarbeit mit anderen Stellen	13
2. Eingehende Darstellung der wichtigsten Ergebnisse	15
2.1. WP 1 – Strategie in Richtung EAM für Sandaufspülungen	15
WP 1.1 Recherche zum Stand der Praxis und Forschung	15
WP 1.2 Vernetzung und Öffentlichkeitsarbeit.....	21
WP 1.3 Strategie in Richtung eines EAM für Sandaufspülungen.....	23
2.2. WP 2 – Bewertung und Modellierung von Sturmtiden und küstennahen Wellen/Strömungen.....	24
WP 2.1 Analyse des derzeitigen Wissensstandes und der numerischen Modelle	24
WP 2.2 Datenerfassung und -analyse für ausgewählte Pilotstudie.....	26
WP 2.3 und WP 2.4: Kombiniertes prozess- und datenbasiertes, hydrodynamisches Modellierungssystem für Sandaufspülungen und dessen Anwendung für ausgewählte Pilotstudie.....	27
2.3. WP 3 – Bewertung und Modellierung morphologischer Veränderungen auf regionaler Skala.....	34
Data Mining und Setup einer Datenbank	34
Natürliche morphologische Prozesse	35
Datengesteuerte Methodik zur Beurteilung der Lebensdauer von Aufspülungen	36
Profilbasierter Ansatz für die Untersuchung von Vorstrandaufspülungen	37
Lebensdauern von Strandaufspülungen auf Sylt.....	38
Leistung des numerischen Modells XBeach.....	41

2.4. WP 4 – Modellierung des küstennahen Sedimenttransports unter Sturmflutbedingungen	42
WP 4.1 Erstellen einer Datenbank mit OFT-Daten für Sheet-Flow-Bedingungen	42
WP 4.2 GWK-Versuche zur Erosion gemischter Sande unter Sturmflutbedingungen	43
WP 4.3 Entwicklung eines numerischen 3D-Multiphasenmodells für den Transport weitgestufter Sedimente	47
WP 4.4 Verbesserung des Transportmodells SANTOSS	47
2.5. WP 5 – Monitoring der Sedimenteigenschaften und benthischer Habitate in Aufspül- und Entnahmegebieten	54
WP 5.1 Auswirkungen der Sandentnahmeaktivitäten	54
WP 5.2 Effektivität und Nachhaltigkeit von Sandaufspülungen	57
WP 5.3 Zukünftige Entwicklung und Regenerationspotential	59
2.6. WP 6 – Experimentelle Untersuchungen zu hydrotoxikologischen Auswirkungen im Rahmen von Sandaufspülungen und Sandbaggerungen	61
Sedimentologische Untersuchungen	61
Ökotoxikologische Untersuchungen	65
3. Wichtigste Positionen des zahlenmäßigen Nachweises	74
4. Notwendigkeit und Angemessenheit der geleisteten Arbeit	74
5. Verwertbarkeit der Ergebnisse	76
6. Stand von Wissenschaft und Technik am Endes des Vorhabens	79
7. Erfolgte und geplante Veröffentlichungen	80
7.1. Publikationen (peer-reviewed)	80
7.2. Vorträge	80
7.3. Poster	81
7.4. Weitere	82
8. Literaturnachweis	83
Tabellenverzeichnis	89
Abbildungsverzeichnis	91

Zusammenfassung

Das Verbundprojekt STENCIL (Strategien und Werkzeuge für umweltfreundliche Sandaufspülungen als „low-regret“ Maßnahmen unter Auswirkung des Klimawandels) hatte von 2016 bis 2019 die übergeordnete Zielsetzung, geeignete Konzepte und Methoden zu entwickeln, mit deren Hilfe Sandaufspülungen umweltfreundlich und nachhaltig im Einklang mit dem Ökosystemansatz (EAM, Ecosystem Approach to Management) geplant, überwacht und durchgeführt werden können. Das Verbundprojekt bestand aus sechs Arbeitspaketen, die an vier verschiedenen Standorten in Deutschland durchgeführt wurden (Hannover, Braunschweig, Sylt, Aachen). In den Arbeitspaketen WP 2–6 wurde jeweils ein Modell bzw. eine Methode (weiter-)entwickelt, mit der die ökologische und physikalische Nachhaltigkeit von Sandaufspülungen für den Küstenschutz verbessert werden kann. Im übergreifenden Arbeitspaket WP 1 flossen die Erkenntnisse und Resultate der anderen Arbeitspakete WP 2–6 zusammen, um eine Strategie für nachhaltiges Küstenmanagement durch (bzw. mit Unterstützung von) Sandaufspülungen zu entwickeln.

Im Rahmen des WP2 wurde der Einfluss unterschiedlicher Sandaufspülungsstrategien auf die hydrodynamischen Prozesse im Küstennahbereich, die sturmflutinduzierten Strömungsmuster und die Verweildauer von Aufspülungen untersucht. Um die hydrodynamischen Randbedingungen für die Planung, Implementierung und Optimierung von Sandaufspülungsstrategien zu liefern und die relevanten hydrodynamischen Prozesse (wie z. B. sohlnahe Rückströmung im Küstennahbereich) zu untersuchen, wird für ein ausgewähltes Gebiet im Bereich der Insel Sylt in einer Pilotstudie ein hydrodynamisches prozessbasiertes Modellierungssystem mit einem datenbasierten künstlichen neuronalen Netzwerk (KNN) kombiniert. Um die Daten aus dem Modell zu ergänzen, wurden Laborversuche mit fixierter Sohle durchgeführt und die vertikalen Strömungsprofile zu unterschiedlichen Aufspülmaßnahmen (Vorspülung, landseitige Riffverstärkung und Strandaufspülung) bestimmt. Mit Hilfe der datenbasierten Modellierung konnte eine deutliche Verbesserung der Seegangsvorhersage im Pilotgebiet gegenüber der hydrodynamischen Modellierung erreicht werden; das KNN eignet sich außerdem dazu, mögliche Datenlücken zu füllen. Die Auswirkungen der drei im Labor getesteten Sandaufspülungsmaßnahmen konnten hinsichtlich des vertikalen Strömungsprofils quantifiziert und bewertet werden. Die durchgeführten Modellversuche bieten somit Ergebnisse zu hydrodynamischen Prozessen, um nachhaltige Aufspülstrategien zu entwickeln.

In WP 3 wurde eine datengetriebene Methodik zur Untersuchung der Auswirkungen von Strand- und Vorstrandaufspülungen auf die langfristige morphologische Entwicklung von Küstenprofilen entwickelt und auf gesammelte Daten der Wattenmeer Inseln Ameland (NL) und Sylt (DE) angewendet. Die Interventionszeit von Vorstrandaufspülungen auf die Wanderung von küstennahen Sandbänken wurde mit einem profilbasierten Ansatz berechnet, um die Lebensdauer von Vorstrandaufspülungen zu bestimmen. Auf den Sylter Datensatz wurde ein volumenbasierter Ansatz angewendet, um die Lebensdauern der Strandaufspülungen zu

untersuchen. Abhängig von der Verfügbarkeit und Qualität der Küstenprofile in den Datensätzen wurde festgestellt, dass die Lebensdauer der Aufspülungen vom Design der Aufspülungen und der natürlichen morphologischen Entwicklung der Küstenprofile abhängt. Die Design-Parameter mit dem größten Einfluss auf die Lebensdauer von Strand- und Vorstrand-aufspülungen waren die Dichte und die Höhe der Aufspülung.

Um die Morphodynamik von Aufspülkörpern besser vorhersagen zu können, verfolgte Arbeitspaket WP 4 das Ziel, ein existierendes Sedimenttransportmodell für die Simulation verschiedener Korngrößen weiterzuentwickeln. Bestehende semi-empirische Transportmodelle basieren auf einer limitierten Anzahl von vereinfachten Laborversuchen. Diese wurden zu meist mit nur einer Korngröße durchgeführt und können zudem nicht alle welleninduzierten Strömungsprozesse abbilden. In WP 4 wurden im Großen Wellenkanal (GWK) erstmals unskalierte Versuche mit Sedimenten verschiedener Korngrößen unter Oberflächenwellen durchgeführt. Dieser einmalige Datensatz wurde dazu verwendet, das sogenannte „SANTOSS“-Modell zu optimieren. Die Versuche zeigten, dass der Sedimenttransport und damit die wellenbedingte Erosion vom bisherigen Modell unterschätzt wurden. Durch Erweiterung der Datenbasis mit den neuen Versuchsdaten wurde eine bessere Kalibrierung für den Sedimenttransport unter Sturmflutbedingungen gefunden.

In Arbeitspaket WP 5 wurde über einen Zeitraum von drei Jahren das Sandentnahmegebiet "Westerland" westlich vor Sylt insgesamt sechs Mal mit Hilfe von akustischen und optischen Methoden, sowie mittels genommener Sedimentproben untersucht. Ein Strandabschnitt im nördlichen Bereich der Insel war Gegenstand weiterer Untersuchungen mittels dGPS und Sedimentbeprobung. Das Sandentnahmegebiet zeigt innerhalb des Untersuchungszeitraumes keine messbaren Veränderungen im Bereich der alten Entnahmetrichter (> 10 Jahre). Die Akkumulationsraten von überwiegend siltigem Material innerhalb der Entnahmetrichter sind zu gering, um sie mit Hilfe der angewandten Messverfahren darstellen zu können. Daher ist davon auszugehen, dass eine natürlich Regeneration (auch aufgrund des entnommenen Grobsandes) innerhalb der nächsten Dekaden nicht stattfinden wird. Dies gilt auch für das zuvor dort lebende Benthos. Während einige Spezies durch die veränderten Habitate verschwanden oder stark dezimiert wurden gab es jedoch auch Profiteure, wie Schlick bevorzugende Polychaeten und Bivalven. Im Gebiet der noch andauernden Sandentnahmeaktivitäten ließen sich die Abbauarbeiten im Laufe des Projektzeitraumes gut dokumentieren. So entstanden neue Abbautrichter, die sich nach kurzer Zeit verflachten (Hangrutschungen) und nach wenigen Wochen schon siltiges Material an ihrer Oberfläche aufwiesen. Weitere Verfüllungsprozesse gingen darauf sehr langsam von statten. Die Untersuchungen am Strandabschnitt S1 zeigten, dass die durchgeführte Sandersatzmaßnahme erfolgreich die Küste und den dort hinter liegenden Dünenbereich schützte. Nach den Wintermonaten war nur wenig Material verloren gegangen, sodass an dieser Stelle eine effiziente und relativ kostengünstige Küstenschutzmaßnahme durchgeführt wurde. Gravierende Veränderungen in der Korngrößenzusammensetzung konnten nicht festgestellt werden. Ob dies auch für weitere Küstenabschnitte der Fall ist, sollte Gegenstand weiterer Forschung sein.

Durch Baggerungen und Aufspülungen und damit im Zusammenhang stehende Verlagerung von Sedimenten kann es zu sedimentologischen, morphodynamischen und ökotoxikologischen Prozessen und Wechselwirkungen kommen. Im Rahmen von WP 6 wurde ein interdisziplinärerer Ansatz zur kombinierten Bewertung von Sedimentdynamik und ökotoxikologischen Effekten infolge von anthropogenen Eingriffen im Rahmen von Sandaufspülungen und Sandbaggerungen verfolgt. Hierfür wurden experimentelle Untersuchungen mit natürlichen Sedimenten, Sedimentanalysen zur Charakterisierung der betrachteten Sedimente und Feldmessungen durchgeführt. Hierdurch konnte die Anwendbarkeit der Hydrotoxikologie nachgewiesen und die ökotoxikologischen Auswirkungen einer Sandentnahme abgeschätzt werden. Im Vergleich zu dem Sediment aus dem Hamburger Hafen zeigte das Sediment aus dem Krater ein über 3-mal höheres Schädigungspotenzial auf das Überleben der Fischeier im Sedimentkontakttest mit dem Zebrafisch *Danio rerio* auf, der die aktuell bioverfügbare Toxizität anzeigt. Im Gegensatz dazu kann über die Untersuchung von Extrakten das maximale ökotoxikologische Schädigungspotenzial abgebildet werden (*Worst case*). Das Sediment aus dem Entnahmekrater zeigte dabei das höchste Schädigungspotenzial auf die Embryonalentwicklung der Fische mit einem LC_{50} -Wert von 8,9 mg SEQ/ml Testmedium, gefolgt von dem Sediment aus dem Hamburger Hafen mit einem LC_{50} -Wert von 32,8 mg SEQ/ml Testmedium. Wenn auch um einen Faktor von 48 geringer, zeigte auch das Referenzsediment R3 ein teratogenes Schädigungspotenzial (LC_{50} : 430,7 mg SEQ/ml DMSO). Bemessen an dem Klassifikationsmodell für die Embryonaltoxizität von limnischen Sedimenten (Keiter et al., 2009) handelt es sich bei dem Sediment aus dem Entnahmekrater um ein hoch toxisches Sediment. Durch die angewendete Methode der Hydrotoxikologie in WP 6 konnte ein Beitrag zur Beurteilung der ökologischen Auswirkungen von Sandaufspülungen, vor allem an den Entnahmestellen geleistet werden. Die Ergebnisse können zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Sandaufspülungen beitragen und in die Erarbeitung von Strategieplänen für umweltfreundliche Sandaufspülungen und in Monitoring-Konzepte einfließen.

Basierend auf einer umfassenden Literaturrecherche und den in WP 2–6 gewonnenen Erkenntnissen wurden in WP 1 die Stärken, Schwächen, Chancen und Risiken verschiedener Verfahren für die Sandentnahme und -aufspülung in einer SWOT-Analyse miteinander verglichen. Die Ergebnisse der Analyse wurden in einer Broschüre zusammengefasst, die Anwender dabei unterstützen soll, eine geeignete (d.h. möglichst effiziente und nachhaltige) Maßnahme für lokale Gegebenheiten auswählen zu können. Durch die SWOT-Analyse wird gezeigt, dass jedes Verfahren Vor- und Nachteile mit sich bringt, die gegeneinander abgewogen werden müssen. Mit weiteren Forschungsergebnissen, v.a. hinsichtlich der langfristigen ökologischen und morphologischen Auswirkungen der Verfahren, könnten einige der potenziellen Chancen und Risiken zu bekannten und absehbaren Stärken bzw. Schwächen werden. Da viele bisher unbekannte biologische Prozesse möglicherweise weitere Auswirkungen auf das Ökosystem und den Menschen haben könnten, sollten Eingriffe in die Küstenumwelt nur dann erfolgen, wenn sie unbedingt erforderlich sind.

1. Kurzdarstellung

1.1. Aufgabenstellung

Sandaufspülungen, d.h. das künstliche Aufspülen von Sediment an ausgewählten Küstenstreifen, werden seit mehreren Jahrzehnten in vielen Küstengebieten routinemäßig durchgeführt. Gründe für die Durchführung von Aufspülungen sind u.a. das Ausgleichen von sturmbedingter Küstenerosion, der Schutz von Infrastruktur durch die Verstärkung des davorliegenden Strandabschnittes oder eine Verbreiterung des Strandes für touristische Zwecke. Vor allem in Hinblick auf den steigenden Meeresspiegel und den Paradigmenwechsel von harten Küstenschutzmaßnahmen hin zu weichen, „grüneren“ Alternativen rücken Sandaufspülungen als umweltfreundliche Variante des Küstenschutzes in den Fokus. Die Umweltauswirkungen von Sandaufspülungen sind zwar regelmäßig Gegenstand der Forschung, spielen in der Praxis jedoch nur eine untergeordnete Rolle, da die Vorteile gegenüber harten Schutzmaßnahmen überwiegen.

Die Entwicklung neuer Raumplanungsstrategien, wie z.B. dem Integrierten Küstenzonenmanagement (IKZM) oder dem Ökosystemansatz (EAM), und Umweltrichtlinien, wie z.B. der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL), der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) und der Vogelschutzrichtlinie der EU, erfordert neue Konzepte, Modelle und Werkzeuge zur Umsetzung von nachhaltigen Küstenschutzmaßnahmen. Das Forschungsprojekt STENCIL (Strategien und Werkzeuge für umweltfreundliche Sandaufspülungen als „low-regret“ Maßnahmen unter Auswirkung des Klimawandels) hatte von 2016 bis 2019 die übergeordnete Zielsetzung, geeignete **Konzepte und Methoden** zu entwickeln, mit deren Hilfe **Sandaufspülungen** ökologisch und physikalisch nachhaltig im Einklang mit dem EAM **geplant, überwacht und durchgeführt** werden können.

1.2. Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Die im Forschungsvorhaben angestrebten Ziele beziehen sich direkt auf die folgenden beiden Themenschwerpunkte in der Agenda „Küstenforschung in Nord- und Ostsee“ im BMBF Rahmenprogramm „Forschung für nachhaltige Entwicklung“ (FONA):

- Entwicklung von dem Klima- und Umweltwandel angepassten Infrastrukturen und Maßnahmen des Küstenschutzes, bzw. die Verbesserung der diesbezüglichen Wissensbasis, als Beitrag zu einer Verbesserung der Resilienz der deutschen Küstengebiete.
- Entwicklung von Werkzeugen und Managementstrategien, die die Planung und Unterhaltung von Infrastrukturen bzw. wasserbaulichen Maßnahmen im deutschen Küstenraum unter dem Aspekt eines ökosystemorientierten regionalen Managements unterstützen.

1.3. Planung und Ablauf des Vorhabens

Das Verbundprojekt wurde am Forschungszentrum Küste (FZK) in Hannover koordiniert. Das FZK, eine Gemeinsame Einrichtung der Universitäten Hannover und Braunschweig, war für das Projektmanagement, die Koordination der einzelnen Arbeitspakete, die Organisation von Projekttreffen und Workshops und die Öffentlichkeitsarbeit verantwortlich. Das Projekt bestand aus sechs Arbeitspaketen, die an fünf Partnerinstitutionen (FZK, Ludwig-Franzius-Institut für Wasserbau, Ästuar- und Küsteningenieurwesen, Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung, RWTH Aachen) bearbeitet wurden (Abbildung 1.1). In den Arbeitspaketen WP 2–6 wurden Modelle bzw. Methoden und Strategien (für Feldmessungen, Laborversuche bzw. numerische Modelle) entwickelt, mit deren Hilfe Sandaufspülungen für den Küstenschutz nachhaltig und effizient gestaltet bzw. überwacht werden können. WP 5 zeigte zudem die Auswirkungen aktuell laufender Aktivitäten in Entnahme- und Aufspülgebieten anhand direkter Feldmessungen. In WP 1 haben die Partner gemeinsam die weltweite Praxis und die Nachhaltigkeit von Sandersatzmaßnahmen analysiert, um den ersten Schritt für eine neue Strategie für die Planung und Überwachung zukünftiger Sandaufspülmaßnahmen zuleisten. Die Arbeitspakete wurden, je nach Standort, in vier Teilprojekte (STENCIL-A bis STENCIL-D) gruppiert (Tabelle 1.1).

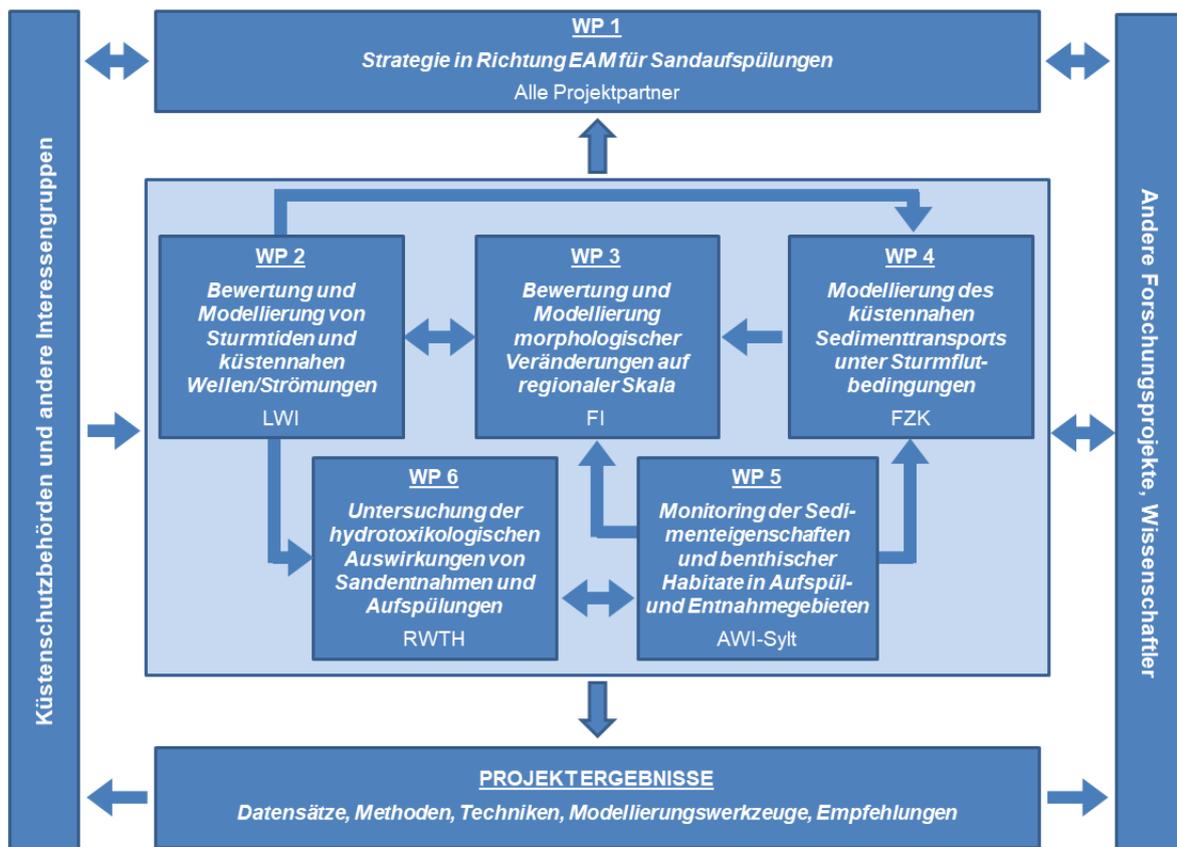


Abbildung 1.1: Organisationsstruktur von STENCIL mit den Arbeitspaketen (WP1 – WP6)

Tabelle 1.1: Aufteilung der STENCIL Arbeitspakete in Teilprojekte

Teilprojekt	Arbeitspaket	Verantwortliche Teilprojektleiter
STENCIL-A	WP 1 Strategien zur Entwicklung eines EAM für Sandaufspülungen	Dr.-Ing. Stefan Schimmels (Forschungszentrum Küste, LUH, Hannover)
	WP 4 Modellierung des küstennahen Sedimenttransports unter Sturmflutbedingungen	
	WP 3 Bewertung und Modellierung morphologischer Veränderungen auf regionaler Skala	Prof. Dr.-Ing. Torsten Schlurmann (Ludwig-Franzius-Institut, LUH, Hannover)
STENCIL-B	WP 2 Bewertung und Modellierung von Sturmzeiten und küstennahen Wellen/Strömungen	Prof. Dr.-Ing. Nils Goseberg (Leichtweiß-Institut, TU Braunschweig)
STENCIL-C	WP 5 Monitoring der Sedimenteigenschaften und benthischer Habitate in Aufspül- und Entnahmegebieten	Dr. H. Christian Hass (Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung, Wattenmeerstation Sylt)
STENCIL-D	WP 6 Untersuchung der hydrotoxikologischen Auswirkung von Sandentnahmen und Aufspülungen	Prof. Dr.-Ing. Holger Schüttrumpf (Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen) Prof. Dr. Henner Hollert (Institut für Umweltforschung, RWTH Aachen)

1.4. Stand von Wissenschaft und Technik

WP 1 - Strategien zur Entwicklung eines EAM für Sandaufspülungen

Raumplanungsstrategien wie das Integrierte Küstenzonenmanagement (IKZM) oder der Ökosystemansatz für Küsten erfordern neue Konzepte, Modelle und Werkzeuge zur Umsetzung nachhaltiger und umweltfreundlicher Küstenschutzmaßnahmen. Auf Grundlage des Ökosystemansatzes wurde in der EU die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) entwickelt, die von den EU-Staaten umgesetzt werden und einen guten Umweltzustand für die Meere erzielen soll. Im Rahmen der MSRL bewerten die Mitgliedsstaaten den aktuellen Umweltzustand der Meere, beschreiben einen „guten“ Umweltzustand, legen Umweltziele und entsprechende Indikatoren fest und entwickeln ein Überwachungsprogramm für die laufende Bewertung sowie die Aktualisierung der Ziele. Im Anschluss daran wird ein Maßnahmenprogramm zur Erreichung/Aufrechterhaltung des guten Umweltzustandes entwickelt und in die Praxis umgesetzt (Europäische Kommission, 2008).

Küstenschutz, d.h. der Schutz vor Überflutung und Landverlust, ist ein wesentlicher Bestandteil des Küstenzonenmanagements. Als solcher müsste der Küstenschutz dem Ökosystemansatz entsprechen bzw. dazu beitragen, die Umweltziele der MSRL zu erreichen. Seit mehreren Jahrzehnten werden in vielen Ländern routinemäßige Sandaufspülungen ausgeführt, um der Erosion sandiger Küsten vorzubeugen oder diese auszugleichen. Im Gegensatz zu harten Maßnahmen, d.h. Bauwerken wie Bühnen, Strandmauern oder Wellenbrechern, werden Sandaufspülungen als „weiche“, umweltfreundliche Maßnahmen angesehen. Allerdings haben auch Sandaufspülungen eine Reihe von kurz- und langfristigen Umweltauswirkungen, die bisher nur unzureichend erforscht wurden. Das Forschungsprojekt STENCIL leistet einen ersten Schritt in Richtung des langfristigen Ziels, einen Ökosystemansatz für Sandaufspülungen zu entwickeln. Mit der gemeinsamen Expertise von Küsteningenieuren, Geologen, Biologen und Toxikologen liefert STENCIL verbesserte Werkzeuge und Methoden für die Vorhersage der Hydro- und Morphodynamik an der Küste sowie zur Abschätzung der Auswirkungen von Sandentnahme und –aufspülung auf benthische Habitate und Prädatoren. Durch Feldstudien und Laborversuche sowie konzeptionelle und numerische Modelle werden wertvolle Datensätze, verbesserte Vorhersagemethoden und Arbeitsablaufstudien für die Entwicklung operativer Beobachtungs- und Analyseverfahren für die Praxis geschaffen.

WP 2 - Bewertung und Modellierung von Sturmtiden und küstennahen Wellen/Strömungen

Eine zuverlässige Vorhersage von Sturmtiden und küstennahen Seegangs- und Strömungsbedingungen sind von essentieller Bedeutung für Sandaufspülungsprojekte. Die gegenseitigen nichtlinearen Wechselwirkungen aller Komponenten einer Sturmtide und die daraus resultierenden Extremwasserstände können allerdings mit den zurzeit verfügbaren hydrodynamisch-numerischen Modellen noch nicht richtig abgebildet werden (Oumeraci, 2004). Die nichtlinearen Interaktionen sorgen gewöhnlich für niedrigere Wasserstände als sie sich durch eine lineare Überlagerung der Sturmtidekomponenten ergeben (Gönnert & Gerkenmeyer, 2015), können aber durchaus auch zu höheren Wasserständen führen. Ebenso ist die Modellierung des Seegangs im Küstennahfeld nicht zuverlässig möglich, da vor allem die Energiedissipation durch Wellenbrechen und Bodenreibung schwierig abzubilden ist und häufig unterschätzt wird (z.B. Hsu et al., 2006; Van Der Werf et al., 2013; Grunnet et al., 2005). Daher lassen sich welleninduzierten Strömungen ebenfalls schlecht simulieren und die Abbildung der vertikalen Strömungsstruktur, insbesondere der sohnahen Rückströmung, die den Hauptantrieb des seewärts gerichteten Sedimenttransports unter Sturmflutbedingungen darstellt (Scott et al., 2009; van Rijn, 2011; Grasso et al., 2011), ist bis dato noch nicht befriedigend gelöst.

Künstliche Neuronale Netze (KNN) können eine Alternative bzw. Ergänzung zur numerischen Modellierung sein. Sie wurden bereits erfolgreich zur Vorhersage von Sturmtiden und Wellen angewendet (Bajo & Umgieser, 2010), waren dabei allerdings auf relative kurze Zeiträume beschränkt. Tayel (2015) entwickelte einen neuen Ansatz durch Kombination eines hydrodynamisch-numerischen Modells und dynamischen neuronalen Netzwerken (NARX) und konnte damit für Sturmtiden folgende Fähigkeiten erfolgreich demonstrieren: (i) Reproduk-

tion beobachteter Sturmtiden über einen Zeitraum von 8 Jahren, einschließlich der nichtlinearen Wechselwirkungen der Sturmidekomponenten, (ii) Schließung von Datenlücken gemessener Wasserstände an einem Ort durch Verwendung gemessener Wasserstände an einem anderen Ort, (iii) Vorhersage der Entwicklung von Sturmtiden unter gegenwärtigen und zukünftigen Klimabedingungen.

WP 3 - Bewertung und Modellierung morphologischer Veränderungen auf regionaler Skala

Die Strandprofile an den sandigen Küsten Deutschlands und der Niederlande werden seit mehreren Jahrzehnten von den für den Küstenschutz verantwortlichen Behörden aufgezeichnet. Aus den Profilmessungen können das langfristige morphodynamische Verhalten dieser sandigen Küstenprofile und ihre Wechselwirkung mit Strand- und Vorstrandaufspülungen untersucht werden. Diese Studie folgt einer Methodik, die von Zorndt et al. (2010), Zorndt et al. (2011) und Zorndt & Schlurmann (2014) entwickelt wurde. Zorndt et al. (2010) begannen mit einem Verfahren, das komplexe Sandtransportmechanismen und vielfältige Migrationsmuster in der Elbmündung aufzeigt. Sie stellten ein umfassendes Handwerkszeug für die automatische Bewertung von Merkmalen auf der Grundlage von Felddaten vor. Dieser Ansatz wurde durch Zorndt et al. (2011) ergänzt, um Zugriff auf die hydrodynamischen Bedingungen zu ermöglichen, die für komplexe Veränderungen der Gewässersohle verantwortlich sind. Auf diese Weise konnten sie die langfristige Sedimentbewegung direkt mit Veränderungen der Randbedingungen wie Abfluss- und Gezeitenkräften über die Zeit verknüpfen. Zorndt et al. (2011) präsentierten ein einfaches Modell, in dem die Randbedingungen in allgemeine und gerichtete hydrodynamische Kräfte unterteilt sind. Diese Ergebnisse haben eine erhebliche Bedeutung für Management künstlicher Sohlformen, wie zum Beispiel der Baggerarbeiten im Elbeästuar. Im Rahmen von STENCIL wurde ein ähnlicher Ansatz entwickelt und auf die bemessenen Sandstrände (Küstenlinien) angewendet, um die Anwendbarkeit dieser Art von datengesteuerten Werkzeugen auf die komplexe küstennahe Zone zu untersuchen. Die Datenverarbeitung wurde durch numerische küstentechnische Modellierung ergänzt (nach Zorndt & Schlurmann, 2014), um detaillierte Einblicke in die Leistungsfähigkeit numerischer Modellierungswerkzeuge zur Untersuchung von küstennahen hydrodynamischen Zirkulationsprozessen und morphologischer Evolution von sandigen Küstenprofilen zu gewinnen und schließlich die Effektivität und Dauerhaftigkeit von Aufspülungskampagnen zu bewerten.

WP 4 - Modellierung des küstennahen Sedimenttransports unter Sturmflutbedingungen

Um das Verhalten von Aufspülkörpern vorherzusagen und zukünftige Sandaufspülungen effizient auszulegen, sind präzise Vorhersagemodelle erforderlich. Sediment wird in bestehenden Transportmodellen meist durch den mittleren Korndurchmesser (D_{50}) dargestellt, wodurch allerdings die natürlich vorkommende Stufung der Korngrößen, d.h. die Korngrößenverteilung vernachlässigt wird. Je nach Stufung und vorkommenden Korngrößenfraktionen wird der tatsächliche Sedimenttransport gravierend beeinflusst, jedoch können die Interaktionen zwischen den verschiedenen Korngrößen durch bestehende Modelle nicht abgebildet werden. Diese Interaktionen sind vor allem bei Mischungen mit sehr feinem Mate-

rial (Ton: $D_{50} < 2 \mu\text{m}$, Schluff: $D_{50} = 2\text{--}63 \mu\text{m}$) wesentlich für die Sedimentstabilität, z.B. durch elektrostatische Kräfte zwischen Tonpartikeln (Teisson et al., 1993; Mitchener & Torfs, 1996; Torfs et al., 2001; Jacobs et al., 2011), spielen jedoch auch bei der Stabilität von Sand ($D_{50} = 63\text{--}2000 \mu\text{m}$) eine wichtige Rolle (Staudt et al., 2017; Staudt et al., 2019).

Sobald die kritische Sohlschubspannung überschritten ist, bilden sandige Sedimente unter Wellengang oder Strömung Sohlformen aus. Diese entstehen durch kleine Unebenheiten in der Sedimentoberfläche, an denen sich weiteres Material ablagert, wodurch die Rippel an Höhe und Länge gewinnen. Bei besonders hohen Wellen bzw. Strömungsgeschwindigkeiten entsteht hingegen der sog. *Sheet Flow*: Dabei bewegt sich das Sediment in einer dünnen Schicht über den Grund; vorhandene Rippel werden dabei ausgewaschen (Soulsby, 1997). Der (fließende) Übergang zwischen Sheet Flow und Rippelbildung hängt von der Korngröße und der Strömungsgeschwindigkeit ab und lässt sich für einkörniges Sediment (Sediment mit nur einer Korngröße) mit Hilfe der sog. *Mobility Number* grob einteilen (Nielsen, 1992; O'Donoghue et al., 2006). Die Einteilung für Sandmischungen (zwei oder mehr Korngrößen) gestaltet sich schwieriger, da die unterschiedlichen Fraktionen bei gleicher Strömungsgeschwindigkeit je nach Korngröße eher zu Sheet Flow (kleiner Korndurchmesser) oder zu Rippelbildung (großer Korndurchmesser) tendieren. Sheet-Flow-Bedingungen, wie sie z.B. bei hohem Wellengang auftreten, verursachen hohe Transportraten orthogonal zur Küste und führen zu signifikanter Erosion im Strandbereich. Da das Prozessverständnis zum Sheet Flow bisher beschränkt ist, werden die damit verbundenen Transportprozesse in numerischen Modellen allerdings häufig vernachlässigt und die sturmbedingte Erosion unterschätzt.

Experimentelle Untersuchungen beschränken sich fast ausschließlich auf Versuche in sogenannten Oscillatory Flow Tunnels (OFT), die nicht alle Strömungsprozesse abbilden, die für den Sedimenttransport von Relevanz sind. Diese Versuchsanlagen bilden lediglich die horizontale Strömung ab, indem eine sich hebende und senkende Wassersäule eine oszillierende Strömung in einem geschlossenen, horizontalen Kanal induziert. Vertikale Strömungen und weitere durch eine freie Wasseroberfläche induzierte Strömungsprozesse werden hierbei vernachlässigt, was dazu führt, dass der im OFT simulierte Sedimenttransport bis zu 2,5x niedriger ausfällt als unter Oberflächenwellen (Ribberink et al., 2000; Dohmen-Janssen & Hanes, 2002). Im Gegensatz zu Versuchen mit freier Wasseroberfläche und Wellengang kann man in einem OFT jedoch mit weniger Aufwand und Material die horizontalen Strömungseffekte großer Wellen (d.h. hohe Sohlschubspannungen) simulieren. Bisherige Laborversuche unter Oberflächenwellen (d.h. eine freie Wasseroberfläche) konzentrierten sich auf einkörnige Sedimente (Thorne et al., 2002; Thorne et al., 2003; Schretlen, 2012). Basierend auf den bisherigen Versuchen haben van der A et al. (2013) eine Formel entwickelt, die den Sedimenttransport unter Wellengang (inkl. des Übergangs zwischen Sheet Flow und Rippelbedingungen) abschätzen kann. Versuchsdaten für gemischten Sand (zwei oder mehr Korngrößen) unter Oberflächenwellen fehlen bislang.

WP 5 - Monitoring der Sedimenteigenschaften und benthischer Habitate in Aufspül- und Entnahmegebieten

Die Auswirkungen von mariner Sandentnahme für Küstenschutz Zwecke sind noch weitgehend unerforscht. Dies betrifft sowohl die Entnahmestellen selbst, als auch die zu schützenden Küstenabschnitte, die mittels Sandvor- und -aufspülungen verstärkt werden. So ist es weitgehend ungeklärt, welchen Einfluss solche Maßnahmen auf die vorhandene Morphodynamik, auf Erosionsvorgänge sowie Habitatstabilität haben. Daher ist es von großer Wichtigkeit die betroffenen Gebiete regelmäßig unter Zuhilfenahme unterschiedlicher Monitoringkonzepte zu untersuchen. In der Vergangenheit wurden weltweit bereits mehrere Studien durchgeführt, die sich mit Sedimenteigenschaften und Veränderungen im Bereich von Sandentnahmestellen und Aufspülgebieten beschäftigten (z.B.: Degrendele et al., 2010; Van Lancker et al., 2010; Walvin & Mickovski, 2015).

Generell schlussfolgerte man hier, dass sogenannte weiche Küstenschutzmaßnahmen, sprich Sandaufspülungen, eine effektive Methode für ein nachhaltiges Küstenmanagement darstellen, jedoch werden weitere Untersuchungen hinsichtlich der ökologischen Auswirkungen und der Verfügbarkeit von nutzbaren Sedimenten gefordert. Andere Studien (z.B. Leewis et al., 2012) zielten mehr auf Umweltaspekte und die durch die anthropogenen Eingriffe verbundenen Risiken. Diese Untersuchungen zeigten u.a., dass sich die vorherrschende Fauna im Aufspülgebiet relativ schnell wieder erholen kann. Es kann jedoch zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung kommen, wenn sich das zuvor vorhandene Korngrößenspektrum durch den Eingriff ändert (Jannssen et al., 2011). Informationen hinsichtlich der Nachhaltigkeit und der Auswirkungen solcher Eingriffe im Küstenbereich westlich von Sylt sind jedoch nur wenig erforscht. So zeigten Zeiler et al. (2002), dass die Entnahmetrichter westlich von Westerland (Sylt) als Sedimentfallen fungieren, in denen eher feinkörniges Material, welches mit großer Wahrscheinlichkeit aus der Elbe stammt, akkumuliert. Dieses Material ist für Sandvorspülungen nicht geeignet, wodurch eine Wiedererschließung des einstigen Entnahmegebietes vorerst auszuschließen ist.

Die letzten Jahre brachten neue Entwicklungen und Errungenschaften bezüglich Habitateerkennung und Klassifizierung im Bereich der Hydroakustik hervor, mit deren Hilfe, verglichen mit der Technologie der vergangenen Dekaden, weitaus präzisere Aussagen gemacht werden können (Harris & Baker, 2012; Mielck et al., 2014).

WP 6 - Untersuchung der hydrotoxikologischen Auswirkungen von Sandentnahmen und Aufspülungen

Viele Flussbetten, Stauraumsedimente und Hafenbereiche sind durch anthropogene oder geogene Schadstoffe belastet. Bei Erosionsereignissen wie Überschwemmungen oder Baggerarbeiten steigt die Wahrscheinlichkeit einer Sedimentsuspension in Häfen, Flüssen und Auen. Sind die resuspendierten Sedimente kontaminiert, kann dies zu einer schweren Schädigung des aquatischen Ökosystems führen (Cappuyens et al., 2006; al-Sabti & Metcalfe, 1995). Oetken et al. (2005) zeigten, dass im Zuge des Elbehochwassers 2002 die Kontamina-

tionskonzentrationen an so genannten "Hot Spots" durch Erosion abnehmen und dass die Kontaminationskonzentrationen entlang des Fließweges eine Homogenisierung zeigten, die zu einer Ausweitung der durch kontaminierte Sedimente betroffenen Umwelt führte (Hollert, 2001). Daher ist es von großer Bedeutung, kontaminierte Standorte hinsichtlich der Auswirkungen auf das aquatische Ökosystem umfassend zu charakterisieren und zu bewerten. Für die Beurteilung von Altlasten und die Entwicklung eines Sedimentmanagementplans ist es unerlässlich, relevante Parameter und daraus resultierende Prozesse zu identifizieren. Hydraulische und chemische Prozesse und ihre Wechselwirkungen beeinflussen die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen. Diese komplexen und nichtlinearen Prozesse und Wechselwirkungen zwischen relevanten physikalischen, chemischen und biologischen Parametern sind bis heute nicht vollständig verstanden und können daher nach dem derzeitigen Stand der Forschung nicht umfassend beschrieben werden. Daher wurde von Cofalla (2015) die neue Methodik „Hydrotoxikologie“ entwickelt, um kontaminierte fluviale Sedimente zu untersuchen. Sandaufspülungen führen zu einer Erosion von Sedimenten und damit zu Wechselwirkungen zwischen Sedimenten, Schadstoffen und marinen Organismen. Für eine klare und allgemeine Sedimentbewertung im Rahmen von Sandaufspülungen ist es notwendig, Gruppen von Parametern zu definieren. Die definierten Parametergruppen sind: Sedimente, Organismen, Hydrodynamik, Schadstoffe und Umweltbedingungen. Diese Gruppen werden mit standortspezifischen Parametern gefüllt. Für die Bewertung von Sandaufspülungen ist es daher erforderlich, die hydrotoxikologische Methodik für marine Sedimente anzupassen.

1.5. Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Am 13.05.2017 wurden mit Vertretern der für den Küstenschutz verantwortlichen Landesbetriebe LKN.SH und NLWKN mögliche Kooperationen im Rahmen des Forschungsvorhabens besprochen. Basierend auf diesem Treffen fand am 13.02.2018 eine Sitzung mit der projektbegleitenden Gruppe statt, auf dem die Projektpartner den Vertretern der Landesbetriebe und Bundesbehörden LKN.SH, NLWKN, BAW und BSH ihre Zwischenergebnisse präsentiert haben.

Die Partner vom Ludwig-Franzius-Institut (WP 3) haben im Rahmen des Vorhabens eng mit dem Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein (LKN.SH) in Husum sowie der niederländischen Behörde Rijkswaterstaat zusammengearbeitet. Von den Behörden wurden Datensätze (Strandprofile von Sylt bzw. Ameland) bereitgestellt, auf Basis derer die Projektbearbeiter ihre Methodik (s. Kapitel 2.3) entwickelt haben. Am 13.09.2017 und am 13.05.2019 waren Mitarbeiter vom Ludwig-Franzius-Institut am LKN.SH in Husum, um ihren Ansatz zur Analyse der Sylter Strandprofile vorzustellen bzw. um Ergebnisse zu präsentieren. Zudem waren die Partner aus WP 3 am 06.09.2018 beim Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) auf Norderney, um dort mit Mitarbeitern des Landesbetriebes Ergebnisse und mögliche Kooperationen zu besprechen. Im Rahmen von STENCIL kam jedoch keine engere Kooperation mit dem NLWKN zustande.

Die GWK-Versuche in WP 4 wurden mit Unterstützung von internationalen Partnern aus dem Hydralab-Verbund (EU Horizon 2020, Fördernr. 654110) durchgeführt, die einmalige Messinstrumente und Expertise zur Datenerfassung und –auswertung zur Verfügung gestellt haben. Hierdurch konnten wertvolle weitere Messungen gemacht werden, die über die Projektlaufzeit hinaus weiter ausgewertet werden.

2. Eingehende Darstellung der wichtigsten Ergebnisse

2.1. WP 1 – Strategie in Richtung EAM für Sandaufspülungen

Das übergreifende Arbeitspaket WP 1 befasste sich einerseits mit der Koordination des Verbundprojektes (WP 1.2) und andererseits mit dem übergeordneten Ziel, einen Ökosystemansatzes für Sandaufspülungen zu entwickeln (WP 1.1 und 1.3).

WP 1.1 Recherche zum Stand der Praxis und Forschung

In Arbeitspaket WP 1.1 des Projektes haben alle Projektpartner gemeinsam die gängigen Prinzipien und Techniken zu Sandaufspülungen in Deutschland, Dänemark, den Niederlanden, Polen, England und Wales, den USA und Australien sowie aktuelle Forschungsergebnisse zu Sandersatzmaßnahmen analysiert. Für die Recherche wurden sog. „Masterpläne“ für den Küstenschutz, vorhandene Vorschriften oder Empfehlungen, Umweltgesetze, Umweltverträglichkeitsprüfungen, Projektberichte, Pressemitteilungen, Internetseiten und wissenschaftliche Publikationen zum Thema Sandentnahme und -aufspülung berücksichtigt. In einigen Fällen haben die Projektpartner sich direkt bei den zuständigen Behörden über deren Vorgehensweise informiert. Besonderes Augenmerk bei der Recherche lag auf der Berücksichtigung und Überwachung der Meeresumwelt bei der Sandentnahme und der Sandaufspülung sowie im Anschluss an die Aktivitäten, d.h. die Konformität des Verfahrens mit dem Ökosystemansatz. Komplementiert wurde die Recherche durch einen Überblick über abgeschlossene und aktuelle Forschungsprojekte zu (mariner) Sandentnahme und Sandaufspülung. Die zugehörigen Berichte M 1.1 „Sandaufspülungen weltweit: Stand der Praxis und Forschung“ und M 1.5 „Marine Sand- und Kiesförderung: Stand der Forschung zu Umweltauswirkungen“ tragen die Ergebnisse zusammen und bilden die Grundlage für Arbeitspaket WP 1.3. Die Berichte liegen den Projektkoordinatoren am FZK vor und können auf Anfrage zur Verfügung gestellt werden.

Die Recherche zeigt große Unterschiede in den jeweiligen Vorgehensweisen zu Sandentnahme und -aufspülung (s. Tabelle 2.1). Je nach gesetzlichem Rahmen sind Aufspülungen entweder als vorbeugende Maßnahme in langfristigen Küstenschutzstrategien verankert oder werden nur als (einmalige) Reparaturmaßnahme nach gravierender Küstenerosion durchgeführt. In vielen Nordseeanrainern wurden aus den bestehenden Erfahrungen (z.B. zu Effizienz, Verweildauer, Kosten) umfassende Managementstrategien (Master-/Generalpläne) entwickelt. Im Falle von Reparatur- oder Recyclingmaßnahmen (d.h. Material wird vom selben Küstenabschnitt stromaufwärts gebracht) fehlen häufig eine umfassende Dokumentation und ein anschließendes Monitoring. Die Überwachung der Umweltauswirkungen, sowohl bei der Entnahme als auch bei der Aufspülung, zeigt gravierende Unterschiede zwischen den untersuchten Ländern (Tabelle 2.2). Sogar innerhalb der EU fallen die Kriterien für eine gesetzlich verpflichtete Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) bei mariner Sandentnahme und Aufspülungen unterschiedlich aus: so kann in Spanien eine Aufspülung mit einem Volumen bis zu 500.000 m³ ohne UVP durchgeführt werden, während in den Niederlanden nur erst-

malige Aufspülprojekte mit einer Länge von über 5 km und einer Aufspülmenge von über 250 m² im Küstenquerprofil (d.h. ein effektives Aufspülvolumen von 1,25 Mio. m³) eine UVP benötigen. In beiden Ländern fällt der Großteil der durchgeführten Aufspülungen unter das gesetzte Limit und kann ohne UVP durchgeführt werden. In Ländern wie Deutschland, Dänemark und dem Vereinigten Königreich wiederum wird die UVP-Pflicht für jedes Projekt individuell evaluiert. Entsprechend ist infrage zu stellen, inwiefern die bestehenden Umweltsetze in der Lage sind, negative Auswirkungen auf die Umwelt zu verhindern. Eine Kontrolle und Dokumentation von langfristigen (positiven oder negativen) Veränderungen der Küstenumwelt im Anschluss an die Bauphase wird nur in Ausnahmefällen durchgeführt, z.B. in Forschungsprojekten, die Pilotprojekte wie den Sandmotor in den Niederlanden begleiten. Somit bestehen weiterhin große Wissenslücken vor allem hinsichtlich der langfristigen Umweltauswirkungen von sowohl Entnahme- als auch Aufspülaktivitäten, was einer nachhaltigen Managementstrategie im Sinne des EAM, und damit der Erfüllung der MSRL, entgegensteht.

Die internationalen Unterschiede und die daraus resultierenden Schwierigkeiten für nachhaltiges Küstenzonenmanagement werden in dem entstandenen Review-Artikel *The sustainability of beach nourishments: A review of nourishment and environmental monitoring practice* von Staudt et al. ausführlich diskutiert. Bei Erstellung des Schlussberichts befand sich der Artikel in Begutachtung.

Tabelle 2.1: Internationaler Vergleich von geographischen, gesetzlichen, strategischen und technischen Aspekten von Sandersatzmaßnahmen (nach Staudt et al., in review)

Geographie			Gesetzlicher und strategischer Rahmen		Technische Aspekte/Methoden				
Land	Region	Küstenlänge (km)*	Verantwortlichkeit und gesetzlicher Rahmen	Küstenschutzstrategie	∅ Aufspülvolumen (10 ⁶ m ³ /a)	Herkunft des Aufspülmaterials	Platzierung (Vorstrand – Strand – Düne)	Wiederholungsrate (Jahre)	Kontrolle der Aufspüleffizienz
Deutschland	Nordsee	3 624	<ul style="list-style-type: none"> Schleswig-Holstein und Niedersachsen Landesbetriebe für Küstenschutz (LKN.SH und NLWKN) 	Langfristige "Generalpläne" der einzelnen Küstenländer	≈ 1.4 davon 1.2 auf Sylt	Marine Sande	Vorstrand- und Strandaufspülung	≈ 1	Ja (regelmäßige Aufnahme der Strandprofile)
	Ostsee		<ul style="list-style-type: none"> Mecklenburg-Vorpommern Landesbetrieb für Küstenschutz StALU MM 		0.5		Strandaufspülung mit zusätzlicher Dünenverstärkung		
Dänemark	Nordsee	5 316	<ul style="list-style-type: none"> Regelwerk für Gefahrenerschätzung und Kontrolle der Küstenerosion Lokale Behörden und nationale Regierung 	Verhandlung des Regelwerkes alle 5 Jahre	2.5 (2015)	Marine Sande	(Hauptsächlich) Vorstrand, vereinzelt Strandaufspülung	≈ 1	Ja (vierteljährliche Aufnahme der Strandprofile)
	Ostsee		<ul style="list-style-type: none"> Hauptsächlich einzelne Landbesitzer 						
Niederlande		1 914	<ul style="list-style-type: none"> Nationales Regelwerk Durchführung durch die Bundesbehörde Rijkswaterstaat 	Langfristiger nationaler Plan zum Erhalt der Basis Küstenlinie	≈ 12	Marine Sande	Dünenverstärkung, Strand- und (hauptsächlich) Vorstrandaufspülung	≈ 4-5	Ja (jährliche Aufnahme der Strandprofile)
Belgien	Flandern	76	<ul style="list-style-type: none"> Regionale Regierung Flandern, Agency for Maritime and Coastal Services 	Langfristiger "Masterplan" zum Erhalt der Küstenlinie (seit 2011)	≈ 1.3 (2011-2016)	Marine Sande	Dünenverstärkung, (hauptsächlich) Strandaufspülung, Vorstrandaufspülung	≈ 4-6	Ja (halbjährliche Aufnahme der Strandprofile)

Spanien		7 268	<ul style="list-style-type: none"> • Verantwortlichkeit über viele Behörden verteilt, kein gemeinsames Regelwerk • Shores Act 22/88, "Llei 39/1992" und "Llei 7/87" finden keine Anwendung 	<ul style="list-style-type: none"> • Hauptsächlich Reparaturmaßnahmen, um minimale Strandbreite für Tourismus zu erhalten • Verschiedene ausführende Körperschaften 	≈ 10	Hauptsächlich marine Sande und Recycling, terrestrische Sande für kleinere Projekte	Strand und Düne	Keine regelmäßigen Aufspülungen	Nein (nur wenn in der UVP vorgesehen)
Großbritannien	England, Wales	19 717	<ul style="list-style-type: none"> • DEFRA: Regelwerk und Richtlinien/ Empfehlungen • Environment Agency: Erhalt, Betrieb und Verbesserung der Hochwasserschutzmaßnahmen • Ausführung von lokalen Behörde und den sog. Coastal Groups 	<ul style="list-style-type: none"> • Küstenlinie unterteilt in Küstenzellen mit individuellem "Shore management plan" (SMP) • (Kleine) Aufspülungen als einmalige Maßnahme • Großskalige, langfristige (Wieder-) Aufspülungsmaßnahmen als Teil von Küstenschutzmanagementplänen 	≈ 4	<ul style="list-style-type: none"> • Bestehende, lizenzierte marine Entnahmestellen • Regelmäßig auch Recycling, Bypassing oder Reprofilierungsmaßnahmen 	Hauptsächlich Strandaufspülung	< 1 (Recycling/ Bypassing) > 5 (Große Maßnahmen)	<ul style="list-style-type: none"> • Ja (bei großen Projekten) • Unbekannt (bei vielen kleinen Maßnahmen)
USA		133 312	<ul style="list-style-type: none"> • Küstenstaaten • Ausführung durch das US Army Corps of Engineers (USACE) 	<ul style="list-style-type: none"> • Nationales "Coastal Zone Management Program" (NOAA) unterstützt und finanziert Küstenschutz in den Küstenstaaten (Teilnahme freiwillig) • Küstenstaaten: Masterpläne und Managementstrategien 	≈ 16	<ul style="list-style-type: none"> • Terrestrische u. marine Sande 	Vorstrand-, Strandaufspülung, Dünenverstärkung (abhängig vom Staat und staatl. Gesetzgebung)	<ul style="list-style-type: none"> • Einmalige Maßnahmen (≈ 30 % aller Aktivitäten) • 5-25 (Reparaturmaßnahmen, 25 %) • 1-3 (hauptsächlich Ostküste, 45 %) 	<ul style="list-style-type: none"> • Ja (bei regelmäßigen Wiederholungsaufspülungen) • Unbekannt (für einmalige und Reparaturmaßnahmen)
Australien	New South Wales, Queensland, Western Australia, Victoria, South Australia	66 530	<ul style="list-style-type: none"> • Lokale Behörden 	<ul style="list-style-type: none"> • Küstenlinie ist in Küstenzellen unterteilt • Aufspülungen als kurzfristige Maßnahmen zum Schutz von Infrastruktur 	2.7	<ul style="list-style-type: none"> • Hauptsächlich terrestrische Sande und Recycling vom selben Küstenabschnitt • Bypassing 	Hauptsächlich Strandaufspülung	≤ 1	Nur für etwa ≈ 17 % der Maßnahmen

* Küstenlänge nach dem World Resources Institute, abgeleitet von der „World Vector Shoreline Database“, Maßstab 1:250 000.

Tabelle 2.2: Vergleich der Maßnahmen zur Umweltüberwachung (nach Staudt et al., in review)

Land	Beurteilung der Umweltauswirkungen					
	Entnahmestelle			Aufspülstelle		
Land	Voraussetzung für Genehmigung	Erfassung von Umweltdaten für Genehmigung	Überwachung nach Genehmigung	Voraussetzung für Genehmigung	Erfassung von Umweltdaten für Genehmigung	Überwachung nach Genehmigung
Deutschland	<ul style="list-style-type: none"> UVP erforderlich, wenn die gestörte Fläche > 0.25 km² Immer erforderlich: Landschaftspflegerischer Begleitplan Ausstellung der Genehmigung durch zuständige (Bergbau-) Behörde 	<ul style="list-style-type: none"> Erfassung von Umweltdaten in einem limitierten Zeitfenster vor der Genehmigung Bestehende Literatur und Sedimentdatenbanken 	<ul style="list-style-type: none"> Nur geologische Untersuchungen zur Abschätzung von Quantität und Qualität des Materials Keine ökologischen Untersuchungen (nur im Rahmen von Forschungsvorhaben) 	<ul style="list-style-type: none"> Erforderlichkeit einer UVP wird individuell evaluiert Häufig nur Landschaftspflegerischer Begleitplan erforderlich Ausstellung der Genehmigung durch zuständige Umweltbehörde 	<ul style="list-style-type: none"> Meist die gleiche Datenlage wie für die UVP der Entnahmestelle Erfassung von Umweltdaten in einem limitierten Zeitfenster vor der Genehmigung Bestehende Literatur 	Keine (nur im Rahmen von Forschungsvorhaben)
Dänemark	<ul style="list-style-type: none"> UVP immer erforderlich Ausstellung der Genehmigung durch das Umweltministerium 	<ul style="list-style-type: none"> Regelmäßige Datenerfassung durch den Geologischen Dienst GEUS (z.B. Sediment- u. Habitatkarten) 	<ul style="list-style-type: none"> Laufende Überwachung der Umweltauswirkungen ist vorgeschrieben 	<ul style="list-style-type: none"> Erforderlichkeit einer UVP wird individuell evaluiert Ausstellung der Genehmigung durch zuständige Umweltbehörde 	<ul style="list-style-type: none"> Obligatorische Datenerfassung für Aufspülstellen, die eine UVP erfordern Bestehende Literatur 	Keine (nur im Rahmen von Forschungsvorhaben)
Niederlande	<p>UVP erforderlich bei:</p> <ul style="list-style-type: none"> Fläche > 5 km² oder Volumen > 10 Mio. m³ <p>Ausstellung der Genehmigung durch das Ministerium für Infrastruktur und Umwelt</p>	<ul style="list-style-type: none"> Laufende Datenerfassung und Modellierung basierend auf der Sandentnahmestrategie Strategie wird etwa alle 5 Jahre erneuert 	<ul style="list-style-type: none"> Laufende Überwachung und Evaluierung der Umweltauswirkungen ist vorgeschrieben Je nach Ergebnis können zusätzliche Maßnahmen vorgeschrieben werden 	<ul style="list-style-type: none"> UVP nur dann erforderlich, wenn eine neue, großflächige Küstenschutzmaßnahme gebaut wird (≥ 5 km Länge und ≥ 250 m² im Strandprofil) Nicht zutreffend für die meisten Maßnahmen, Ausnahmen: Zandmotor und Hondsbossche Duinen 	<ul style="list-style-type: none"> Modellierung der physikalischen Umwelt Bestehende Literatur 	Nur im Rahmen von großskaligen Forschungs-/Managementprojekten (z.B. Zandmotor)
Belgien	<ul style="list-style-type: none"> UVP immer erforderlich, um Sand aus vordefinierten Flächen zu entnehmen Ausstellung der Genehmigung durch das Wirtschaftsministerium von Flandern, mit Unterstützung des Umweltministeriums 	<ul style="list-style-type: none"> Halbjährliches Monitoring der vordefinierten Entnahmeflächen und Referenzflächen durch die Regierung 	<ul style="list-style-type: none"> Halbjährliches Monitoring der vordefinierten Entnahmeflächen und Referenzflächen durch die Regierung 	<ul style="list-style-type: none"> UVP für die strategischen Masterpläne nur einmalig erforderlich Einzelne Aufspülungen erfordern keine zusätzliche UVP 	<ul style="list-style-type: none"> Separates Programm zur Umweltüberwachung Bestehende Literatur 	Keine (nur im Rahmen von Forschungsvorhaben)

<p>Spanien</p>	<ul style="list-style-type: none"> Galizien, Kantabrien: UVP immer erforderlich Andere Länder: UVP erforderlich bei Entnahmeevolumen > 3 Mio. m³ 	<ul style="list-style-type: none"> Verpflichtende Datenerfassung nach spanischen Küstengesetzen Bestehende Sedimentkarten 	<ul style="list-style-type: none"> Meist nur geologische Untersuchungen zur Abschätzung von Quantität und Qualität des Materials Umfassende ökologische Datenerfassung nur in großflächigen Entnahmegebieten 	<ul style="list-style-type: none"> UVP erforderlich bei Entnahmeevolumen > 500000 m³ 	<ul style="list-style-type: none"> Obligatorische Datenerfassung für Aufspülstellen, die eine UVP erfordern Langfristige (baseline) Daten sind oft nicht verfügbar 	<p>Keine (nur im Rahmen von Forschungsvorhaben)</p>
<p>Großbritannien (England & Wales)</p>	<ul style="list-style-type: none"> Linenz (inkl. UVP) immer erforderlich Linenz wird alle 5 Jahre von der MMO überprüft 	<ul style="list-style-type: none"> Referenzdaten für Benthos und Sedimentparameter aus dem Regional Seabed Monitoring Plan (RSMP) von 2014/2015 Regelmäßige Aufnahme von neuen Referenzdaten gilt als gute Praxis 	<ul style="list-style-type: none"> Überwachung für die Erneuerung der MMO-Linenz nötig Nicht mehr verpflichtend, wenn die Entnahme an einer Stelle abgeschlossen ist, jedoch wird erwartet, dass der Lizenzhalter die Umweltauswirkungen weiterhin überwacht 	<ul style="list-style-type: none"> Erforderlichkeit einer UVP wird individuell evaluiert UVP "wahrscheinlich" erforderlich bei Flächen > 0.01 km² oder Maßnahmen, die "geeignet sind, die Küste zu verändern" Keine UVP nötig für Instandhaltungsmaßnahmen (Wiederaufspülung, Recycling, Reprofilierung) 	<ul style="list-style-type: none"> Bestehende Datenbanken/Literatur "Gute Praxis": Aufnahme aktueller Daten (Vegetation, Wirbellose, Vögel) 	<p>Nur im Rahmen von großskaligen Forschungs-/Managementprojekten (z.B. Lincshore)</p>
<p>USA</p>	<ul style="list-style-type: none"> UVP immer erforderlich Lizensierung durch USACE im Rahmen des Clean Water Act "Beneficial Use of Dredged Material" Endangered Species Act (ESA) 	<ul style="list-style-type: none"> Hydrographische und geologische Untersuchung Sedimentkerne und Oberflächenproben Optional: archäologische, bathymetrische, benthische/biologische Datenerfassung 	<ul style="list-style-type: none"> Nur im Rahmen von Forschungsprojekten 	<ul style="list-style-type: none"> UVP erforderlich Lizensierung durch USACE im Rahmen des Clean Water Act "Beneficial Use of Dredged Material" Bei Verklappung in Verkehrswasserwegen: River and Harbor Act Endangered Species Act 	<ul style="list-style-type: none"> Messung von Trübung, Benthos, Habitatänderungen 	<p>Nur in Ausnahmefällen</p>
<p>Australien</p>	<p>Abhängig von der Gesetzgebung des Commonwealth und des jeweiligen Bundesstaates:</p> <ul style="list-style-type: none"> Vorläufiger Umweltverträglichkeitsreport Erforderlichkeit wird vom Commonwealth/Bundesstaat abhängig vom Projektumfang überprüft Bergbaulizenz für Entnahme 	<ul style="list-style-type: none"> Empfohlene Überwachung während der Baumaßnahme: Meeressäuger, Wasser- und Sedimentqualität 	<p>Abgedeckt durch:</p> <ul style="list-style-type: none"> "Statement of commitment" Umweltrisikoaanalyse Umweltmanagementplan <p>Umsetzung in großskaligen Projekten (z.B. Tweed River Sandbypassing Project)</p>	<p>In Abhängigkeit von Projektgröße und Ort:</p> <p>Review of Environmental Effects, Statement of Environmental Effects oder Environmental Impact Statement, Erstellung und Genehmigung durch den Coastal Council</p>	<ul style="list-style-type: none"> Keine Überwachung der Ökologie, lediglich Überwachung der Sedimentqualität 	<p>Nur im Rahmen von großskaligen Managementprojekten (z.B. Tweed River Sandbypassing Project)</p>

WP 1.2 Vernetzung und Öffentlichkeitsarbeit

Arbeitspaket WP 1.2 umfasste die Kommunikation und Kooperation mit der Öffentlichkeit und weiteren Institutionen, wie z.B. den für den Küstenschutz in Deutschland, den Niederlanden oder Dänemark verantwortlichen Behörden. Zu Beginn des Vorhabens wurde eine Projektwebsite (www.stencil-project.de) eingerichtet, auf der die Zielsetzung für jedes WP sowie wesentliche Zwischenergebnisse, Konferenzteilnahmen, Veröffentlichungen usw. präsentiert werden. Die Website wird für mind. ein Jahr über das Projektende hinaus verfügbar bleiben.

Im Rahmen von STENCIL wurden vom FZK folgende Veranstaltungen organisiert, die einen Austausch zwischen den Projektbeteiligten und Vertretern aus Wissenschaft, Bundesbehörde, Landesbetrieben und Industrie erlaubten:

- Workshop “Building with Nature”, Hannover, 14.02.2018
- 13. FZK-Kolloquium zum Thema “Building with Nature – Neue Konzepte für den Küstenschutz”, Hannover, 15.02.2018

Neben den STENCIL-Projektpartnern waren zu diesen Veranstaltungen auch Wissenschaftler anderer Forschungsprojekte eingeladen, ihre Forschung zu alternativen Küstenschutzmaßnahmen vorzustellen, z.B. im Zusammenhang mit dem niederländischen Sandmotor-Projekt und Ansätze für Erosionsschutz durch Vegetation oder biogene Strukturen.

Die Projektergebnisse aus STENCIL wurden auf einer Reihe von nationalen und internationalen Veranstaltungen vorgestellt und mit der wissenschaftlichen Gemeinschaft diskutiert (Tabelle 2.4). Des Weiteren haben sich Projektbeteiligte bei verschiedenen anderen Veranstaltungen (Workshops/Seminaren) eingebracht (Tabelle 2.3).

Tabelle 2.3: Teilnahme an Workshops und Seminaren (ohne Präsentation von Projektergebnissen)

Veranstaltung	Zeitraum	Ort	Teilnehmer
KFKI Morphodynamik Workshop	29.03.2017	Hannover	Gijsman, Schimmels, Staudt
Trilateral Workshop on Best Practices for Climate Change Adaptation	26.-27.09.2017	Wilhelmshaven	Gijsman, Staudt
2. Symposium Küstenmeerforschung	28.02.-02.03.2018	Berlin	Goseberg, Schimmels, Schlurmann, Staudt, Wiltshire, Hass

Tabelle 2.4: Teilnahme und Präsentation von Projektergebnissen

Veranstaltung	Zeitraum	Ort	Vortragende/r	Präsentierte WP
KFKI-Seminar 2016	10.11.2016	Bremerhaven	Schimmels	Gesamtprojekt
35. Jahrestagung des Arbeitskreises "Geographie der Meere und Küsten"	19.-22.04.2017	Kiel	Staudt	Gesamtprojekt
EGU General Assembly 2017	23.-28.04.2017	Wien, Österreich	Hass	Gesamtprojekt
KüNO-Jahrestagung 2017	11.-12.10.2017	Rostock	Staudt	Gesamtprojekt
GEOHAB 2018	07.-11.05.2018	Santa Barbara, USA	Mielck	WP 5
36th International Conference on Coastal Engineering, ICCE2018	30.07.-03.08.2018	Baltimore, USA	Staudt	WP 1
			Gijsman	WP 3
KüNO-Jahrestagung 2018	28.-29.08.2018	Hannover	Schimmels	Gesamtprojekt
EGU General Assembly 2019	07.-12.04.2019	Wien, Österreich	Staudt	WP 4
			Hass	WP 5
2. HTG-Forum Wissenschaft	08.05.2019	Hamburg	Staudt	WP 1, WP 3, WP 5
Dutch-German Workshop: North Sea meets Baltic Sea	20.05.2019	Rostock-Warnemünde	Schlurmann, Gijsman	WP 3
8th Short Course on Applied Coastal Research, SCACR 2019	09.-11.09.2019	Bari, Italien	Gijsman	WP 3
KüNO-Abschlussstagung 2019	30.10.2019	Hamburg	Schimmels	Gesamtprojekt
KFKI-Seminar 2019 (geplant)	21.11.2019	Hamburg	Schimmels	Gesamtprojekt

Die Projektpartner haben sich auf regelmäßigen internen Projekttreffen in Hannover bzw. auf Sylt untereinander über den aktuellen Stand der Arbeitspakete ausgetauscht und die weiteren gemeinsamen Arbeiten miteinander abgestimmt. Alle durchgeführten Projekttreffen sind in Tabelle 2.5 gelistet.

Tabelle 2.5: Interne Projekttreffen:

Veranstaltung	Zeitraum	Ort
1. Projekttreffen	25.11.2016	Hannover
2. Projekttreffen	21.-22.03.2017	Sylt
3. Projekttreffen	19.10.2017	Hannover
4. Projekttreffen	30.08.2018	Hannover
5. Projekttreffen	13.02.2019	Hannover
6. Projekttreffen	02.-03.07.2019	Sylt

WP 1.3 Strategie in Richtung eines EAM für Sandaufspülungen

Basierend auf der Recherche in WP 1.1 und den in WP 2–6 gewonnenen Erkenntnissen (s. nachfolgende Kapitel) wurden in WP 1.3 die Stärken, Schwächen, Chancen und Risiken von verschiedenen Arten der Sandentnahme (marine Tiefenentnahme, marine Flächenentnahme, terrestrische Entnahme) und -aufspülung (Strandaufspülung, Vorstrandaufspülung, Dünenverstärkung, Mega-Aufspülung) analysiert und gegenübergestellt. Diese sogenannte SWOT-Analyse (strengths, weaknesses, opportunities, threats) kann Anwender dabei unterstützen, eine geeignete (d.h. möglichst effiziente und nachhaltige) Maßnahme für lokale Gegebenheiten auszuwählen. Die SWOT-Analyse enthält keine Bewertung der unterschiedlichen Optionen, sondern überlässt es dem Anwender, die Chancen und Risiken gegeneinander abzuwägen und die beste Option für den jeweiligen Anwendungsfall auszuwählen. Der Fokus beim Vergleich der Maßnahmen lag auf der physikalischen und ökologischen Nachhaltigkeit sowie auf den Auswirkungen auf die Gesellschaft (z.B. auf Wirtschaft, Tourismus etc.).

Die SWOT-Analyse zeigt, dass jedes Verfahren Vor- und Nachteile mit sich bringt, die gegeneinander abgewogen werden müssen. Mit weiteren Forschungsergebnissen, v.a. hinsichtlich der langfristigen ökologischen und morphologischen Auswirkungen der Verfahren, könnten einige der potenziellen Chancen und Risiken zu bekannten und absehbaren Stärken bzw. Schwächen werden. Der Anwender muss unter Berücksichtigung aller Faktoren ein Verfahren auswählen, das für den geplanten Anwendungsfall geeignet ist und bei dem die Risiken vertretbar sind. Dabei ist jedoch zu beachten, dass viele bisher unbekannte biologische Prozesse möglicherweise weitere Auswirkungen auf das Küstenökosystem haben könnten. Daher sind Eingriffe in die Küstenumwelt immer mit gewissen Risiken für das Ökosystem verbunden und sollten nur dann erfolgen, wenn sie unbedingt erforderlich sind.

Die SWOT-Analyse wurde in einer Broschüre mit dem Titel *„Erfahrungen mit Sandersatz im Küstenschutz: Eine allgemeine Entscheidungsunterstützung für die Praxis mit aktuellen Erkenntnissen aus der Wissenschaft“* zusammengefasst. Diese Broschüre kann im Internet auf der Projekt Website (www.stencil-project.de) heruntergeladen werden und steht in begrenzter Auflage auch als gedrucktes Exemplar zur Verfügung.

2.2. WP 2 – Bewertung und Modellierung von Sturmtiden und küstennahen Wellen/Strömungen

Der gezielte Einsatz von Küstenschutzstrategien macht das Wissen um die dem Sedimenttransport zugrundeliegenden hydrodynamischen Prozesse, wie Seegang, Tide, Wind und die durch sie hervorgerufenen Strömungen erforderlich. Eine frühzeitige Identifizierung von potentiellen Erosions-Hot Spots (EHS) durch die Interpretation der vorherrschenden hydrodynamischen Verhältnisse und ihrer Transportkapazität bildet die Grundlage für eine nachhaltige Managementstrategie. Werden Sandaufspülungen als Küstenschutzmaßnahme eingesetzt, stellt sich darüber hinaus die Frage der optimalen Platzierung. In der Praxis wird hierbei abhängig vom Ort des eingebrachten Sedimentes zwischen supralitoralren Aufspülungen, Strandaufspülungen und Strandvorspülungen unterschieden (Bird & Lewis, 2015).

Das Ziel im Arbeitspaket 2 des Projektes STENCIL bzw. im Teilprojekt STENCIL-B ist die Untersuchung des Einflusses unterschiedlicher Sandaufspülungsstrategien auf

- Hydrodynamische Prozesse im Küstennahbereich,
- Sturmflutinduzierte Strömungsmuster,
- Verweildauer von Sandaufspülungen.

Die Ableitung eines geeigneten Modellsystems zur Analyse der genannten Prozesse im Zusammenhang mit Sandaufspülungsprojekten ist hierbei ein integraler Teil der Zielsetzung. Das Hauptziel ist die Identifizierung einer optimalen Sandaufspülungsstrategie, welche die Verweildauer der Sedimente im Küstenabschnitt verlängert und einen Schutz für den Küstenabschnitt vor sturmflutinduzierter Erosion darstellt.

WP 2.1 Analyse des derzeitigen Wissensstandes und der numerischen Modelle

Bei fehlenden langfristigen und flächendeckenden Naturmessungen ist die Verwendung von hydrodynamischen Modellen ein effizientes Hilfsmittel in der Analyse der hydrodynamischen Prozesse, die mit unterschiedlichen Sandaufspülungsstrategien einhergehen. Die prozessbasierte numerische Modellierung bietet darüber hinaus die Möglichkeit, zukünftige Entwicklungen, wie etwa klimabedingte Änderungen der Meteorologie oder des Wasserstandes, abzubilden und somit langfristige Strategien zum Schutz von Küstenabschnitten zu erarbeiten. Im Rahmen einer Literaturstudie wurden daher unterschiedliche verfügbare hydro- und morphodynamische Modelle basierend auf den implementierten Prozessen, der benötigten Rechenzeit sowie der Verfügbarkeit bewertet. Der Fokus zur Modellbeurteilung liegt auf den Prozessen innerhalb der Brandungszone. In Betracht zu ziehende hydrodynamische Modelle zur Abbildung und Analyse der marinen, küstennahen und ästuarinen Prozesse sind im Einzelnen *Delft3D*, *MIKE21/3*, *TELEMAC*, *FVCOM*, *XBeach*, *XBeachX*, *SWASH*, *OpenFOAM* und *SPH*.

Von hoher Wichtigkeit für die Erosionsprozesse im Küstennahbereich ist die Abbildung der vertikalen Strömungsstruktur und insbesondere der sohnahen Rückströmung – dem „Un-

dertow“. Dieser verursacht insbesondere unter Sturmflutbedingungen den seewärtsgerichteten Sedimenttransport (Scott et al., 2009; van Rijn, 2011; Grasso et al., 2011). *Tiefengemittelte Modelle* (z.B. XBeach) eignen sich nur bedingt für die Modellierung der Strömungsstruktur innerhalb der Brandungszone, da sie lediglich implizite Modellformulierungen für das vertikale Strömungsprofil zur Verfügung stellen (Roelvink & Reniers, 2012). Untersuchungen von van der A et al. (2017) und Zheng et al. (2017) zeigen außerdem, dass die Modellierung der Energiedissipation und des Eintrags turbulenter kinetischer Energie von großer Bedeutung für die Ausbildung des „Undertow“ ist, während die Dissipation durch Wellenbrechen und Bodenreibung in tiefengemittelten Modellen häufig unterschätzt wird (z.B. Hsu et al., 2006); Van Der Werf et al., 2013, Grunnet et al., 2005). Das Wellenbrechen an sich und auch die phasenabhängigen Wellenfortschrittsprozesse in der Brandungszone können von *spektoralen Seegangsmodellen* ebenfalls nicht abgebildet werden. Auch hier werden zwangsläufig empirische Ansätze für das Wellenbrechen verwendet (Roelvink & Reniers, 2012). Eine Berechnung sämtlicher hydrodynamischer Prozesse einschließlich der phasen aufgelösten Wasseroberfläche unter Wellenbewegung kann durch die Lösung der *Navier-Stokes Gleichungen* (z.B. OpenFOAM) erfolgen (Brown et al., 2016; Fernandez-Mora et al., 2017). Gleichzeitig ist dies im Naturmaßstab jedoch stark rechenzeitaufwändig. Gleiches gilt für den *Lagrange'schen Ansatz von SPH-Modellen* (Smoothed Particle Hydrodynamics), der für eine entsprechende Genauigkeit eine hohe Teilchenanzahl benötigt. Die Volume-of-Fluid Methode (VOF) sowie SPH sind also für eine Modellierung im kleinen Maßstab die Mittel der Wahl, im Hinblick auf die erforderliche Modelldimension eignen sie sich jedoch nicht für Untersuchungen von naturmaßstäblichen Sandaufspülungsstrategien.

Aus diesen Gründen wird es erforderlich, auf Modelle zurückzugreifen, die auf den *Flachwassergleichungen* basieren und bzw. oder die auf *Phasenmittelung* für die Berechnung von größeren Küstenabschnitten zurückgreifen. Durch die implementierten morphodynamischen Module eignen sich Modelle wie FVCOM, TELEMAC, MIKE und Delft3D im Hinblick auf Untersuchungen über die Hydrodynamik von Sandaufspülungen hinaus. Die nicht-linearen tiefengemittelten Flachwassergleichungen unter Berechnung der vertikalen Impulsgleichung beschreiben die freie Oberfläche durch einen einfachen Wert und benötigen eine wesentlich geringere vertikale Auflösung. Darüber hinaus sind die Welleninteraktionen untereinander sowie die Interaktion zwischen Welle und Strömung explizit in den nicht-linearen Flachwassergleichungen implementiert (Zijlema et al., 2011). Das Modell XBeachX basiert auf den nicht-linearen tiefengemittelten Flachwassergleichungen und löst die Vertikale im Gegensatz zur Vorgängerversion mit Hilfe von zwei Schichten auf. So kann insbesondere der Prozess der Frequenzdispersion hierdurch präziser modelliert werden (Hoonhout, 2018). Bisher fehlen validierende Studien zu der Neuentwicklung. Sie scheint jedoch für die Zielsetzung des Projektes wegen der grundlegenden Modellstruktur vielversprechend zu sein. Für die numerische hydrodynamische Untersuchung werden daher die frei verfügbaren Modelle XBeachX und Delft3D vorgesehen. Um die Vorteile und die Anwendbarkeit des jeweiligen Modells untersuchen zu können, werden beide Modelle zunächst anhand von vorhandenen Daten-

sätzen aus großskaligen Modellversuchen (van der A et al., 2017) miteinander verglichen und validiert (vgl. WP 2.3).

Durch die Vereinfachungen in den Modellgleichungen sind die ausgewählten Modelle nicht in der Lage, nicht-lineare Prozesse abzubilden und führen so zu Fehleinschätzungen der küstennahen Prozesse wie Wellenbrechen, Reflexion, Refraktion und seegangsinduzierte Strömungen (Browne et al., 2007). Bei ausreichender Datenabdeckung bieten die datenbasierten künstlichen Neuronale Netzwerke (KNN) die Möglichkeit, diese hydrodynamischen Prozesse zu berechnen (Tayel & Oumeraci, 2015). Über die Anpassung der Synapsenverbindungen sind KNN flexible Lernstrukturen, die auf der Basis von präsentierten Eingabe- und Ziel-Daten die zugrundeliegenden physikalischen Zusammenhänge modellieren. Eine aufwändige Modellkalibrierung anhand empirischer Parameter entfällt für die neuronalen Netzwerke; jedoch sind sie implizit stark von den präsentierten Trainingsdatensätzen abhängig (Dyke, 2007). Die Datenlage der relevanten hydrodynamischen Prozesse für Sandaufspülungen im Naturmaßstab ist nach wie vor eingeschränkt, sodass die Ergebnisse der KNN auf einzelne Parameter beschränkt sind.

Methodisch werden daher in den weiteren Arbeitspaketen *sowohl die prozessbasierten hydrodynamischen Modelle als auch die datenbasierten KNN* verwendet, um die hydrodynamischen Prozesse in Folge von unterschiedlichen Aufspülstrategien zu untersuchen.

WP 2.2 Datenerfassung und -analyse für ausgewählte Pilotstudie

Es wurden Wasserstands-, Seegangs- und Strömungsdaten sowie meteorologische und bathymetrische Daten mit Relevanz für Sandaufspülungen an der Pilotstudie gesammelt und ausgewertet. Die Datensätze wurden vom LKN.SH, dem HZG sowie der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) bereitgestellt. Eine Übersicht über sämtliche Messgrößen und die Lage der Messstationen sind in Abbildung 2.1 dargestellt. Zur Ermittlung von relevanten Bemessungsgrößen für Sandaufspülungen im Pilotgebiet wird die statistische Analyse extremer Ereignisse herangezogen. Diese umfasst neben dem Identifizieren von einzelnen Extremereignissen und ihren Eintrittswahrscheinlichkeiten, die Darstellung von Überschreitungswahrscheinlichkeiten und Wiederkehrintervalle für speziell zu definierende Ereignisse (EAK, 2007). Aufgrund der langen Messzeitreihe eignet sich im Pilotgebiet die Boje Westerland für weitergehende Untersuchungen. Die Daten werden als Eingangsdatensätze und Randwerte in den Modellen des WP 2.3 und WP 2.4 verwendet. Hierbei wird zwischen Sturmflut- und mittleren Bedingungen unterschieden und Kennzahlen abgeleitet.

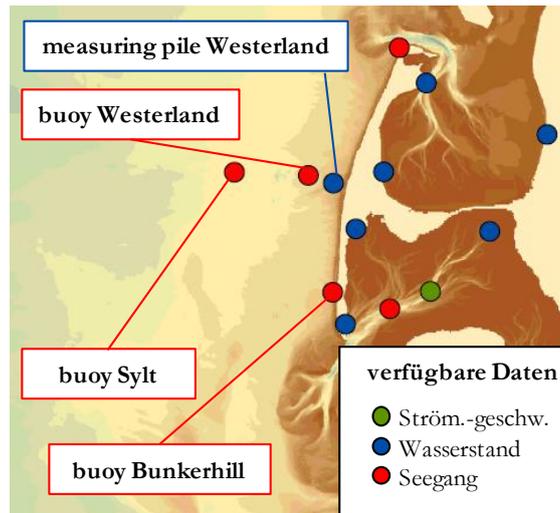


Abbildung 2.1: Messpunkte vor der Küste Sylts

WP 2.3 und WP 2.4: Kombiniertes prozess- und datenbasiertes, hydrodynamisches Modellierungssystem für Sandaufspülungen und dessen Anwendung für ausgewählte Pilotstudie

Das ausgewählte hydrodynamische Modell aus WP 2.1 wird mit einem datenbasierten, künstlichen neuronalen Netzwerk (KNN) kombiniert. Der kombinierte Modellansatz (i) liefert die hydrodynamischen Randbedingungen für die Planung, Implementierung und Optimierung von Sandaufspülungsstrategien und (ii) ermöglicht die Untersuchung der relevanten hydrodynamischen Prozesse, die mit den unterschiedlichen Strategien assoziiert werden. Das Modellsystem wird in einem ersten Schritt zur Wiedergabe der hydrodynamischen Daten, die in WP 2.2 für die Pilotstudie analysiert wurden, angewendet. Das Modellsystem wird im Weiteren für die Vorhersage und zur Füllung von möglichen Datenlücken verwendet. Dies schließt die Vorhersage von Sturmflutszenarien ein. Im Rahmen der Untersuchungen werden auch physikalische Modellversuche im Wellenkanal des LWI durchgeführt.

Numerische prozessbasierte Modellierung durch Delft3D und XBeachX

Die auf einer Literaturstudie basierende Modellauswahl in WP 2.1 erfordert eine Validierung. Hierzu werden die ausgewählten Modelle Delft3D und XBeachX anhand von vorhandenen Datensätzen aus großmaßstäblichen Modellversuchen von van der A et al. (2017) validiert. Diese Datensätze wurden ausgewählt, da sie eine signifikante Ähnlichkeit zu den Pilotstudien des Projektes STENCIL aufweisen und die untersuchten hydrodynamischen Parameter sowie das Küstenprofil mit einem Riff-Rinne System (vgl. Abbildung 2.2) für die Pilotstudie Sylt relevant sind.

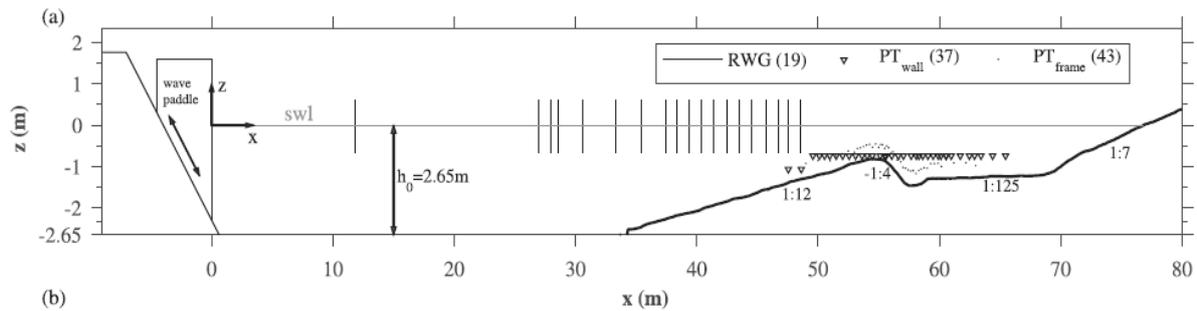


Abbildung 2.2: Aufbau und Instrumentierung der Modellversuche von van der A et al. (2017) (RWG: Wellenpegel, PT: Druckmessdosen)

Im Mittelpunkt der Versuche von van der A et al. (2017) stand die detaillierte Untersuchung der Hydrodynamik – des vertikalen Strömungsprofils bis in die bodennahe Grenzschicht sowie der Turbulenz – infolge von Sturzbrechern. Hierfür wurde der Wasserstand, die mittlere Strömungsgeschwindigkeit sowie die turbulente kinetische Energie erfasst und ausgewertet. Kontrollierte Bedingungen zur Analyse der hydrodynamischen Prozesse wurden mit Hilfe einer festen Modellsohle geschaffen. Es wurden regelmäßige Wellen mit einer Wellenhöhe von $H = 0.85$ m und -periode von $T = 4$ s erzeugt.

Abbildung 2.3 stellt den Verlauf der gemessenen und mittels hydrodynamischer Simulation errechneten Wellenhöhen \bar{H} für die jeweils beste Anpassung der hydrodynamischen Modelle dar. Das Wellenbrechen beginnt mit abnehmender Wassertiefe ab $x \approx 52$ m. Da regelmäßige Wellen eingesteuert wurden, erstreckt es sich über eine relativ kurze Distanz. Infolge der Energiedissipation über dem Riff wird die Offshore-Wellenhöhe von $\bar{H} = 0.85$ m auf $\bar{H} = 0.42$ m reduziert. Im Offshore Bereich werden bei konstanter Wassertiefe durch beide Modelle die vorgegebenen Wellenhöhen errechnet. Durch das XBeach Modell wird der Beginn des Wellenbrechens in Richtung Küste verschoben. Gleichzeitig erreicht die Energiedissipation nicht das Maß der gemessenen Werte, so dass die Wellenhöhe mit $\bar{H} = 0.65$ m im Rinnenbereich deutlich oberhalb der Messwerte bleibt. Eine wesentlich bessere Energiedissipation wird mit dem implementierten „Roller“-Modell in Delft3D erzielt. Sowohl vor als auch hinter dem Riffbereich werden die gemessenen Wellenhöhen relativ gut angenähert.

Es sind deutliche Abweichungen zwischen Messung und Berechnung zu erkennen. In beiden Modellen wird die Energiedissipation in Folge von Wellenbrechen nur unzureichend berechnet. Während durch XBeachX die Wellenform im nicht-hydrostatischen Modus gut wiedergegeben wird, kann der detaillierte Prozess des Wellenbrechens nicht modelliert werden. Diese geringere Energiedissipation setzt sich in den übrigen hydrodynamischen Kenngrößen, insbesondere der sohnahen Rückströmung, fort. Die Limitationen der beiden numerischen Modelle (s. WP 2.1) bestätigen sich.

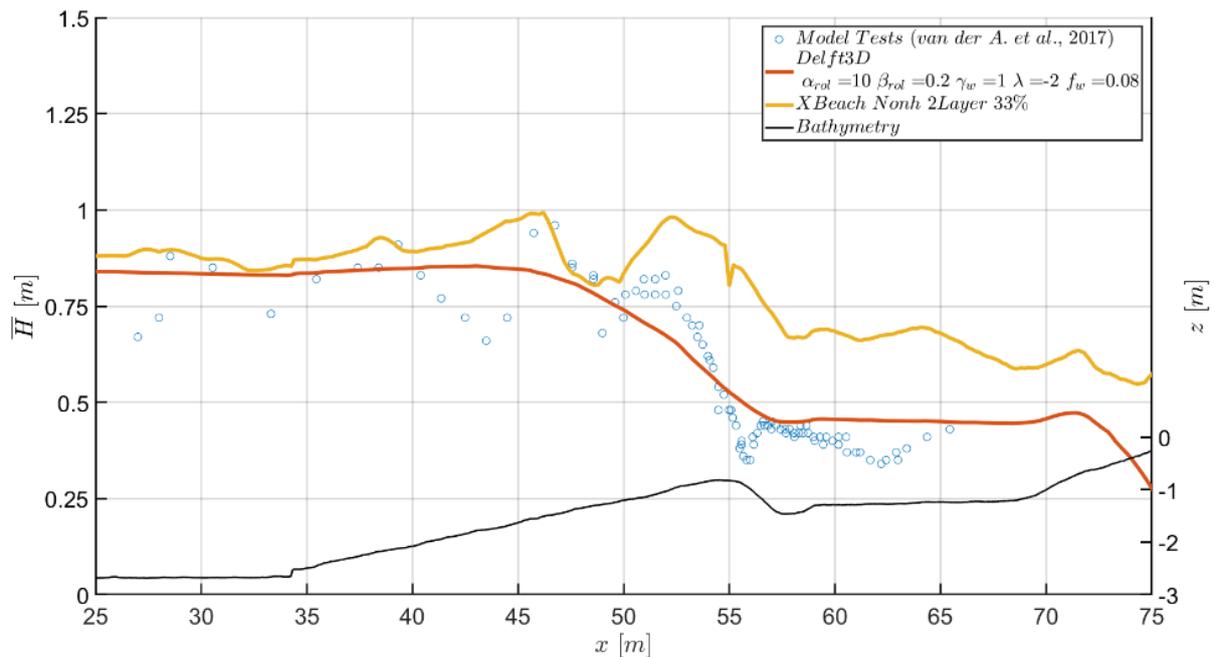


Abbildung 2.3: Verlauf der gemessenen (blau, Datenquelle: van der A et al., 2017) und berechneten (in orange das Delft3D Modell und in Gelb das XBeach Modell) Wellenhöhen entlang der Kanalachse

Kombiniertes daten- und prozessbasiertes Modellsystem für die Pilotstudie

Der Vergleich zwischen den Ergebnissen der hydrodynamischen Simulationen und den Messergebnissen der großskaligen Modellversuche bestätigt, dass die vorhandenen hydrodynamischen Modelle insbesondere im küstennahen Bereich nur eingeschränkt in der Lage sind, die relevanten Prozesse abzubilden. Daher wurde im Rahmen des WP 2.4 ein kombiniertes daten- und prozessbasiertes Modell zur Abbildung der küstennahen Prozesse für die Pilotstudie aufgebaut.

Die Seegangparameter an der Boje Bunkerhill unterscheiden sich durch den Einfluss der Bathymetrie von den gemessenen Parametern an den Bojen Sylt und Westerland (vgl. Abbildung 2.1). Sie befindet sich in einer Wassertiefe von -7 mNHN und liegt mit einem Abstand von ca. 650 m relativ nah vor der Küste Sylts. Es wird ein künstliches neuronales Netzwerk (KNN) aufgebaut, um die Seegangparameter an der Boje Bunkerhill zu berechnen. Als Eingangsdaten werden gemessene Seegangparameter an der Boje Sylt (H_{m0} und θ) und gemessene Winddaten (u_{10} und θ_{Wind}) an dem Messpunkt List, der vom Deutschen Wetterdienst bereitgestellt wird, verwendet. Somit wird die Kapazität des KNN zur Transformation der Seegangparameter in den küstennahen Bereich untersucht. Im Gegensatz zu den prozessbasierten Modellen wird die Auswirkung der Bathymetrie nicht explizit modelliert, sondern über die gewichteten funktionalen Zusammenhänge zwischen Eingangs- und Ausgangsdaten berechnet (Browne et al., 2007).

Da es sich bei der Fragestellung um ein Zeitreihenproblem handelt, wird ein nichtlineares autoregressives Netzwerk mit exogenem Eingang (NARX) verwendet (Beale et al., 2018). Rekurrente Netze mit Rückpropagierung sind insbesondere für diese Art der Vorhersagen geeignet (Mandal & Prabakaran, 2006). Das NARX-Modell bezieht sowohl Werte des exogenen

Eingangs, der Boje Sylt und des Messpfahls List, als auch vergangene Werte des Outputs an der Boje Bunkerhill in die Berechnung der Ausgangsgröße mit ein und spiegelt somit die zeitliche Entwicklung des Seegangs wider.

Für die Bewertung der Aussagekraft der Modelle wurden einzelne Sturmflutereignisse ausgewählt und die Seegangsbedingungen an der Boje Bunkerhill sowohl mit Hilfe des KNN als auch mit dem hydrodynamischen Modell berechnet. Um die Vergleichbarkeit herzustellen, wurden als Eingangsdatensätze in beiden Modellen die Bojendaten der Boje Sylt verwendet. Da für diese lediglich Informationen zur Wellenhöhe H_{m0} und Wellenrichtung θ vorliegen, werden für das hydrodynamische Modell die zusätzlich erforderlichen Informationen zur Periode T_p und der Richtungsstreuung durch die CoastDat Datensätze ergänzt. Die Ereignisse wurden so ausgewählt, dass mindestens eine signifikante Wellenhöhe mit einer Überschreitungswahrscheinlichkeit von $P_{\bar{u}} = 1\%$ erreicht wurde. Eine Regressionsanalyse (vgl. Abbildung 2.4) verdeutlicht die starke Streuung der hydrodynamischen Modelldaten um die Messwerte. Sowohl die KNN Berechnung als auch die Ergebnisse der Delft3D Modellierung weisen eine leichte Überschätzung der niedrigen Wellenhöhen ($H_{m0} < 2.0$ m) auf, während höhere Wellen von beiden Modellen i.d.R. unterschätzt werden. Generell wird jedoch eine bessere Annäherung der Datensätze durch das KNN erreicht. Fehler in der Delft3D-Modellierung werden u.a. durch die Eingangsdatensätze hervorgerufen. Diese umfassen derzeit Modelldaten der modellbasierten CoastDat Datenbank, welche für Seegangsberechnungen zwar gute Ergebnisse erzielt, die Wasserstände jedoch insbesondere im Sturmflutverlauf nur unzureichend berechnet. Sobald die EasyGSH Datenbank vollständig verfügbar ist, kann sie zur Verbesserung der Randwertesteuerung des Modells beitragen.

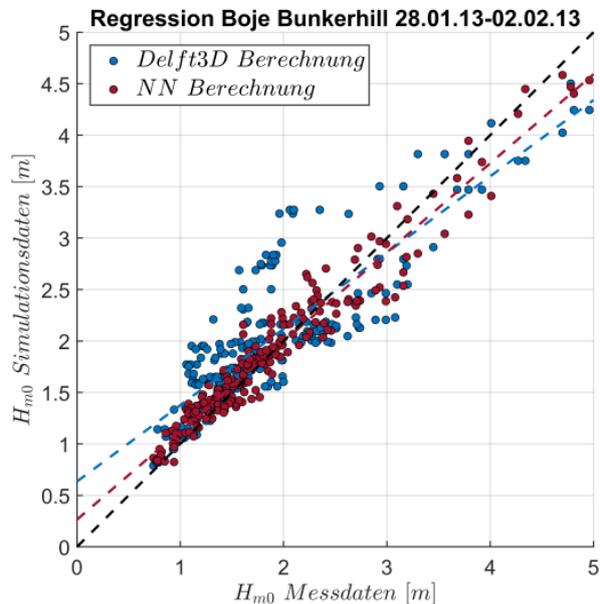


Abbildung 2.4: Regression der Modellergebnisse für die Delft3D-Berechnung sowie das KNN zur Berechnung des Seegangs an der Boje Bunkerhill für den Testzeitraum 28.01. – 02.02.2013.

Schlussfolgernd wird durch die datenbasierte Modellierung eine deutliche Verbesserung der Seegangsvorhersage im küstennahen Bereich erzielt. Die Position der Boje Bunkerhill befindet sich bereits im Übergangsbereich, sodass nichtlineare Prozesse von Relevanz für die Seegangsentwicklung an dem Messpunkt sind. Nichtlineare Prozesse werden von hydrodynamischen Modellen nur unzureichend modelliert, was ebenfalls von den Ergebnissen des Delft3D Modells bestätigt wird. Das trainierte NARX Netz hingegen ist über die datenbasierte Modellierung in der Lage, die nichtlinearen Prozesse zu berücksichtigen und eignet sich somit als Methode zur Einschätzung der Bemessungsparameter für Sandaufspülungen im Pi-

lotgebiet. Mit fortlaufenden Naturmessungen der Eingangsdatensätze (Boje Sylt und Windmessung List) und der Zieldaten (Boje Bunkerhill) kann das KNN erneut trainiert werden, so dass stetig verbesserte Modellergebnisse erwartet werden. Es wird darüber hinaus erwartet, dass weitere Verbesserungen durch zusätzliche Eingangsparameter, wie etwa Wasserstände, erzielt werden können.

Physikalische Modellversuche

Im Rahmen der Literaturrecherche in WP 2.1 stellte sich heraus, dass systematische Studien zur Untersuchung der vertikalen Strömungsstruktur für Riff-Rinne Systeme, wie sie charakteristisch entlang der Westküste Sylts beobachtet werden, nicht in dem Maße vorhanden sind, um die hydrodynamische Wirksamkeit unterschiedlicher Aufspülungsstrategien zu untersuchen. Aus diesem Grund wurden maßstäbliche Modellversuche im Wellenkanal des LWI durchgeführt. Die Auslegung der physikalischen Modellversuche erfolgte angelehnt an die Pilotstudie Sylt. Ziel der physikalischen Modellversuche ist die Untersuchung der hydrodynamischen Wirksamkeit unterschiedlicher Aufspülstrategien. Darüber hinaus werden die Daten der physikalischen Modellversuche für den Aufbau des neuronalen Netzes verwendet.

Die Skalierung der Modellversuche erfolgt basierend auf dem Froude'schen Ähnlichkeitsgesetz im Maßstab 1:20, um Maßstabeffekte im Hinblick auf die maßgeblichen hydrodynamischen Prozesse unter Berücksichtigung des Verhältnisses von Schwere- zu Trägheitskräften zu minimieren. Es wurden unterschiedliche Strandprofile untersucht, die folgende Aufspülstrategien repräsentieren (vgl. Abbildung 2.4):

1. **Grundprofil (Setup 0):** Das repräsentative Grundprofil ist als Mittelung von Langzeitmessungen während der Wintermonate (Oktober bis März) am Querprofil km 0+600 im Bereich von Westerland abgeleitet. Die Mittelung umfasst einen Zeitraum von 1972 bis 2017. Daten wurden durch das LKN-SH zur Verfügung gestellt.
2. **Vorstrandaufspülung (Setup 1):** Als Vorlage für das Profil der Vorstrandaufspülung wurde eine Maßnahme im Querprofil km 0+600 aus dem Jahr 2017 herangezogen. Der Volumenzuwachs im Profil entspricht der skalierten durchschnittlichen Aufspülmenge von 200 m³/m.
3. **Riffverstärkung (Setup 2):** Die Riffverstärkung erfolgt als Verbreiterung des vorgelagerten Riffs in Richtung Küste.
4. **Strandaufspülung (Setup 3):** Für die Strandaufspülung wird zusätzliches Material innerhalb der Wasserwechselzone eingebracht. Dieses wird ab einer Höhe von + 3.7 mNN im Naturmaßstab mit einer Neigung von 1/15 in das Profil eingebaut und reicht bis zum MNTnw. Die eingebrachte Profiländerung entspricht ebenfalls der skalierten Aufspülmenge von 200 m³/m.

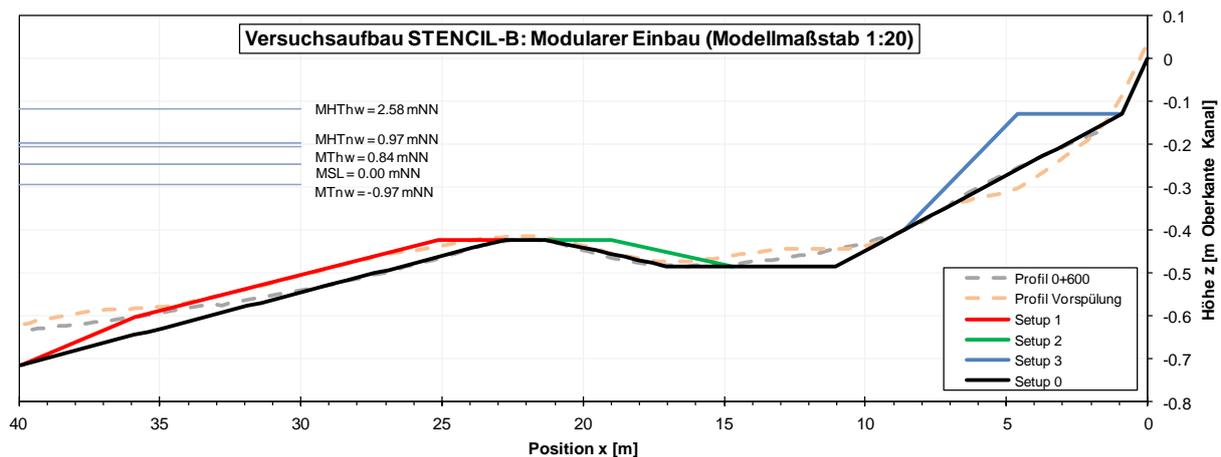


Abbildung 2.5: Versuchsaufbau zur hydrodynamischen Modellierung unterschiedlicher Aufspülstrategien

Die Zusammenstellung des Versuchsprogramms erfolgte auf Grundlage der Ergebnisse des AP 2.2 für den Pegel und die Messboje Westerland. Erhöhte seewärtsgerichtete Strömungen werden durch Sturmflutbedingungen hervorgerufen, sodass ein Schwerpunkt auf den jährlichen Extremwerten mit einer Überschreitungswahrscheinlichkeit von 1 % bzw. einer Jährlichkeit von 1 a gelegt wurde. Die Seegangsbedingungen basieren auf einem JONSWAP Spektrum. Für jeden Versuch wurde eine Mindestanzahl von 1000 Wellen generiert, um ein repräsentatives Spektrum erfassen zu können.

Tabelle 2.6: Versuchsprogramm der STENCIL-B Modellversuche (Prototyp-Maßstab)

Nr.	Wasserstands-szenario	Wasserstand [m NHN]	Seegangs-szenario	Wellenhöhe H_{m0} [m]	Peakperiode T_p [s]
1.1	MThw	0.84	Mittlere Bed.	0.87	6.1
1.2	MSL	0.00	Mittlere Bed.	0.87	6.1
1.3	MTnw	-0.97	Mittlere Bed.	0.87	6.1
2.1	MHThw	2.58	$P_{\bar{u}}=1\%$	3.50	11.0
2.2	MHTnw	0.97	$P_{\bar{u}}=1\%$	3.50	11.0
3.1	MHThw	2.58	1 a max	4.71	13.0

Für alle Szenarien wurde das sich ergebende Geschwindigkeitsprofil mithilfe von je fünf Geschwindigkeitssonden – verteilt über die jeweilige Wassertiefe – gemessen. Auf diese Weise ließen sich zeitlich gemittelte Geschwindigkeitsprofile an folgenden drei Messstandorten bestimmen: auf dem Riff (Q1), in der Rinne (Q3) und auf der Neigung dazwischen (Q2).

Im Vergleich verdeutlichen die Messungen das Ausmaß der sohnahen Rückströmung aller Aufspülstrategien. Für das in Abbildung 2.6 gezeigte Beispiel – mittleres Tidehochwasser mit mittleren Wellenbedingungen – wird die deutlich höchste Geschwindigkeit des „undertow“ durch die Aufspülung am Strand erreicht. Die Rückströmungsgeschwindigkeiten der anderen Strategien befinden sich bei dem abgebildeten Szenario an der untersten Messposition in einem ähnlichen Wertebereich, weisen jedoch bei höheren Messpositionen unterschiedliche Verläufe auf. Das Transportpotenzial bei mittleren Seegangsbedingungen liegt damit deutlich über dem Wertebereich des Referenzprofils.

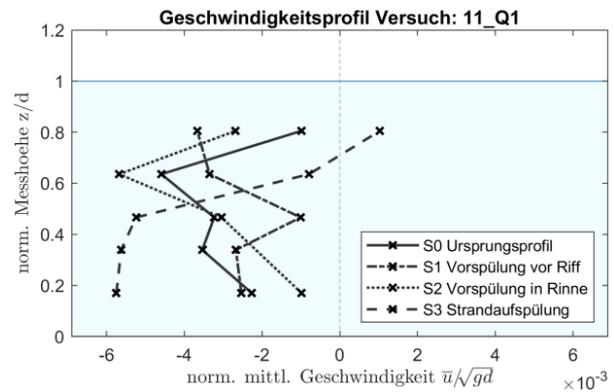


Abbildung 2.6: Gemessene normierte Geschwindigkeitsprofile aller Aufspülstrategien für Seegang 1.1 im Vergleich, gemessen bei Q1 (auf Riff)

Die durchgeführten Versuche ermöglichen es, alle Aufspülmaßnahmen hinsichtlich der sohnahen Strömungsgeschwindigkeiten und somit des hydrodynamischen Transportpotentials unter Verwendung des Ursprungsprofils (S0) als Referenz zu bewerten. Dabei fällt auf, dass die mittleren sohnahen Geschwindigkeiten auf dem Riff (Messort Q1) bei Sturmflutereignissen (Szenarien 2.1 und 3.1) sich bei der seewärtigen Aufspülung kaum verändern, sich bei der landwärtigen Aufspülung erhöhen und bei der Strandaufspülung vermindern. Anders sieht es für die mittleren Seegangsbedingungen (Szenarien 1.1, 1.2 und 1.3) aus; hier erhöhen sich die sohnahen Geschwindigkeiten und somit das Transportpotenzial bei der Strandaufspülung und der seewärtigen Aufspülung teilweise. Auf der Riffneigung (Messort Q2) verändern sich die sohnahen Strömungsgeschwindigkeiten gegenüber dem Referenzprofil bei der seewärtigen Aufspülung und der Strandaufspülung kaum, erhöhen sich allerdings bei der landwärtigen Aufspülung. Bei Sturmflut- und Extrembedingungen (Szenarien 2.1, 3.1 und 2.2) vermindern die seewärtige und landwärtige Aufspülung überwiegend die Strömungsgeschwindigkeiten. Die sohnahen Geschwindigkeiten innerhalb der Rinne (Messung Q3) unterscheiden sich bei mittleren Seegangsbedingungen zwischen den verschiedenen Aufspülmaßnahmen in nur geringem Maße.

2.3. WP 3 – Bewertung und Modellierung morphologischer Veränderungen auf regionaler Skala

In Arbeitspaket WP 3 wurden das morphologische Verhalten und die Auswirkungen von Strand- und Vorstrandaufspülungen auf sandige Küstenprofile mit einer datengesteuerten Methodik nach Zorndt et al. (2010) und Zorndt et al. (2011) untersucht. Um eine solche Methodik nutzen und erweitern zu können (entsprechend Zorndt & Schlurmann, 2014), wurde die Fähigkeit des prozessbasierten Modells XBeach zur Simulation der morphologischen Entwicklung von sandigen Küstenprofilen bewertet. In einem ersten Schritt wurden Daten zur Entwicklung der datengesteuerten Methodik gesammelt.

Data Mining und Setup einer Datenbank

Die Höhe (z) der sandigen Küstenprofile mehrerer Inseln im Wattenmeer wird seit Jahrzehnten gemessen. Der Fokus in diesem Arbeitspaket lag auf Datensätzen von zwei Wattenmeerinseln: 1) Ameland in den Niederlanden und 2) Sylt in Deutschland. Seit 1965 werden die Küstenprofile von Ameland von der niederländischen Behörde Rijkswaterstaat (RWS) regelmäßig durch Luftbildmessung (Teil des Profils über der Wasseroberfläche) in Kombination mit Echolotmessungen (Teil des Profils unter der Wasseroberfläche) erfasst. Die Küstenprofile von Sylt werden vom Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein (LKN.SH) seit 1972 regelmäßig durch kombinierte RTK-GPS-Messungen (Teil des Profils über der Wasseroberfläche) und Echolotmessungen (Teil des Profils unter der Wasseroberfläche) erhoben.

Um eine datengetriebene Methodik zu entwickeln, waren wichtige Merkmale des Datensatzes die Ausdehnung der Messungen quer zur Küste (Δx), das räumliche Intervall in Küstenquer- (∂x) und Küstenlängs- (∂y) Richtung und die Frequenz (f_s). Abbildung 2.7 zeigt diese Eigenschaften der beiden Datensätze anhand von zwei exemplarischen Transsekten. Die Küstenprofile von Ameland wurden mit einer Frequenz $f_s = 1 \text{ yr}^{-1}$ gesammelt. Im Laufe der Zeit sank ∂x von 20 m auf 5 m und Δx stieg von 800 m auf 3000 m von der Küste, was der Küstenquerkoordinate $x = 0 \text{ m}$ entspricht. Die Transsekten in Ameland hatten einen Abstand von $\partial y = 200 \text{ m}$ zueinander (Gijsman et al., 2019c). Abbildung 2.7 zeigt, dass die Monitoringfrequenz auf Sylt höher war und zwischen 1 und 4 Messungen pro Jahr durchgeführt wurden. ∂x lag typischerweise zwischen 20 m und 1 m, während das maximale Δx 1700 m betrug, oft abhängig von der gemessenen Aufspülung (Gijsman et al., 2018). Die Transsekten auf Sylt hatten einen Abstand von $\partial y = 50 \text{ m}$ (LKN.SH, 2015). Ziel der Messungen auf Ameland war es, die langfristige morphologische Entwicklung der Uferlinie zu bewerten. Der Sylter Datensatz wurde in erster Linie gesammelt, um die direkte Notwendigkeit einer Strand- und/oder Vorstrandaufspülung sowie deren Verhalten zu beurteilen.

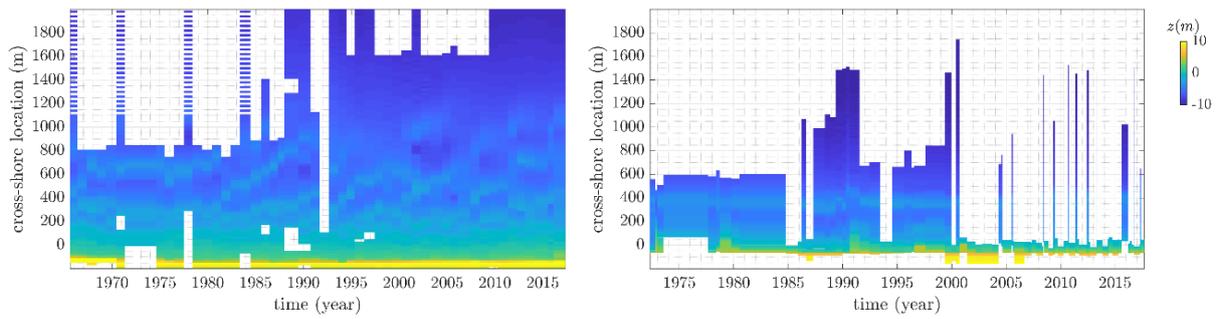


Abbildung 2.7: Typische Datensatzeigenschaften eines Küstenprofils entlang von Ameland (links) und Sylt (rechts) (Gijsman et al., 2018)

An beiden Orten wurden Aufspülungen eingesetzt, um der Erosion des Küstenprofils entgegenzuwirken, wobei die allgemeinen Gestaltungsstrategien für diese Aufspülungen jedoch unterschiedlich waren (Wilmink et al., 2017). Bis 2017 wurden auf Ameland insgesamt 5 Strandaufspülungen und 7 Vorstrandaufspülungen durchgeführt, während auf Sylt 147 Strandaufspülungen und 10 Vorstrandaufspülungen durchgeführt wurden. Die Strandaufspülungen wurden auf einem Teil des Profils zwischen $z = 2$ m und $z = 5$ m über dem mittleren Meeresspiegel ($z = 0$ m) platziert. Auf dem Teil des Profils unter der Wasseroberfläche wurden in Tiefen zwischen $z = -3$ m und $z = -6$ m Vorstrandaufspülungen platziert. Die Designeigenschaften dieser Aufspülungen sind in Tabelle 2.7 zusammengefasst.

Für beide Untersuchungsgebiete standen Langzeitmessungen von Küstenprofilen zur Verfügung, um das langfristige morphologische Verhalten der Küstenlinien zu bewerten. Die Eigenschaften der gesammelten Datensätze waren jedoch sehr unterschiedlich. Da die angewandten Aufspülungsstrategien entlang beider Uferlinien unterschiedlich waren, konnten die Auswirkungen verschiedener Aufspülungstypen untersucht werden.

Tabelle 2.7: Strategien der Aufspülungen an beiden untersuchte Orten zwischen 1965 und 2017 (angepasst, aus Gijsman et al., 2018)

	Beach nourishments				Shoreface nourishments			
	Nr.	L_n	c_n	y_n	Nr.	L_n	c_n	y_n
	-	year	m^3/m	km	-	year	m^3/m	km
Ameland	5	4-5	180-240	4-8	7	3-5	250-560	2-8
Sylt	147	1	50-675	0.2-5	10	1-2	150-450	0.5-2

Natürliche morphologische Prozesse

Bevor über das morphologische Verhalten und die Auswirkungen der Aufspülungen berichtet wird, wird das natürliche langfristige morphologische Verhalten der Küstenprofile an den beiden Untersuchungsstandorten vorgestellt. Zwei charakteristische Profile in Ameland (Transsekte 1600) und Sylt (Transsekte 0+205) zeigten signifikante Unterschiede in der morphologischen Entwicklung und im langfristigen Gleichgewicht. Abbildung 2.8 zeigt die Ein-

zelmessungen zwischen dem Beginn des Datensatzes und 2017 (graue Linien) sowie das mittlere Profil (dicke schwarze Linie) und die Standardabweichung (dünne schwarze Linie). Zwischen Höhen von $z = 0$ m und $z = 2$ m war das durchschnittliche Ameland-Profil sanfter geneigt ($\pm 1:50$) als das Sylter Profil ($\pm 1:17,5$) (Gijsman et al., 2018). Darüber hinaus zeichnet sich das Ameland-Profil durch 2-3 aufeinanderfolgende Sandbänke aus, die innerhalb einer Zeitspanne von Jahren in Offshore-Richtung wandern (Ruessink et al., 2003). Dies lässt sich auch in Abbildung 2.7 sowie durch die zunehmende Standardabweichung im Unterwasserbereich des Profils beobachten. Auf Sylt war die vorliegende Sandbank relativ stabil und die Abweichungen in den Unter- und Überwasserbereichen des Profils waren eine direkte Folge der Aufspülungen von Strand und Vorstrand und der vorangegangenen Stranderosion. Um die Dynamiken der Strände zu klassifizieren, würde das 'beach state model' (Wright & Short, 1984) die Strände als mittel-dissipativ (Ameland) und mittel-reflektierend (Sylt) einstufen. Der Unterschied in der natürlichen Morphologie betrifft sowohl die Analyse von Eingriffen durch die Aufspülungen als auch das Verhalten der Aufspülungen.

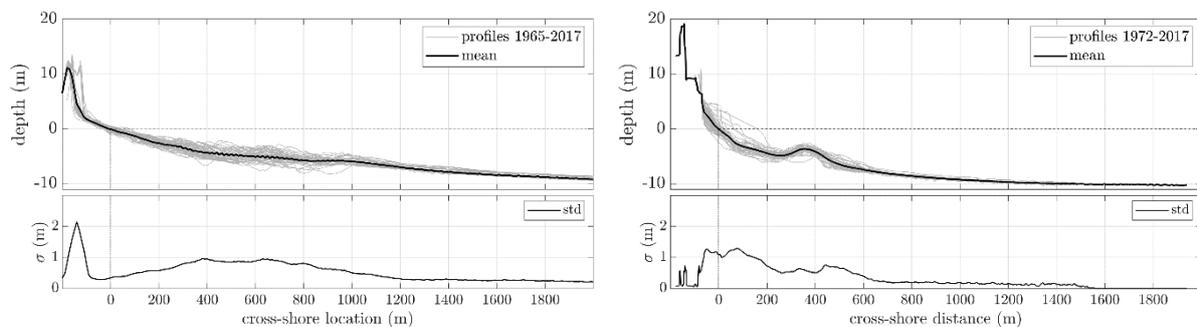


Abbildung 2.8: Langfristiges morphologisches Verhalten an zwei Transekten auf Ameland (links) und Sylt (rechts) (Gijsman et al., 2018)

Datengesteuerte Methodik zur Beurteilung der Lebensdauer von Aufspülungen

In der jüngsten Designpraxis für Aufspülungen wurde in der Regel eine bestimmte Lebensdauer (L_n) projiziert (Hanson et al., 2002). Diese Lebensdauer der Aufspülung gab einen festen Zeitraum an, in dem erwartet wurde, dass die Aufspülung einen positiven Beitrag zum Strandprofil leistet. Für die Strandaufspülungen bedeutet dies, dass die Aufspülung zu einem größeren Sandvolumen auf dem über der Wasseroberfläche liegenden Teil des Strandes führt, entweder im Vergleich zum Volumen vor der Aufspülung oder zu einem definierten Referenzvolumen. Für Vorstrandaufspülungen würde dies ein größeres Sandvolumen im unter Wasser liegenden Teil des Profils bedeuten. Da Vorstrandaufspülungen jedoch im morphologisch aktiven Teil des Strandprofils platziert werden, interagieren sie kontinuierlich mit laufenden natürlichen morphologischen Prozessen wie der Migration von küstennahen Sandbänken (Gijsman et al., 2019c). Daher wurde der Zeitraum, in dem die Aufspülungen das natürliche Verhalten der küstennahen Sandbänke beeinflussen, auch als Definition für die Lebensdauer der Vorstrandaufspülungen verwendet (Ojeda et al., 2008).

Aktuelle Gestaltungsrichtlinien (Verhagen, 1992; Dette et al., 1994) zeigten, dass die Lebensdauer der Aufspülungen hauptsächlich vom aufgespülten Volumen (v_n) in Kombination mit den lokalen Erosionsraten (e) abhängt. Nach Verhagen (1992) können die lokalen Erosionsraten als konstant und unabhängig vom aufgespülten Volumen angenommen werden. Sein Ansatz sieht jedoch eine Reduzierung von 40 % der Lebensdauer der Aufspülungen vor, um mögliche erhöhte Erosionsraten und andere Unsicherheiten einzubeziehen. Der Ansatz von Dette et al. (1994) beschreibt, dass lokale Erosionsraten zunächst mit steigendem Aufspülvolumen zunehmen können. Abgesehen vom aufgespülten Volumen wurden Auswirkungen anderer Gestaltungsparameter wie der küstenparallelen Länge (y_n) und der Höhe der Aufspülung (z_n) nicht berücksichtigt. Darüber hinaus wurden die Lebensdauern innerhalb der Aufspülungen nicht gemeldet, so dass fälschlicherweise von einer konstanten Lebensdauer der Aufspülungen in Küstenlängsrichtung ausgegangen wurde (Dean, 2002). Ziel dieses Arbeitspakets war es daher, eine datengetriebene Methodik zu entwickeln, um 1) die Lebenserwartungen von Strand- und Vorstrandaufspülungen in verschiedenen Datensätzen und verschiedenen morphologischen Systemen zu quantifizieren und 2) die Lebenserwartungen von Aufspülungen mit den Designparametern von Aufspülungen in Beziehung zu setzen. Ziel ist es, durch ein besseres Verständnis der Designparameter mit dem größten Einfluss auf die Lebensdauer der Aufspülungen eine zusätzliche Unterstützung für das Design von Aufspülungen zu bieten. Um die Lebensdauer der Aufspülungen zu quantifizieren, wurden in diesem Arbeitspaket

1. Ein profilbasierter Ansatz, um die Lebenserwartung von Aufspülungen hinsichtlich ihrer Wirkung auf die natürlichen morphologischen Prozesse zu untersuchen und
2. Ein volumenbasierter Ansatz, um die Lebensdauer der Aufspülungen basierend auf dem Sandvolumen zu untersuchen

angewendet bzw. entwickelt.

Profilbasierter Ansatz für die Untersuchung von Vorstrandaufspülungen

Der profilbasierte Ansatz wurde entwickelt, um den Einfluss von Aufspülungen auf natürliche morphologische Prozesse zu untersuchen, insbesondere den Einfluss von Vorstrandaufspülungen auf die Migration von küstennahen Sandbänken, wie sie auf Ameland vorhanden sind (siehe auch Tabelle 2.7, Abbildung 2.7, Abbildung 2.8). Ein erster Schritt in diesem Ansatz war die Anwendung der Complex Principal Component Analysis (Joliffe, 2002) auf die Datensätze unter anderem der Ameland Küstenprofile (Gijssman et al., 2018; Gijssman et al., 2019c). Die statistische Methodik zielt darauf ab, den vollständigen Datensatz von 52 Küstenprofilen (d.h. ein Profil pro Jahr zwischen 1965 und 2017) mit einzelnen "Komponenten" zu beschreiben. Diese Komponenten beschreiben den größten Teil der Varianz in den Küstenprofilen und bestehen aus einer räumlichen Funktion (f_k) und zeitlichen Gewichtungen (w_k). Die räumliche Funktion beschreibt das "statistisch am weitesten verbreitete" Küstenprofil im Datensatz, die Gewichtung seine zeitliche Variation. Da die Methode komplex durchgeführt wurde (z.B. an den Hilbert-transformierten Profilen), konnten mit diesen Komponenten migrierende Muster beschrieben werden. Während die natürliche Wanderung der

Sandbänke die meisten Profile im Datensatz charakterisierte, konnte die erste Komponente dieses natürliche Verhalten beschreiben. Da die Vorstrandaufspülungen dieses Verhalten störten, beschrieb die erste Komponente diese Effekte nicht. Daher wurden die Zeiträume, in denen Störungen auftraten (d.h. die Lebenszeiten der Aufspülungen), aus den Datensätzen herausgefiltert und konnten quantifiziert werden. Die Methodik wurde auf die Küstenprofile angewendet, in denen Aufspülungen auf Ameland und anderen Teilen der niederländischen Küste durchgeführt wurden (Gijsman et al., 2019c). Ein Zusammenhang zwischen dem Design von 21 Vorstrandaufspülungen und ihrer Lebensdauer konnte nicht festgestellt werden. Bringt man die Lebensdauer der Vorstrandaufspülungen sowohl mit dem Design der Aufspülungen als auch mit den Eigenschaften der Sandbank-Wanderung selbst in Verbindung, so kann mit einem linearen System eine Anpassungsgüte von $r^2 = 0,67$ erreicht werden. Diese Ergebnisse deuten auf den Einfluss sowohl natürlicher Prozesse als auch des Aufspülungsdesigns auf die Lebensdauer der Vorstrandaufspülung hin. Die einflussreichsten Parameter in der Beziehung waren die Aufspülungsdichte (c_n) und die Aufspülungstiefe (d_n), die beide die Lebensdauer der Vorstrandaufspülung erhöhten. Die Dichte der wandernden Sandbänke (c_b) und die Wiederkehrperiode der Sandbänke (T_r) (d.h. die Zeitspanne, in der die Sandbank wandert) wirkten sich negativ auf die Lebensdauer der Aufspülungen aus (Gijsman et al., 2019c). Eine der Grenzen der entwickelten Methodik ist, dass sie aufgrund ihres rein statistischen Charakters die zugrunde liegenden physikalischen Prozesse nicht interpretieren kann. Die Quantifizierung der Lebensdauer der Vorstrandaufspülungen in Datensätzen mit instationärer morphologischer Entwicklung wurde daher erschwert. Das Gleiche gilt für die Datensätze, in denen das Verhalten verschiedener Vorstrandaufspülungen miteinander interagiert hat. Für weitere Details wird auf (Gijsman et al., 2019c) verwiesen.

Lebensdauern von Strandaufspülungen auf Sylt

In der Studie von Gijsman et al. (2018) wurde der profilbasierte Ansatz zur Untersuchung der Lebensdauer der Strandaufspülungen in einem Küstenabschnitt auf Sylt (Abschnitt 0+205, siehe Abbildung 2.8) angewendet. Da im Sylter Profil keine Cross-Shore-Migrationsmuster vorhanden waren, wurde die Profilabweichung vom Mittelwert mit dem Muster einer stehenden Welle in der ersten Raumkomponente beschrieben. Die erste Komponente beschrieb 88% der Varianz in den Profilen und zeigte an, dass die Profilabweichung vom Mittelwert in Küstenquerrichtung ähnlich war. Abbildung 2.9 zeigt die zeitlichen Gewichtungen der ersten Komponente, die angibt, wie stark das Profil vom Mittelwert abweicht (angegeben in Metern). Zeitliche Gewichtungen größer als Null weisen auf überdurchschnittliche Profile hin und umgekehrt. In dieser Studie wird die Lebensdauer der Strandaufspülungen im Verhältnis zu einem langfristigen durchschnittlichen Referenzprofil definiert. Die angegebene Aufspülungslebensdauer (Grauzonen in Abbildung 2.9) endet im Nulldurchgang von dieser Referenz. Durch die Zuordnung dieser Lebensdauer zu den Designmerkmalen 1) Dichte, 2) Länge entlang der Küste, 3) Höhe und 4) relative Lage entlang der Küste (r_n) für die 14 Strandaufspülungen, die in diesem Profil platziert wurden, wurde mit einem linearen System eine Anpassungsgüte von $r^2 = 0,89$ erreicht. Obwohl das System auf einer begrenzten Anzahl von Aufspülungen beruhte, zeigte sich, dass eine größere Dichte, größere Länge und

höhere Aufspülungshöhe die Lebensdauer der Aufspülung verlängerten, während eine zunehmende relative Lage die Lebensdauer der Aufspülung verkürzte. Dies würde bedeuten, dass die Lebensdauer der Aufspülung in Richtung des Küstenlängstransports abnimmt (Gijsman et al., 2018).

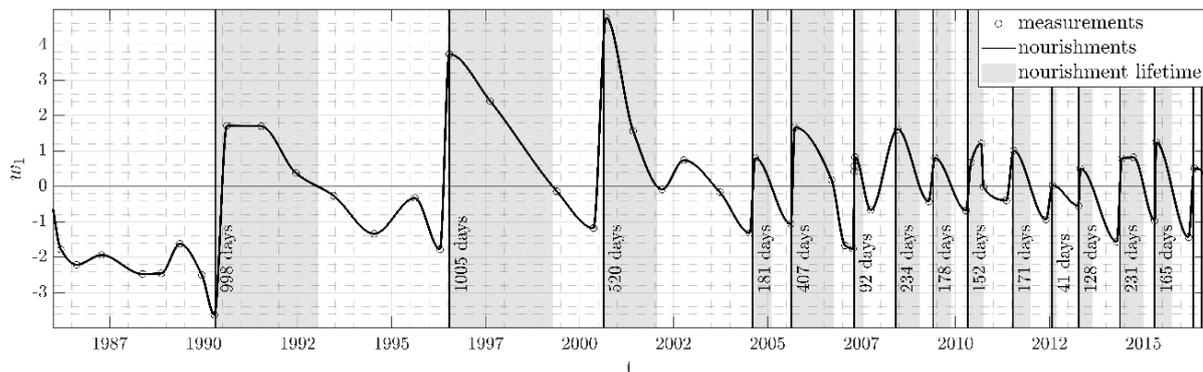


Abbildung 2.9: Zeitliche Gewichtungen (Gijsman et al., 2018)

Um die Zuverlässigkeit der oben genannten Ergebnisse zu erhöhen, wurde die Methodik auf die 691 Küstenschnitte entlang von Sylt angewendet (Gijsman et al., 2019b). Abbildung 2.10 zeigt die 691 Küstenschnitte (y) in Kombination mit dem Zeitpunkt der Messungen (graue Kreuze) und den Strandaufspülungen (schwarze Linien). Insgesamt waren 3290 Transaktions-Aufspülungs-Interaktionen im Datensatz vorhanden. Da die Strandaufspülungen auf Sylt die natürliche Morphodynamik der Sandbänke nicht beeinflussten, wurde der volumenbasierte Ansatz gewählt. Daher wurden für jede Messung anstelle von zeitlichen Gewichtungen die Strandvolumina berechnet.

Die Strandvolumina wurden zwischen horizontalen Grenzen berechnet, wobei das langfristige Durchschnittsprofil bei $z = 0$ m (mittlerer Meeresspiegel) beziehungsweise $z = +4$ m (Dünenfuß) lag. Die Werte wurden räumlich als auch zeitlich linear interpoliert: räumlich auf einem Raster mit einer Auflösung von $\partial y = 50$ Meter, zeitlich auf einem Raster mit einer Auflösung von $\partial t = 7$ Tage. Diese räumliche und zeitliche Variabilität der Messungen beeinflusst die Berechnung der Lebensdauer. Daher wurden folgende Anforderungen gestellt, bei denen die berechnete Lebensdauer nicht berücksichtigt wurde:

1. Eine weitere Aufspülung wurde im gleichen Transsekt vor dem Ende der Lebensdauer der Aufspülung konstruiert.
2. Die berechnete Aufspülungslebensdauer war kürzer als 1 Monat oder länger als 4 Jahre.
3. Die über die Lebensdauer gemittelte Erosionsrate lag bei über $150 \text{ m}^3/\text{m}/\text{Jahr}$.

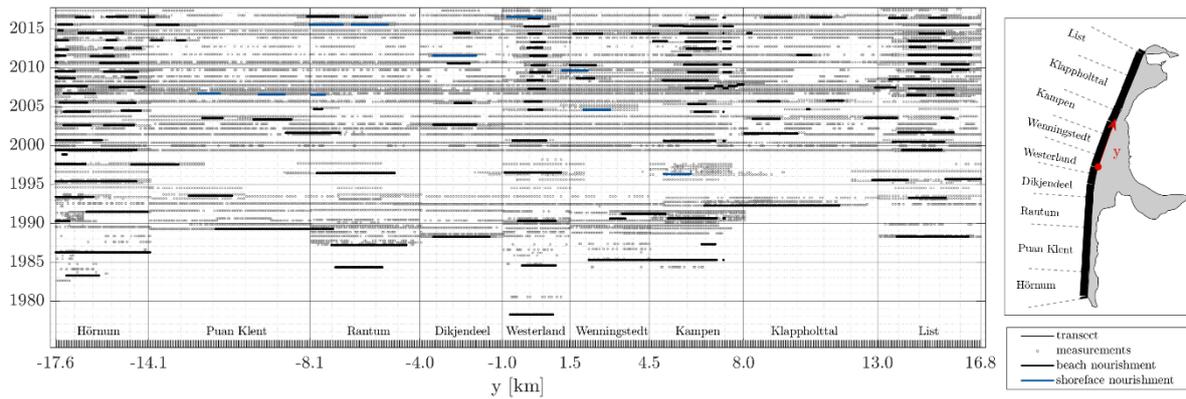


Abbildung 2.10: Raumzeitliche Variabilität von Messungen und Aufspülungen entlang von Sylt (Gijsman et al., 2019b)

Für den gesamten Datensatz von Sylt wurden auf diese Weise 899 Werte für die Lebensdauer der Aufspülungen berechnet. Mit dem linearen Gleichungssystem konnte eine Anpassungsgüte von $r^2 = 0,45$ erreicht werden, was darauf hindeutet, dass nicht die gesamte Variabilität in der Aufspülungslebensdauer durch die Design-Parameter der Aufspülung beschrieben werden kann. Legt man den Fokus auf den Küstenbereich um Westerland (153 Werte), so kann das lineare Gleichungssystem die Lebensdauer mit einer Anpassungsgüte von $r^2 = 0,70$ beschreiben. Dies deutet darauf hin, dass die Berechnung der Lebensdauer von (i) dem Aufspülungsdesign (ii) dem lokalen morphologischen Verhalten und (iii) der Qualität des Datensatzes beeinflusst wird. Nicht nur die Qualität des Datensatzes variiert auf Sylt, sondern auch die morphologische Entwicklung der Küstenlinie und der küstennahen Sandbänken variiert zwischen Nord und Süd (wie in (Gijsman et al., 2019a) ausführlich erläutert). Diese morphologische Variation wurde in dem vorgestellten Ansatz nicht berücksichtigt und reduziert die Fähigkeit, die Lebensdauer der Aufspülungen zu prognostizieren. Sowohl für die gesamte Insel als auch für Westerland wurde jedoch festgestellt, dass die Aufspüldichte, die Länge entlang der Küste und die Profilhöhe die Aufspülungslebensdauer erhöhen, während die Lebensdauer innerhalb der Aufspülung in Richtung des Sedimenttransports entlang der Küste abnimmt (Tabelle 2.8). Für weitere Details wird auf (Gijsman et al., 2019b) verwiesen.

Tabelle 2.8: Anzahl der berechneten Aufspülungslebensdauern für Sylt und den Küstenabschnitt Westerland in Kombination mit den angepassten Werten des linearen Systems (Gijsman et al., 2019b).

	Linear system characteristics				
	nr.	$k_1(c_n)$ [d/m ³]	$k_2(y_n)$ [d/m]	$k_3(z_n)$ [d/m ³]	$k_4(r_l)$ [d]
Sylt	899	1.05	0.0673	3.57	-69.4
Westerland	153	0.58	0.171	2.72	-139

Leistung des numerischen Modells XBeach

Um einen datengetriebenen Ansatz, wie er hier vorgestellt wird (z.B. nach Zorndt & Schlurmann, 2014), zu erweitern, wurde zunächst das numerische prozessbasierte Modellierungswerkzeug XBeach hinsichtlich seiner Leistungsfähigkeit zur Simulation der morphologischen Entwicklung von Küstenprofilen evaluiert.

Dabei wurde festgestellt, dass XBeach nach umfangreicher Kalibrierung in der Lage war, die Entwicklung des entstandenen Strandprofils auf Zeitskalen von Wochen bis Monaten zu simulieren (Jaeckel, 2018). Der dominanteste Kalibrierungsparameter im Modell wurde als γ_{ua} definiert, der eine zusätzliche landwärts gerichtete Strömung (basierend auf den empirischen Formulierungen für die Wellenform, d.h. *wave skewness* und *asymmetry*) steuert. Für ein Strandprofil in Kampen (4+529) wurde je nach simuliertem Zeitraum ein optimales γ zwischen 0,26 und 0,34 gefunden. Für den unter Wasser liegenden Teil des Profils konnte XBeach die Profilentwicklung nicht simulieren. Um die Entwicklung des Unterwasserprofils genauer zu untersuchen, wurde das Modell erweitert und mit Hilfe eines physikalischen Modells eines Strandprofils validiert (van der Zanden et al., 2016). XBeach wird vor allem durch das tiefengemittelte Sedimenttransportmodell und die Formulierung für die Erosion limitiert, die eher von der Strömungsgeschwindigkeit als von den Turbulenzen abhängig ist. Die durch das Brechen der Wellen verursachten Turbulenzen werden unterschätzt, wodurch nicht nur die Wellenhöhe in der Brandungszone, sondern auch die Sedimentsuspension und das Sediment-Trapping unterschätzt werden. Infolgedessen simuliert XBeach einen landwärts gerichteten Schwebstofftransport und nicht den beobachteten seewärts gerichteten Sedimenttransport. Dies wird in Elsayed et al. (2019) näher erläutert. Um die prozessbasierte morphologische Modellierung zu integrieren, beschreiben die aktuellen Werkzeuge die komplexe morphologische Entwicklung der sandigen Küstenprofile immer noch unzureichend, insbesondere im unter Wasser liegenden Teil des Profils.

2.4. WP 4 – Modellierung des küstennahen Sedimenttransports unter Sturmflutbedingungen

Das primäre Ziel von WP 4 war die Entwicklung eines verbesserten Vorhersagemodells für den Küstenquertransport an sandigen Küsten, und damit eine verbesserte Vorhersage des Verhaltens von Sandaufspülungen, besonders unter Extrembedingungen (z.B. Sturmfluten). Bestehende Sedimenttransportformeln und numerische Modelle basieren primär auf skalierten Modellversuchen, die nicht alle natürlichen, welleninduzierten Strömungsprozesse berücksichtigen (s. WP 4.1). Zudem beschreiben die Modelle das Sediment häufig mit Hilfe der mittleren Korngröße (D_{50}), welche dann genutzt wird, um das Verhalten des Sediments zu berechnen. Im natürlichen Küstenbereich finden sich jedoch weitgestufte Sedimente, die aus unterschiedlichen Korngrößen bestehen. Durch Sandaufspülungen zum Ausgleich von Küstenerosion wird wiederum Material eingebracht, das häufig (noch) nicht der nativen Korngrößenverteilung entspricht. Obwohl die komplexen Interaktionen der Korngrößen das Erosions- und Transportverhalten des gesamten Sediments gravierend beeinflussen, werden diese in gängigen Vorhersagemodellen nicht oder nur sehr oberflächlich berücksichtigt, wodurch die Aussagekraft der Modelle begrenzt ist. Durch die Limitierung der bestehenden Modelle kann auch das Verhalten einer Sandaufspülung nicht akkurat vorhergesagt werden, was die optimale Auslegung der Aufspülung verhindert.

WP 4.1 Erstellen einer Datenbank mit OFT-Daten für Sheet-Flow-Bedingungen

In Arbeitspaket WP 4.1 wurden die Daten aus allen bestehenden OFT-Versuchen zum welleninduzierten Transport gemischter Sande in einer Datenbank zusammengetragen und analysiert. Basierend auf der entstandenen Datenbank wurden die komplementären Versuche im Großen Wellenkanal (GWK) für WP 4.2 geplant. Die Datenbank umfasst Versuchsdaten aus dem Tokyo University Oscillating Flow Tunnel (TUOFT), aus dem Aberdeen Oscillating Flow Tunnel (AOFT) an der University of Aberdeen (UK) und dem Large Oscillating Water Tunnel (LOWT) von Delft Hydraulics (jetzt Deltares, Niederlande). Tabelle 2.9 bietet einen Überblick über die Versuche und die jeweils genutzten Sandmischungen. Die Versuche wurden anhand der Korngrößenverteilung klassifiziert, d.h. anhand der Korngrößen der einzelnen Fraktionen, des jeweiligen Mischungsverhältnisses (z.B. % Grobsand/% Feinsand) und des Verhältnisses des 90 %- und des 10 %-Quantils der Korngrößenverteilung (D_{90}/D_{10}), welches die Stufung der Sandmischung widerspiegelt. Die vollständige Datenbank liegt als Matlab-Datei vor und enthält für jede Studie die Sedimenteigenschaften (D_{10} , D_{50} , D_{90} , Anteile der einzelnen Korngrößenfraktionen, Anteil an feinem Sediment mit $D < 0.2$ mm), die hydrodynamischen Versuchsbedingungen (Orbitalgeschwindigkeiten, Wellenperiode etc.) und die gemessenen sowie die mit der ursprünglichen „SANTOSS“-Formel (van der A et al., 2013) berechneten Transportraten.

Tabelle 2.9: Überblick über die insgesamt 52 OFT-Versuche mit Sandmischungen, die in der Datenbank erfasst sind

Referenz	Korngrößenfraktionen	Mischungsverhältnis	D ₉₀ /D ₁₀	Einrichtung	Anzahl Exp.
Innui et al. (1995)	0.20 mm; 0.87 mm	75:25		Tokyo University OFT	10
		50:50			
		25:75			
Hamm et al. (1998)	0.128 mm; 0.317 mm	50:50	4.19	Large Oscillating Water Tunnel	13
Ahmed & Sato (2003)	0.21 mm; 0.49 mm; 0.74 mm	70:20:10	3.12	Tokyo University OFT	14
		50:30:20	3.61		
		30:40:30	3.84		
		20:40:40	3.50		
O'Donoghue & Wright (2004)	0.15 mm; 0.28 mm; 0.51 mm	60:30:10	4.10	Aberdeen OFT	6
		20:60:20	3.79		
		35:60:5	3.67		
	0.15 mm; 0.51 mm	50:50	5.55		
Hassan & Ribberink (2005)	0.21 mm; 0.97 mm	70:30	6.19	Large Oscillating Water Tunnel	9
	0.13 mm; 0.34 mm; 0.97 mm	60:20:20	9.82		
	0.13 mm; 0.34 mm	50:50	4.19		

WP 4.2 GWK-Versuche zur Erosion gemischter Sande unter Sturmflutbedingungen

Um das Transportverhalten gemischter Sande unter Oberflächenwellen zu untersuchen, wurden im Frühjahr 2018 insgesamt acht Versuchsreihen mit unterschiedlichen Sandmischungen im Großen Wellenkanal (GWK) des FZK in Hannover durchgeführt, in denen neue, hochauflösende Daten zu Sedimentkonzentrationen und Transportraten gesammelt wurden. Mit einer Länge von etwa 300 m, einer Breite von 5 m und einer Tiefe von 7 m ist der GWK eine der weltweit größten Versuchseinrichtungen ihrer Art. Für die STENCIL-Versuche bestand der Testbereich aus einem 30 m langen Testfeld, das sich in 97 m Entfernung von der Wellenmaschine über die gesamte Breite des Wellenkanals erstreckte (Abbildung 2.11, Abbildung 2.12). Zu Versuchsbeginn befand sich die Sedimentoberfläche in einer Höhe $z = 0.9$ m über dem Kanalboden. Fein- ($D_{50} = 0.21$ mm) und Grobsand ($D_{50} = 0.58$ mm) wurde in unterschiedlichen Verhältnissen (Tabelle 2.10) gemischt und bei 3.5 m Wassertiefe (über Sediment, d.h. 4.4 m über Kanalgrund) zwei verschiedenen regelmäßigen Wellenbedingungen (*wave condition* WC 1: $H_1 = 1.5$ m; WC 2: $H_2 = 1.0$ m; $T_1 = T_2 = 7$ s) ausgesetzt. Jede Versuchsreihe umfasste fünf Intervalle mit jeweils 200 Wellen (1400 s = 23.3 min pro Intervall). Vor und nach jedem Intervall wurden mithilfe von Echoloten Sohlprofile erfasst und Sandproben genommen, um Morphodynamik und Entmischungsprozesse zu untersuchen. Während des Versuchs wurden an einem Messrahmen in der Mitte des Testfeldes (Abbildung 2.12) die sohnahen Strömungs- und Sedimenttransportprozesse gemessen.

Tabelle 2.10: Granulometrie und kritische Sohlschubspannung der getesteten Sandmischungen

	% fines (> 0.4 mm)	% coarse (≤ 0.4 mm)	D ₁₀ (mm)	D ₅₀ (mm)	D ₉₀ (mm)	τ _{cr} (N m ⁻²)*
Sand A	100	0	0.159	0.217	0.306	0.125
Sand B	68	32	0.148	0.238	0.637	0.180
Sand C	46	54	0.166	0.439	0.703	0.200
Sand D	26	74	0.193	0.566	0.758	0.290
Grobsand*	0	100	0.455	0.589	0.687	0.290

*Ein GWK-Versuch mit 100 % Grobsand fand aus Zeitgründen nicht mehr statt.

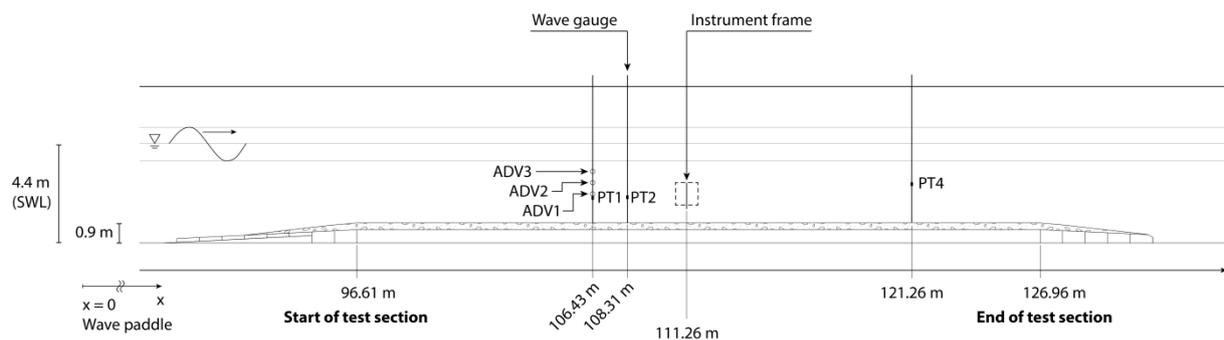


Abbildung 2.11: Skizze (Längsschnitt) des Versuchsaufbaus im GWK. Das etwa 30 m lange Testfeld befindet sich auf halber Strecke zwischen dem Wellenpaddel (x = 0) und der Strandböschung am Ende des Kanals.

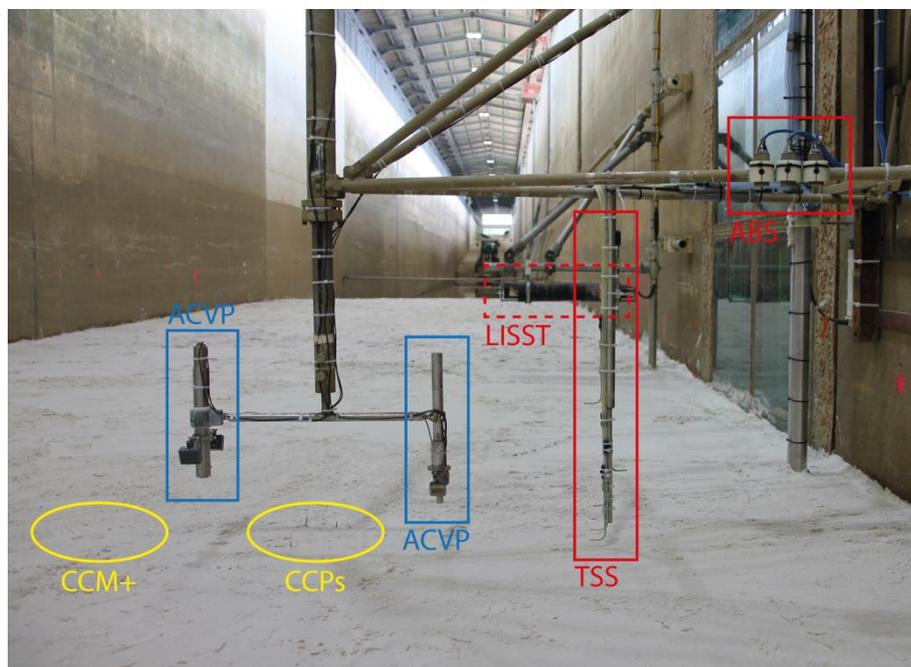


Abbildung 2.12: Equipment zur Messung des Sheet Flow Layers durch Konduktivität (gelb), der Strömungs- und Sedimentkonzentrationsprofile (blau) und der Schwebstoffkonzentration (rot) am Messrahmen bei x = 111.26 m.

Dabei stand dem FZK eine Reihe hochauflösender Messinstrumente anderer (internationaler) Partnerinstitute zur Verfügung, z.B. ein ACVP zur Messung von Strömungsgeschwindigkeiten und Sedimentströmen (Hurther et al., 2011), ein CCM+ (van der Zanden et al., 2015)

und mehrere CCPs (Lanckriet et al., 2013) zur Messung des *Sheet Flows* (u.a. Sheet Flow Layer Thickness SFLT) sowie ein Sand Ripple Profiler zur Echtzeitbeobachtung von Rippelbildung unterhalb des Messrahmens. Standardmäßig wurden über den Testbereich drei ADV-Sonden zur Messung der freien Strömungsgeschwindigkeiten sowie Druckmessdosen (*pressure transducer*, PT) und Wellenpegel (*wave gauge*, WG) zur Messung der Wasserspiegelauslenkung installiert (Abbildung 2.11). Zusätzlich wurde von den STENCIL-Projektpartnern am IWW der RWTH Aachen mit dem EROSIMESS-Versuchsstand (s. auch Kapitel 2.6) die kritische Sohlschubspannung τ_{cr} (s. Tabelle 2.10) für jede Sandmischung bestimmt.

Je nach Korngrößenverteilung und Wellengang entwickelt das Sediment unterschiedliche Sohlprofile, die in Abbildung 2.13 dargestellt sind. Bei hohem Feinanteil (Sand A) entstanden sowohl unter den großen (WC 1, $H = 1.5$ m) als auch unter den kleineren (WC 2, $H = 1.0$ m) Wellen keine Rippel im Testbereich; es herrschten ausschließlich Sheet-Flow-Bedingungen. Je höher der Anteil an Grobsand in der Mischung wird, desto ausgeprägter wurden die Rippen. Angefangen bei unregelmäßigen Verformungen der Sohle (Sand B, Sand C), wurden die Rippen immer gleichmäßiger (d.h. die Standardabweichung von Rippelhöhe und -länge nahm ab, Tabelle 2.11), was besonders bei den letzten beiden Sandmischungen (Sand C, Sand D) mit kleineren Wellen ($H = 1.0$ m) deutlich wurde.

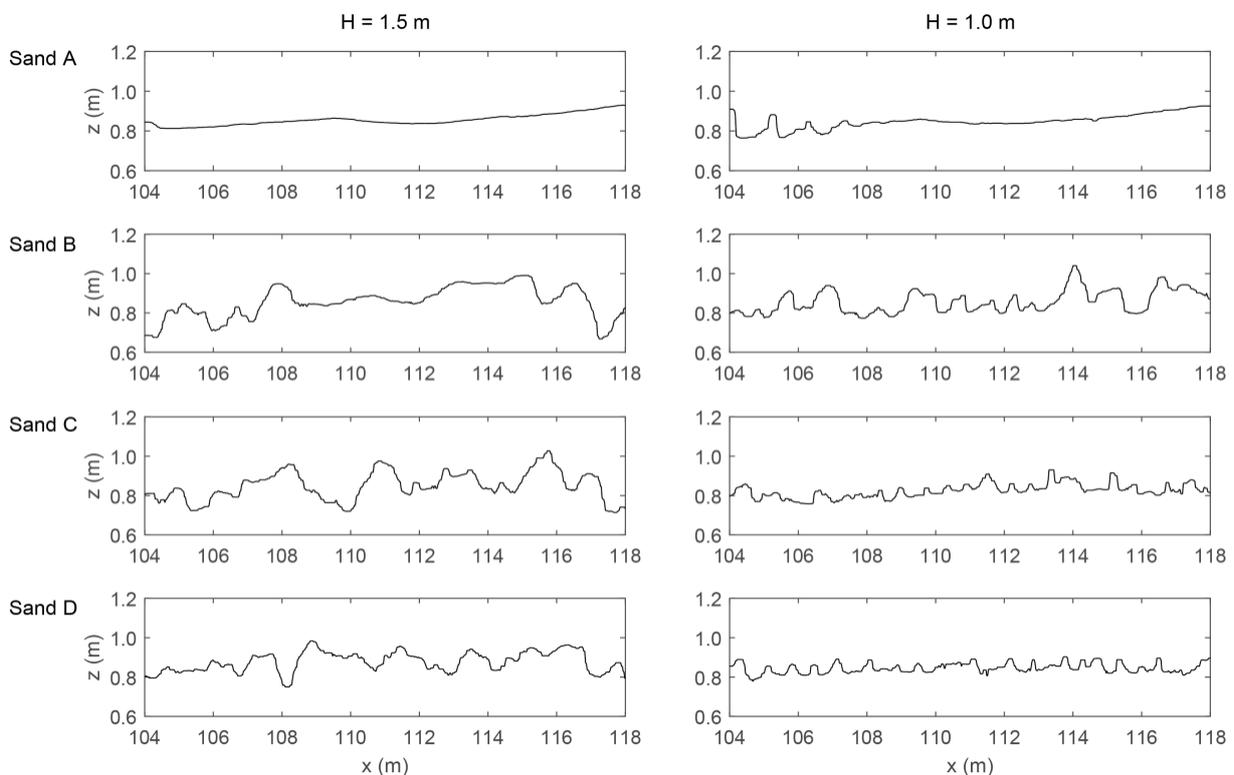


Abbildung 2.13: Die unterschiedliche Entwicklung der Sohle am Versuchsende (nach Intervall 05) für vier verschiedenen Sandmischungen und zwei verschiedenen Wellenbedingungen (mod. nach Van der Werf et al., 2019). Ausgangsprofile für alle Versuche war eine horizontale Sohle mit 0.9 m Höhe.

Anhand der Sohlprofile nach dem ersten (01) und nach dem letzten Intervall (05) wurden über den Volumenerhaltungssatz die Transportraten (q_s) bestimmt (Van der Werf et al.,

2019), welche für die verschiedenen Versuchsszenarien in Tabelle 2.11 und Abbildung 2.14 dargestellt sind. Für beide Wellenbedingungen ist erkennbar, dass die Transportrate erwartungsgemäß mit höherem Feinanteil ansteigt. Setzt man die Transportrate ins Verhältnis zur Korngrößenverteilung (hier durch den Faktor $D_{50}^*(D_{90}/D_{10})$ dargestellt), zeigt sich ein fast linearer Zusammenhang. Entgegen dieser Tendenz fällt jedoch die Transportrate für Sand A (100 % Feinsand) unter hohen Wellen ($H = 1.5$ m) vergleichsweise gering aus, zumal auch in vergleichbaren Experimenten im GWK mit ähnlichem (wenngleich weiter gestuftem) Sediment eine Transportrate von ca. $107 \text{ m}^2/\text{s}$ erzielt wurde (Dohmen-Janssen & Hanes, 2002), d.h. etwa 30 % höher als hier beobachtet. Dieses Resultat könnte auf vergleichsweise nicht optimale Versuchsbedingungen im allerersten Versuch zurückzuführen sein und wurde daher für die weitere Analyse zunächst ignoriert.

Tabelle 2.11: Übersicht über Versuchsbedingungen, Rippeldimensionen, Sheet Flow Layer Thickness δ_s , gemessene und mit dem optimierten Modell berechnete Transportraten (s. WP 4.4)

Experiment No.	Sand	Feinanteil (%)	$D_{50,mix}$ (mm)	D_{90}/D_{10}	H (m)	T (s)	Rippellänge λ (cm)	Rippelhöhe Δ (cm)	δ_s (mm)	Transportrate q_s (mm^2/s)	
										Experiment	SAN-TOSS
0516	A	100	0.217	1.92	1.5	7.0	-	-	8	76 ± 11	67
0518			0.217		1.0	7.0	-	-	3	38 ± 12	23
0525	B	68	0.238	4.30	1.5	7.0	-	-	6	101 ± 22	77
0530			0.238		1.0	7.0	-	-	3	31 ± 27	26
0605	C	46	0.439	4.23	1.5	7.0	111 ± 52	11 ± 7	4*	64 ± 24	64
0608			0.439		1.0	7.0	70 ± 20	6 ± 3	-	13 ± 16	69
0615	D	26	0.566	3.93	1.5	7.0	83 ± 32	7 ± 4	-	48 ± 6	95
0620			0.566		1.0	7.0	72 ± 24	6 ± 2	-	8 ± 10	5

*Übergangsregime: Sheet Flow auf großen Sohlformen

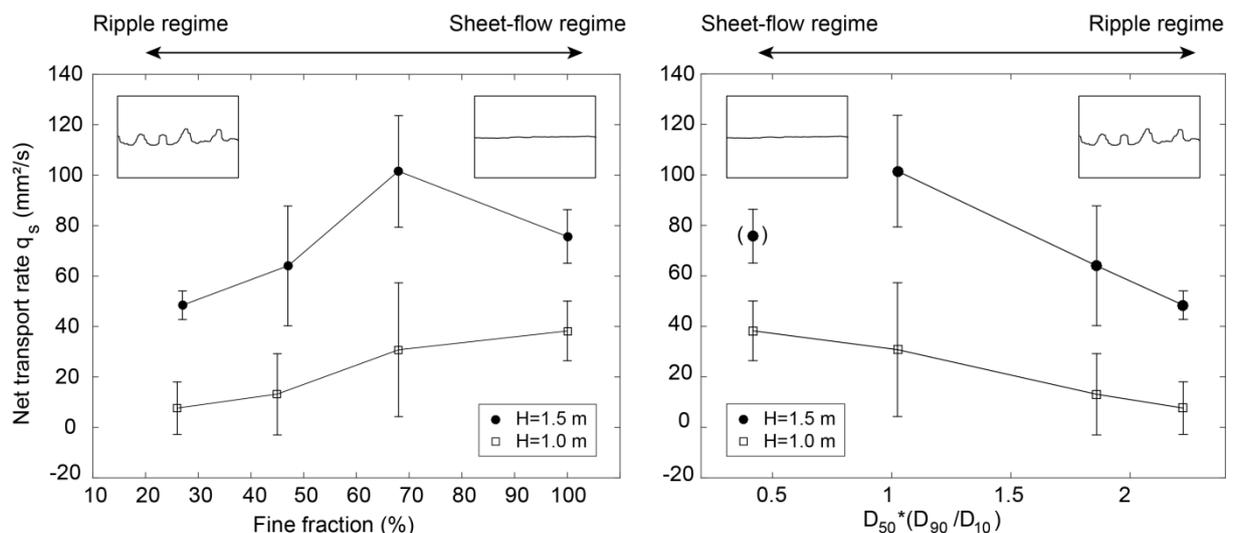


Abbildung 2.14: Gemessene Transportrate q_s in Abhängigkeit vom Feinanteil (links) und von der Korngrößenverteilung (rechts).

WP 4.3 Entwicklung eines numerischen 3D-Multiphasenmodells für den Transport weitgestufter Sedimente

In Arbeitspaket WP 4.3 wurde ein bestehendes dreidimensionales Zweiphasenmodell für den Transport von Sedimenten weiterentwickelt, um den Transport von Sandmischungen zu simulieren. Das Zweiphasenmodell von Hsu et al. (2004) basiert auf OpenFOAM und einem Solver namens „twoPhaseEulerSedFoam“ und kann die Interaktionen zwischen Fluidphase und Feststoffphase simulieren und den Sedimenttransport unter Sheet-Flow-Bedingungen präzise vorhersagen. Bisher wurde das Sediment im Modell durch Kugeln mit einheitlichem Durchmesser D beschrieben. Im Rahmen von STENCIL wurde das Modell um zusätzliche Korngrößenfraktionen erweitert, sodass nun beliebig viele Korngrößen in der Feststoffphase dargestellt werden können. Vom ursprünglichen Ziel, das weiterentwickelte Modell aus WP 4.3 zur Unterstützung der Parametrisierung in WP 4.4 zu nutzen, wurde abgesehen, da der für das Modell verantwortliche Mitarbeiter das Institut nach der Hälfte der Projektlaufzeit verlassen hat. Der neue Solver „twoPhaseEulerGSedFoam“ zur Modellierung von gemischten Sedimenten liegt dem FZK vor.

WP 4.4 Verbesserung des Transportmodells SANTOSS

Das Ziel von WP 4.4 bestand in der Weiterentwicklung der Transportformel „SANTOSS“ (van der A et al., 2013) auf Basis der neuen Versuchsdaten aus den GWK-Versuchen mit gemischten Sanden (WP 4.2). Die SANTOSS-Formel basiert bisher auf einer Reihe von OFT-Versuchen sowie auf zwei Studien mit Oberflächenwellen, die mit einkörnigen Sanden im GWK durchgeführt wurden. Im Gegensatz zu anderen Formeln, die den Sedimenttransport über den Wellenverlauf mitteln, löst die SANTOSS-Formel den Transport für jede Phase der Welle (Wellenberg und Wellental) separat auf. Die welleninduzierte Strömungsgeschwindigkeit unter nichtlinearen Wellen ist schematisch in Abbildung 2.15 dargestellt. SANTOSS berechnet die Sedimentfracht Ω_i (zu jeder Wellenphase i , d.h. unter dem Wellenberg/*crest* und dem Wellental/*trough* bzw. der Transport zwischen den Phasen) als Funktion der an der Sohle wirkenden Schubspannung (bzw. des daraus resultierenden Shields-Parameters θ):

$$\Omega_i = m(|\theta_i| - \theta_{cr})^n \quad (1)$$

mit dem an der Sohle herrschenden Shields Parameter θ_i und dem kritischen Shields Parameter θ_{cr} des Sediments sowie den Kalibrierfaktoren m und n . Die Sedimentfracht ist also direkt abhängig vom Überschuss der herrschenden Sohlschubspannung gegenüber der kritischen Sohlschubspannung des Sediments. Die Transportrate q_s ergibt sich aus der Summe der Sedimentfracht zu jeder Wellenphase (s. van der A et al. (2013) für weitere Details):

$$\vec{\Phi} = \frac{\vec{q}_s}{\sqrt{(s-1)gd_{50}^3}} = \frac{\sqrt{|\theta_c|} T_c \left(\Omega_{cc} + \frac{T_c}{2T_{cu}} \Omega_{tc} \right) \frac{\vec{\theta}_c}{|\theta_c|} + \sqrt{|\theta_t|} T_t \left(\Omega_{tt} + \frac{T_t}{2T_{tu}} \Omega_{ct} \right) \frac{\vec{\theta}_t}{|\theta_t|}}{T} \quad (2)$$

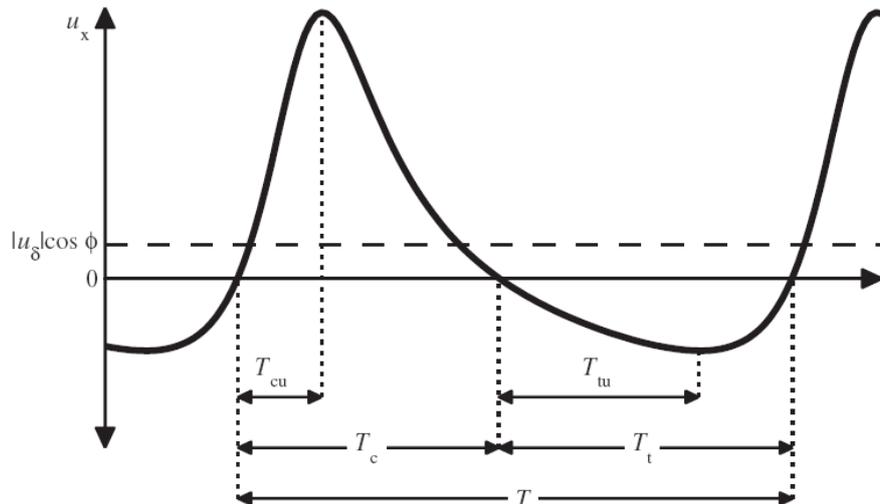


Abbildung 2.15: Schematische Darstellung der sohnnahen Strömungsgeschwindigkeit unter nichtlinearem Wellengang (van der A et al., 2013). T ist die Wellenperiode, T_c und T_t die Strömungsdauer unter dem Wellenberg bzw. Wellental, und T_{cu} und T_{tu} die Dauer der Strömungsbeschleunigung unter dem Wellenberg bzw. Wellental.

Für mehrkörnige Sedimente, d.h. Mischungen verschiedener Korngrößenfraktionen, enthält die Formel eine einfache „Hiding-Exposure“-Formulierung (Van Rijn, 2007). Diese empirische Formulierung berücksichtigt die Interaktion einer einzelnen Fraktion (mit Korndurchmesser d_j) mit der gesamten Mischung (mit der mittleren Korngröße $d_{50,mix}$). Die Formulierung beschreibt, dass kleinere Körner in den Zwischenräumen zwischen größeren Körnern verschwinden und dadurch weniger schnell erodieren, während größere Körner zwischen umliegenden kleineren Körnern herausragen und dadurch schneller erodieren.

In WP 4.4 wurde das bestehende SANTOSS-Matlab-Modell zunächst in mehrere Prozessmodule gegliedert, die u.a. die Sohlrauheit, die Mächtigkeit des Sheet Flows (*Sheet-Flow Layer Thickness*), die Länge und Höhe von Rippeln oder die Phasendifferenz (*Phase Lag*) zwischen Welle und Sedimenttransport berechnen. Aus diesen Modulen ergeben sich die phasenaufgelöste Sedimentfracht Ω_i und die finale Transportrate q_s . Für die Berechnung der Rippeldimensionen (*ripple_dimensions*) und der Sheet-Flow Layer Thickness (*sfltD99*) nutzt das Modell die mittlere Korngröße der gesamten Sandmischung (D_{50mix}). Alle weiteren Prozesse (*Phase Lag*, *Sedimentfracht*, *Transportrate*) werden vom SANTOSS-Modell für jede Korngrößenfraktion (D_{frac}) einzeln berechnet und die resultierenden Transportraten am Ende anteilig aufsummiert. Zudem fließen an besagten Stelle nur die mittleren Korndurchmesser der einzelnen Fraktionen (D_{50}) bzw. der gesamten Mischung (D_{50mix}) ein, nicht jedoch weitere Quantile (D_{10} , D_{90} etc.) oder Maße für die Streuung der Korngrößenverteilung. Der oben genannte Hiding-Exposure (H/E)-Effekt wird im Modell lediglich bei der Berechnung der Sohlrauheit (*bed_roughness*) und der (effektiven) Sohlschubspannung (*bed_shear_stress*) einbezogen. Das Ablaufschema des SANTOSS-Matlab-Modells ist in Abbildung 2.16 dargestellt.

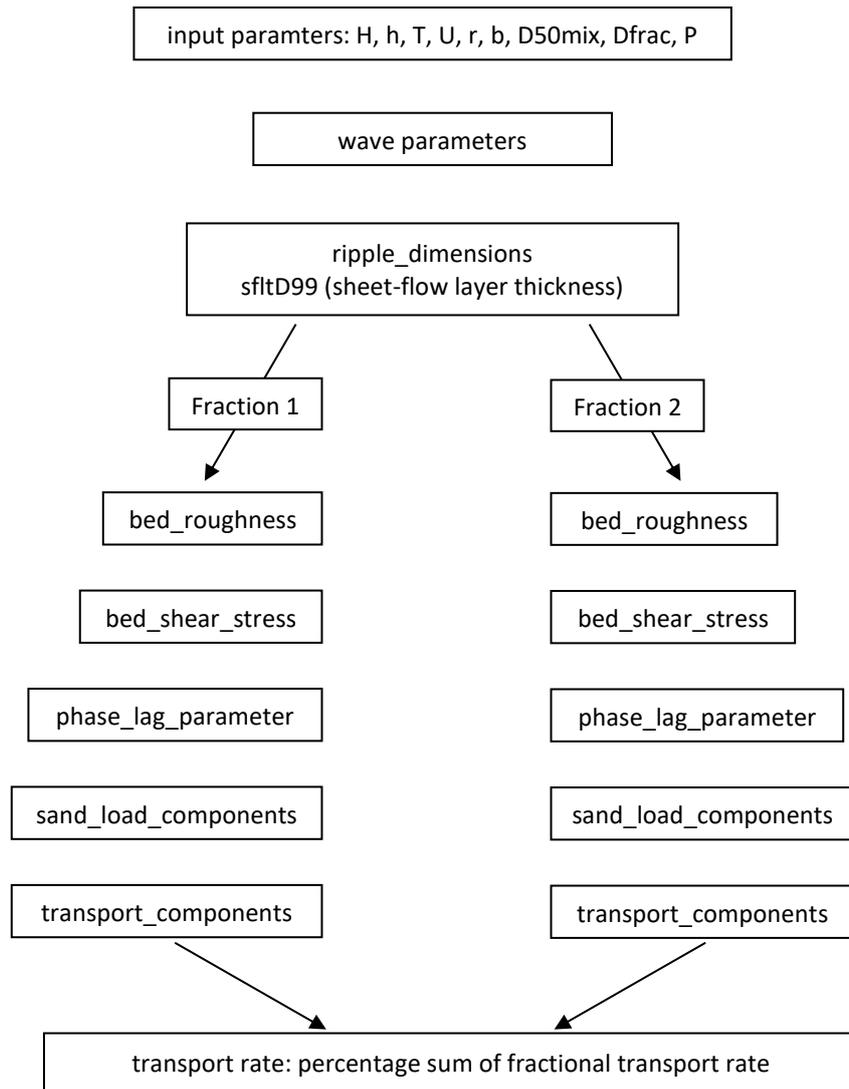


Abbildung 2.16: Ablaufschema des SANTOSS-Matlab-Modells.

Im nächsten Schritt wurde geprüft, inwiefern die Transportraten aus den GWK-Versuchen mit der bestehenden SANTOSS-Formel reproduziert werden können (Van Der Werf et al., 2019). Als Input für die Modellierung wurden die in WP 4.2 gemessenen Wellenparameter genutzt und sowohl Hiding-Exposure als auch Phase-Lag Effekte berücksichtigt. Der Vergleich der Versuchsergebnisse mit den berechneten Transportraten weist gravierende Abweichungen auf (Abbildung 2.17a, Tabelle 2.12): So wird der generelle Trend einer steigenden Transportrate mit ansteigendem Feinanteil durch die Formel nicht reproduziert. Im Gegensatz dazu fällt die berechnete Transportrate für Sand D (26 % Feinsand) unter 1.5 m Wellen (WC 1) etwa doppelt so hoch aus wie im Laborversuch und nimmt dann mit zunehmendem Feinanteil (→ Sand A) exponentiell ab. Die berechnete Transportrate für WC 2 zeigt keine klare Tendenz. Eine erste Einschätzung dieser Ergebnisse findet sich in Van der Werf et al. (2019).

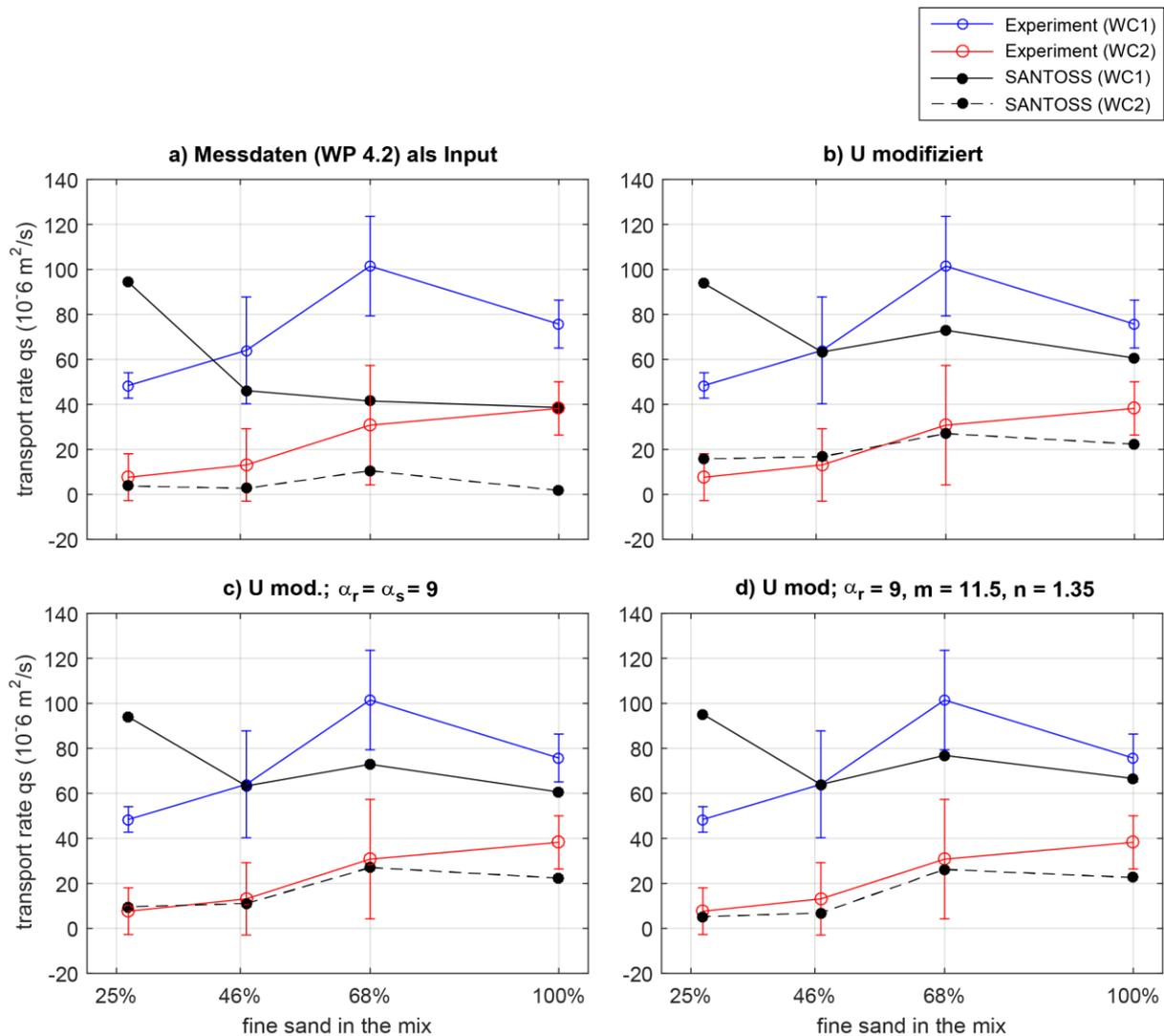


Abbildung 2.17: Transportrate q_s in Abhängigkeit vom Feinanteil. Messergebnisse aus den GWK-Versuchen vs. Modellergebnisse mit verschiedenen Eingangsparametern: a) Original-Modell mit Messdaten als Input (s. auch Van der Werf et al., 2019), b) Strömungsgeschwindigkeit $U_{on,off}$ modifiziert (s. Text), c) U_{on} und Kalibrierfaktoren α_r und α_s (*Phase Lag*) modifiziert, d) $U_{on,off}$ und Kalibrierfaktoren α_r, α_s, m, n modifiziert.

Bei Projektabschluss lagen noch nicht alle analysierten Daten aus den Experimenten vor, so fehlten u.a. die finalen Ergebnisse der sohnahen Strömungsgeschwindigkeiten vom ACVP, die idealerweise als Eingangsparameter für das Modell genutzt werden. Die ersten Modellrechnungen (Abbildung 2.17a, Van der Werf et al., 2019) wurden deshalb mit den gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten von ADV1 durchgeführt, welches sich zu Versuchsbeginn 1.30 m über dem Sediment befand. Es ist zu erwarten, dass die Strömungsgeschwindigkeit direkt über der Sohle aufgrund des *Boundary Layer Streamings* gegenüber der freien Strömung an den ADVs leicht erhöht ist. Durch lineare Regression wurde deshalb eine modifizierte Eingangsströmungsgeschwindigkeit (U_{on}, U_{off}) für die SANTOSS-Formel ermittelt, mit der die berechneten Transportraten $q_{s,SANTOSS}$ möglichst nah an die gemessenen Transportraten $q_{s,meas}$ reichen. Diese Geschwindigkeiten (WC 1: $U_{on} = 1.44 \text{ m/s}$, $U_{off} = 1.07 \text{ m/s}$; WC 2: $U_{on} = 1.09 \text{ m/s}$, $U_{off} = 0.78 \text{ m/s}$) entsprechen in etwa der erwarteten Strömungsgeschwindigkeit

am ACVP in Bodennähe und wurden für alle weiteren Berechnungen (Abbildung 2.17b-d) als Eingangswerte genutzt. Durch Verwendung dieser modifizierten Strömungsgeschwindigkeiten erreicht man bereits eine leichte Verbesserung der Modellergebnisse (Abbildung 2.17b). Die statistische Abweichung der Modell- von den Versuchsergebnissen (Faktor 2, 5 und 10, Bestimmtheitsmaß R_s , Brier Skill Score BSS, Root-Mean-Square Error RMSE) ist in Tabelle 2.12 zusammengefasst.

Tabelle 2.12: Statistische Analyse der Modellergebnisse mit verschiedenen Eingangsgeschwindigkeiten (U_{input}) und Kalibrierfaktoren (α_r , m , n): Faktor 2, 5 und 10, Bestimmtheitsmaß R^2 , Brier Skill Score BSS, Root-Mean-Square Error

U_{input}	$\alpha_r = \alpha_s$	m	n	fac2	fac5	fac10	R^2	BSS	RMSE
ADV1	8.2	10.9	1.2	37.5	87.5	87.5	0.276	0.631	34.026
modifiziert	8.2	10.9	1.2	87.5	100	100	0.553	0.863	20.746
modifiziert	9	10.9	1.2	100	100	100	0.581	0.865	20.605
modifiziert	9	11.5	1.35	100	100	100	0.635	0.873	19.966
modifiziert	9	12.5	1.35	87.5	100	100	0.635	0.856	21.287

Kalibrierung

Das SANTOSS-Modell enthält eine Reihe von Kalibrierfaktoren, die mit den Experimenten aus der SANTOSS-Datenbank ermittelt wurden (van der A et al., 2013). Da zur ursprünglichen Kalibrierung des Modells hauptsächlich Daten aus OFT-Versuchen genutzt wurden, in denen die Transportrate erfahrungsgemäß geringer ist als unter Oberflächenwellen (Ribberink et al., 2000; Dohmen-Janssen & Hanes, 2002), ist zu vermuten, dass die Kalibrierfaktoren aus van der A et al. (2013) etwas zu niedrig für die GWK-Versuche ausfallen. Die Kalibrierfaktoren ξ , α_R und α_s wirken sich auf den sogenannten *phase-lag parameter* P_i aus. Dieser Parameter beschreibt, ob suspendiertes Sediment zwischen Wellenberg und Wellental ausgetauscht wird, bevor es sich aufgrund der Absinkgeschwindigkeit wieder an der Sohle absetzen kann. Durch eine Erhöhung von α wird der phase-lag parameter erhöht, was bei $P_i > 1$ dazu führt, dass Sediment innerhalb der Welle (d.h. zwischen Wellenberg und -tal) ausgetauscht wird. Im Falle von Sohlformen (Ripple Regime) kommen die Effekte des Phase Lag besonders zum Tragen, da dann aufgrund von Turbulenzen, die sich über der gerippten Sohle ausbilden, große Sedimentmengen in Suspension geraten. Dabei wird das unter dem Wellenberg (durch U_{on}) suspendierte und landwärts transportierte Material unter dem darauffolgenden Wellental (also von der negativen Strömungsgeschwindigkeit U_{off}) wieder seewärts getragen, was zu einer niedrigen gesamten Sedimenttransportrate führt (wie in den Versuchsdaten beobachtet).

Gerade für die niedrigeren Wellen in WC2 erreicht man mit einer neuen Kalibrierung von $\alpha_r = \alpha_s = 9$ bereits eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Modellergebnis und Messung (Abbildung 2.17c). 100 % der Berechnungen liegen innerhalb eines Faktors 2 (fac2) der Mes-

sergebnisse (Tabelle 2.12). Indem außerdem die Faktoren m ($= 11.5$) und n ($= 1.35$) in Gleichung (1) leicht angepasst werden, kann die Statistik für die Fälle in WC1 ebenfalls leicht verbessert werden (Abbildung 2.17d). Für Wellenbedingung WC1 liegt mit dieser Kalibrierung die Hälfte der Berechnungswerte innerhalb der Standardabweichung der Messwerte, für WC2 sind es drei Viertel. Lediglich q_s für Sand D (26% Feinsand) in WC1 liegt immer noch weit über dem gemessenen Wert. Eine weitere Erhöhung von m kann zu einer noch besseren Übereinstimmung für die übrigen Fälle führen, resultiert allerdings in einer immer größeren Abweichung für Sand D (WC1).

Mit der richtigen Kalibrierung erzielt das SANTOSS-Modell plausible Ergebnisse für Sheet-Flow-Bedingungen (68 % u. 100 % Feinsand), allerdings treten gerade für hohe Orbitalgeschwindigkeiten in WC1 weiterhin Abweichungen für q_s auf. Durch die hochauflösenden Messdaten aus den GWK-Versuchen (WP 4.2) wird es möglich, die einzelnen Strömungs- und Transportprozesse mit den Berechnungen abzugleichen: So können die Rippelhöhen und -längen aus den Sohlprofilen (Abbildung 2.13) ermittelt werden, die Sheet-Flow Layer Thickness δ_s ergibt sich aus den CCM+ Daten. Dabei zeigten sich gerade beim Übergang vom Sheet Flow zum Ripple Regime (26 % u. 46 % Feinsand) einige Abweichungen zwischen Modell und Versuchsdaten. Während das Modell für Sand C (46 % Feinsand) und D (26 % Feinsand) unter WC1 ($H = 1.5$ m) weiterhin Sheet Flow prognostiziert (Abbildung 2.18), wurden in den GWK-Versuchen unregelmäßige Sohlformen mit 7-11 cm Höhe beobachtet (Abbildung 2.13). In den Sheet-Flow-Szenarien mit 68 % bzw. 100 % Feinsand stimmt die Einschätzung des Modells mit den GWK-Versuchen größtenteils überein, obwohl leichte Abweichungen zwischen $\delta_{s,SANTOSS}$ und $\delta_{s,meas}$ auftreten.

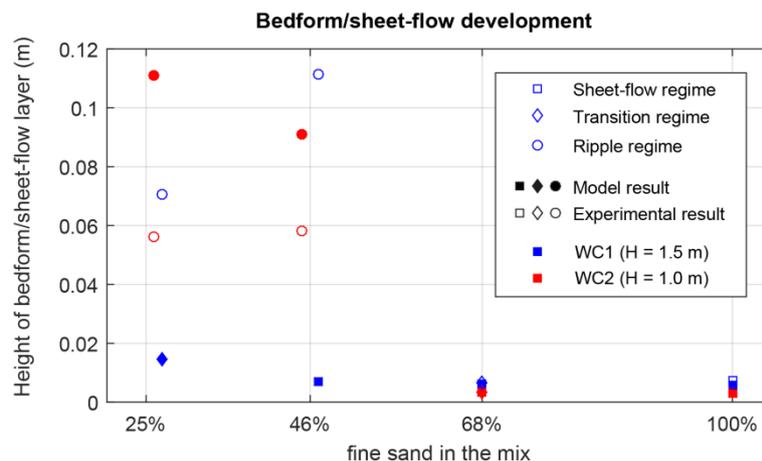


Abbildung 2.18: Modell- vs. Versuchsergebnisse für Rippelhöhe η bzw. Sheet Flow Layer Thickness δ_s (Modell kalibriert mit $\alpha_r = \alpha_s = 9$, $m = 11.5$ und $n = 1.35$).

Die Länge und Höhe der Sohlformen fließen u.a. in die Berechnung der Sohlrauheit f_{cw} ein, die zur Berechnung der Sohlschubspannung τ_0 bzw. des Shields Parameters θ benötigt wird. Allerdings erzielt das SANTOSS-Modell auch dann keine besseren Ergebnisse für diese Fälle, wenn man die im GWK-Versuch gemessenen Rippellängen und -höhen vorgibt anstatt diese im Modell berechnen zu lassen. Wird die wellen- und strömungsinduzierte Rauheit f_{cw} für die

Versuche im Rippel Regime jedoch manuell reduziert, so kann q_s (künstlich) reduziert werden. Es ist also zu vermuten, dass die Berechnung der Sohlrauheit f_{cw} im SANTOSS-Modell – gerade für Sandmischungen – keine akkuraten Ergebnisse für das Übergangs- und Ripple Regime liefert und sich diese Ungenauigkeit im Modell fortpflanzt, was vor allem bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten sichtbar wird. Die Berechnung der Sohlrauheit berücksichtigt zwar den H/E-Effekt, allerdings könnte die Implementierung eines komplexeren H/E-Modells (welches z.B. weitere Faktoren der Korngrößenverteilung berücksichtigt) zu einem besseren Ergebnis für q_s führen.

Im letzten Schritt wurden die Transportraten aus Dohmen-Janssen & Hanes (2002) und Schretlen (2012) mit dem neu kalibrierten SANTOSS-Modell reproduziert (Abbildung 2.19). Beide Studien untersuchten einkörnige Sande mit $D_{50} = 0.138$ und 0.245 mm im GWK. Während die neue Kalibrierung eine Verbesserung der STENCIL-Ergebnisse erwirkt, verändern sich die berechneten Transportraten der anderen Versuche nur geringfügig. Gerade die Transportraten aus den Versuchen von Schretlen (2012) mit einkörnigem Feinsand (0.138 mm) werden jedoch vom neuen Modell noch etwas stärker unterschätzt als im Original-Modell. Die laufende Analyse der Versuchsdaten (WP 4.2) wird zusätzliche Erkenntnisse über das Transportverhalten der unterschiedlichen Sandmischungen und weitere Ergebnisse liefern, die in die Verbesserung des SANTOSS-Modells einfließen werden.

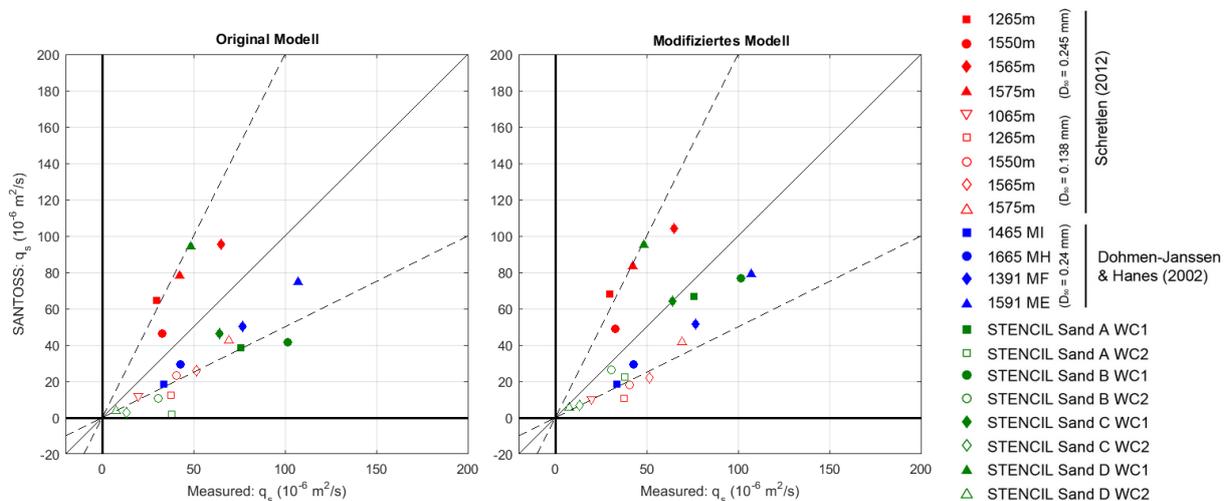


Abbildung 2.19: Vergleich der STENCIL-Ergebnisse mit anderen Versuchen mit Oberflächenwellen (Dohmen-Janssen & Hanes, 2002; Schretlen, 2012)

2.5. WP 5 – Monitoring der Sedimenteigenschaften und benthischer Habitate in Aufspül- und Entnahmegebieten

Das Arbeitspaket WP 5 befasste sich mit den Sedimenteigenschaften in benthischen Habitaten im Bereich von Sandentnahmestellen und Aufspülgebieten. Diese Arbeiten wurden vom Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung in List auf Sylt durchgeführt. Hierfür wurde ein Monitoring Programm entwickelt und umgesetzt, welches die kurz- und auch längerfristigen Veränderungen sowohl in den Sandentnahmegebieten westlich von Westerland als auch die kurzfristige Entwicklungen im Bereich einer Aufspülzone im nördlichen Bereich der Insel Sylt untersuchte.

WP 5.1 Auswirkungen der Sandentnahmeaktivitäten

Das erste Arbeitspaket beschäftigt sich mit den Auswirkungen der Entnahmeaktivitäten von marinen Sanden im Küstenvorfeld. Als Untersuchungsgebiet wurde Deutschlands größtes marines Sandentnahmegebiet „Westerland II und III“ gewählt. Es befindet sich westlich der Insel Sylt in einer Entfernung von ca. 7 km zur Küste und hat eine Größe (inkl. angrenzender Untersuchungsgebiete) von ca. 15 km².

Hier wurden sowohl die Entnahmetrichter selbst untersucht, als auch der angrenzende Meeresgrund, der selbst nicht direkt von den Absaugaktivitäten betroffen ist und somit die Bedingungen am Meeresgrund darstellt, die vor den Entnahmeaktivitäten vorherrschten. Bei den Untersuchungen kamen in erster Linie hydroakustische Messverfahren zum Einsatz, die Aufschluss über die vorhandene Morphologie und die Sedimentbeschaffenheit des Meeresbodens gaben. Diese Forschungsergebnisse wurden zusätzlich noch mit Hilfe von weiteren Untersuchungen (Sedimentproben, Unterwasserkamera) unterstützt, um Aussagen über die Habitatbeschaffenheiten treffen zu können. Um die Verfüllungsprozesse an den Entnahmetrichtern zu überwachen, wurden halbjährlich neue, flächendeckende Bathymetriemessungen erstellt. Dies erfolgte zum einen direkt nach dem Winter bevor die Entnahmeaktivitäten starteten und zum anderen unmittelbar nach der Sommersaison, wenn die Baggerarbeiten über den Winter hinweg eingestellt worden waren. Die Untersuchungen wurden größtenteils mit dem Forschungsschiff

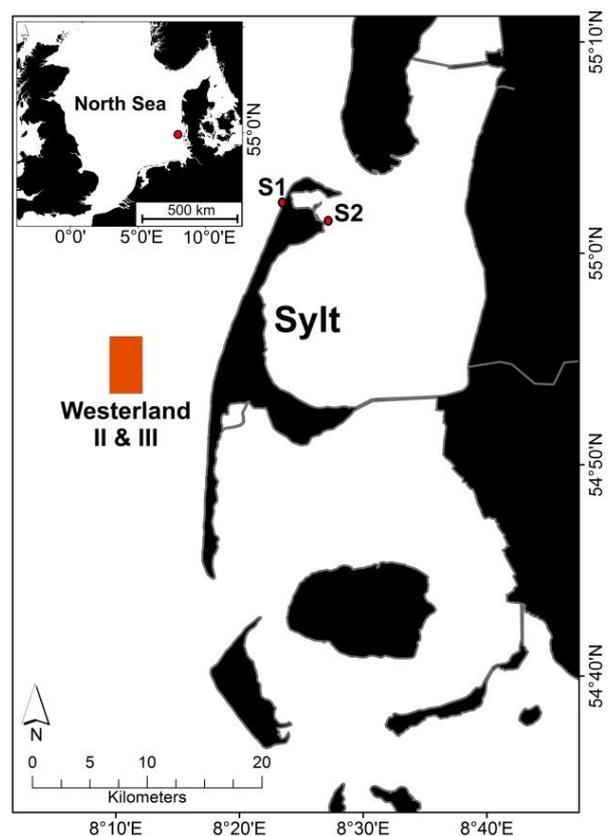


Abbildung 2.20: Das Untersuchungsgebiet „Westerland II und III“ westlich der Insel Sylt sowie die untersuchten Aufspülgebiete S1 und S2.

Mya 2 durchgeführt. Im Winter 2019 kam auch die FS *Alkor* zum Einsatz, die gemeinsam mit dem Projektpartner RWTH Aachen (WP 6) für gemeinsame Untersuchungen genutzt wurde. Abbildung 2.21 zeigt die eingemessenen Bathymetrien, die halbjährlich erstellt wurden. Gut zu erkennen ist, wie Verfüllungsprozesse die tiefen, steilen und noch frischen Entnahmetrichter bei 54°54'N und 8°10'E nach kurzer Zeit flacher werden lassen.

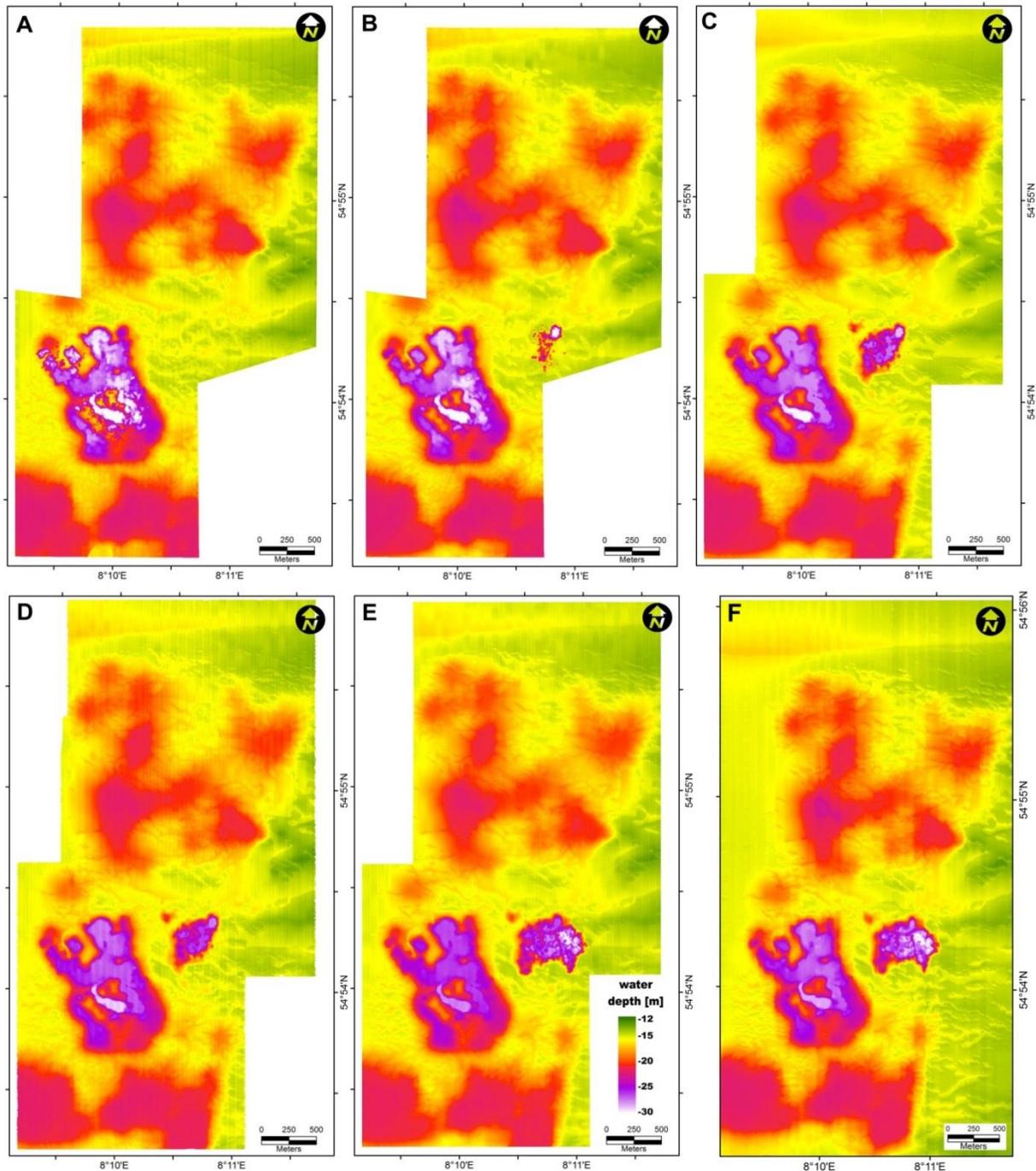


Abbildung 2.21: Bathymetrie des Untersuchungsgebietes aus A: September 2016; B: April 2017; C: Dezember 2017; D: März 2018; E: November 2018 und F: Januar 2019. Verändert und ergänzt nach Mielck et al. (2018).

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass es kurz nach der Sandentnahme zu Hangrutschungen an den noch steilen Seiten der Trichter kommt, und so hauptsächlich Feinsande in die Baggerlöcher eindringen. Ist dieser Vorgang jedoch beendet und die Hänge nicht mehr steil genug für Rutschungen, findet nur noch eine sehr langsame Verfüllung statt. Zahlreiche Sedimentproben, die im Laufe des Forschungsprojektes im Untersuchungsgebiet genommen wurden, zeigten, dass sich im späteren Verlauf eher feinkörniges, siltiges Material ansammelt. Durch das durchgeführte Monitoringprogramm konnte nachgewiesen werden, dass dieser Vorgang jedoch nur sehr langsam vonstattengeht. Eine weitere Verfüllung beispielsweise des Trichters im nördlichen Bereich bei $54^{\circ}55'N$ und $8^{\circ}10'E$ konnte mit den hier genutzten hydroakustischen Verfahren nicht nachgewiesen werden. Und so zeigte auch der südliche Bereich, in dem schon seit dem Jahre 2008 keine Sandentnahme mehr erfolgte, keine nachweisbaren Veränderungen, weder erosiv noch akkumulativ. Gut zu erkennen sind hingegen die fortlaufenden Entnahmeaktivitäten im mittleren Bereich des Untersuchungsgebietes bei $54^{\circ}54'N$ und $8^{\circ}11'E$, die im Jahre 2017 begannen und im Laufe von zwei Entnahmejahren ein ca. 500 m breites und bis zu 20 m tiefes Entnahmeloach entstehen ließen. Die Abbildung 2.22 zeigt exemplarisch ein Sediment Budget zwischen den Jahren 2016 und 2017 aus dem zentralen Bereich des Untersuchungsgebietes, in dem sowohl die natürlichen Verfüllungsprozesse als auch die Entnahme- bzw. Erosionsvorgänge aus den resultierenden Wassertiefen als vertikale Geländegewinne und -verluste quantifiziert werden konnten.

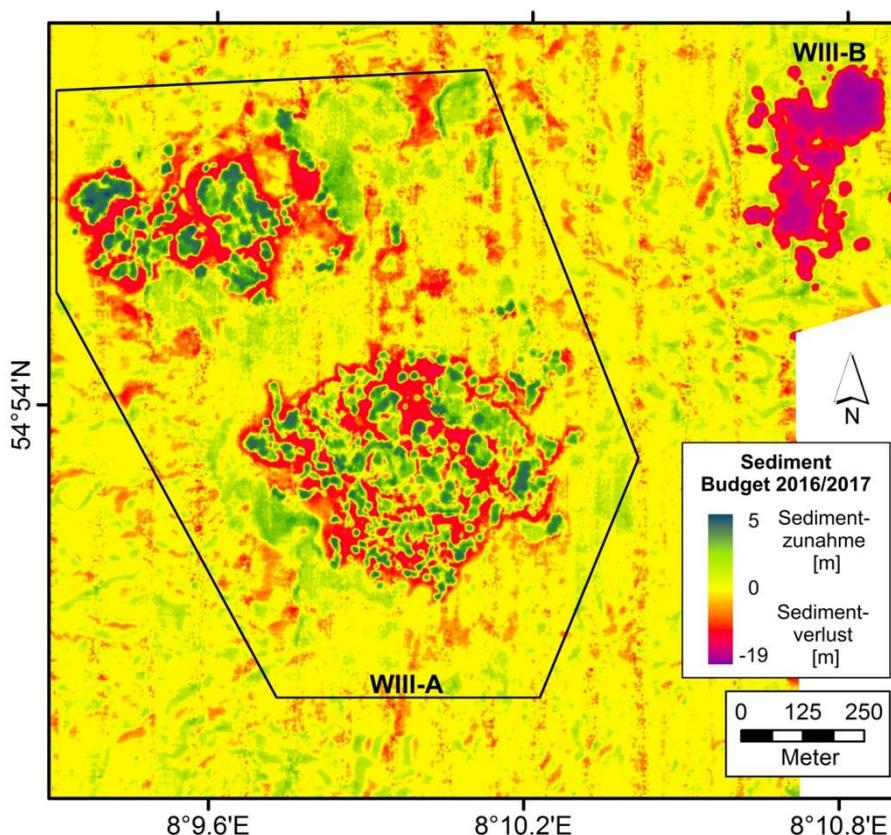


Abbildung 2.22: Sediment Budget. Veränderungen zwischen September 2016 und April 2017. Verändert nach Mielck et al. (2018).

Des Weiteren konnte unter Zuhilfenahme von flächendeckenden Seitensichtsonaraufnahmen, Sedimentproben und Unterwasservideos eine detaillierte Habitatkarte erstellt werden, die sowohl die Verteilungsmuster von Grob- und Feinsanden zeigt, als auch die Verbreitung von siltig/schlickigen Sedimenten. Zusätzlich konnten im Jahr 2019 noch nahezu flächendeckend hochauflösende Seitensichtsonaraufnahmen eingemessen werden (Frequenz von 1000 kHz, Auflösung von ~1 cm pro Pixel). Dadurch war es möglich, auch das Vorkommen von Steinansammlungen zu kartieren, die ein wichtiges Habitat für unterschiedliche Tier- und Pflanzenarten darstellen. Insgesamt konnten so über 16.000 Steine mit einer Größe zwischen 10 cm und >1 m innerhalb des Untersuchungsgebietes auskartiert werden.

Schlussfolgernd zeigten die Untersuchungen, dass es durch die Sandentnahmeaktivitäten lokal zu einer Veränderung der am Meeresgrund vorkommenden Habitate kam. Während sich die Entnahmetrichter nur sehr langsam mit siltig/schlickigem Material füllten ist es auffällig, dass in diesem Bereich auch keine Hartsubstrate (Steine und grobe Sande) mehr zu finden waren. Es ist davon auszugehen, dass sie durch das feine Sediment bedeckt worden sind oder im Falle der Steine hier versanken.

Untersuchungen hinsichtlich der Artenzusammensetzung (Makrozoobenthos), die sowohl in den recht frischen als auch in den älteren Baggerlöchern durchgeführt wurden, zeigten, dass sich auch die Artenzusammensetzung an die veränderten Bedingungen anpasste. Sogar nach mehr als zehn Jahren war immer noch eine Reduzierung der Artenvielfalt an den ehemaligen Entnahmestellen erkennbar. Dies betraf sowohl die Anzahl der Individuen als auch die Anzahl der Spezies im Vergleich zu den benachbarten Habitaten, die nicht von der Sandentnahme direkt betroffen waren. Jedoch profitierten auch einige Arten von den veränderten Bedingungen, so zum Beispiel die Schlick bevorzugenden Polychaeten *Notomastus latericeus* und *Lagis koreni* oder die Muschel *Kurtiella bidentata*. Ebenso konnte auch der Schlangensterne *Ophiura ophiura* in großer Anzahl im Bereich der älteren Entnahmetrichter beobachtet werden.

WP 5.2 Effektivität und Nachhaltigkeit von Sandaufspülungen

Das zweite Arbeitspaket beschäftigte sich mit den Sandaufspülungen direkt an der Küste der Insel Sylt selbst. Da schon seit den 1970er Jahren auf Sylt Aufspülungen stattfinden und diese recht unregelmäßig an unterschiedlichen zu schützenden Abschnitten der ca. 40 km langen Westküste stattfinden, wurde ein Untersuchungsgebiet gewählt, welches bereits starker Erosion ausgesetzt war und in welchem eine Sandaufspülung kurz bevor stand. Es befindet sich an der Westküste im nördlichen Bereich der Insel (S1 in Abbildung 2.20, Strandhalle List). Der besagte Strandabschnitt hat eine Länge von ungefähr 400 m (küstenparallel) und eine Breite von ca. 100 m (küstennormal).

Das Arbeitspaket wurde unmittelbar vor der anstehenden Sandaufspülung im März 2018 mittels dGPS vermessen. Dies erfolgte mit Hilfe eines Schlittens, der über das Gelände gezogen wurde und kontinuierlich Position und Höhendaten mit einer Genauigkeit von ~2 cm

einmaß. Insgesamt wurden 11 küstenparallel verlaufende Profile erstellt, die zusammen aus fast 10.000 einzelnen Höhenvermessungen bestanden. Mit Hilfe dieser Daten konnte ein hochgenaues Geländemodell des Küstenabschnittes erzeugt werden (siehe Abbildung 2.23a).

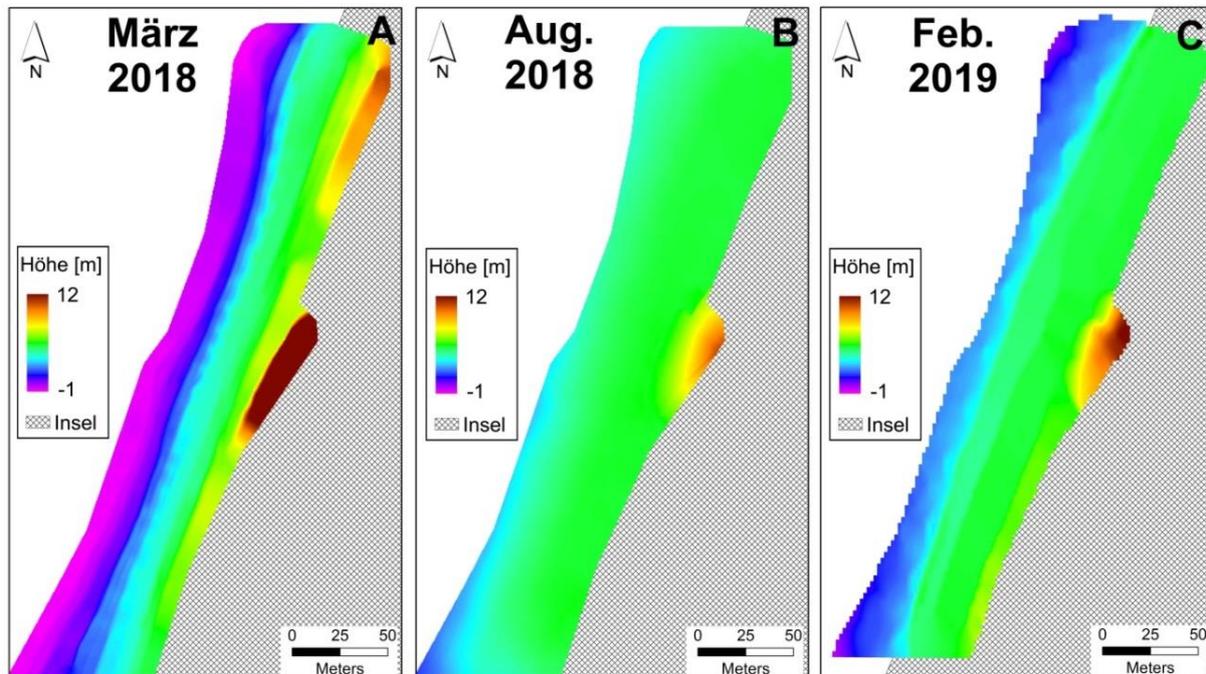


Abbildung 2.23: Morphologische Veränderungen am Strandabschnitt List-Strandhalle. Geländemodell des Küstenabschnittes vor der Sandersatzmaßnahme (A) nach der Sandersatzmaßnahme (B) und nach der ersten Wintersaison (C).

Nachdem Anfang Juni die Sandersatzmaßnahmen, bei denen ca. 385,000 m³ Sediment aufgespült wurden, abgeschlossen waren, erfolgte eine weitere Geländeübermessung an diesem Strandabschnitt mittels dGPS (Abbildung 2.23b). Ein Vergleich der beiden Höhenmodelle zeigt, dass das Strandniveau im Bereich der früheren Hochwasserlinie um ca. 4,5 m angehoben wurde. Dabei verschob sich auch die Niedrigwasserlinie um fast 100 m in Richtung Nordsee. Im höhergelegenen, oberen Strandbereich kam es zu nur zu geringen Veränderungen. Eine letzte Höhenvermessung erfolgte dann im Februar 2019 nach dem Herbst/Winter, in dem es allerdings zu keinen nennenswerten Sturmereignissen auf Sylt gekommen war. Während der obere Strandbereich kaum Veränderungen aufwies, entstand im Bereich der Hochwasserlinie eine ca. 50 cm hohe Abbruchkannte und die mittlere Niedrigwasserlinie verschob sich um wenige Meter landeinwärts.

Zusätzlich zu den Höhenvermessungen wurden insgesamt noch 62 Sedimentproben an unterschiedlichen Stellen des Untersuchungsgebiets genommen und einer granulometrischen Untersuchung unterzogen. Das Korngrößenspektrum veränderte sich im Laufe des Untersuchungszeitraums kaum. Es herrschten vorwiegend Mittelsande vor, die im oberen Strandbereich höhere Feinsandanteile aufwiesen als in der Brandungszone. Da dieser Strandabschnitt

in den vergangenen Jahrzehnten schon mehrmals Sandaufspülungen erfahren hat und daher kein natürlich vorkommendes Material mehr vorhanden zu sein scheint, war mit einer merklichen Änderung der Korngrößenzusammensetzung auch nicht zu rechnen.

Die hier angewandten Methoden wurden bereits im Jahr 2017 an einem Küstenabschnitt östlich der Ortslage List erprobt (Abbildung 2.20, S2). Hier erfolgten im Projektzeitraum insgesamt drei Vermessungen.

Abschließend lässt sich festhalten, dass es sich bei dieser weichen Küstenschutzmaßnahme um eine recht effektive und auch relativ kostengünstige Methode handelt, den Strand und die dort hinter liegenden Dünenketten vor Erosion zu schützen. Die im Jahre 2018 im Untersuchungsgebiet S1 durchgeführte Aufspülung hat das zuvor verlorengangene Sediment effektiv ersetzt und zur Zeit ist der Strandabschnitt in einem guten Zustand, sodass im Jahre 2019 hier keine Sandersatzmaßnahmen durchgeführt werden mussten. Es ist tendenziell davon auszugehen, dass dieses Ergebnis repräsentativ für die gesamte von Sandvorspülungen betroffene Küstenlinie der Insel Sylt ist, jedoch sollte diese Fragestellung Gegenstand weitere Untersuchungen bleiben.

WP 5.3 Zukünftige Entwicklung und Regenerationspotential

Das dritte und letzte Arbeitspaket dieses Teilprojektes beschäftigt sich mit der zu erwartenden zukünftigen Entwicklung der Untersuchungsgebiete, auch im Zusammenhang mit einem bevorstehenden Meeresspiegelanstieg. Im Bereich um die Entnahmetrichter lässt sich das Regenerationspotential in Richtung der zuvor vorherrschenden Bedingungen nur schwer abschätzen. Fakt ist jedoch, dass die Sandentnahme auch nach 35 Jahren noch deutlich erkennbare Spuren am Meeresgrund zeigt. Die alten Trichter füllten sich teilweise mit feinkörnigem Material, was in keiner Weise den Ausgangsbedingungen entspricht. Bei den zurzeit vorherrschenden Sedimentationsraten ist mit einer kompletten Verfüllung der Baggerlöcher erst in vielen Dekaden zu rechnen.

Da die Grobsandbereiche im Untersuchungsgebiet eher unbeweglich sind und die zuvor vorhandenen Grobsande abgebaut wurden, ist mit einer Regeneration hin zu früheren Bedingungen in absehbarer Zukunft nicht zu rechnen. Dies gilt dann ebenfalls für die hier zuvor lebenden benthischen Organismen. Jedoch muss man festhalten, dass sich das Entnahmegebiet nur auf wenige Quadratkilometer beschränkt und auch ausreichend Grobsandhabitats in der unmittelbaren Umgebung vorhanden sind.

Die bathymetrischen Kartierungen zeigen, dass zwischen den alten Entnahmegebieten durchaus noch abbaubare Sandvorkommen vorhanden sind. So wäre es vielleicht angebracht, bei der zukünftigen Planung der Entnahmestellen auf diese Vorkommen zurückzugreifen, um das Entnahmegebiet Westerland II und III auf eine möglichst kleine Fläche zu beschränken um vorerst keinen weiter westlich oder östlich gelegenen Meeresboden zu beeinträchtigen.

Angesichts der Tatsache, dass auf dem Meeresgrund vor Sylt genügend geeignetes Material für Sandersatzmaßnahmen vorhanden ist – auch wenn mit diesen Ressourcen schonend umzugehen geboten sein sollte – ist von einer Abkehr der heutigen Vorgehensweise zur Zeit noch abzuraten. Falls in den kommenden Jahrzehnten die Erosionsraten jedoch so sehr ansteigen (auch verbunden mit einem starken Meeresspiegelanstieg), dass es kaum noch möglich ist, die Küste hier mit Sandersatzmaßnahmen ausreichend und kosteneffizient zu schützen, müssten vielleicht auch härtere Küstenschutzmaßnahmen wie das Errichten von Bauwerken in Betracht gezogen werden.

2.6. WP 6 – Experimentelle Untersuchungen zu hydrotoxikologischen Auswirkungen im Rahmen von Sandaufspülungen und Sandbaggerungen

Durch Baggerungen und Aufspülungen und der damit im Zusammenhang stehende Verlagerung von Sedimenten kann es zu sedimentologischen, morphodynamischen und ökotoxikologischen Prozessen und Wechselwirkungen kommen. Im Rahmen von WP 6 (STENCIL D) wird ein interdisziplinärerer Ansatz zur kombinierten Bewertung von Sedimentdynamik und ökotoxikologischen Effekten infolge von anthropogenen Eingriffen im Rahmen von Sandaufspülungen und Sandbaggerungen verfolgt. Der Ansatz beruht auf der gemeinsam vom Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft sowie dem Institut für Umweltforschung der RWTH (Brinkmann et al., 2010; Cofalla, 2014; Cofalla et al., 2015) entwickelten Strategie der Hydrotoxikologie. Vor allem an den Entnahmestellen besteht durch die Ablagerung von Feinsedimenten, die organische sowie anorganische Schadstoffe binden können, die Gefahr ökotoxikologischer Auswirkungen.

Sedimentologische Untersuchungen

Zur Untersuchung möglicher hydrotoxikologischer Auswirkungen wurden im Pilotgebiet Sylt umfangreiche Probenahmen durchgeführt. Die Probenahmen und Feldmessungen fanden hauptsächlich im Entnahmegebiet Westerland II, ca. 8 km westlich vor Sylt statt. Die Sedimententnahmen fanden in Kooperation mit dem AWI mit den Forschungsschiffen Mya II und MS Heincke im August 2016 und Februar 2019 statt. Für die Entnahme der Sedimentproben, wurde ein Van-Veen-Greifer genutzt, die Tiefe der Probenahme lag zwischen 15 und 20 Meter. Insgesamt wurden mehr als 1000 kg Sediment entnommen. Die Sedimentproben wurden sowohl an Stellen, an denen Entnahmen durchgeführt wurden, als auch an ungestörten Stellen entnommen. Zusätzlich wurden vergleichende Untersuchungen mit einem ökotoxikologisch relevanten Sediment aus dem Hamburger Hafen und einem fluvialen Referenzsediment aus dem Rhein, welches repräsentative Sedimenteigenschaften besitzt (Höss et al., 2010; Hudjetz et al., 2014) durchgeführt. Die Sedimente wurden nach der Entnahme in Kunststofffässer mit einem Fassungsvermögen von 80 l gefüllt, zur Reduzierung der biologischen Aktivität wurden die mit Sediment gefüllten Fässer bei 4 °C in einer Kühlkammer im Gebäude des IWW gelagert.

Die Wechselwirkungen zwischen suspendierten und abgelagerten Sedimenten, Schadstoffen und dem Umgebungswasser werden durch eine Vielzahl unterschiedlicher physikalisch-chemischer Parameter beeinflusst. Zur Bestimmung der Wechselwirkungen ist eine umfangreiche Charakterisierung des Sediments hinsichtlich der Zusammensetzung, des mineralogischen Aufbaus und der Korngrößenverteilung notwendig (Bryan, 1992; Mitchener & Torfs, 1996; Black et al., 2002). Daher wurden zunächst umfangreiche Sedimentanalysen zur Charakterisierung der betrachteten Sedimente durchgeführt. Das Versuchsprogramm umfasste dabei die in Tabelle 2.13 zusammengefassten Untersuchungen.

Tabelle 2.13: Chemisch-physikalische Sedimentanalysen

Untersuchung	Art der Probe	Norm
Wassergehalt	Pro Fass	DIN EN ISO 17892-1
Korngrößenverteilung	Pro Fass	DIN EN ISO 17892-4 / ISO 13320
Organische Substanz	Pro Fass	-
Konsolidierungsversuche	Mischprobe	-
Kritische Sohlschubspannungen	Mischprobe	-

Der Wassergehalt wurde mittels Ofentrocknung bis zur Massenkonsistenz bei 105°C (DIN EN ISO 17892-1) bestimmt. Er lag für die im Entnahmegebiet Westerland II entnommenen Sedimente zwischen 60 und 75 %. Die Korngrößenverteilung wurde mittels Laserbeugung nach ISO 13320 bestimmt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2.14 zusammengefasst.

Tabelle 2.14: Ton-, Schluff- und Sandanteil der untersuchten Sedimente und in EROSIMESS-Versuchen ermittelte kritische Sohlschubspannungen

Sediment	Tonanteil [%]	Schluffanteil [%]	Sandanteil [%]	Kritische Sohlschubspannung [N/m ²]
Westerland II	16,17	50,19	33,64	0,3
Westerland II R1	1,6	13,1	85,3	0,156
Westerland II R2	1,2	8,2	90,7	0,23
Westerland II R3	12,4	72,4	15,2	0,15
Westerland II R4	0,9	3,5	95,6	0,21
Hamburger Hafen	6,04	48,15	45,81	0,05
Rhein	15,03	64,00	20,97	0,15

Eine Analyse der Korngrößenverteilungen der Sedimentproben aus den Entnahmegebiet Westerland II bestätigt vorangegangene Untersuchungen von Mielck et al. (2018) und Zeiler et al. (2004), die zeigten, dass es durch die morphologischen Veränderungen auf Grund der Sandbaggerungen an den Entnahmestelle zu einer Ablagerung von Feinmaterial in den Entnahmetrichtern kommt.

Das Konsolidierungsverhalten der entnommenen Sedimente wurde mit Hilfe eines Ultra High Concentration Meter (UHCM) gemessen. Das Messgerät besteht aus zwei zylinderförmigen Signaleinheiten, die in einem festen Abstand von 11 mm montiert sind. Zwischen den beiden Signaleinheiten wird die Dämpfung der Amplitude der Ultraschallwellen gemessen, die durch das Sediment verursacht wird. Das Ausgangssignal des Geräts liefert eine Spannung, die linear proportional zur Sedimentkonzentration C sowie zur Dichte ρ ist. Die Spannungs-Konzentrationsbeziehung wird anhand von Sedimentproben mit bekannter Konzentration kalibriert. Die Konsolidierungsversuche zeigten deutliche Unterschiede zwischen dem in den

Entnahmestellen entnommenen Sediment und den Referenzsedimenten aus ungestörten Bereichen. Das Feinsediment aus den Entnahmelöchern weist eine ansteigende Verdichtung über die Tiefe auf, während die Sedimentkonzentration der Referenzsedimente über die Tiefe konstant verläuft. Dies hat einerseits Auswirkungen auf das Resuspensionsverhalten und beeinflusst andererseits gleichzeitig den Stofftransport an der Sediment-Wasser-Grenzfläche und im Meeresboden. Zusammen mit den veränderten Grab- und Wühligenschaften des Bodens führt dies zu Auswirkungen auf die benthischen Lebensgemeinschaften.

Die kritische Sohlschubspannung kennzeichnet den Erosionsbeginn und ist ein wichtiger Parameter für das Sedimenttransportverhalten und die Berechnung von Erosionsraten. Kritische Sohlschubspannungen wurden mit Hilfe des EROSIMESS bestimmt. Bei den EROSIMESS-Messungen wird mittels eines motorbetriebenen Propellers eine Strömung in einem Versuchszylinder erzeugt und somit in Abhängigkeit der Umdrehungsgeschwindigkeit des Propellers eine Schubspannung auf das Sedimentbett induziert. Die kritische Sohlschubspannung wird durch stufenweise Erhöhung der Sohlschubspannungsstufen bestimmt. Die ermittelten kritischen Sohlschubspannungen können Tabelle 2.14 entnommen werden.

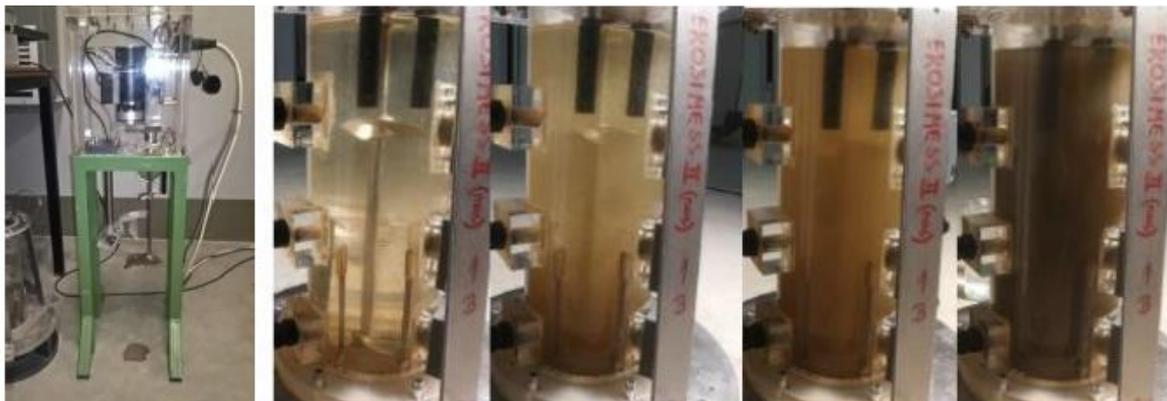


Abbildung 2.24: EROSIMESS zur Bestimmung von kritischen Sohlschubspannungen und beispielhafter Verlauf der Trübung im Versuchszylinder

Effekte auf chemisch-physikalische Wasserqualitätsparameter durch Resuspension des neu abgelagerten Feinmaterials wurden in Kreisgerinneversuchen untersucht. Durch die gegenläufige Drehung des Deckels und des kreisförmigen Gerinnes ($d = 3,25 \text{ m}$; $b = 0,25 \text{ m}$) wird eine unendliche, stationäre und turbulente Strömung erzeugt, die Untersuchungen über längere Zeitskalen erlaubt und insbesondere für die Betrachtung feiner Sedimente geeignet ist. Die Glasscheiben machen eine Beobachtung der Erosions- und Sedimentationsvorgänge sowie der Transportprozesse mittels berührungsloser Messmethoden möglich. In einer externen Messzelle, die kontinuierlich durchflossen wird, wurde die Entwicklung von Umweltparametern (pH-Wert, Redox-Potential, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt) während der Versuche überwacht. Zusätzlich wird über redundante Trübungssensoren kontinuierlich die Trübung gemessen. Während der Versuche werden außerdem diskrete Proben zur Bestimmung der Schwebstoffkonzentration entnommen. Nach einer 5-tägigen Konsolidierungsphase zur Generierung eines Sedimentbetts im Kreisgerinne, wird dieses in einer 18

stündigen Erosionsphase, in der die Sohlschubspannung stufenweise erhöht wird, wieder erodiert. Während der gesamten Erosionsphase wurden kontinuierlich Messdaten aufgenommen.

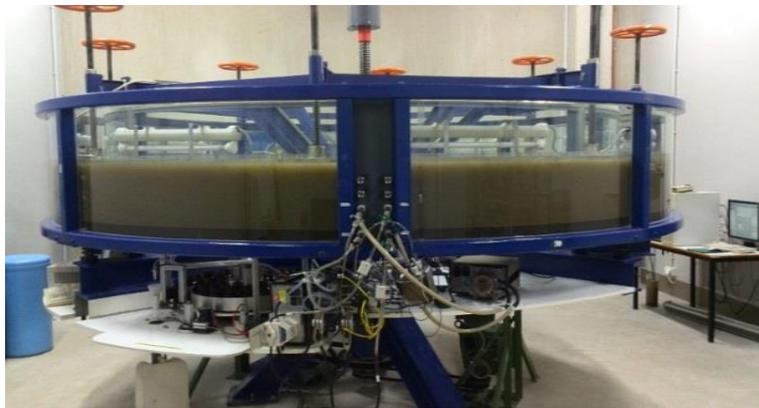


Abbildung 2.25: Aufbau und Messtechnik des Kreisgerinnes

Erosionsversuche im Kreisgerinne wurden ausschließlich mit den kohäsiven Sedimentproben durchgeführt. Die Entwicklung der Schwebstoffkonzentration in der Wassersäule während der Versuche weist die typischen Charakteristika für geschichtete Sedimentbetten auf. Ab der zweiten bzw. dritten Belastungsstufe ($0,2 \text{ N/m}^2$ bzw. $0,3 \text{ N/m}^2$) geht die Entwicklung der Schwebstoffkonzentration in der Wassersäule zwischen den Sedimenten deutlich auseinander, die Replikate weisen dabei eine hohe Übereinstimmung auf. Dies deutet darauf hin, dass ab einer Überschreitung einer wirksamen Sohlschubspannung von $0,2 \text{ N/m}^2$ mit einer erhöhten Resuspension und sedimentspezifischen Unterschieden im Resuspensionsverhalten gerechnet werden muss. Die Resuspension von Feinsedimenten interagiert mit der umgebenden Flüssigkeit und kann daher Veränderungen der chemisch-physikalischen Wasserqualitätsparameter auslösen. Während der Kreisgerinneversuche zeigten vor allem die Trübung, der gelöste Sauerstoffgehalt und das Redoxpotential deutliche Reaktionen auf das Resuspensionsverhalten der untersuchten Sedimente. Bei allen Experimenten war bereits bei geringen Erosionsraten eine starke Reduzierung der Lichtdurchlässigkeit zu verzeichnen, was zu negativen Auswirkungen auf die Meeresflora und -fauna führen kann. Multiple Regressionsanalysen zwischen der Entwicklung von Schwebstoffgehalten (SPM) und chemisch-physikalischen Wasserqualitätsparameter während der Versuche wiesen hohe Zusammenhänge zwischen SPM, Redoxpotential und gelöstem Sauerstoffgehalt auf. Bei den Resuspensionsversuchen mit dem Sediment aus den Entnahmestellen Westerland II sind während der Versuche nur sehr niedrige Gehalte an gelöstem Sauerstoff und damit eine sehr hohe Sauerstoffzehrung zu verzeichnen. Bei einem Anstieg der Schwebstoffkonzentration konnte jeweils ein Abfall des Redoxpotentials beobachtet werden. Bei einer Wiederaufwirbelung der abgelagerten Sedimente ist somit mit Effekten auf chemisch-physikalische Wasserqualitätsparameter und daher auf das gesamte aquatische System zu rechnen.

Ökotoxikologische Untersuchungen

Die Untersuchungen zur Abschätzung der potenziellen ökotoxikologischen Auswirkungen von Sandaufspülungen erfolgten durch die Untersuchung der o.g. Sedimente aus dem Sandentnahmegebiet „Westerland II“ der Jahre 2016 und 2019. Die Sedimente wurden biologisch in Biotests und chemisch hinsichtlich ihres Kohlenstoff- und Schwefelgehaltes untersucht. Des Weiteren wurden die Sedimente aus dem Jahr 2019 in Bezug auf das Vorhandensein von prominenten polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) und polychlorierten Biphenylen (PCB) chemisch analysiert. Ebenso wurden die Organismengemeinschaften aus einem Entnahmekrater mit Referenzstellen aus dem Sandentnahmegebiet „Westerland II“ (2016) verglichen.

In den Untersuchungen konnte demonstriert werden, dass viele Aspekte, welche aus ökologischer Sicht mit Sandaufspülungen in Verbindung stehen, auch vor Sylt auftreten. Korrespondierend mit den Untersuchungen der Korngrößenverteilung zeigten die Sedimente, welche direkt aus einem ehemaligen Entnahmekrater (Einstellung der Sandgewinnung 2009) entnommen wurden, Unterschiede in Bezug auf den Kohlenstoff- und Schwefelgehalt im Vergleich zu vier Referenzsedimenten aus dem gleichen Gebiet.

Tabelle 2.15: Schluff- und Sandanteil der untersuchten Sedimente und Gehalte an Total Organic Carbon (TOC) und Schwefel

Sediment	Schluffanteil [%]	Sandanteil [%]	TOC [%]	Schwefel [%]
Westerland II	50,19	33,64	3,04	0,498
Westerland II R1	13,1	85,3	0,12	0,028
Westerland II R2	8,2	90,7	0,04	0,027
Westerland II R3	72,4	15,2	0,46	0,084
Westerland II R4	3,5	95,6	0,11	0,037
Hamburger Hafen	48,15	45,81	1,72	0,199

Es zeigte sich, dass eine Abnahme des Sandanteils und Zunahme des Schluffanteils in den Sedimenten mit einer Erhöhung von TOC und Schwefel einherging. Das Sediment aus dem Krater wies dabei einen bis zu 76-fach höheren Anteil an organisch gebundenem Kohlenstoff und einen bis zu 18-fach höheren Schwefelanteil im Vergleich zu den Referenzsedimenten auf. In der Untersuchung zeigte auch ein Referenzsediment (R3) im Vergleich zu den übrigen Referenzsedimenten erhöhte Werte für Kohlenstoff-, Schwefel- und Schluffanteil. In Bezug auf den Schluff- und Sandanteil zeigte das Sediment die höchsten bzw. geringsten Werte von allen untersuchten Sedimenten, inklusive dem Referenzsediment aus dem Hamburger Hafen. Der Schwefelgehalt in diesem Sediment war im Vergleich zu den Sedimenten aus dem Hamburger Hafen und insbesondere aus dem Krater vergleichbar gering. Ein erhöhter Schwefelgehalt in Sedimenten weist zumeist auf ein Sauerstoffdefizit hin.

Das potenzielle Schädigungspotenzial der gewonnenen Sedimente auf die Embryonalentwicklung von Fischeiern wurde nach dem Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung DIN 38415-6 (DIN 2001) und den jeweiligen Erweiterungen durch Hollert et al. (2003) und Zielke et al. (2011) mit gefriergetrockneten Sedimenten im Sedimentkontakttest (SCA) mit Fischeiern des Zebraäbrblings (*Danio rerio*) bewertet. Die Auswertung der Embryonaltoxizität erfolgte nach einer Expositionsdauer der Eier auf den Sedimenten von 96 Stunden. In den Versuchen zeigte das aus dem Entnahmekrater gewonnene Sediment das höchste Schädigungspotenzial. Die Toxizitätsdaten sind in Tabelle 2.16 zusammengefasst.

Tabelle 2.16: Übersicht über das embryotoxische Schädigungspotenzial im Fischeitertest mit *Danio rerio*, durchgeführt als Sedimentkontakttest.

Sediment	NOEC [% Sediment]	LOEC [% Sediment]	LC ₅₀ [% Sediment]
Westerland II	10	12,5	16,18
Westerland II R1	≥100	100	-
Westerland II R2	≥100	100	-
Westerland II R3	25	50	82,13
Westerland II R4	≥100	100	-
Hamburger Hafen	25	50	61,56

No observed effect concentration (NOEC), *lowest observed effect concentration* (LOEC) und die letale Konzentration, bei der 50% der eingesetzten Fischeier tot vorlagen (LC₅₀) in Prozent (Sediment: Quarzsand). ≥100: Bis zur eingesetzten Maximalkonzentration von 100 % konnte keine Toxizität festgestellt werden

Im Vergleich zu dem Sediment aus dem Hamburger Hafen zeigte das Sediment aus dem Krater ein über 3-mal höheres Schädigungspotenzial auf das Überleben der Fischeier im Sedimentkontakttest mit dem Zebrafisch *Danio rerio* auf. Das Sediment aus dem Hamburger Hafen diente hierbei als Positivreferenz, da die Sedimente aus dem Einzugsgebiet der Elbe historisch zumeist hoch belastet mit organischen Schadstoffen sind. Für das Referenzsediment R3 mit hohen Schluff- und Kohlenstoffgehalten im Vergleich zu den übrigen Referenzsedimenten, konnte ein LC₅₀-Wert von 82,13 % Sediment ermittelt werden. Für die übrigen Referenzsedimente konnte auch bei dem Einsatz von 100 % der nativen Sedimente kein Schädigungspotenzial auf die Embryonalentwicklung von *Danio rerio* festgestellt und somit auch keine Toxizitätswerte berechnet werden.

Für die normale Embryonalentwicklung von *Danio rerio* ist ein Sauerstoffgehalt im Expositionsmedium von ≥ 3 mg/l Sauerstoff (Strecker et al., 2011) zu gewährleisten. Aufgrund der hohen Kohlenstoff- und Schwefelgehalte - und bekannten Sauerstoffdefiziten an Sandentnahmestellen - wurde die Sauerstoffsättigung im Expositionsmedium in einem optischen Messverfahren mit einem Mikrosauerstoffsensoren ermittelt. Abbildung 2.26 zeigt exemplarisch die Sauerstoffsättigung im Expositionsmedium des Sediments aus dem Entnahmekrater

über einen Testzeitraum von 120 Stunden. Es zeigte sich für alle Kratersedimentanteile (100 %, 50 % und 25 %), dass nach ca. 10 Stunden die für eine normale Embryonalentwicklung erforderliche Sauerstoffsättigung unterschritten wurde und erst nach ca. 24 Stunden für alle Konzentrationen wieder über einen Wert von 3 mg/l O₂ anstieg.

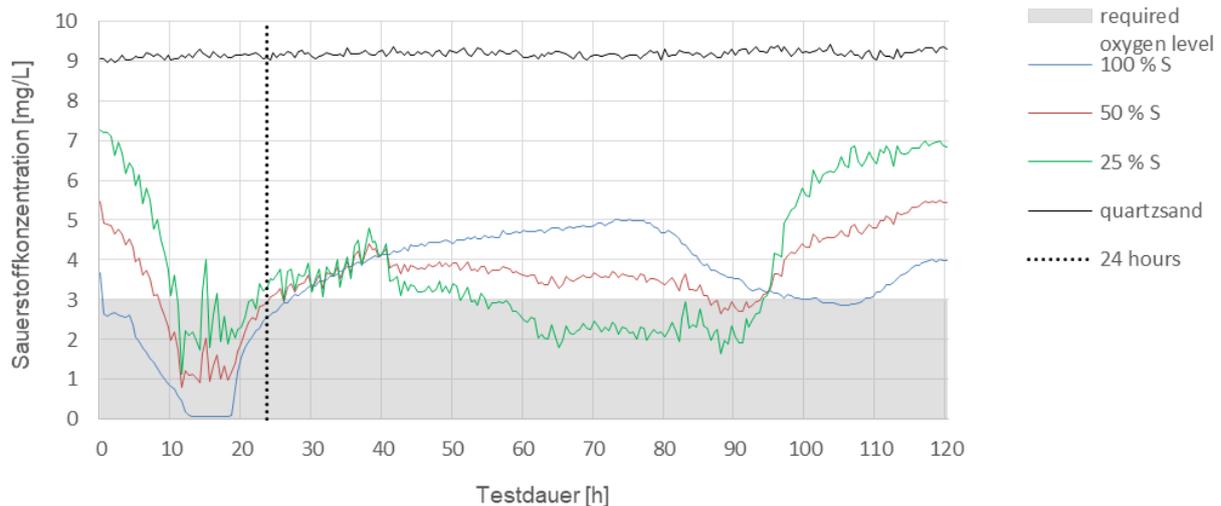


Abbildung 2.26: Sauerstoffsättigung des Expositionsmedium [mg/l] für verschiedene Anteile des Kratersediments aus dem Sandentnahmegebiet „Westerland II“ und der Quarzsandkontrolle.

Somit zeigte sich für das Kratersediment eine starke Sauerstoffzehrung, welche zumindest für das native Sediment zu anoxischen Verhältnissen in den ersten 24 h im Expositionsmedium geführt hat. Eine generelle Sauerstoffzehrung zeigte sich für alle Konzentrationsstufen über den gesamten Testzeitraum von 120 Stunden und bereits bei einer Sedimentkonzentration von 25 %.

Für die Referenzsedimente (R1-R4) konnte keine nennenswerte Sauerstoffzehrung beobachtet werden und die minimale Sauerstoffsättigung lag bei 8,19 mg/L (R3). Lediglich das Sediment aus dem Hamburger Hafen zeigte eine nennenswerte Sauerstoffzehrung mit einer minimalen Sättigung von 4,98 mg/L und lag somit allerdings noch oberhalb des Grenzwertes für eine normale Embryonalentwicklung von *Danio rerio*.

Um den Einfluss der Sauerstoffsättigung auf die Embryonalentwicklung der Zebrabärblinge auszuschließen und das Schädigungspotenzial in einem *worst-case-scenario* auf etwaige Schadstoffbelastungen der Sedimente zurückzuführen, wurden die gefriergetrockneten Sedimente im *Pressurized Liquid Extraction System* (PLE) extrahiert und anschließend im standardisierten akuten Fischeitest (FET) mit *Danio rerio* getestet.



Abbildung 2.27: Pressurized Liquid Extraction System (PLE) (Büchi Labortechnik GMBH).

Die LC₅₀-Werte als mg Sedimentäquivalent (Trockengewicht) pro ml Testmedium sind in Tabelle 2.17 aufgeführt. Die Auswertung der Sedimentextrakte zeigte ein ähnliches Bild, welches bereits im SCA festgestellt werden konnte. Das Sediment aus dem Entnahmekrater zeigte dabei das höchste Schädigungspotenzial auf die Embryonalentwicklung der Fische mit einem LC₅₀-Wert von 8,9 mg SEQ/ml Testmedium, gefolgt von dem Sediment aus dem Hamburger Hafen mit einem LC₅₀-Wert von 32,8 mg SEQ/ml Testmedium. Wenn auch um einen Faktor von 48 geringer, zeigte auch das Referenzsediment R3 ein teratogenes Schädigungspotenzial (LC₅₀: 430,7 mg SEQ/ml DMSO). Bemessen an dem Klassifikationsmodell für die Embryonaltoxizität von limnischen Sedimenten (Keiter et al., 2009) handelt es sich bei dem Sediment aus dem Entnahmekrater um ein hoch toxisches Sediment.

Tabelle 2.17: Letale Konzentration der Sedimentextrakte, bei der 50% der eingesetzten Fischeier tot vorlagen (LC₅₀) in mg Sedimentäquivalent (SEQ) pro 1 ml Testmedium (Verdünnungswasser, DMSO)

Sediment	LC ₅₀ [mg SEQ/ml DMSO]
Westerland II	8,9
Westerland II R1	n.e.
Westerland II R2	n.e.
Westerland II R3	430,7
Westerland II R4	n.e.
Hamburger Hafen	32,8

n.e.: no effect

Die Auswertung der Makrozoobenthosgemeinschaft erfolgte semi-quantitativ durch die optische Auswertung von ca. 300 ml Sediment während der Probenahme. Tabelle 2.18 zeigt die Organismengemeinschaften für die Referenzsedimente R1-R4 und das Kratersediment.

Die Organismengemeinschaft des Makrozoobenthos für die Referenzsedimente war sowohl für die Zusammensetzung als auch in der Anzahl der gefundenen Organismen vergleichbar. In allen Referenzsedimenten konnten Polychaeten und Amphipoden nachgewiesen werden. Stachelhäuter (Echinodermata) in Form von Seesternen konnten bis auf die Ausnahme von R1 in allen Sedimenten beobachtet werden. Des Weiteren konnte in den meisten Sedimenten Bivalvia und Nemertea nachgewiesen werden. In dem Sediment aus dem Entnahmekrater konnte kein Makrozoobenthos beobachtet werden. Interessanterweise zeigte Referenzsediment R3 eine vergleichbare Organismengemeinschaft wie die übrigen Referenzsedimente, obwohl dieses Sediment den höchsten Schluffanteil aller Sedimente aufwies und ein Schädigungspotenzial auf die Embryonalentwicklung auf Fischeier sowohl im Sedimentkontakttest, als auch im Fischeitertest mit Sedimentextrakten zeigte. Das Fehlen des Makrozoobenthos ist also wahrscheinlich eher auf die Sauerstoffzehrende und/oder hoch toxischen Eigenschaften des Kratersediments zurückzuführen, als auf übrige Habitatsansprüche der Organismen.

Tabelle 2.18: Qualitative und semi-quantitative Auswertung der Makrozoobenthosgemeinschaft der untersuchten Sedimente. (+) 1-5, (++) 5-10, (+++) 10-20.

Sediment	LC ₅₀ [mg Sediment/ ml DMSO]
Westerland II	Keine Makroorganismen
Westerland II R1	Polychaeta: <i>Eteone longa</i> (+), <i>Lagis koreni</i> (+), <i>Scoloplos armiger</i> (+++) Nemertea (+) Amphipoda: <i>Pariambus typicus</i> (+)
Westerland II R2	Polychaeta: <i>Eumida sanguinea</i> (+), <i>Lagis koreni</i> (+), <i>Phyllodoce mucosa</i> (+), <i>Scoloplos armiger</i> (+++) Nemertea (+) Mollusca: <i>Buccinum undatum</i> (+) Amphipoda: <i>Ampelisca brevicornis</i> (+) Echinodermata: <i>Echinocardium cordatum</i> (+)
Westerland II R3	Polychaeta: <i>Lagis koreni</i> (+), <i>Lanice conchilega</i> (++) <i>Nephtys hombergi</i> (+), <i>Phyllodoce mucosa</i> (+), <i>Scoloplos armiger</i> (+) Amphipoda: <i>Ampelisca brevicornis</i> (+), <i>Pariambus typicus</i> (+) Echinodermata: <i>Echinocardium cordatum</i> (+)
Westerland II R4	Polychaeta: <i>Magelona johnstoni</i> (+), <i>Notomastus latericeus</i> (+), <i>Phyllodoce mucosa</i> (+), <i>Poecilochaetus serpens</i> (+), <i>Scoloplos armiger</i> (+), <i>Lanice conchilega</i> (+) Mollusca: <i>Tellina fabula</i> (+) Amphipoda: <i>Ampelisca brevicornis</i> (+) Echinodermata: <i>Ophiura ophiura</i> (+)

Die Sedimententnahmekampagne 2019 bot die Möglichkeit Sedimente aus verschiedenen Sandentnahmekratern in „Westerland II“ zu entnehmen, bei denen die Sandentnahme zu verschiedenen Zeitpunkten eingestellt wurde. Somit bestand die Möglichkeit der Bewertung des zeitlichen Verlaufs der ökotoxikologischen Beeinträchtigungen. Abbildung 2.28 zeigt die verschiedenen Probestellen und den Zeitpunkt der Einstellung der Sandentnahmeaktivitäten. Bei den Proben WDA 1, 25, 40 und 44 handelt es sich um Referenzproben außerhalb von Entnahmekratern (non Nord nach Süd). Die Proben WDA 21 (1984), 32 (2009), 34 (2009; Krater 30 m tief) und 28 (2017) wurden direkt aus den Entnahmekratern entnommen. Die Klammern geben das jeweilige Einstellungsjahr der Baggeraktivitäten an.

Für die Verwendung der Sedimente im Neutralrot-Test (Zytotoxizität) und Micro-Ethoxyresoruferin-O-deethylase (μ EROD; dioxinähnliche Wirksamkeit) Assay mit der Rattenleberzelllinie H4IIE wurde das o.g. PLE-Verfahren angewendet. Die Ergebnisse sind in Abbildung 2.29 dargestellt. Die Ergebnisse der Zellviabilität, bewertet im Neutralrot-Test, zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Referenzsedimenten und den Sedimenten, welche direkt aus den Entnahmekratern entnommen wurden. Generell zeigte sich, dass die Sedimente aus allen ehemaligen Entnahmekratern ein höheres toxisches Potenzial auf die Zellviabilität ausübten. Die Sedimente aus den Kratern zeigten dabei ein vergleichbares Schädigungspotenzial. Lediglich das Sediment WDA 28, bei der die Sandentnahmeaktivitäten erst zwei Jahre (2017) vor der Probenahme eingestellt wurde, zeigte sich eine Zytotoxizität, welche vergleichbar mit der der Referenzsedimente war.

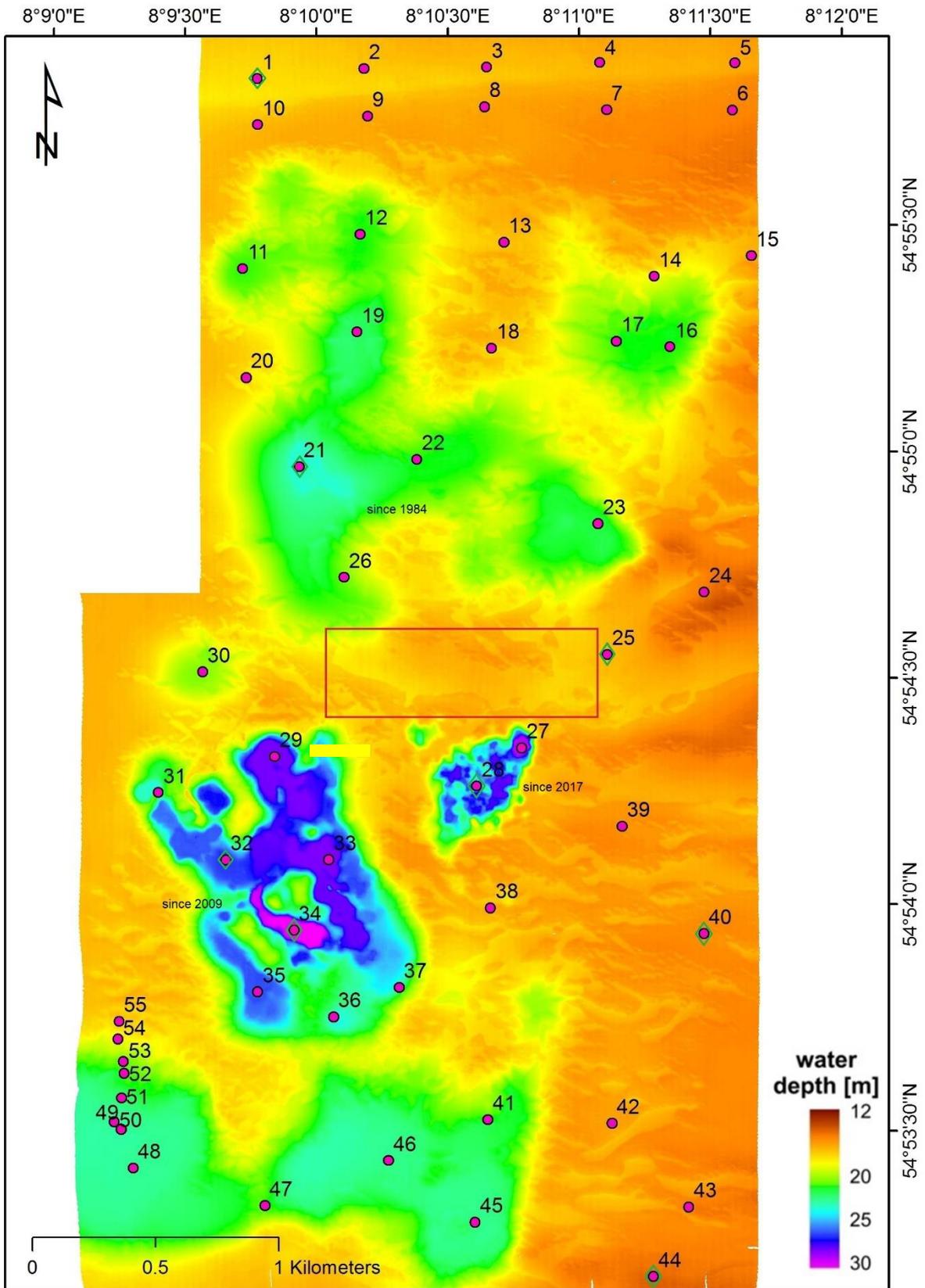


Abbildung 2.28: Bathymetrische Karte des Sandentnahmegebietes “Westerland II” und Sedimentprobestellen. Nummern markieren die Sedimentprobestellen. Grüne Rhomben kennzeichnen die in dieser Studie untersuchten Sedimentproben (1, 21, 25, 28, 32, 34, 40, 44). Jahreszahlen markieren die Einstellung der Sandentnahmeaktivitäten.

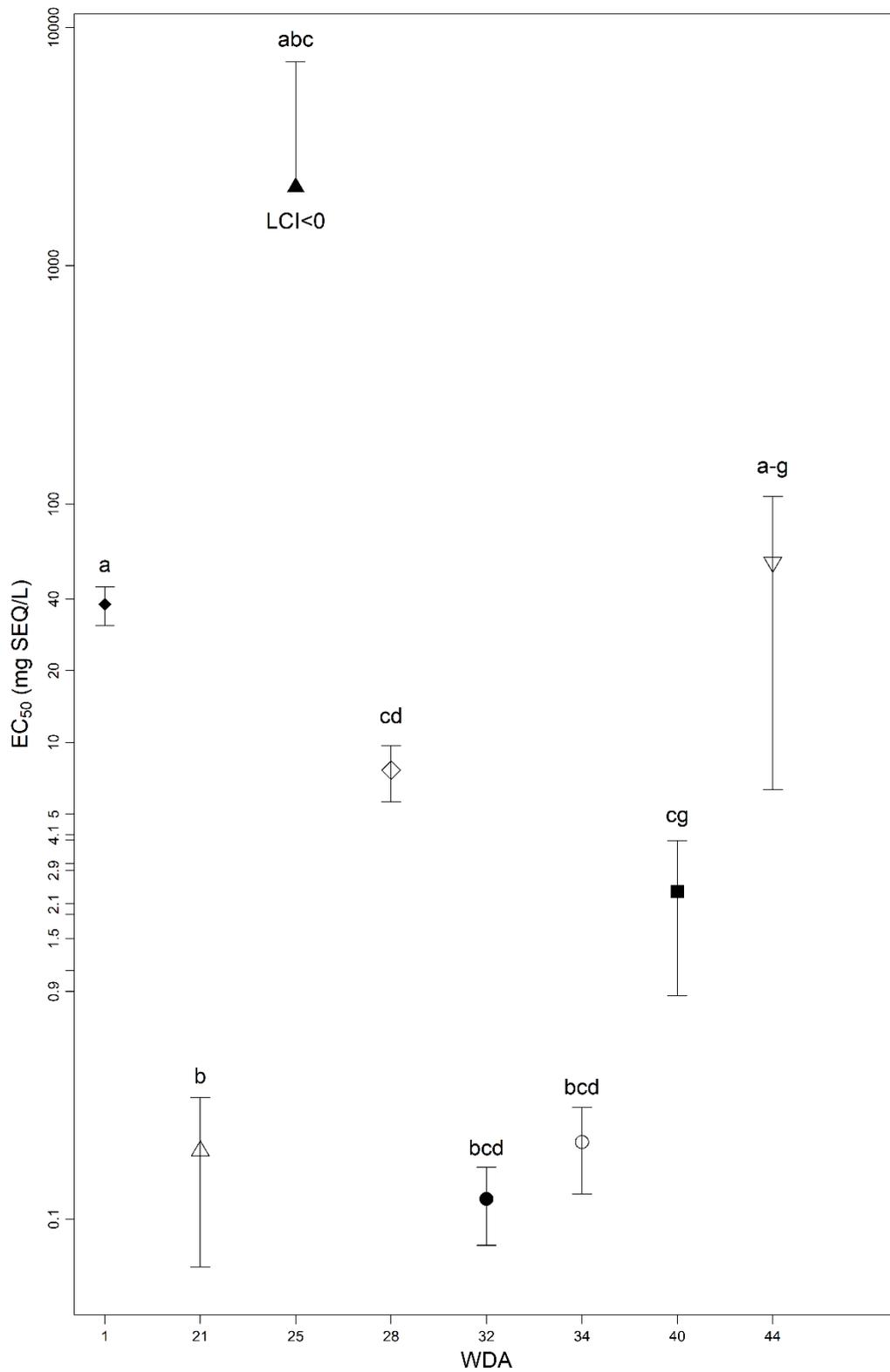


Abbildung 2.29: EC₅₀-Werte (± 95 % CI) der untersuchten Sedimente in mg/l; Signifikante Unterschiede sind durch Buchstaben markiert. WDA 1 50.00 mg/l; WDA 21 0.94 mg/l; WDA 25 50.00 mg/l; WDA 28 50 mg/l; WDA 32 12.50 mg/l; WDA 34 12.50 mg/l; WDA 40 50.00 mg/l; WDA 44 50.00 mg/l.

Für den Nachweis der Dioxin-ähnlichen Wirksamkeit im μ EROD Assay konnten keine validen Ergebnisse ermittelt werden, aufgrund einer zu geringen Aktivität im Testsystem. Durch einen Test auf Matrixeffekte konnte nachgewiesen werden, dass die geringe EROD Aktivität von diesen überschattet wurde.

Die Ergebnisse der chemischen Analysen in Bezug auf den organisch-gebundenen Kohlenstoff (TOC) und Schwefel sind in Tabelle 2.19 zusammengefasst. Korrespondierend mit den Sedimentproben aus dem Jahr 2016 zeigen die Sedimente aus den Entnahmekratern (WDA 21, 32 und 34) die höchsten Anteile an TOC und Schwefel. Lediglich das Sediment aus dem Entnahmekrater WDA 28 (Einstellung der Baggeraktivitäten 2017) zeigte geringere Werte an TOC und Schwefel, welche leicht über denen der Referenzsedimente liegen und somit den Beginn der Ablagerung von Feinmaterial darstellen.

Tabelle 2.19: Gehalte an Total Organic Carbon (TOC) und Schwefel der untersuchten Sedimente

Sediment	TOC [%]	Schwefel [%]
WDA 1	0,04	0,03
WDA 21	2,63	0,43
WDA 25	0,06	0,03
WDA 28	0,16	0,05
WDA 32	3,13	0,46
WDA 34	3,26	0,50
WDA 40	0,08	0,05
WDA 44	0,10	0,04

Tabelle 2.20 zeigt die Summenergebnisse der chemischen Analyse von 7 Indikator-PCBs (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 und 180) und 15 prominente PAHs (Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(ghi)perylen, Benzo(k)fluoranthen, Chrysen, Dibenzo(a,h)anthracen, Fluoranthen, Indeno[1,2,3-cd]pyren, Naphthalin, Phenanthren und Pyren) in den untersuchten Sedimenten.

In der Summe konnten in den Entnahmekratersedimenten die höchsten Gehalte an PCBs und PAHs gefunden werden. Eine Ausnahme bildet dabei WDA 28, bei dem die letzte Sandentnahme für Sandaufspülungen 2017 erfolgte. Dort zeigten sich Schadstoffkonzentrationen im Sediment, welche mit denen der Referenzsedimente vergleichbar waren. Überraschend ist, dass das Referenzsediment WDA 1 im Vergleich zu den übrigen Sedimenten, die höchste gemessene Schadstoffkonzentration der analysierten PCBs und PAHs aufwies. Die Gründe dafür sind nicht bekannt. Die Berechnung der Summenkonzentrationen in den Sedimenten erfolgte mit und ohne Naphthalin, da dieser Stoff bei der Analyse sehr geringes Wiederfindungspotenzial (recovery rate) aufwies.

Tabelle 2.20: Summenkonzentration der chemischen Analyse von 7 Indikator-PCBs und 15 PAHs, angeben in ng/g Trockengewicht Sediment

	Referenzsedimente				Kratersedimente			
	WDA 1	WDA 25	WDA 40	WDA 44	WDA 21	WDA 28	WDA 32	WDA 34
Total PCBs (ng/g TG)	1393,58	746,44	720,68	690,19	1219,57	715,08	1070,86	1060,64
Total PAHs (ng/g TG)	468,89	86,77	72,4	68,59	481,01	72,71	374,37	427,53
Total* PAHs (ng/g TG)	2,07	0,76	0,16	0,21	2,52	0,15	2,1	2,27

Total*: Summenberechnung ohne Naphthalin

Generell konnte mit den Untersuchungen nachgewiesen werden, dass auch vor Sylt die Sandentnahmeaktivitäten ökologische und ökotoxikologische Auswirkungen nach sich ziehen. Im Laufe der Zeit kommt es zu einer Ablagerung von Feinmaterial in den Entnahmekratern, welche somit als Senken für organische Schadstoffe fungieren und entsprechend ein toxisches Potenzial in Biotests und auf die Organismengemeinschaften aufweisen. Dabei suggerieren sowohl die toxikologischen Tests als auch die chemische Untersuchung eine Zunahme über die Zeit. Ebenso von Bedeutung ist das Sauerstoffzehrende Potenzial dieser Sedimente. All diese Faktoren tragen dazu bei, dass es zu einer Veränderung der Lebensgemeinschaften in den ehemaligen Entnahmekratern kommen kann, welche für das Entnahmegebiet „Westerland II“ sogar nachgewiesen wurde.

3. Wichtigste Positionen des zahlenmäßigen Nachweises

Die wesentlichen Mittel an den Instituten der vier Partnerinstitutionen Leibniz Universität Hannover (LUH), Technische Universität Braunschweig (TUBS), RWTH Aachen University (RWTH) und Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI) wurden für Personal in Form Wissenschaftlicher Mitarbeiter benötigt. Weiterhin wurden Reisemittel für Projekttreffen sowie die Vorstellung von Projektergebnissen auf nationalen und internationalen Veranstaltungen verwendet. Wesentliche Sachmittel wurden nur zur Beschaffung von speziellen Sandmischungen für die Versuche im Großen Wellenkanal (GWK) im Rahmen von WP 4 benötigt. Eine Gesamtübersicht über die verwendeten Mittel im Rahmen des Projekts gibt Tabelle 3.1.

Tabelle 3.1: Verwendete Mittel für das Projekt

	LUH	TUBS	RWTH	AWI	Gesamt
Personal	299,651.26 €	159,719.91 €	160,288.11 €	173,209.91 €	792,869.19 €
Reisemittel	7,225.17 €	3,238.61 €	4,704.89 €	1,673.36 €	16,842.03 €
Sachmittel	23,641.42 €	0 €	0 €	0 €	23,641.42 €
Overhead	65,982.00 €	32,582.40 €	32,997.60 €	19,450.44 €	151,012.44 €
Gesamt	396,499.85 €	195,540.92 €	197,990.60 €	194,331.44 €	984,362.81 €

4. Notwendigkeit und Angemessenheit der geleisteten Arbeit

Mit dem Ziel von STENCIL Konzepte und Methoden zu entwickeln, mit deren Hilfe Sandaufspülungen ökologisch und physikalisch nachhaltig im Einklang mit dem EAM geplant, überwacht und durchgeführt werden können, wurden zahlreiche Feldstudien und Laborversuche durchgeführt sowie konzeptionelle und numerische Modelle entwickelt und verbessert. Hierdurch wurden wertvolle Datensätze, verbesserte Vorhersagemethoden und Arbeitsablaufstudien für die Entwicklung operativer Beobachtungs- und Analyseverfahren für die Praxis geschaffen.

Im übergeordneten Arbeitspaket WP 1, an dem alle Projektpartner gleichermaßen beteiligt waren, wurde eine umfangreiche Literaturstudie durchgeführt, um die gängigen Prinzipien und Techniken zu Sandaufspülungen in Deutschland, Dänemark, den Niederlanden, Polen, England und Wales, den USA und Australien sowie aktuelle Forschungsergebnisse zu Sander-satzmaßnahmen zu analysieren. Die Ergebnisse wurden in internen Berichten zusammengefasst, die auf Anfrage zur Verfügung gestellt werden können. Auf dieser Grundlage entstand weiterhin ein englischsprachiger Review-Artikel zur Nachhaltigkeit von Sandaufspülungen, der sich bei Erstellung dieses Berichts noch in Begutachtung befand, sowie eine deutschsprachige Broschüre, die über eine SWOT-Analyse verschiedene Arten der Sandentnahme und -

aufspülung gegenübergestellt und als Entscheidungsunterstützung für die Praxis auf der Projekt Website www.stencil-project.de heruntergeladen werden kann.

Um die dem Sedimenttransport zugrundeliegenden hydrodynamischen Prozesse, wie Seegang, Tide, Wind und die durch sie hervorgerufenen Strömungen besser vorhersagen zu können, wurden im Arbeitspaket WP 2 (TUBS) zunächst die verfügbaren numerischen Modelle hinsichtlich ihrer Leistungsfähigkeit und Grenzen miteinander verglichen. Des Weiteren wurden für die Insel Sylt relevante Wasserstands-, Seegangs- und Strömungsdaten sowie meteorologische und bathymetrische Daten zusammengetragen und analysiert. Basierend auf diesem Datensatz wurde ein künstliches neuronales Netzwerk (KNN) aufgestellt und trainiert und seine Leistungsfähigkeit gegenüber der prozessbasierten Modellierung bezüglich der Seegangsvorhersage im Küstennahbereich demonstriert. Um die hydrodynamischen Prozesse im Küstennahfeld zukünftig besser modellieren zu können, wurden umfangreiche Laborversuche im Wellenkanal des Instituts durchgeführt, die insbesondere die für die sturmflutbedingte Erosion verantwortliche sohlnahe Rückströmung im Fokus hatten.

In WP 3 (LUH- Ludwig-Franzius-Institut) wurde ein umfangreicher Datensatz von Strandprofilen entlang der Wattenmeer Inseln Ameland (NL) und Sylt (DE) erstellt, der die Messungen aller Monitoring-Kampagnen seit 1965 (Ameland) bzw. 1972 (Sylt) umfasst. Um diese Langzeitmessungen zukünftig besser analysieren zu können und ein besseres Verständnis der Aufspülungseffekte und ihrer Effizienz sowie der Prozesse und Parameter, die in dieser Hinsicht am einflussreichsten sind, zu erreichen, wurde eine neue datengesteuerte Methodik entwickelt. Insbesondere entstanden ein profilbasierter und ein volumenbasierter Ansatz, die auf die vorliegenden Daten angewendet wurden, um die Lebensdauer von Strand- und Vorstrandaufspülungen zu bestimmen. Die neue Methodik und die Ergebnisse der Analysen wurden in mehreren internationalen Beiträgen zusammengefasst und veröffentlicht.

Mit dem Ziel, den Küstenquertransport besser vorhersagen zu können, wurde in WP 4 (LUH – Forschungszentrum Küste) zunächst eine umfangreiche Literaturstudie zum Transport gemischter Sande durchgeführt und die Ergebnisse bisheriger Laboruntersuchungen in einer Datenbank zusammengetragen und analysiert. Hierauf basierend konnte ein dreidimensionales numerisches Zweiphasenmodell für den Transport von Sedimenten um den Transport von Sandmischungen weiterentwickelt werden. Ein wesentlicher Aspekt von WP 4 war eine umfangreiche Messkampagne im Großen Wellenkanal (GWK), bei der unter Beteiligung zahlreicher weiterer internationaler Wissenschaftler zum ersten Mal der Transport von Sandmischungen bei Berücksichtigung aller relevanten Strömungsprozesse unter Wellen genau untersucht wurde. Hierbei entstand ein bisher einmalig umfassender Datensatz, mit dessen Hilfe im Rahmen des Projekts bereits eine bessere Kalibrierung für den Sedimenttransport unter Sturmflutbedingungen gefunden werden konnte.

Im Rahmen von WP 5 (AWI) wurden das Sandentnahmegebiet "Westerland" westlich vor Sylt sowie ein Strandabschnitt im nördlichen Bereich der Insel umfangreich erforscht. Inge-

samt fanden sechs Messfahrten mit Forschungsschiffen des Instituts zum Entnahmegebiet statt, das über eine Fläche von ca. 15 km² Hilfe von akustischen und optischen Methoden sowie mittels genommener Sedimentproben regelmäßig genau vermessen und untersucht wurde. Durch mehrere Vermessungen des etwa 40,000 m² großen Strandabschnitts mittels dGPS und Sedimentbeprobung entstanden weitere wertvolle Daten zur genauen Analyse der Effektivität einer im Untersuchungszeitraum durchgeführten Strandaufspülung. Die durchgeführten Untersuchungen gaben erstmals Aufschluss über die detaillierte Morphologie und Morphodynamik am Meeresgrund im Bereich der Entnahmetrichter und an einem erosiven Strandabschnitt.

Die in WP 6 (RWTH Aachen) durchgeführten Untersuchungen zielten erstmalig darauf ab, Wechselwirkungen zwischen sedimentologischen, morphodynamischen und ökotoxikologischen Prozessen, die bei Sandentnahmen und -aufspülungen auftreten können, zu untersuchen. Hierbei wurde die interdisziplinäre Methode der Hydrotoxikologie am Beispiel der Sandentnahme weiterentwickelt und angewendet. In Kooperation mit dem AWI wurden umfangreiche Probenahmen hauptsächlich im Entnahmegebiet Westerland II durchgeführt. Durch chemisch-physikalische Sedimentanalysen wurden die Sedimenteigenschaften bestimmt und durch aufwändige Tests im Kreisgerinne Effekte auf chemisch-physikalische Wasserqualitätsparameter durch Resuspension untersucht. Weiterhin wurden umfangreiche chemische Analysen und Biotests zu Schädigungspotenzial und Toxizität der Sedimente durchgeführt. Hierdurch konnte die Anwendbarkeit der Hydrotoxikologie nachgewiesen und die ökotoxikologischen Auswirkungen einer Sandentnahme abgeschätzt werden.

5. Verwertbarkeit der Ergebnisse

Durch STENCIL sollte ein erster Schritt in Richtung des langfristigen Ziels, der Etablierung eines Integrierten Küstenzonenmanagements (IKZM) und eines ökosystembasierten Management Ansatzes (EAM) für Sandaufspülungen geleistet werden. Mit den im Rahmen des Projekts entstandenen Datensätzen und Erkenntnissen wird dieses Ziel als voll erreicht erachtet. Es sind Produkte entstanden, die direkt in der Praxis anwendbar sind, und es wurden neue Modelle und Methoden entwickelt, deren prinzipielle Anwendbarkeit demonstriert werden konnte, die bis zu einer operationellen Anwendung allerdings noch weiterer Forschung bedürfen. Insbesondere hat sich gezeigt, dass bis zur Erreichung des endgültigen Ziels, der Etablierung eines EAM für Sandaufspülungen, generell noch viele weitere Forschungsarbeit benötigt wird, die vor allem auch Langzeitstudien beinhaltet, um die Auswirkungen von Sandentnahme und -aufspülung auf das Ökosystem besser beurteilen zu können. Die Verwertbarkeit der wesentlichen Ergebnisse aus den einzelnen Arbeitspaketen stellt sich wie folgt dar.

Eines der wesentlichen Ergebnisse aus WP 1 ist die erarbeitete SWOT-Analyse, die in Abstimmung mit der projektbegleitenden Gruppe online zugänglich gemacht wurde und in limitierter Auflage auch als Druckausgabe vorliegt. Das Dokument liefert eine Entscheidungshilfe

für Anwender auf Basis der Literaturrecherche und einer Synthese der Forschungsergebnisse aus den einzelnen Teilprojekten (WP 2–6). Das erstellte Review Paper bietet einen umfassenden Überblick über den aktuellen Stand der Praxis, vor allem hinsichtlich der Überwachung und Minimierung von Umweltfolgen an Entnahme- und Aufspülstelle. Dabei zeigt sich nicht nur, dass es zur Etablierung eines IKZM und EAM für Sandaufspülungen einer internationalen politischen Harmonisierung des Managements solcher Maßnahmen bedarf, sondern vor allem auch langangelegter Studien zur Erforschung der ökosystemaren Auswirkungen.

Der Vergleich der gängigen numerischen Flächenmodelle in WP2 zeigte, dass diese zurzeit noch nicht in der Lage sind, die für die sturmflutbedingte Erosion verantwortliche sohlnahe Rückströmung abzubilden. Daher wurden maßstäbliche Modellversuche zur Untersuchung der hydrodynamischen Auswirkungen unterschiedlicher Aufspülstrategien im Wellenkanal des Instituts durchgeführt, aus denen bereits erste Empfehlungen abgeleitet werden konnten. Um diese Erkenntnisse zu verifizieren und um die hydrodynamischen Prozesse im Küstennahfeld zukünftig besser modellieren zu können, werden allerdings noch weitergehende hydrodynamische Modellstudien erforderlich sein. Die Leistungsfähigkeit künstlich neuronaler Netze (KNN) bezüglich der Seegangsvorhersage im Küstennahbereich konnte ebenfalls erfolgreich demonstriert werden, allerdings sind zur weiteren Abbildung von hydrodynamischen Prozessen zusätzliche Naturmessungen empfehlenswert, insbesondere zur Strömungsstruktur im Küstennahbereich. Ebenso könnten morphodynamische Prozesse, wie die Küstenprofilentwicklung, mit Hilfe eines KNN abgebildet werden, aber auch hier bedarf es weiterer Forschungen sowie experimenteller und numerischer Untersuchungen zur Verbesserung der Datenlage.

In WP 3 wurden neue Methoden zur Analyse der zunehmenden Datensätze von Küstenprofilen entwickelt und damit Werkzeuge geschaffen, die signifikant zu einem besseren Verständnis des morphologischen Verhaltens von Strand- und Vorstrandaufspülungen an verschiedenen Standorten beitragen. Die entwickelten Methoden und Werkzeuge aus WP3 wurden und werden in internationalen Zeitschriften veröffentlicht, zwei internationale Konferenzen wurden während des Projekts besucht. Diese Arbeit stellt einen nächsten Schritt in Richtung Validierung und Verallgemeinerung der Strandaufspülungspraxis dar. Um dies fortzusetzen, wird empfohlen, weitere Datensätze zu analysieren, sowie das Verfahren durch Aufnahme hydrodynamischer Prozesse zu erweitern. Weiterhin zeigte sich, dass numerische Modelle gerade in der Brandungszone von Sandstränden noch nicht der Lage sind, zuverlässige Ergebnisse zu liefern und entsprechend ebenfalls noch weitere Forschungsarbeit erfordern.

Das in WP 4 entwickelte numerische Zweiphasenmodell konnte im Rahmen des Projekts leider nicht wie geplant abschließend validiert werden, steht aber für weitere Entwicklungen als Open Source Modell zur Verfügung. Mit den Versuchen im GWK wurden bislang einmalige Daten zum Transport gemischter Sande unter Wellen gewonnen, die ebenfalls der Allgemeinheit zur Verfügung gestellt werden. Erste Auswertungen der Daten haben bereits zu

einer Verbesserung des SANTOSS-Sedimenttransportmodells geführt, wobei weitere Datenanalysen am FZK und bei den Versuchspartnern (u.a. aus dem HYDRALAB-Verbund) über die Projektlaufzeit hinaus fortgeführt werden. Die Ergebnisse könnten zusätzliche Details und Lösungsansätze liefern, um das Sedimenttransportmodell weiter zu verbessern. In jedem Fall wird das FZK gemeinsam mit den Versuchspartnern weitere wissenschaftliche Publikationen in die Wege leiten. Die Implementierung des optimierten Modells in regionale numerische Modelle (wie z.B. Delft3D) war aus zeitlichen Gründen im Rahmen des Projekts nicht mehr möglich. Um einen Mehrwert für Anwender zu generieren, muss die neue Formel validiert und die Implementierung in ein numerisches Modell abgeschlossen werden.

Die Erkenntnisse, die innerhalb von WP 5 gerade über die Entwicklung von Sandentnahmestellen gewonnen wurden, werden den in diesem Bereich aktiven Landesbehörden vermittelt und mögliche Maßnahmen zur Optimierung diskutiert. Die durchgeführten Untersuchungen waren so angelegt, dass sie als wissenschaftliche Pilotstudie im Rahmen der Wattenmeerstrategie 2100 (MELUR-SH, 2015) dienen können. Weiterhin können die gewonnenen Daten zukünftig für weitere Modellierungen genutzt werden, um so Aufschluss über die genauen Verfüllungsprozesse, Erosions- und Akkumulationsvorgänge zu erhalten und auch das zukünftige Entwicklungs- und Regenerationspotential zu ermitteln. Hierfür ist es empfehlenswert, die im Rahmen des Projekts geschaffene Datengrundlage kontinuierlich zu erweitern und auf andere Entnahmegebiete und -verfahren auszudehnen.

Durch die angewendete Methode der Hydrotoxikologie in WP 6 konnte ein Beitrag zur Beurteilung der ökologischen Auswirkungen von Sandaufspülungen, vor allem an den Entnahmestellen geleistet werden. Die Ergebnisse können zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Sandaufspülungen beitragen und in die Erarbeitung von Strategieplänen für umweltfreundliche Sandaufspülungen und in Monitoring-Konzepte einfließen. Außerdem tragen sie zu einer Verbesserung des Prozessverständnisses im System Sediment, Wasser und ökotoxikologische Effekte bei. Die hierdurch erweiterte Wissensbasis, im Hinblick auf eine integrierte Betrachtung von chemischen, physikalischen und biologischen Prozessen während Resuspensionsereignissen, ermöglicht eine integrative Risikobewertung und trägt somit zur Entwicklung von umweltfreundlichen Aufspül- und Entnahmestrategien bei. Allerdings werden mögliche ökotoxikologische Auswirkungen von Sandentnahmen und -aufspülungen bislang nicht bei der Planung und Überwachung dieser Maßnahmen berücksichtigt und müssen daher zukünftig etabliert und durch weitere wissenschaftliche (Langzeit-)Studien begleitet werden.

Die in den einzelnen Arbeitspaketen gesammelten Datensätze werden nach Projektende auf den Internetplattformen PANGAEA (www.pangaea.de) und Zenodo (<https://zenodo.org>) veröffentlicht.

6. Stand von Wissenschaft und Technik am Endes des Vorhabens

Zeitgleich mit dem Forschungsvorhaben STENCIL startete auch das INTERREG-Vorhaben „Building with Nature“ (BwN, 2016–2020), welches sich mit der Erarbeitung von Anpassungsstrategien für sandige Küstengebiete in der Nordsee im Hinblick auf Meeresspiegelanstieg und Umweltschutz beschäftigt. Hierbei werden unterschiedliche Ansätze in der Durchführung und Messung von Aufspülmaßnahmen im südlichen Schweden, Dänemark, Schleswig-Holstein, Niedersachsen, den Niederlanden und Flandern miteinander verglichen. Am Ende des Projektes soll ein Konzept für die Ausführung von Vorstrandaufspülungen in der Nordsee erarbeitet werden. Im Gegensatz zu STENCIL konzentriert sich das Projekt BwN vor allem auf das technische Design und die physikalische Nachhaltigkeit der Aufspülungen (Wilmink et al., 2017).

7. Erfolgte und geplante Veröffentlichungen

7.1. Publikationen (peer-reviewed)

- R. Gijsman, J. Visscher, T. Schlurmann (2018): A Method to Classify Design Characteristics of Sand Nourishments, in: Proceedings of the 36th International Conference on Coastal Engineering 2018 (30. Juli – 03. August 2018, Baltimore, Maryland). <https://doi.org/10.9753/icce.v36.papers.95>
- R. Gijsman, J. Visscher, T. Schlurmann (2019): The lifetime of shoreface nourishments in fields with nearshore sandbar migration. Coastal Engineering 152, 103521. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2019.103521>
- F. Mielck, H.C. Hass, R. Michaelis, L. Sander, S. Papenmeier, K.H. Wiltshire (2018): Morphological changes due to marine aggregate extraction for beach nourishment in the German Bight (SE North Sea). Geo-Marine Letters. <https://doi.org/10.1007/s00367-018-0556-4>
- J.J. van der Werf, F. Staudt, D. Posanski, W. van de Wardt, J. van der Zanden, B. Vermeulen, J.S. Ribberink, S. Schimmels (2019): Understanding and modelling wave-driven mixed sand transport, in: Coastal Sediments '19. Tampa/St. Pete. https://doi.org/10.1142/9789811204487_0070
- F. Staudt, R. Gijsman, C. Ganal, F. Mielck, J. Wolbring, H.C. Hass, N. Goseberg, H. Schüttrumpf, T. Schlurmann, S. Schimmels: The sustainability of beach nourishments: A review of nourishment and environmental monitoring practice, Journal of Coastal Conservation (in Begutachtung).
- F. Mielck, R. Michaelis, H.C. Hass, S. Hertel, C. Ganal, W. Armonies: Effects of sand extraction on the macrozoobenthic community in the SE-North Sea, Biogeosciences (in Begutachtung).
- R. Gijsman, J. Visscher, T. Schlurmann: An assessment of beach nourishment lifetimes on Sylt, in: Proceedings of the 8th Short Course on Applied Coastal Research 2019 (9. – 11. September 2019, Bari, Italy) (in preparation)
- R. Gijsman, J. Visscher, G. Ruessink, T. Schlurmann: Observations on long-term sandbar behaviour along a large-scale curved coastline. Earth. Surf. Proc. Landforms (in preparation)

7.2. Vorträge

- R. Gijsman, J. Visscher, T. Schlurmann: Morphodynamics of sandy shorelines and the effect of sand nourishments. 13. FZK-Kolloquium: Building with Nature – Neue Konzepte für den Küstenschutz (15. Februar 2018, Hannover, Deutschland).

- R. Gijsman, J. Visscher, T. Schlurmann: A Method to Classify Design Characteristics of Sand Nourishments. 36th International Conference on Coastal Engineering 2018 (30. Juli – 03. August 2018, Baltimore, Maryland).
- R. Gijsman, J. Visscher, T. Schlurmann: An assessment of beach nourishment lifetimes on Sylt in Germany. 8th Short Course on Applied Coastal Research 2019 (9. – 11. September 2019, Bari, Italy).
- R. Gijsman, P. Otto, J. Visscher., T. Schlurmann: Statistical analysis of Sylt's coastal profiles using a spatiotemporal functional model. Conference on Smart Statistics for Smart Applications (Juni 2019, Milan, Italy).
- S. Schimmels et al.: STENCIL: Strategien und Werkzeuge für umweltfreundliche Sandaufspülungen als 'low-regret' Maßnahmen unter Auswirkungen des Klimawandels (03F0761 A–D). KFKI-Seminar 2016 (November 2016, Bremerhaven)
- S. Schimmels et al.: Werkzeuge und Methoden für nachhaltige Sandaufspülungen. KüNO-Jahrestagung 2018 (28. August 2018, Hannover)
- S. Schimmels et al.: Zukunftsfähiger Küstenschutz: Sandaufspülungen als nachhaltige Lösung?. KüNO-Jahrestagung 2019 (30. Oktober 2019, Hamburg)
- S. Schimmels et al.: Werkzeuge und Methoden für nachhaltige Sandaufspülungen. KFKI-Seminar 2019 (21. November 2019, Hamburg)
- F. Staudt et al.: Werkzeuge und Methoden für nachhaltige Sandaufspülungen. KüNO-Jahrestagung 2017 (11. Oktober 2017, Rostock)
- F. Staudt et al.: Sandaufspülungen für den Küstenschutz – Ein internationaler Überblick der bestehenden Praxis. 13. FZK-Kolloquium: Building with Nature – Neue Konzepte für den Küstenschutz (15. Februar 2018, Hannover, Deutschland).
- F. Staudt, B. Deutschmann, C. Ganal, R. Gijsman, H. C. Hass, H. Hollert, F. Mielck, G. Shiravani, S. Schimmels, A. Strusinska-Correia, J. Visscher, J. Wolbring: Monitoring Of Environmental Impacts In Worldwide Beach Nourishment Practice. 36th International Conference on Coastal Engineering 2018 (30. Juli – 03. August 2018, Baltimore, Maryland).
- F. Staudt, D. Posanski, S. Schimmels: Large-scale wave flume experiments with mixed sand. PICO Präsentation, EGU2019 (07. – 12. April 2019, Wien, Österreich).
- F. Staudt et al.: Sandaufspülungen für den Küstenschutz – Das Vorhaben STENCIL. 2. HTG Forum Wissenschaft (08. Mai 2019, Hamburg, Deutschland).

7.3. Poster

- R. Gijsman and T. Schlurmann (2019): Engineering with Natural Barriers of Sandy Beaches. North Sea meets Baltic Sea to strengthen Dutch-German collaborations in coastal research. (20. Mai 2019, Warnemünde, Deutschland)

- F. Mielck, H.C. Hass, R. Michaelis, L. Sander, S. Papenmeier, K. Wiltshire (2019): Refill processes and regeneration potential after marine aggregate extraction in the German Bight (SE North Sea). EGU2019 (07. – 12. April 2019, Wien, Österreich).
- F. Mielck, H.C. Hass, R. Michaelis, L. Sander, S. Papenmeier, F. Staudt: Die Auswirkungen von Sandentnahme auf die Morphologie und Sedimentzusammensetzung am Meeresgrund am Beispiel der Insel Sylt. KüNO-Jahrestagung 2017 (11. Oktober 2017, Rostock)
- F. Mielck, H.C. Hass, R. Michaelis, L. Sander, S. Papenmeier, D. Galvez and K. Wiltshire (2018): Long and short-term impacts of marine sand mining on shallow sandy habitats (German Bight, SE North Sea). GEOHAB 2018 (07. – 11. Mai 2018, Santa Barbara, Kalifornien).
- S. Schimmels, C. Brüll, B. Deutschmann, C. Ganal, R. Gijssman, H.C. Hass, H. Hollert, F. Mielck, T. Schlurmann, H. Schüttrumpf, G. Shiravani, F. Staudt, A. Strusinska-Correia, J. Visscher, K. Wiltshire, J. Wolbring (2017): STENCIL – Strategies and Tools for Environment-Friendly Shore Nourishments as Climate Change Impact Low-Regret Measures. EGU2017 (23. – 28. April 2017, Wien, Österreich).
- S. Schimmels, C. Brüll, B. Deutschmann, C. Ganal, R. Gijssman, H.C. Hass, H. Hollert, F. Mielck, T. Schlurmann, H. Schüttrumpf, G. Shiravani, F. Staudt, A. Strusinska-Correia, J. Visscher, K. Wiltshire, J. Wolbring (2017): STENCIL – Strategies and Tools for Environment-Friendly Shore Nourishments as Climate Change Impact Low-Regret Measures. 35. Jahrestagung des Arbeitskreises Geographie der Meere und Küsten (AMK) (19. – 22. April 2017, Kiel, Deutschland).

7.4. Weitere

Staudt, F., Ganal, C., Gijssman, R., Hass, H.C., Mielck, F., Schürenkamp, D., Tegethoff, K., Wolbring, J., Schlurmann, T., Schimmels, S. (2019): Erfahrungen mit Sandersatz im Küstenschutz. Eine allgemeine Entscheidungsunterstützung für die Praxis mit aktuellen Erkenntnissen aus der Wissenschaft. Hannover.

Staudt (2017): ... wie Sand am Meer. Neue Werkzeuge für nachhaltigen Küstenschutz. ti! Technologie-Informationen: Wissen und Innovationen aus niedersächsischen Hochschulen (3/2017: Wasser und Meer). [https://www.uni-hannover.de/fileadmin/Dezernat4/SG43/Publikationen/Technologie-Informationen/MWK ti 1 3 2017 1708 Web.pdf](https://www.uni-hannover.de/fileadmin/Dezernat4/SG43/Publikationen/Technologie-Informationen/MWK_ti_1_3_2017_1708_Web.pdf)

Staudt, F., 2018. Nachhaltiger Küstenschutz durch Sandaufspülungen. Meer & Küste 7, 32. [https://eucc-d-inline.databases.eucc-d.de/files/documents/00001202 MuK 2018 web.pdf](https://eucc-d-inline.databases.eucc-d.de/files/documents/00001202_MuK_2018_web.pdf)

8. Literaturnachweis

- Beale MH, Hagan MT, Demuth HB (2018) Neural Network Toolbox: Getting Started Guide.
- Bird E, Lewis N (2015) Beach Renourishment. Springer International Publishing (Springer Briefs in Earth Sciences). Online verfügbar unter <http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-09728-2>.
- Black KS, Tolhurst TJ, Paterson DM, Hagerthey SE (2002) Working with Natural Cohesive Sediments. *Journal of Hydraulic Engineering* 128(1), 2–8.
- Brinkmann, Markus; Hudjetz, Sebastian Daniel; Cofalla, Catrina; Roger, Sebastian; Kammann, Ulrike; Giesy, John P.; Hecker, Markus; Wiseman, Steve; Zhang, Xiaowei; Wölz, Jan; Schüttrumpf, Holger; Hollert, Henner: A combined hydraulic and toxicological approach to assess re-suspended sediments during simulated flood events. Part I: multiple biomarkers in rainbow trout, In: *Journal of soils and sediments* 10(7), Seiten/Artikel-Nr.:1347-1361, 2010, Berlin [u.a.] : Springer, ISSN 1439-0108, DOI: 10.1007/s11368-010-0271-x.
- Bryan G (1992) Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental Pollution*, 76(2), 89–131.
- Brown SA, Greaves DM, Magar V, Conley DC (2016) Evaluation of turbulence closure models under spilling and plunging breakers in the surf zone. *Coastal Engineering* 114, 177–193. DOI: 10.1016/j.coastaleng.2016.04.002.
- Browne M, Castelle B, Strauss D, Tomlinson R, Blumenstein M, Lane C (2007) Near-shore swell estimation from a global wind-wave model: Spectral process, linear, and artificial neural network models. *Coastal Engineering* 54 (5), 445–460. DOI: 10.1016/j.coastaleng.2006.11.007.
- Cofalla C (2014) Hydrotoxikologie - Entwicklung einer experimentellen Methodik zur Charakterisierung und Bewertung kohäsiver schadstoffbehafteter fluvialer Sedimente. 2015, Impressum Aachen : Publikationsserver der RWTH Aachen University 2015, Umfang XXII, 185 S. : Ill., graph. Darst., Aachen, Techn. Hochsch., Diss., 2015, Prüfungsjahr: 2014. - Publikationsjahr: 2015, Hauptberichter/Gutachter: Schüttrumpf, Holger ; Hollert, Henner ; Lehmann, Boris, Tag der mündlichen Prüfung/Habilitation: 2014-12-19, URN: urn:nbn:de:hbz:82-rwth-2015-024243. URL: <http://publications.rwth-aachen.de/record/477481/files/477481.pdf>
- Cofalla C, Hudjetz SD, Roger S, Brinkmann M, Frings R, Wölz J, Schmidt B, Schäffer A, Kammann U, Hecker M, Hollert H, Schüttrumpf H (2015) A combined hydraulic and toxicological approach to assess re-suspended sediments during simulated flood events—part II: an interdisciplinary experimental methodology, In: *Journal of soils and sediments* 12(3), Seiten/Artikel-Nr.:429-442, 2015, ISSN 1439-0108, DOI: 10.1007/s11368-012-0476-2.

- Dean RG (2002) Beach nourishment: Theory and practice. World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd., Singapore
- Dette H, Fuehrboeter A, Raudkivi A (1994) Interdependence of beach fill volumes and repetition intervals. *J Waterw Port, Coast Ocean Eng* 120:580–593
- Dohmen-Janssen CM, Hanes DM (2002) Sheet flow dynamics under monochromatic non-breaking waves. *J Geophys Res* 107:21. doi: 10.1029/2001JC001045
- Dyke, P. (2007): Modeling Coastal and Offshore Processes. London: Imperial College Press.
- EAK (2007): Empfehlungen für Küstenschutzwerke. EAK 2002, korr. Ausgabe 2007 (Die Küste, 65).
- Elsayed S, Gijsman R, Goseberg N, Schlurmann T (2019) Limitations of XBeach in the surf zone of sandy beaches. *Coast Eng* (in preparation)
- Europäische Kommission (2008) Richtlinie 2008/56/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). *Amtsblatt der Eur Union* 19–40
- Fernandez-Mora, A.; Ribberink, J. S.; van der Zanden, J.; Van Der Werf, J J; Jacobsen, N. G. (2017): RANS - VOF modeling of hydrodynamics and sand transport under full-scale non-breaking and breaking waves. In: *Coastal Engineering Proceedings*, S. 29.
- Gijsman R, Visscher J, Ruessink G, Schlurmann T (2019a) Observations on long-term sandbar behaviour along a curved coastline. *Earth Surf Process Landforms* (in preparation)
- Gijsman R, Visscher J, Schlurmann T (2019b) An assessment of beach nourishment lifetimes on Sylt in Germany. In: *Proceedings of the 8th short course/conference on applied coastal research*
- Gijsman R, Visscher J, Schlurmann T (2019c) The lifetime of shoreface nourishments in fields with nearshore sandbar migration. *Coast Eng* 103521. doi: 10.1016/j.coastaleng.2019.103521
- Gijsman R, Visscher J, Schlurmann T (2018) A method to systematically classify design characteristics of sand nourishments. *Coast Eng Proc* 1:95. doi: 10.9753/icce.v36.papers.95
- Grasso, F.; Michallet, H.; Barthélemy, E. (2011): Experimental simulation of shoreface nourishments under storm events: A morphological, hydrodynamic, and sediment grain size analysis. In: *Coastal Engineering* 58 (2), S. 184–193. DOI: 10.1016/j.coastaleng.2010.09.007.
- Grunnet, Nicholas M.; Ruessink, B. G.; Walstra, Dirk-Jan R. (2005): The influence of tides, wind and waves on the redistribution of nourished sediment at Terschelling, The Netherlands. In: *Coastal Engineering* 52 (7), S. 617–631. DOI: 10.1016/j.coastaleng.2005.04.001.

- Hanson H, Brampton A, Capobianco M, et al (2002) Beach nourishment projects, practices, and objectives—a European overview. *Coast Eng* 47:81–111. doi: 10.1016/S0378-3839(02)00122-9
- Hoonhout Bas (2018): XBeach - User Manual. Online verfügbar unter <https://xbeach.readthedocs.io/>, zuletzt geprüft am 12.03.2019.
- Hoss S, Ahlf W, Fahnenstich C, Gilberg D, Hollert H, Melbye K, Meller M, Hammers-Wirtz M, Heininger P, Neumann-Hensel H, Ottermanns R, Ratte HT, Seiler TB, Spira D, Weber J, Feiler U (2010) Variability of sediment-contact tests in freshwater sediments with low-level anthropogenic contamination - Determination of toxicity thresholds. *Environmental Pollution* 158: 2999-3010.
- Hudjetz S, Herrmann H, Cofalla C, Brinkmann M, Kammann U, Schaffer A, Schuttrumpf H, Hollert H (2014) An attempt to assess the relevance of flood events-biomarker response of rainbow trout exposed to resuspended natural sediments in an annular flume. *Environmental Science and Pollution Research* 21: 13744-57.
- Hsu, Y. L.; Dykes, J. D.; Allard, R. a.; Kaihatu, J. M. (2006): Evaluation of Delft3D Performance in Nearshore Flows.
- Hsu T-J, Jenkins JT, Liu PL-F (2004) On two-phase sediment transport: sheet flow of massive particles. *Proc R Soc London Ser A Math Phys Eng Sci* 460:2223–2250. doi: 10.1098/rspa.2003.1273
- Hurther D, Thorne PD, Bricault M, et al (2011) A multi-frequency Acoustic Concentration and Velocity Profiler (ACVP) for boundary layer measurements of fine-scale flow and sediment transport processes. *Coast Eng* 58:594–605. doi: 10.1016/j.coastaleng.2011.01.006
- Jacobs W, Le Hir P, Van Kesteren W, Cann P (2011) Erosion threshold of sand–mud mixtures. *Cont Shelf Res* 31:S14–S25. doi: 10.1016/j.csr.2010.05.012
- Jaeckel F (2018) Sensitivity of a numerical beach erosion model for Sylt. Leibniz University Hannover
- Joliffe I (2002) *Principal Component Analysis*. Springer
- Keiter S., Braunbeck T, Heise S, Pudenz S, Manz W, Hollert H (2009) A fuzzy logic-classification of sediments based on data from in vitro biotests. *Journal of Soils and Sediments* 9: 168-79.
- Lanckriet T, Puleo JA, Waite N (2013) A conductivity concentration profiler for sheet flow sediment transport. *IEEE J Ocean Eng* 38:55–70. doi: 10.1109/JOE.2012.2222791
- LKN.SH (2015) *Fachplan Küstenschutz Sylt*. Husum
- Mandal, S.; Prabakaran, N. (2006): Ocean wave forecasting using recurrent neural networks. In: *Ocean Engineering* 33 (10), S. 1401–1410. DOI: 10.1016/j.oceaneng.2005.08.007.

- Mitchener H, Torfs H (1996) Erosion of mud/sand mixtures. *Coast Eng* 29:1–25. doi: 10.1016/S0378-3839(96)00002-6
- Nielsen P (1992) Coastal Bottom Boundary Layers and Sediment Transport. WORLD SCIENTIFIC
- O’Donoghue T, Doucette JS, van der Werf JJ, Ribberink JS (2006) The dimensions of sand ripples in full-scale oscillatory flows. *Coast Eng* 53:997–1012. doi: 10.1016/j.coastaleng.2006.06.008
- Ojeda E, Ruessink B, Guillen J (2008) Morphodynamic response of a two-barred beach to a shoreface nourishment. *Coast Eng* 55:1185–1196. doi: 10.1016/j.coastaleng.2008.05.006
- Ribberink JS, Dohmen-Janssen M, Hanes DM, et al (2000) Near-Bed Sand Transport Mechanisms under Waves - A Large-Scale Flume Experiment (Sistex99). In: Proceedings of the 27th International Conference on Coastal Engineering 2000. Sydney, pp 3263–3276
- Roelvink, D.; Reniers, A. (2012): A Guide to Modeling Coastal Morphology: World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd.
- Ruessink B, Wijnberg K, Holman R, et al (2003) Intersite comparison of interannual nearshore bar behavior. *J Geophys Res* 108:. doi: 10.1029/2002JC001505
- Schretlen JLM (2012) Sand transport under full - scale progressive surface waves. Universiteit Twente
- Scott, Nicholas V.; Hsu, Tian-Jian; Cox, Daniel (2009): Steep wave, turbulence, and sediment concentration statistics beneath a breaking wave field and their implications for sediment transport. In: *Continental Shelf Research* 29 (20), S. 2303–2317. DOI: 10.1016/j.csr.2009.09.008.
- Soulsby RL (1997) Dynamics of marine sands: a manual for practical applications. HR Wallingford, Thomas Telford Publishing, London
- Staudt F, Mullarney JC, Pilditch CA, Huhn K (2017) The role of grain-size ratio in the mobility of mixed granular beds. *Geomorphology* 278:314–328. doi: 10.1016/j.geomorph.2016.11.015
- Staudt F, Mullarney JC, Pilditch CA, Huhn K (2019) Effects of grain-size distribution and shape on sediment bed stability, near-bed flow and bed microstructure. *Earth Surf Process Landforms* 44:1100–1116. doi: 10.1002/esp.4559
- Strecker R, Seiler TB, Hollert H, Braunbeck T (2011) Oxygen requirements of zebrafish (*Danio rerio*) embryos in embryo toxicity tests with environmental samples. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology* 153: 318-27.
- Tayel, Mohamed; Oumeraci, Hocine (2015): A Hybrid Approach Using Hydrodynamic Modeling and Artificial Neural Networks for Extreme Storm Surge Prediction. In: *Coastal Engineering Journal* 57 (1), 1540004-1-1540004-36. DOI: 10.1142/S0578563415400045.

- Teisson C, Ockenden M, Le Hir P, et al (1993) Cohesive sediment transport processes. *Coast Eng* 21:129–162
- Thorne PD, Davies AG, Williams JJ (2003) Measurements of near-bed intra-wave sediment entrainment above vortex ripples. *Geophys Res Lett* 30:n/a-n/a. doi: 10.1029/2003GL018427
- Thorne PD, Williams JJ, Davies AG (2002) Suspended sediments under waves measured in a large-scale flume facility. *J Geophys Res* 107:3178. doi: 10.1029/2001JC000988
- Torfs H, Jiang J, Mehta AJ (2001) Assessment of the erodibility of fine/coarse sediment mixtures. In: McAnally WH, Mehta AJ (eds) *Coastal and Estuarine Fine Sediment Processes*. Vol. 3. *Proceedings in Marine Science*. Elsevier, pp 109–123
- van der A DA, Ribberink JS, van der Werf JJ, et al (2013) Practical sand transport formula for non-breaking waves and currents. *Coast Eng* 76:26–42. doi: 10.1016/j.coastaleng.2013.01.007
- van der A, D. A.; van der Zanden, Joep; O'Donoghue, Tom; Hurther, David; Cáceres, Iván; McLelland, Stuart J.; Ribberink, Jan S. (2017): Large-scale laboratory study of breaking wave hydrodynamics over a fixed bar. In: *Journal of Geophysical Research: Oceans* 122 (4), S. 3287–3310. DOI: 10.1002/2016JC012072.
- van der Werf, J.; Neessen, K.; Ribberink, J. S.; Kranenburg, W. (2013): Wave breaking effects on mean surf zone hydrodynamics. In: *Coastal Dynamics*, S. 1763–1774.
- Van Der Werf JJ, Staudt F, Posanski D, et al (2019) Understanding and modelling wave-driven mixed sand transport. In: *Coastal Sediments 2019*. WORLD SCIENTIFIC, Tampa/St. Pete, pp 788–801
- van der Zanden J, Alsina JM, Cáceres I, et al (2015) Bed level motions and sheet flow processes in the swash zone: Observations with a new conductivity-based concentration measuring technique (CCM+). *Coast Eng* 105:47–65. doi: 10.1016/j.coastaleng.2015.08.009
- van der Zanden J, van der A DA, Hurther D, et al (2016) Near-bed hydrodynamics and turbulence below a large-scale plunging breaking wave over a mobile barred bed profile. *J Geophys Res Ocean* 121:6482–6506. doi: 10.1002/2016JC011909. Received
- Van Rijn LC (2007) Unified View of Sediment Transport by Currents and Waves III: Graded Beds. *J Hydraul Eng* 133:761–775
- Verhagen HJ (1992) Method for Artificial Beach Nourishment. In: *Coastal Engineering 1992*. pp 1–12
- Wilmink RJA, Lodder QJ, Sørensen P (2017) Assessment of the Design and Behaviour of Nourishments in the North Sea Region. Towards an NSR Guideline for Nourishments. In: *Coastal Dynamics 2017*. pp 801–809

- Wright L, Short (1984) Morphodynamic variability of surf zones and beaches. *Mar Geol* 56:93–118
- Zeiler M, Figge K, Griewatsch K, et al (2004) Regenerierung von Materialentnahmestellen in Nord- und Ostsee. *Die Küste* 68:67–98
- Zheng, Peng; Li, Ming; van der A, Dominic A.; van der Zanden, Joep; Wolf, Judith; Chen, Xueen; Wang, Caixia (2017): A 3D unstructured grid nearshore hydrodynamic model based on the vortex force formalism. In: *Ocean Modelling* 116, S. 48–69. DOI: 10.1016/j.ocemod.2017.06.003.
- Zijlema, M.; Stelling, G.; Smit, P. (2011): SWASH: An operational public domain code for simulating wave fields and rapidly varied flows in coastal waters. In: *Coastal Engineering* 58 (10), S. 992–1012. DOI: 10.1016/J.COASTALENG.2011.05.015.
- Zorndt A, Wurpts A, Schlurmann T, et al (2010) Dune migration and sand transport rates in tidal estuaries: the example of the river Elbe. In: *Proceedings of the 32nd international conference on coastal engineering*
- Zorndt AC, Schlurmann T (2014) Investigating impacts of Climate Change on the Weser estuary. *Küste* 541–550. doi: 10.1007/s12237-
- Zorndt AC, Wurpts A, Schlurmann T (2011) The influence of hydrodynamic boundary conditions on characteristics, migration, and associated sand transport of sand dunes in a tidal environment: A long-term study of the Elbe Estuary. *Ocean Dyn* 61:1629–1644. doi: 10.1007/s10236-011-0452-1

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.1:	Aufteilung der STENCIL Arbeitspakete in Teilprojekte	8
Tabelle 2.1:	Internationaler Vergleich von geographischen, gesetzlichen, strategischen und technischen Aspekten von Sandersatzmaßnahmen (nach Staudt et al., in review)	17
Tabelle 2.2:	Vergleich der Maßnahmen zur Umweltüberwachung (nach Staudt et al., in review).....	19
Tabelle 2.3:	Teilnahme an Workshops und Seminaren (ohne Präsentation von Projektergebnissen)	21
Tabelle 2.4:	Teilnahme und Präsentation von Projektergebnissen	22
Tabelle 2.5:	Interne Projekttreffen:.....	23
Tabelle 2.6:	Versuchsprogramm der STENCIL-B Modellversuche (Prototyp-Maßstab).....	32
Tabelle 2.7:	Strategien der Aufspülungen an beiden untersuchte Orten zwischen 1965 und 2017 (angepasst, aus Gijnsman et al., 2018).....	35
Tabelle 2.8:	Anzahl der berechneten Aufspülungslebensdauern für Sylt und den Küstenabschnitt Westerland in Kombination mit den angepassten Werten des linearen Systems (Gijnsman et al., 2019b).....	40
Tabelle 2.9:	Überblick über die insgesamt 52 OFT-Versuche mit Sandmischungen, die in der Datenbank erfasst sind	43
Tabelle 2.10:	Granulometrie und kritische Sohlschubspannung der getesteten Sandmischungen	44
Tabelle 2.11:	Übersicht über Versuchsbedingungen, Rippeldimensionen, Sheet Flow Layer Thickness δ_s , gemessene und mit dem optimierten Modell berechnete Transportraten (s. WP 4.4).....	46
Tabelle 2.12:	Statistische Analyse der Modellergebnisse mit verschiedenen Eingangsgeschwindigkeiten (U_{input}) und Kalibrierfaktoren (α_r , m , n): Faktor 2, 5 und 10, Bestimmtheitsmaß R^2 , Brier Skill Score BSS, Root-Mean-Square Error	51
Tabelle 2.13:	Chemisch-physikalische Sedimentanalysen.....	62
Tabelle 2.14:	Ton-, Schluff- und Sandanteil der untersuchten Sedimente und in EROSIMESS-Versuchen ermittelte kritische Sohlschubspannungen	62
Tabelle 2.15:	Schluff- und Sandanteil der untersuchten Sedimente und Gehalte an Total Organic Carbon (TOC) und Schwefel	65
Tabelle 2.16:	Übersicht über das embryotoxische Schädigungspotenzial im Fischeitest mit <i>Danio rerio</i> , durchgeführt als Sedimentkontakttest.....	66
Tabelle 2.17:	Letale Konzentration der Sedimentextrakte, bei der 50% der eingesetzten Fischeier tot vorlagen (LC_{50}) in mg Sedimentäquivalent (SEQ) pro 1 ml Testmedium (Verdünnungswasser, DMSO)	68

Tabelle 2.18:	Qualitative und semi-quantitative Auswertung der Makrozoobenthosgemeinschaft der untersuchten Sedimente. (+) 1-5, (++) 5-10, (+++) 10-20.	69
Tabelle 2.19:	Gehalte an Total Organic Carbon (TOC) und Schwefel der untersuchten Sedimente	72
Tabelle 2.20:	Summenkonzentration der chemischen Analyse von 7 Indikator-PCBs und 15 PAHs, angeben in ng/g Trockengewicht Sediment.....	73
Tabelle 3.1:	Verwendete Mittel für das Projekt	74

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1:	Organisationsstruktur von STENCIL mit den Arbeitspaketen (WP1 – WP6).....	7
Abbildung 2.1:	Messpunkte vor der Küste Sylts.....	27
Abbildung 2.2:	Aufbau und Instrumentierung der Modellversuche von van der A et al. (2017) (RWG: Wellenpegel, PT: Druckmessdosen).....	28
Abbildung 2.3:	Verlauf der gemessenen (blau, Datenquelle: van der A et al., 2017) und berechneten (in orange das Delft3D Modell und in Gelb das XBeach Modell) Wellenhöhen entlang der Kanalachse.....	29
Abbildung 2.4:	Regression der Modellergebnisse für die Delft3D-Berechnung sowie das KNN zur Berechnung des Seegangs an der Boje Bunkerhill für den Testzeitraum 28.01. – 02.02.2013.	30
Abbildung 2.5:	Versuchsaufbau zur hydrodynamischen Modellierung unterschiedlicher Aufspülstrategien.....	32
Abbildung 2.6:	Gemessene normierte Geschwindigkeitsprofile aller Aufspülstrategien für Seegang 1.1 im Vergleich, gemessen bei Q1 (auf Riff).....	33
Abbildung 2.7:	Typische Datensatzeigenschaften eines Küstenprofils entlang von Ameland (links) und Sylt (rechts) (Gijsman et al., 2018)	35
Abbildung 2.8:	Langfristiges morphologisches Verhalten an zwei Transekten auf Ameland (links) und Sylt (rechts) (Gijsman et al., 2018)	36
Abbildung 2.9:	Zeitliche Gewichtungen (Gijsman et al., 2018).....	39
Abbildung 2.10:	Raumzeitliche Variabilität von Messungen und Aufspülungen entlang von Sylt (Gijsman et al., 2019b)	40
Abbildung 2.11:	Skizze (Längsschnitt) des Versuchsaufbaus im GWK. Das etwa 30 m lange Testfeld befindet sich auf halber Strecke zwischen dem Wellenpaddel ($x = 0$) und der Strandböschung am Ende des Kanals.	44
Abbildung 2.12:	Equipment zur Messung des Sheet Flow Layers durch Konduktivität (gelb), der Strömungs- und Sedimentkonzentrationsprofile (blau) und der Schwebstoffkonzentration (rot) am Messrahmen bei $x = 111.26$ m. ...	44
Abbildung 2.13:	Die unterschiedliche Entwicklung der Sohle am Versuchsende (nach Intervall 05) für vier verschiedenen Sandmischungen und zwei verschiedenen Wellenbedingungen (mod. nach Van der Werf et al., 2019). Ausgangsprofile für alle Versuche war eine horizontale Sohle mit 0.9 m Höhe.	45
Abbildung 2.14:	Gemessene Transportrate q_s in Abhängigkeit vom Feinanteil (links) und von der Korngrößenverteilung (rechts).....	46
Abbildung 2.15:	Schematische Darstellung der sohlernen Strömungsgeschwindigkeit unter nichtlinearem Wellengang (van der A et al., 2013). T ist die Wellenperiode, T_c und T_t die Strömungsdauer unter dem Wellenberg bzw. Wellental, und T_{cu} und T_{tu} die Dauer der Strömungsbeschleunigung unter dem Wellenberg bzw. Wellental.....	48

Abbildung 2.16: Ablaufschema des SANTOSS-Matlab-Modells.....	49
Abbildung 2.17: Transportrate q_s in Abhängigkeit vom Feinanteil. Messergebnisse aus den GWK-Versuchen vs. Modellergebnisse mit verschiedenen Eingangsparametern: a) Original-Modell mit Messdaten als Input (s. auch Van der Werf et al., 2019), b) Strömungsgeschwindigkeit $U_{on,off}$ modifiziert (s. Text), c) U_{on} und Kalibrierfaktoren α_r und α_s (<i>Phase Lag</i>) modifiziert, d) $U_{on,off}$ und Kalibrierfaktoren α_r , α_s , m , n modifiziert.....	50
Abbildung 2.18: Modell- vs. Versuchsergebnisse für Rippelhöhe η bzw. Sheet Flow Layer Thickness δ_s (Modell kalibriert mit $\alpha_r = \alpha_s = 9$, $m = 11.5$ und $n = 1.35$).	52
Abbildung 2.19: Vergleich der STENCIL-Ergebnisse mit anderen Versuchen mit Oberflächenwellen (Dohmen-Janssen & Hanes, 2002; Schretlen, 2012)....	53
Abbildung 2.20: Das Untersuchungsgebiet „Wes-terland II und III“ westlich der Insel Sylt sowie die untersuchten Aufspülgebiete S1 und S2.	54
Abbildung 2.21: Bathymetrie des Untersuchungsgebietes aus A: September 2016; B: April 2017; C: Dezember 2017; D: März 2018; E: November 2018 und F: Januar 2019. Verändert und ergänzt nach Mielck et al. (2018).....	55
Abbildung 2.22: Sediment Budget. Veränderungen zwischen September 2016 und April 2017. Verändert nach Mielck et al. (2018).....	56
Abbildung 2.23: Morphologische Veränderungen am Strandabschnitt List-Strandhalle. Geländemodell des Küstenabschnittes vor der Sandersatzmaßnahme (A) nach der Sandersatzmaßnahme (B) und nach der ersten Wintersaison (C).....	58
Abbildung 2.24: EROSIMESS zur Bestimmung von kritischen Sohlschubspannungen und beispielhafter Verlauf der Trübung im Versuchszylinder	63
Abbildung 2.25: Aufbau und Messtechnik des Kreisgerinnes.....	64
Abbildung 2.26: Sauerstoffsättigung des Expositionsmedium [mg/l] für verschiedene Anteile des Kratersediments aus dem Sandentnahmegebiet „Westerland II“ und der Quarzsandkontrolle.....	67
Abbildung 2.27: Pressurized Liquid Extraction System (PLE) (Büchi Labortechnik GMBH).....	67
Abbildung 2.28: Bathymetrische Karte des Sandentnahmegebietes “Westerland II“ und Sedimentprobestellen. Nummern markieren die Sedimentprobestellen. Grüne Rhomben kennzeichnen die in dieser Studie untersuchten Sedimentproben (1, 21, 25, 28, 32, 34, 40, 44). Jahreszahlen markieren die Einstellung der Sandentnahmeaktivitäten.	70
Abbildung 2.29: EC_{50} -Werte ($\pm 95\%$ CI) der untersuchten Sedimente in mg/l; Signifikante Unterschiede sind durch Buchstaben markiert. WDA 1 50.00 mg/l; WDA 21 0.94 mg/l; WDA 25 50.00 mg/l; WDA 28 50 mg/l; WDA 32 12.50 mg/l; WDA 34 12.50 mg/l; WDA 40 50.00 mg/l; WDA 44 50.00 mg/l.....	71