

BIVA-WATT – Untersuchung der lokalen und räumlichen Rauheitswirkung von Austernriffen und Miesmuschelbänken

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

Abschlussbericht zum [Verbundprojekt](#)

Teil II: Eingehende Darstellung

Koordinator Technische Universität Braunschweig Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Beethovenstraße 51a, 38106 Braunschweig, Prof. Dr.-Ing. habil. N. Goseberg (n.goseberg@tu-braunschweig.de)
Kooperationspartner (03KIS127) Technische Universität Braunschweig Institut für Tragwerksentwurf, Pockelsstraße 4, 38106 Braunschweig, Prof. Dr.-Ing. H. Kloft und Dipl.-Ing. Jeldrik Mainka (h.kloft@tu-bs.de , jeldrik.mainka@tu-bs.de)
Kooperationspartner (03KIS128) Leibniz Universität Hannover Ludwig-Franzius-Institut für Wasserbau, Ästuar- und Küsteningenieurwesen, Nienburger Str. 4, 30167 Hannover Dr. Maike Paul und Prof. Dr.-Ing. habil. Torsten Schlurmann (paul@lufi.uni-hannover.de , schlurmann@lufi.uni-hannover.de)
Kooperationspartner (03KIS129) Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung Senckenberg am Meer, Südstrand 40, 26382 Wilhelmshaven, Dr. Achim Wehrmann (achim.wehrmann@senckenberg.de)
Kooperationspartner (03KIS130) smile consult GmbH, Schiffgraben 11, 30159 Hannover. Apl. Prof. Dr.-Ing. habil. Peter Milbradt (info@smileconsult.de)

Assoziierte Partner:

NLWKN, Forschungsstelle Küste, Herr Dr.-Ing. Andreas Wurpts
Bundesanstalt für Wasserbau, BAW, Herr Dr. rer.-nat. Frank Kösters

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 03KIS127 – 03KIS130 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei der Autorin/beim Autor.

Laufzeit: 01.09.2019 bis 31.12.2022 (40 Monate)

1 Einleitung

Die Pazifische Auster (*Magallana gigas*) hat im deutschen Wattenmeer von Westen her einwandernd den größten Teil der vormals existierenden Miesmuschelbänke invadiert. Es haben sich mit starken Flächenwachstumsraten Austernriffe gebildet, die anders als die ehemaligen Miesmuschelbänke extrem widerstandsfähig gegen mechanische Belastungen sind. *M. gigas* bildet riffartig-zusammenhängende und fleckig-bis-flächige Strukturen von mehreren Dezimetern Höhe (Schalenwachstum rund 5 cm/a), die sich im Mittel um bis zu 5% jährlich in der Fläche erweitern. Während an der niedersächsischen Küste 98% der Miesmuschelbank-Standort in Austernriffe umgewandelt wurden, stellen an der westfriesischen und nordfriesischen Küste Miesmuschelbänke (*Mytilus edulis*), sowohl hinsichtlich Fläche wie auch Biomasse, etwa die Hälfte des Gesamtbestandes an biostromalen Strukturen (Folmer et al. 2017). In Folge der Riffbildung ist von großflächigen hydrodynamischen Änderungssignalen im Wattenmeer auszugehen (Hydro- und Morphodynamik), die bislang in der Forschung weitestgehend ignoriert wurden. Dies wird sowohl auf die ökologische Komposition des Wattenmeeres, die Relevanz für die Schifffahrtsstraßen als auch auf die langfristige Höhenentwicklung bzw. vertikale Diversität vor dem Hintergrund des Klimawandels einen Einfluss haben. Die Thematik ist von großer gesellschaftlicher Relevanz und zeigt eine zeitnahe Notwendigkeit zur Erforschung.

Gegenstand des KFKI-Forschungsvorhabens sind daher experimentelle Untersuchungen zu den beiden „Ecosystem engineering species“ Pazifische Auster und Miesmuschel, die auf die hydraulischen Belastungen unter Wellen und Strömung getestet werden. Hierzu wurden riffbildenden Strukturen der invasiven Art *M. gigas* (Biomasse *M. gigas* >60%) und Muschelbänke der heimischen Miesmuschel (Biomasse *M. edulis* >60%) untersucht. Methodisch wurden die Forschungsfragen mithilfe von Feldstudien zur Ermittlung relevanter Ausbreitungsmuster und geometrischer Parameter, durch Laboruntersuchungen zu Wellen- und Strömungsauswirkungen infolge der invasiven Art sowie durch konzeptionelle Arbeiten zur zukünftigen numerischen Behandlung der Prozesse bearbeitet. Für die experimentellen Untersuchungen wurde zunächst eine Parametrisierung (digitales Modell) von rauen Riff- und Muschelbankflächen basierend auf natürlich vorkommenden Bewuchsflächen im niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Wattenmeer durchgeführt. Hierzu wurden ökologische Parameter, wie Längen-Häufigkeitsverteilungen, Abundanzen, Bedeckungsraten sowie Raumlage ausgewählter Austernriffe und Muschelbänke aufgenommen. Hieraus wurden geeignete Produktionsmethoden des digitalen Bauens für die Herstellung der Modelle als Flächenkacheln untersucht. Dies geschah mit innovativen Verfahren der additiven Fertigung und Methoden des digitalen Formenbaus mit Hilfe von technischen Wachsen. Auf dieser Basis wurden die Riffflächen in hydraulischen Modellen Wellen und Strömung ausgesetzt und die Rauheits- und Wellendämpfungswirkung quantifiziert. Neben diesen umfangreichen Labortests wurden zum einen numerische Modelle auf Speziesebene aufgebaut sowie Strategien zur Koppelung morpho-hydrnumerischer Modelle entwickelt.

Im Ergebnis wurden Küsteningenieuren sowie Behörden für numerische Modellierung Rauheits- und Wellendissipationsparameter für Variation des Wachstumszustands und räumlicher Ausbreitung von Austernriffen geliefert, die notwendig sind, um hydro- und morphodynamische Fragestellungen beantworten zu können. In Bereichen, in denen beide Strukturtypen auftreten, wurden diese durch entsprechende Parameter für Miesmuschelbänke ergänzt. Dies wird zukünftige Planungsprozesse verbessern und unterstützen. Die Ergebnisse werden es ermöglichen, die gesellschaftlich relevante Fragestellung nach der Auswirkung der Pazifischen Auster in dem ökologisch und touristisch wichtigen Lebensraum Wattenmeer besser beurteilen und Maßnahmen effektiv gestalten zu können.

Das KFKI-Forschungsvorhaben setzt sich zum Ziel die Auswirkungen der eingewanderten Pazifischen Auster und natürlich vorkommender Miesmuscheln im Ökosystem Wattenmeer aus biologischer sowie küsteningenieurlicher Sicht zu beleuchten, besser zu verstehen und zu quantifizieren. Im Speziellen ergeben sich daher die folgenden Teilzielstellungen:

- 1) Zielstellung 1 (OBJ1): Parametrisieren von natürlichen Muschelrauheiten, Übertragung und Weiterentwicklung von digitalen Modellbaumethoden, wie dem 3D-Druck und dem CNC-basierten Formenbau
- 2) Zielstellung 2 (OBJ2): Ermitteln der Rauheitslänge z_0 sowie der wellenbedingten Rauheit f_W für biogene Strukturen aus Pazifischer Auster und heimischer Miesmuschel, sowie zu unterschiedlichen internen Strukturtypen (Streusiedlung, Beete, zentraler Riff-/Bankbereich, Biodepositfelder, biofilm-stabilisierte Randbereiche)
- 3) Zielstellung 3 (OBJ3): Individuenspezifische Simulation der Strömungswirkung im Nahfeld der Muschelrauheit unter Strömungs- und Welleneinwirkung
- 4) Zielstellung 4 (OBJ4): Konzeptionieren und Implementieren von Koppelungsstrategien zwischen morpho-hydrodynamischen Modellen und beschreibenden ökologischen Modellen

Die hierdurch zu erzielenden Ergebnisse setzen Planer und Behörden in die Lage, die Auswirkungen der beiden Arten auf den Naturraum besser beurteilen zu können. Ingenieure, Raumplaner und Behörden können die Ergebnisse in Form von Handlungswissen zukünftig verwenden.

Im Folgenden sind die Arbeiten und Ergebnisse der Teilprojekte dargelegt.

2 Darstellung der Arbeiten je Projektpartner

2.1 BIVA-WATT A: Quantifizierung der Auswirkungen von Populationsstrukturen der Pazifischen Auster (*Magallana gigas*) und heimischen Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) auf Wellen

Technische Universität Braunschweig (03KIS127)

Bearbeiter: Jan Hitzegrad, Christian Windt, Mario Welzel, Nils Goseberg

2.1.1 Einleitung

Gegenstand des Teilprojekts BIVA-WATT A sind experimentelle Untersuchungen zu den beiden „Ecosystem engineering species“ (Pazifische Auster, Miesmuschel), die auf die hydraulischen Belastungen unter Wellen getestet werden. Hierzu wurden Riffstrukturen der invasiven pazifischen Auster *Magallana gigas* und Muschelbänke der heimischen gemeinen Miesmuschel *Mytilus edulis* untersucht. Methodisch wurden die Forschungsfragen mithilfe von Feldstudien zur Ermittlung relevanter topographischer Rauheitsparameter und Ausbreitungsmuster, durch Laboruntersuchungen zu Wellen- und Strömungsauswirkungen infolge der invasiven Art sowie durch konzeptionelle Arbeiten zur zukünftigen numerischen Behandlung der Prozesse bearbeitet.

Folgende Teilziele wurden hierbei verfolgt:

- Erweiterung des Prozessverständnisses in Bezug auf die Auswirkung von Muschelstrukturen auf Hydrodynamik sowie Bewertung deren Relevanz für den Küstenschutz
- Ermittlung rauheitsbeschreibender Parameter von biotisch-bewachsenen Substratflächen in realitätsgetreuen Modellen unter Zuhilfenahme von präzisen digital gesteuerten Modellbaumethoden, wie das „Additive Manufacturing“ (Kunststoff und Beton) und den CNC-gefrästen Formenbau
- Verifizierung geeigneter neuartigen digital gesteuerter Modellbaumethoden zur Herstellung von Modellen im wasserbaulichen und küsteningenieurmäßigen Versuchswesen
- Detaillierte Untersuchungen zu Rauheitsbeiwerten der ökosystemgestaltenden Arten („ecosystem engineering species“) mit Schwerpunkt auf der Pazifische Auster sowie der Ergänzung durch Miesmuschel-besiedelten Flächen zur späteren prognosefesten Simulation von Hydro-Morphodynamik in Ästuar- und Küstenmodellen
- Erarbeitung von konzeptionellen Modellen zur Beschreibung dynamischer raumzeitlicher Rauheiten, sowie die Ausarbeitung von Ansätzen zur Koppelung von KI-Modellen mit biotischen Beschreibungen
- Erarbeitung methodischer Ansätze und deren Grenzen im Zusammenhang mit zukünftig erforderlichen interdisziplinären Fragestellungen von Geo-, Umwelt-, Natur- und Ingenieurwissenschaften
- Erkenntniszuwachs bei Fragen im Zusammenhang mit ökologischer Wiederherstellung von biogenen Strukturen und dem Nutzen des ökologischen Küstenschutzes

Der positive Einfluss Meeresboden-besiedelnder (epibenthischer) Muscheln auf die Stabilität von Sedimenten ist phänomenologisch einschlägig bekannt. Gleichwohl wurde die exakte Wirkweise der Rauheitseinflüsse solcher biogenen Strukturen (Austernriffe, Muschelbänke) auf einer Meso- und Makroskala bislang wenig beleuchtet.

2.1.2 Austernriff-Flächen im zentralen Wattenmeer: Intra-Riff-Klassifizierung und umfassende statistische Beschreibung (AP3: BIVA_FORM)

Als „Ecosystem engineer“, formt *M. gigas* Riffstrukturen, die sich durch hochkomplexe und variable Oberflächen auszeichnen. Hierbei sind mehrere Größenskalen für die hydraulische Rauheit von Relevanz: (1) Schalen der einzelnen Individuen ($O(10 - 20 \text{ cm})$), (2) der Intra-Riff-Verbund ($O(1 - 10 \text{ m})$) und (3) die übergeordnete Riffmorphologie ($O(100 \text{ m} - 1 \text{ km})$). Die Schalen der *M. gigas* ist stark variabel; so erreichen adulte Individuen Längen zwischen 10 – 30 cm und Breiten zwischen 5 – 10 cm. Die Schalen sind konzentrisch geformt und sind mit einem scharfkantigen Rand gekrönt, der aus sechs gekerbten Rippen besteht. Der Rand ist hierbei sehr dünn (~1mm), leicht brüchig und rasiermesserscharf. Die einzelnen Individuen sind untereinander durch zementartige Bindungen verbunden und bilden so den Intra-Riff-Verbund. Auch nach dem Absterben der Individuen bleibt der Verbund zwischen den Schalen bestehen und bilden somit das notwendige Hartsubstrat für das Ansiedeln der nächsten Austernlarven. Über einige Generationen entwickelt sich so die dauerhafte und extrem feste Riffstruktur. Das gesamte Riff besteht aus einer stark heterogenen Fläche mit unterschiedlichen Oberflächeneigenschaften. Die Riffoberfläche variiert von dicht besiedelten Bereichen, in denen die Individuen aufrecht stehen und dicht an dicht positioniert sind, über Bereiche mit geringeren Abundanzen und Bedeckungsgraden, auf den die Individuen irregulär orientiert sind und sich teilweise Clustern bündeln, bis hin zu freien Flächen.

Im Rahmen des Projektes wurde eine neue Klassifizierung in sieben strukturelle Klassen (Zentral Riff, Übergangszone, Cluster I, Cluster II, Patch I, Patch II und Girlande) entwickelt, die sich durch äußerliche Merkmale unterscheiden (siehe Tabelle 1). Das übergeordnete Ziel der Arbeit war es, die topografische Rauheit von Austernriff und Muschelbankoberflächen zu bestimmen und statistisch zu überprüfen (Hitzegrad et al. 2022). Dazu wurden folgende spezifische Ziele verfolgt:

1. Entwicklung einer Methodologie um die kleinskaligen Austernriff- und Muschelbankoberflächen zu erfassen und zu statistisch analysieren,
2. topographische Rauheitsparameter zu bestimmen, die einen Einfluss auf die Bodenreibung ausüben, und
3. die hypothesierten Strukturklassen zu verifizieren.

Tabelle 1: Beschreibende Parameter der Austernriff Klassen.

Struktur-klasse	Form	Abundanz/Bedeckungs-grad	Laterale Schalen-ausrichtung	Sediment Zwischenräume	Sedimente
Zentrales Riff	Homogene Bedeckung	Hohe Abundanz	Vertikal	Kleine Zwischenräume (10 cm), schlickig	Isolierte Flächen mit Biodepositen (1 – 3 m)
Übergangszone	Homogene Bedeckung	Mittlere Abundanz	± Vertikal, Horizontal an den Rändern	Mittlere Zwischenräume (10 – 20 cm), überwiegend schlickig	Unregelmäßige Flächen mit Biodepositen (1 – 3 m)
Cluster I	Homogene Bedeckung, dichte Anordnung einzelner Cluster	Cluster mit hoher Abundanz (Durchmesser 0,2 – 1,0 m)	Vertikal und Horizontal	-	Überwiegend sandig
Cluster II	Homogene Bedeckung, lose Anordnung einzelner Cluster	Cluster mit mittlerer Abundanz (Durchmesser 0,2 – 0,3 m)	Unregelmäßig	-	Überwiegend sandig

Patch I	Isolierte, dicht besiedelte Flächen (1-3 m)	Hohe bis mittlere Abundanz in Patchen	± Vertikal	Kleine Zwischenräume (10 cm), überwiegend schlickig	Isolierte Patche umgeben von Sand oder Schlick
Patch II	Isolierte, dicht besiedelte Flächen (2-10 m)	Hohe bis mittlere Abundanz in Patchen	± Vertikal, teilweise horizontal an den Rändern	Mittlere Zwischenräume (10 - 20 cm), überwiegend schlickig	Isolierte Patche umgeben von Sand oder Schlick
Girlande	Isolierte, dicht besiedelte Flächen mit länglicher Form (1m weit, mehrere m lang)	Mittlere bis niedrige Abundanz in Patchen	± Vertikal, teilweise horizontal an den Rändern	Kleine Zwischenräume (10 cm), sandig und schlickig	Isolierte Patche umgeben von Sand oder Schlick

Für jede strukturelle Klasse der Austernriffe, sowie zwei Muschelbank-Klassen, wurden in den Feldstudien im Herbst 2020 hochauflösende digitale Geländemodelle (DGMs) auf der Grundlage von Structure-from-Motion (SfM) Photogrammetrie erstellt (Abbildung 1) und mit Hilfe räumlicher Statistiken analysiert. Durch die Bestimmung von Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen (probability density functions (PDF)), vertikalen Porositätsverteilungen, Häufigkeiten, Orientierungen und Strukturfunktionen zweiter Ordnung (Second order structure functions (SSFs)) wurden die topographischen Parameter bestimmt, die die hydraulische Rauheit beeinflussen (Chung et al. 2021).

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass durch die Anwendung der strukturellen Klassifizierung und der Anwendung der zugehörigen topographischen Rauheitsparameter die heterogenen Oberflächen der Austernriffe in angemessener Weise beschrieben werden können. Die totalen Rauheitshöhen wurden zu $k_t = 103 \pm 15$ mm und die quadratisch mittlere Rauheitshöhen zu $k_{rms} = 23 \pm 5$ mm bestimmt. Diese Werte waren in allen Strukturklassen ähnlich, doch weist die Form der PDFs Unterschiede auf. Mit abnehmender Abundanz werden die Verteilungen positiver gekrümmt und durch mehr extreme Ausreißer gekennzeichnet. Dies spiegelt sich in den höheren statistischen Momenten wider, da die Schiefe zwischen $Sk = 0,4 - 2,1$ und die Wölbung (Kurtosis) zwischen $Ku = 2,2 - 11,5$ variieren. Die Analyse der Orientierungen und der SSFs bestätigt eine anisotrope Anordnung der Schalen in dorso-ventraler Richtung in allen Strukturklassen. Außerdem weisen die SSFs die Austernschalen als signifikante Rauheitselemente für die Strukturklassen Zentrales Riff, Übergangszone, Patch I, Patch II und Girlande aus. In den Strukturklassen *Cluster I* und *II* wurden die Cluster als signifikante Rauheitselemente identifiziert. Der bereitgestellte Satz topographischer Rauheitsparameter erweitert das Wissen über die Oberflächen von Austernriffen und gibt Einblicke in die Wechselwirkungen zwischen biogener Struktur und umgebender Hydrodynamik. Die neue Klassifizierung innerhalb eines Riffs ermöglicht eine genauere Bestimmung der Gesamtrauheit sowie der Populationsdynamik der lebensraumbildenden Auster.

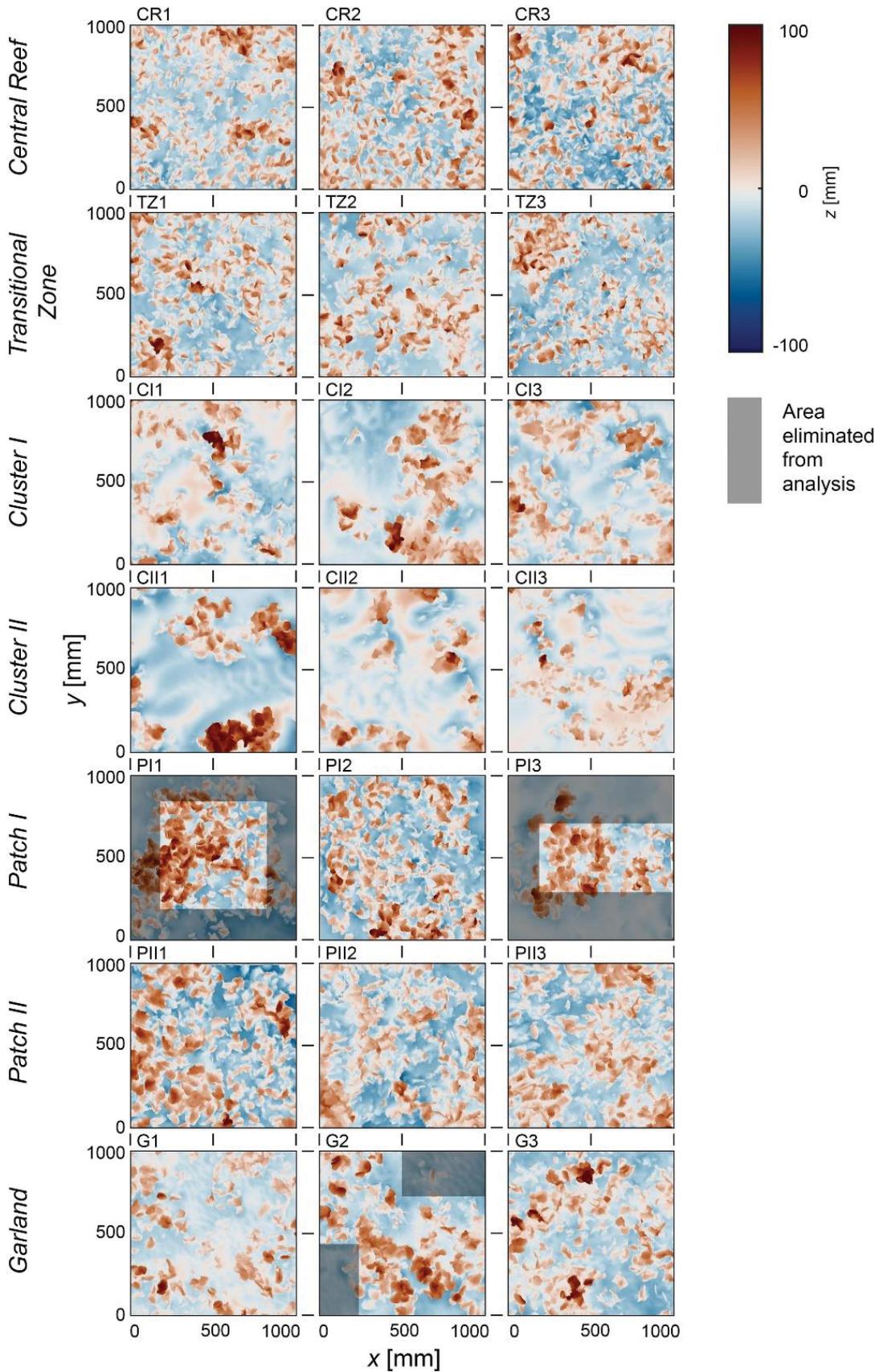


Abbildung 1: Visualisierungen der digitalen Geländemodelle (DGMs) der 21 Proben in der Draufsicht, sortiert nach vorgeschlagenen Strukturklassen. Die x-, y- und z-Achse sind in mm angegeben. Die Farbskala zeigt die Höhen des Oberflächenniveaus in z an, zentriert um den Mittelwert Null. Der Ursprungspunkt $(x, y) = (0 \text{ mm}, 0 \text{ mm})$ wurde als die südwestliche Ecke des Abschnitts definiert. Alle Proben sind mit Norden nach oben ausgerichtet. Die Flächen in den grauen Kästen zeigen die Bereiche, die für die Analyse eliminiert wurden, um eine homogene Verteilung von z im untersuchten Abschnitt zu gewährleisten (Hitzegrad et al. 2022).

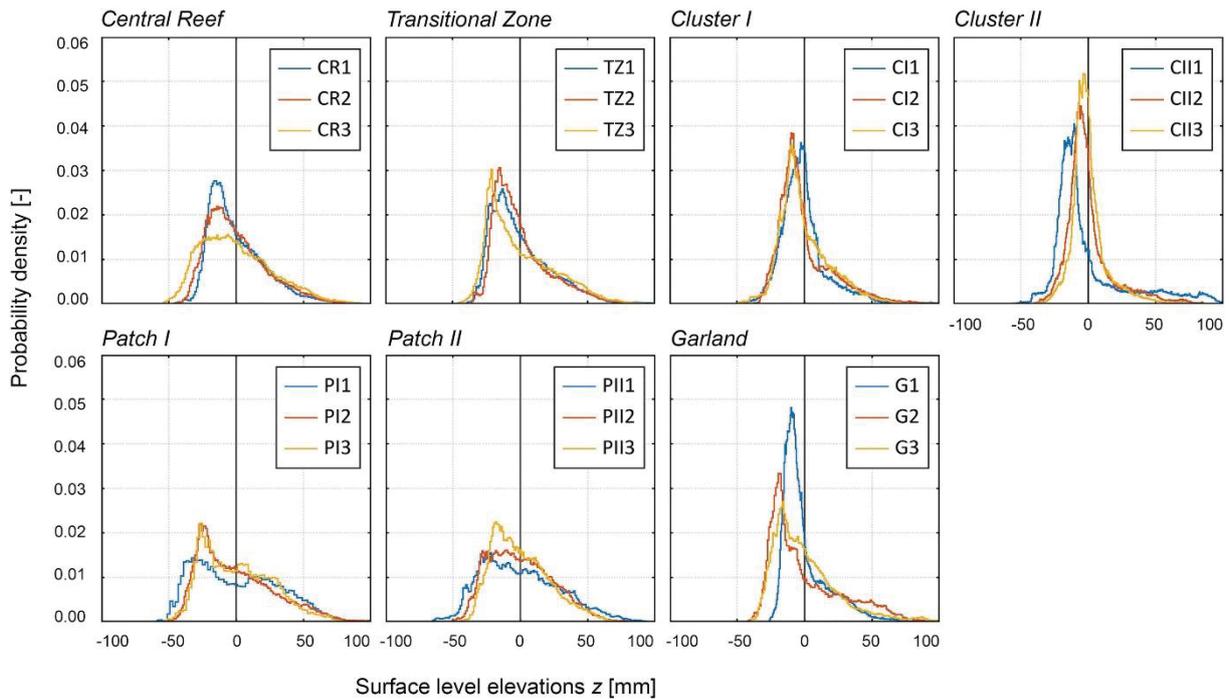


Abbildung 2: Histogramme auf der Grundlage der Höhenverteilung in z [mm], die die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen (PDFs) [-] aller nach Strukturklassen unterschiedenen Proben darstellen. Obere Reihe: homogene Strukturklassen; untere Reihe: isolierte Strukturklassen. Die PDFs sind um den Mittelwert Null zentriert. Die Farben bezeichnen die einzelnen Stichproben dargestellt, z. B. blau: CR1, orange: CR2, gelb: CR3, usw., wobei CR: Zentrales Riff, TZ: Übergangszone, CI: Cluster I, CII: Cluster II, PI: Patch I, PII: Patch II und G: Girlande (Hitzegrad et al. 2022).

Tabelle 2: Durchschnittliche statistische Parameter für jede vorgeschlagene Strukturklasse, wobei k_t die gesamte Rauigkeitshöhe, k_{rms} der quadratische Mittelwert der Rauigkeitshöhe, Sk die Schiefe, Ku die Kurtosis, ϕ_{Bulk} die Bulk-Porosität, A die Abundanz und w_{mittel} die mittlere Breite der Austernschalen ist.

Strukturklasse	Höhe [mNN]	k_t [mm]	k_{rms} [mm]	Sk [-]	Ku [-]	ϕ_{Bulk} [-]	A [inds./m ²]	w_{mittel} [mm]	Rauheits-element
Zentrales Riff	-0.09 ± 0.03	104 ± 11	23 ± 3	0.9 ± 0.2	3.5 ± 0.5	0.66 ± 0.02	393 ± 50	39 ± 3	Schalen
Übergangszone	-0.20 ± 0.09	99 ± 5	23 ± 2	1.0 ± 0.2	3.7 ± 0.6	0.68 ± 0.03	466 ± 56	34 ± 1	Schalen
Cluster I	-1.07 ± 0.08	101 ± 8	20 ± 1	1.5 ± 0.6	7.0 ± 3.9	0.71 ± 0.05	256 ± 19	35 ± 1	Cluster
Cluster II	-1.05 ± 0.10	100 ± 28	20 ± 8	1.7 ± 0.1	7.0 ± 2.3	0.70 ± 0.04	137 ± 6	36 ± 2	Cluster
Patch I	-0.46 ± 0.22	114 ± 5	28 ± 3	0.5 ± 0.2	2.6 ± 0.5	0.64 ± 0.04	408 ± 133	38 ± 6	Schalen
Patch II	-0.22 ± 0.14	105 ± 18	25 ± 4	0.5 ± 0.1	2.8 ± 0.2	0.62 ± 0.05	279 ± 128	41 ± 9	Schalen
Girlande	-0.28 ± 0.13	103 ± 19	23 ± 5	1.4 ± 0.3	4.9 ± 1.5	0.74 ± 0.05	285 ± 89	38 ± 1	Schalen
Muschelbank	-0.68 ± 0.11	72 ± 14	17 ± 4	0,7 ± 0,4	3,2 ± 0,64	0,64 ± 0,06	2297 ± 1044	-	-

Veröffentlichung:

Hitzegrad, J.; Brohmann, L.; Pfenning, K.; Hoffmann, Tom K.; Eilrich, Anne K.; Paul, M. Pfenning, K.; Hoffmann, T. K.; Eilrich, A. K.; Paul, M.; Welzel, M.; Schlurmann, T.; Aberle, J.; Wehrmann, A.; Goseberg, N. (2022): Oyster reef surfaces in the central Wadden Sea: Intra-reef classification and

comprehensive statistical description. In *Front. Mar. Sci.* 9, Article 808018. DOI: 10.3389/fmars.2022.808018.

2.1.3 Oberflächen intertidaler ozeanischer Lebensräume: Nutzung fortschrittlicher digitaler Designstrategien für die Nachbildung von Austernriff- und Muschelbett-Ersatzmodelle (AP3: BIVA_FORM)

Auf Basis der analysierten DGMs der Austernriff- und Muschelbettoberflächen aus den Felduntersuchungen (vergleiche Kapitel 2.1.2) und deren abgeleiteten topographischen Rauheitsparametern (Hitzegrad et al. 2022) wurden im nächsten Schritt geeignete Fertigungsmethoden des „Rapid-Prototyping“ bzw. digitales Bauen für die Herstellung der Modelle als Flächenkacheln untersucht und hinsichtlich ihrer Eignung erforscht.

Herkömmliche Verfahren zur Herstellung von Versuchskörpern im hydraulischen Versuchswesen sind durch zeitaufwändige Handarbeit, mehrere Produktionsschritte und die Verwendung von groben Baumaterialien wie Metallprofilen, Kunststoffen und Holz gekennzeichnet, was oft zu Annäherungsgraden führt, die weit von den in-situ-Verhältnissen entfernt sind (Aberle et al. 2021; Briggs 2013). Fortschrittliche digitale Fertigungsmethoden des „Rapid-Prototyping“ bergen ein großes Potenzial zur Rationalisierung und Optimierung des gesamten Arbeitsablaufs mit gleichzeitiger Kosteneffizienz und genauerer Abbildung der Versuchsmodelle, da durch den Einsatz von digitalen Fertigungsverfahren wie CNC-Fräsen und 3D-Druck hochaufgelöste physikalische 3D-Modelle entwickelt werden können (Henry et al. 2018). Darüber hinaus liefern 3D-Modellierungs-Entwurfswerkzeuge, wie die visuelle Skriptsprache Grasshopper in der Software Rhinoceros 3D, die Möglichkeit, Flächenmodelle basierend auf komplexen topologischen Beziehungen und Variablen zu generieren. Somit können parametrisierte Versuchsmodelle basierend auf komplexen Datensätzen einfach erstellt werden (Bérigny et al. 2017; Sladescu et al. 2017). Im wasserbaulichen Versuchswesen nimmt die Verwendung von digitalen Fertigungsmethoden in letzter Zeit stark zu. So wurden komplexe Geometrien mittels Fused-Deposition-Modeling (FDM; 3D-Druckverfahren mit dem Werkstoff Polylactide) hergestellt (Oertel and Shen 2022; Flack et al. 2020; Bertin et al. 2014). FDM ermöglicht einen sehr hohen Grad an Detailgenauigkeit abhängig von der Schichtdicke des Drucks (<1 mm) und ist für den Einsatz in Wasser geeignet (Oertel and Shen 2022; Pfrommer et al. 2015). Allerdings sind die Einsatzmöglichkeiten durch die räumlichen Dimensionen des Druckraums beziehungsweise die Dauer der Fertigung sowie der Kosten des Werkstoffs auf eine Größenordnung $O(10 \text{ cm}^3 - 1 \text{ m}^3)$ limitiert. Zur Generierung von großskaligen Modellen wurde das 3D-CNC-Fräsen-Verfahren eingesetzt, zum Beispiel um Tunnelgeometrien (Henry et al. 2018; Aberle et al. 2021) und topographische Flussbettoberflächen (Stewart et al. 2019; Pedersen and Rüter 2016) basierend auf DGMs abzubilden. Allerdings ist der Grad der Komplexität der erzeugbaren Oberflächen durch den Durchmesser des Fräskopfes sowie die Anzahl der Achsen stärker limitiert als beim FDM Verfahren. So können Hohlräume und Hinterschneidungen nur begrenzt abgebildet werden (Pfrommer et al. 2015).

Um den Einfluss von Austernriff- und Muschelbänken auf lokale hydrodynamische Prozesse in den Versuchsanlagen am LWI und LuFI in 2D- und 3D-Anordnungen adäquat untersuchen zu können, wurde bei einem Maßstab von 1:3 eine Modellgröße von 8 m² benötigt. Ziele der Arbeit war es daher:

1. Auswahl einer geeigneten digitalen Methode zur Fabrikation der Ersatzmodelle,
2. Entwicklung von Ersatzmodellen mit einem hohen Grad an geometrischer Komplexität ähnlich der von realen Austernriff- und Muschelbankoberflächen, und
3. Produktion der Ersatzmodelle mit einer Gesamtfläche von 8 m² je Strukturtyp.

Des Weiteren sollte die Komplexität der natürlichen Oberflächen parametrisiert abgebildet werden um möglichst realistische hydraulische Rauheiten zu erzeugen. Dazu wurden zunächst topographische Parameter bestimmt, die für die hydraulische Rauheitswirkung relevant sind (Chung et al. 2021). Auf

der Skala der individuellen Austernschalen sollte u. A. die Form der Schalen, sowie deren Längen-Breiten-Verteilung und Orientierung berücksichtigt. Insbesondere von Interesse war die Abbildung der scharfen Ränder der Austernschalen, denen ein starker Einfluss auf die Hydrodynamik im Nahfeld der Auster zugeschrieben wird. Auf der Riffverband-Skala wurden Abundanz, Bedeckungsgrad sowie Clusterbildung berücksichtigt (siehe Abschnitt 2.3).

Aufgrund der Modellgröße und der Komplexität der Oberfläche mussten beide bekannten Methoden aus dem wasserbaulichen Versuchswesen, FDM 3D-Druck-Verfahren und 3D-CNC-FräS-Verfahren, ausgeschlossen werden. Das FDM 3D-Druck-Verfahren konnte nicht angewandt werden, obwohl Testdrucke die gewünschte Komplexität abbilden konnten, da Druckzeiten und Kosten für den Werkstoff nicht tragbar waren. Das 3D-CNC-FräS-Verfahren musste ebenfalls ausgeschlossen werden, da die geforderte Komplexität der Oberflächenstruktur nicht realisierbar ist. Als weiteres Verfahren wurde der Einsatz von Wachsschalungen aus recycelten Industriewachsen getestet (Mainka et al. 2016). Allerdings konnten hier ebenfalls die scharfen Kanten nicht abgebildet werden, da die Kanten im Ausschalungsprozess abbrachen. Als bestgeeignetste Methode erwies sich das Partikelbett-3D-Druck durch selektive Zementaktivierung (Lowke et al. 2018; Talke et al. 2023). Bei diesem Verfahren wird das Bauteil schichtweise mit zwei Schritten pro Schicht aufgebaut: (1) Aufrakeln und Verdichten des Pulverbetts aus Aggregat (Sand) und Binder (Zement); (2) Selektives Aufsprühen des Aktivators (Wasser) um den Zement lokal auszuhärten. So können komplexe Oberflächen in relativ kurzer Druckzeit mit kostengünstigen Materialien erstellt werden. Nach der Auswahl der Fertigungsmethode wurden die parametrisierten Modelle für Austernriff und Muschelbett in einem iterativen Prozess entwickelt. Aufgrund der Limitierung des Druckraums wurden das Gesamtmodell aus separaten Kacheln in einer Größenordnung von $0,50 \times 0,25$ cm (je $0,125$ m²) hergestellt. Das Partikelbett besteht aus Sand mit einer maximalen Korngröße von $581,5$ μ m und Zement mit einer maximalen Korngröße von $29,8$ μ m. Diese beiden Komponenten werden in einem Volumenverhältnis von 60/40 (Sand/Zement) gemischt. Zusätzlich wird dem Pulverbett 1 M.-% Methylcellulose zugesetzt, um die Formgenauigkeit der gedruckten Objekte zu erreichen, ähnlich zu Pierre et al. (2018). Insgesamt wurden je Strukturtyp 64 Kacheln ($0,25 \times 0,50$ m) produziert, sodass sich eine Fläche von 8 m² ergibt.

Für das **Ersatzmodell des Austernriffs** wurden der Typ Zentrales Riff (vergleiche Kapitel 2.1.2) als Grundlage gewählt. Die gemessenen Parameter wurden für den Prototyp vereinfacht. So wurde die eine Abundanz auf $A = 400$ Inds./m² und die Dimensionen der individuellen Elemente (Schalen) auf Höhe $h_{M.Gigas} = 80 \pm 20$ mm und Breite von $w_{M.Gigas} = 40 \pm 10$ mm festgelegt. Die Form der einzelnen Elemente ist einer vereinfachten Austernschale nachempfunden und in mehreren Testdrucken optimal an den Fabrikationsprozess angepasst. Räumlich wurden die Elemente in einem Wabenmuster angeordnet. Die Elemente haben eine zufällige Drehung in der XY-Ebene und eine Y-Neigung von maximal 10 Grad. Ein Testdruck hat gezeigt, dass die Abstände zwischen den zufällig angeordneten Individuen groß genug sein müssen, sodass es nicht zu Materialverklumpungen in den Lücken führte. Randindividuen werden abgeschnitten und weisen auf der gegenüberliegenden Seite die gleichen individuellen Parameter auf, sodass ein durchgehendes Muster entsteht, wenn die gedruckten Kacheln nebeneinanderpositioniert werden.

Für das **Ersatzmodell der Muschelbank** wurde eine gebänderte Verteilung mit einem Bedeckungsgrad von 50% als Grundlage gewählt (wie auf der Muschelbank Nordstrand gefunden, siehe Abschnitt 2.3). In dieser Zusammensetzung verbinden sich die Miesmuschelindividuen durch Byssus-Fäden zu komplexen gebänderten Strukturen, die in der Höhe die Größenskala der einzelnen Individuen übersteigt. In Prototyp-Skala wurden die Abundanz in den bedeckten Teilen auf 2300 Inds./m² und die Höhe auf $h_{M.Edulis} = 35 \pm 10$ mm und Breite von $w_{M.Edulis} = 15 \pm 5$ mm festgelegt. Die flächige Verteilung wurde basierend auf der Annahme von Liu et al. (2014) und (2013), dass die räumliche Musterbildung von Muschelbänken der mathematisch bekannten Cahn-Hilliard-Gleichung für Phasentrennung in der Physik entspricht, entwickelt. Dazu wurde zunächst ein generisches Strukturbild basierend auf der Cahn-Hilliard-Gleichung mit einer Dichte (entspricht dem Bedeckungsgrad auf der Muschelbank) von 50% generiert. Anschließend wurde das Muster leicht variiert, sodass sich das Muster an den Kanten

wiederholt und die aneinander gereihten Modellkacheln eine kontinuierliche Fläche bilden. Die Fläche wurde nach dem Zufallsprinzip mit den Individuen bevölkert. Hierbei überlagern sich die einzelnen Elemente dreidimensional.

Im Anschluss wurde die Qualität der Modelkacheln überprüft indem von den Ersatzmodellkacheln mit SfM Photogrammetry digitale Geländemodelle (Abbildung 4; wie die Feldmessungen) erstellt und diese statistisch ausgewertet wurden.



Abbildung 3: Gedruckte Ersatzmodellkacheln (0,25 x 0,5 m) Links: Austernriffersatzmodell; rechts: Miesmuschelbankersatzmodell.

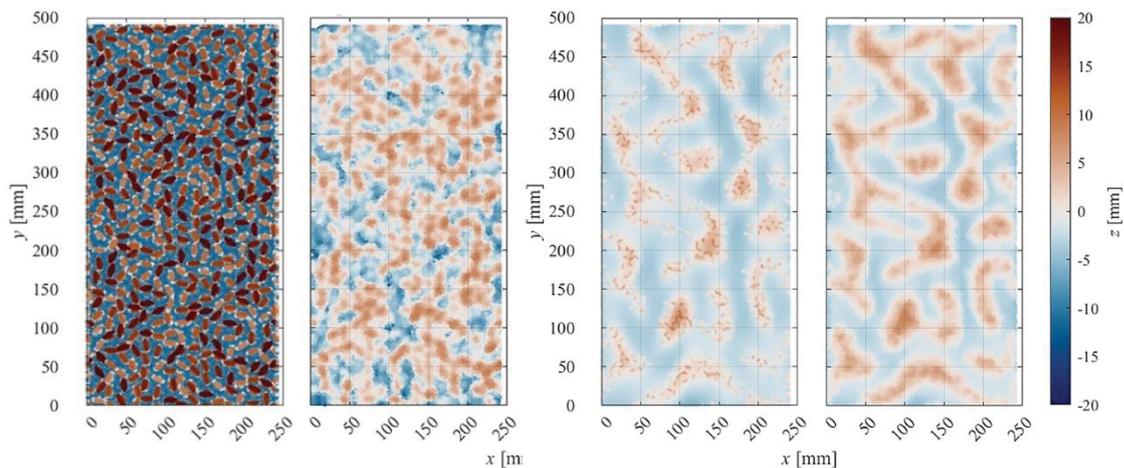


Abbildung 4: Visualisierungen der digitalen Geländemodelle (DGMs) von a) der digitalen Modellkachel des Austernriffersatzmodells, b) einer exemplarischen gedruckten Modellkachel des Austernriffersatzmodells, e) der digitalen Modellkachel des Muschelbankersatzmodells, f) einer exemplarischen gedruckten Modellkachel des Muschelbankersatzmodells. Die x-, y- und z-Achse sind in mm angegeben. Die Farbskala zeigt die Höhen des Oberflächenniveaus in z an, zentriert um den Mittelwert Null.

Die ähnlichen Verläufe der PDFs (Abbildung 5) zeigen, dass die produzierten Kacheln eine sehr gute Wiederholbarkeit der Oberflächeneigenschaften aufweisen. Die Gesamtrauheitshöhe der Austernriffersatzmodelle wurden zu $k_{t,oyster} = 17.0$ mm und quadratisch mittlere Rauheitshöhen zu $k_{rms,oyster} = 3.9$ mm bestimmt. Für die Muschelbankersatzmodelle wurden $k_{t,mussel} = 10.8$ mm und $k_{rms,oyster} = 2.5$ mm bestimmt. Für das Muschelbankersatzmodelle konnte eine gute Übereinstimmung

zwischen digitalem und gedruckten Modellen erreicht werden, wohingegen die gedruckten Modelle der Austernriffersatzmodelle stark von den digitalen Abweichen (vergleiche Abbildung 4 und Abbildung 5). So kam es zu Abweichungen an den Kanten die dünnen (spitze Kanten mit < 2 mm) und den tiefen Zwischenräumen zwischen digitalem und gedruckten Modellen. Die Abweichungen sind auf die Begrenzung der horizontalen Auflösung des Druckverfahrens zurückzuführen. Dies wurde in der Entwicklung der digitalen Modellkachel berücksichtigt, sodass die digitalen Modellkacheln überhöht dargestellt sind. Der Vergleich der Rauheitsparameter der Ersatzmodelle mit denen gemessenen aus Austernriff (*Zentralen Riff*) und Muschelbank (Tabelle 3) zeigt eine deutliche Unterschätzung besonders in Bezug auf k_t und k_{rms} für die Austern- und Muschel-Ersatzmodelle und einen Faktor von 2.

Probability Density Functions

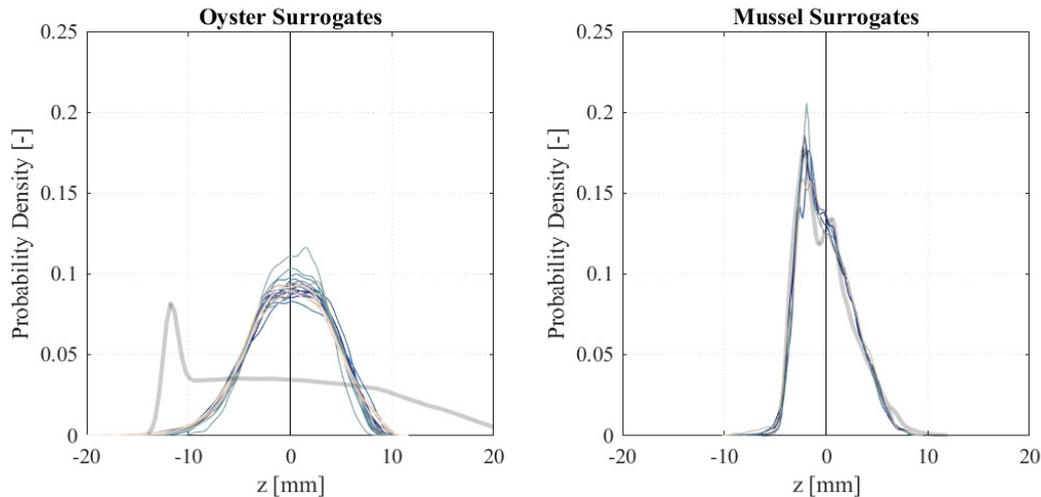


Abbildung 5: Histogramme auf der Grundlage der Höhenverteilung in z [mm], die die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen (PDFs) [-] der untersuchten Modellkacheln darstellen. Links: Ersatzmodelle des Austernriffs (Oyster Surrogates); Rechts: Ersatzmodelle der Muschelbank. Die PDFs sind um den Mittelwert Null zentriert. Die Farben blau - grau bezeichnen die einzelnen Proben; die dicke graue Linie bezeichnet die PDF der digitalen Modellkachel.

Tabelle 3: Vergleich zwischen Mittelwerten der gemessenen Rauheitsparametern und der Rauheitsparametern der Ersatzmodell, wobei k_t die Gesamtrauheitslänge, k_{rms} die quadratisch mittlere Rauheitshöhen, Sk die Schiefe, Ku die Kurtosis und Φ_{bulk} die Gesamtporosität, A die Abundanz in bedeckten Teilen und C der Bedeckungsgrad sind.

	k_t [mm]	k_{rms} [mm]	Sk [-]	Ku [-]	Φ_{bulk} [-]	A [Inds./m ²]	C [%]
Austernriff (<i>Zentrales Riff</i>)	104 ± 11	23 ± 3	0,9 ± 0,2	3,5 ± 0,5	0,66 ± 0,02	393 ± 50	100
Ersatzmodell des Austernriffs (<i>Prototypskala 1:3</i>)	51	11,7	0,3	2,0	0,4	400	100
Muschelbank	72 ± 14	17 ± 4	0,7 ± 0,36	3,2 ± 0,64	0,64 ± 0,06	2297 ± 1044	0,49 ± 0,11
Ersatzmodell der Muschelbank (<i>Prototypskala 1:3</i>)	32	8	0,5	2,7	0,5	2300	0,50

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass der geforderte Grad an Komplexität der Oberfläche und die benötigte Fläche die Produktion vor einige Herausforderungen stellt. Durch den Partikelbett-3D-Druck wurde eine geeignete Methode gefunden um die geforderten 8 m² je Strukturtyp mit vertretbarem Kosten- und Zeitaufwand zu erstellen.

Veröffentlichung:

Brohmann, L.; Hitzegrad, J.; Herding, F. Jonischkies, S.; Scharnbeck, E.; Mai, I.; Kloft, H.; Lowke, D.; Goseberg, N. (2023): Surfaces of intertidal oceanic habitats: Exploiting advanced digital design strategies for the replication of oyster reef and mussel bed surrogates (*In Prep.*). In *Front. Mar. Sci.*

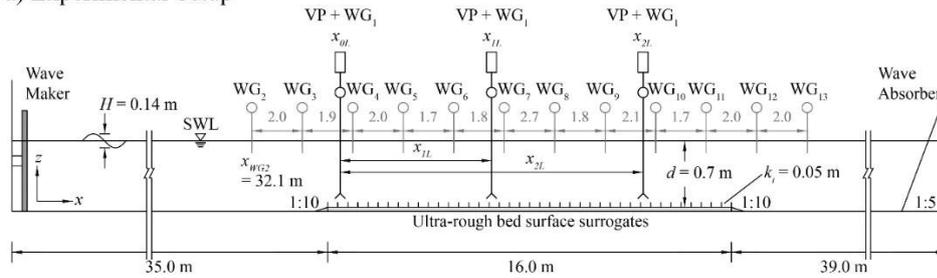
2.1.4 Die Auswirkung scharfer Kanten auf die Ausbreitung von Schwerkraftwellen an der Oberfläche (AP1: BIVA_HYDRO)

Aus den Untersuchungen der DGMs der Austernriffoberflächen geht hervor, dass die Scharfkantigkeit der Austernschalen eine der charakteristischsten Eigenschaften der Riffoberflächen ist. Es wird davon ausgegangen, dass diese scharfen Kanten einen signifikanten Einfluss auf die Bodenreibung, die Turbulenzentwicklung, sowie die damit verbundene Wellenenergiedissipation haben. In bisherigen Studien zur wellendämpfenden Wirkung von Austernriffen wurden hauptsächlich die wellenbrechende Wirkung berücksichtigt und die erhöhte Rauheitswirkung durch die scharfkantigen Austern wenig betrachtet (Morris et al. 2021; Manis et al. 2015; Chowdhury et al. 2019; Zhu et al. 2020; Wiberg et al. 2019). Allerdings weisen Morris et al. (2021) darauf hin, dass die meisten bisherigen Anwendungen von Austernriffen im Küstenschutz ineffizient sind. Die Autoren fordern in zukünftigen Studien weitere Riffeigenschaften zu berücksichtigen, insbesondere weitere Riffbreiten, was eine Erhöhung der Bodenrauheitswirkung bedeutet, da die Interaktionslänge zwischen Wellen und Riffoberfläche verlängert wird. Somit ist ein besseres Verständnis der Bodenrauheit über diesen ultra-rauen Oberflächen essenziell. Das übergeordnete Ziel der Arbeit war es daher den Einfluss ultra-rauer Geometrien als Ersatzmodelle für scharfkantige Austernschalen auf die Wellenenergiedissipation systematisch zu untersuchen. Im Einzelnen wurde in dieser Studie folgende spezifischen Ziele verfolgt werden:

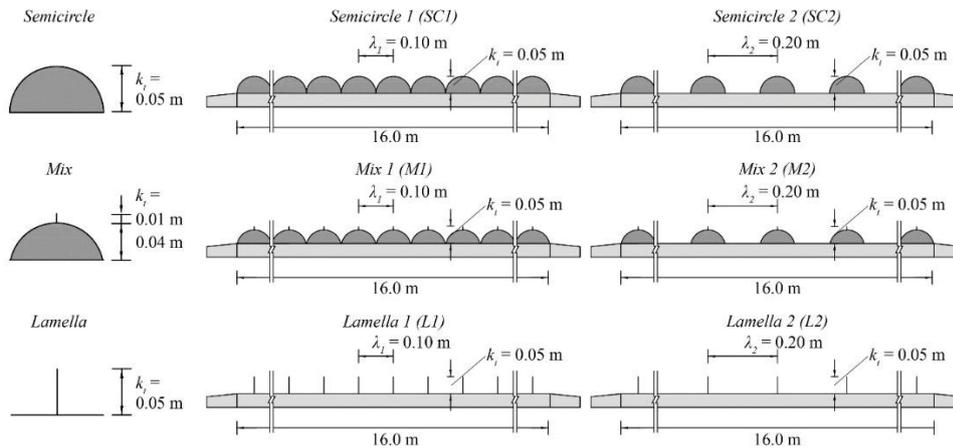
1. Untersuchung des Einflusses von großen Rauheitselementen, deren Scharfkantigkeit und Dichte auf die Wellenenergiedissipation,
2. Bestimmung der Geschwindigkeiten und turbulenten kinetischen Energie nahe der Rauheitselemente und
3. Vergleich verschiedener Methoden zur Bestimmung der Wellenenergiedissipation.

Dazu wurden in einer experimentellen Studie Ersatzmodelle von extrem rauen Meeresbodenoberflächen regelmäßigen Wellen ausgesetzt. Hierbei wurde der Einfluss unterschiedlicher Rauheitselemente mit drei primitiven Formen (stumpf, scharfkantig und eine Kombination davon) und des relativen Abstands zwischen den Elementen im Vergleich zur bodennahen horizontalen Auslenkungsamplitude, λ/a_b , auf die Wellendämpfung untersucht. So ergaben sich sechs Ersatzmodelle: *Semicircle 1*, *Semicircle 2*, *Mix 1*, *Mix 2*, *Lamella 1* und *Lamella 2*. Wobei die *Lamella* die scharfkantigen Elemente darstellt, die *Semicircle* (Halbkreise) die stumpfen Elemente und *Mix* die Kombination. Der Index 1 oder 2 beschreibt den Abstand zwischen den Rauheitselementen wobei 1: 10 cm und 2: 20 cm.

a) Experimental Setup



b) Primitive Shapes c) Ultra-rough Bed Surface Configurations



d) Photographs of the Experimental Setup

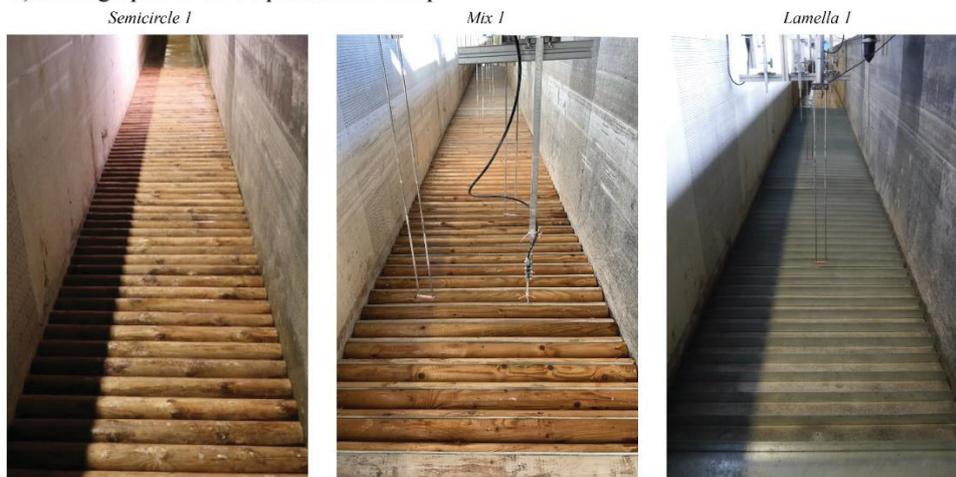


Abbildung 6: Schematische Darstellung a) des Versuchsaufbaus im Wellenkanal (nicht maßstabsgetreu), wobei SWL der Ruhewasserspiegel und k_t die Gesamtrauhigkeitshöhe ist. b) Seitenansichten der primitiven Kombinationen; und c) der sechs getesteten Sohlenoberflächenkonfigurationen: Halbkreis 1 (SC1), Halbkreis 2 (SC2), Mischung 1 (M1), Mischung 2 (M2), Lamelle 1 (L1) und Lamelle 2 (L2). d) Fotografien des Versuchsaufbaus mit SC1, M1 und L1.

Die Experimentellen Untersuchungen zeigen, dass die Wellenreibungsfaktoren (siehe Abbildung 7), Bodenschubspannungen und hydraulische Rauheitslängen für scharfkantige Oberflächen deutlich größer sind als für stumpfe (siehe Abbildung 8). Des Weiteren zeigt sich, dass Turbulenz bei scharfkantigen Oberflächen 2- bis 27-mal größer und bei der Kombination 1- bis 18-mal größer ist als bei stumpfen Oberflächen (siehe Abbildung 8). Diese Beobachtungen deuten darauf hin, dass die scharfen Kanten für die Ableitung von Reibungsenergie entscheidend sind. Die höchsten Bodenschubspannungen wurden bei einem relativen Abstand λ/a_b von 1,4 - 2,2 erzeugt, was auf einen optimalen Bereich für die vollständige welleninterne Dissipation turbulenter Ausbrüche hinweist.

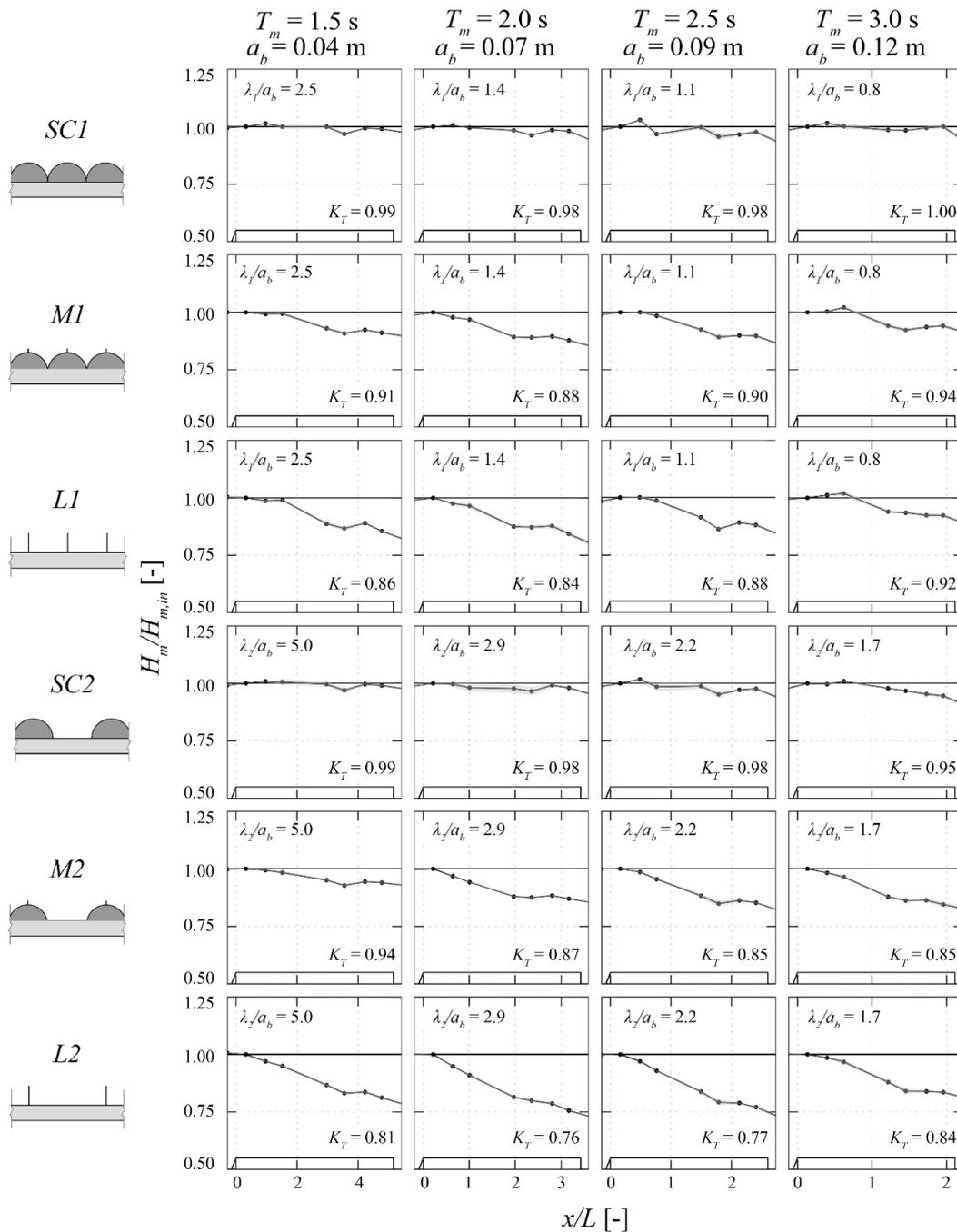


Abbildung 7: Verlauf der normierten mittleren Wellenhöhen $H_m/H_{m,in}$ [-] über die dimensionslose Länge der Ersatzmodelllänge geteilt durch die normierte Wellenlänge x/L . Die einlaufende Wellenhöhe $H_{m,in} = H_{m,WG4}$ bei $x = 36,0$ m. Die Datensätze sind nach Ersatzmodellkombinationen (SC1: Semicircle 1, M1: Mix 1, L1: Lamella 1, SC2: Semicircle 2, M2: Mix 2, L2: Lamella 2) und hydrodynamischen Fällen (mittlere Wellenperiode T_m und bodennahe horizontale Wellenauslenkungsamplituden a_b) sortiert. Schwarze Punkte geben Mittelwerte an, schwarze Linien sind zur besseren Visualisierung linear interpoliert, und graue Flächen geben die Standardabweichungen für die einzelnen Versuchswiederholungen an. Der Parameter K_T ist der Transmissionskoeffizient und λ ist der Abstand zwischen den Rauigkeitselementen.

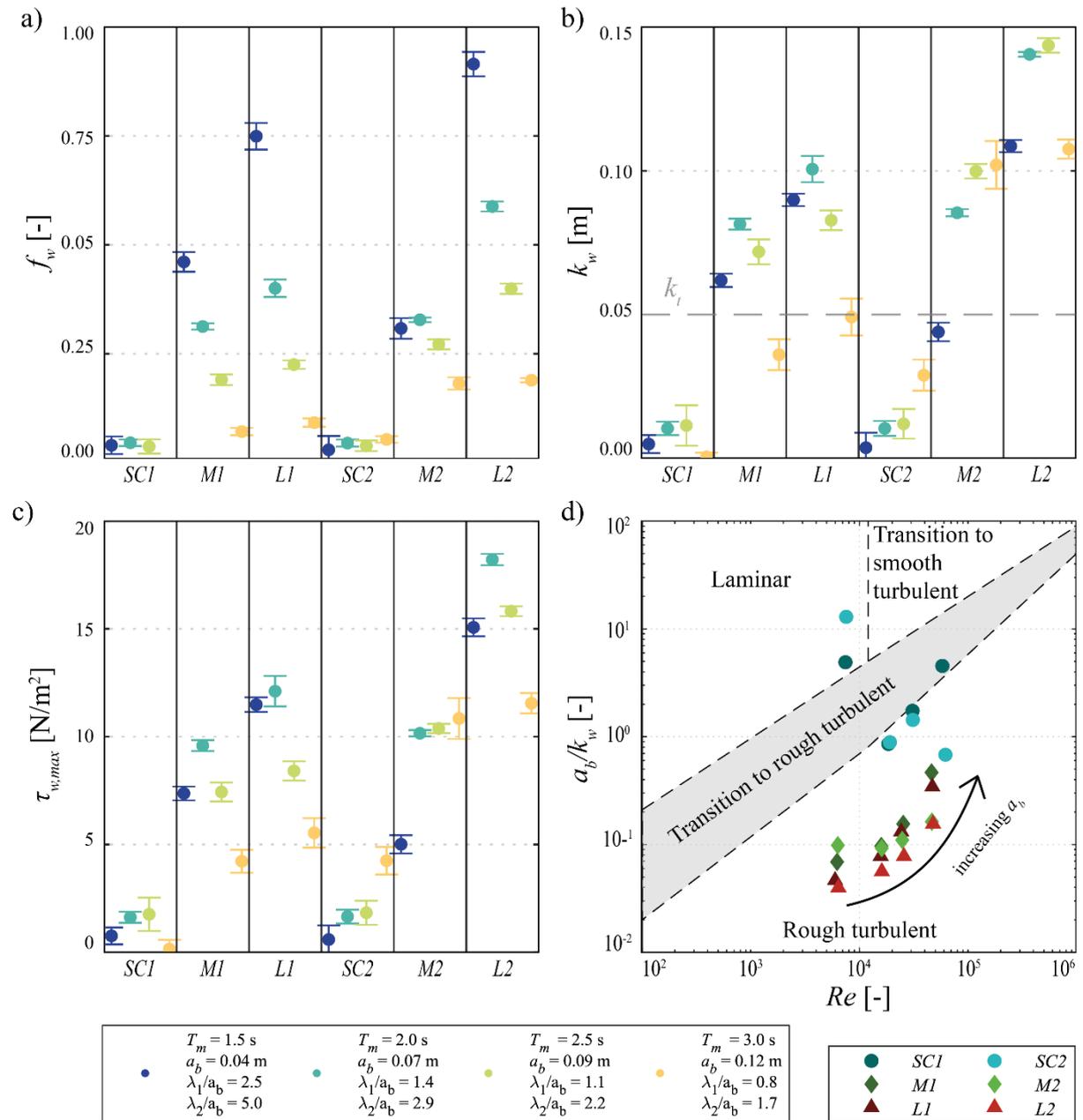


Abbildung 8: Mittelwerte und Standardabweichungen a) des Wellenreibungsfaktors f_w , b) der hydraulischen Rauheitslänge k_w und c) der maximalen Bodenschubspannung $\tau_{w,max}$. Die Datensätze sind nach Ersatzmodellkombinationen (*SC1*: Semicircle 1, *MI*: Mix 1, *L1*: Lamella 1, *SC2*: Semicircle 2, *M2*: Mix 2, *L2*: Lamella 2) und hydrodynamischen Fällen (mittlere Wellenperiode T_m und bodennahe horizontale Wellenauslenkungsamplituden a_b) sortiert. Der Parameter λ ist der Abstand zwischen den Rauheitselementen. Die gestrichelte graue Linie in b) markiert die Gesamtrauheitshöhe k_t der Rauheitselemente. d) Ordnet die Ergebnisse in die Strömungsregime nach Kamphuis (1975) ein. Die gestrichelten Linien markieren die Grenzen zwischen den Strömungsregimen.

Der Vergleich der maximalen Bodenschubspannungen, die aus den Wellenhöhenreduktionen ermittelt wurden, mit denen, die aus der turbulenten kinetischen Energie (TKE) bestimmt wurden (siehe Abbildung 9), legt eine Anpassung des Korrelationsfaktors nach Soulsby (1983) von $C=0.19$, der die Bett Schubspannung mit der TKE verbindet, auf $C = 0,42$ für scharfkantige Rauheitselemente nahe.

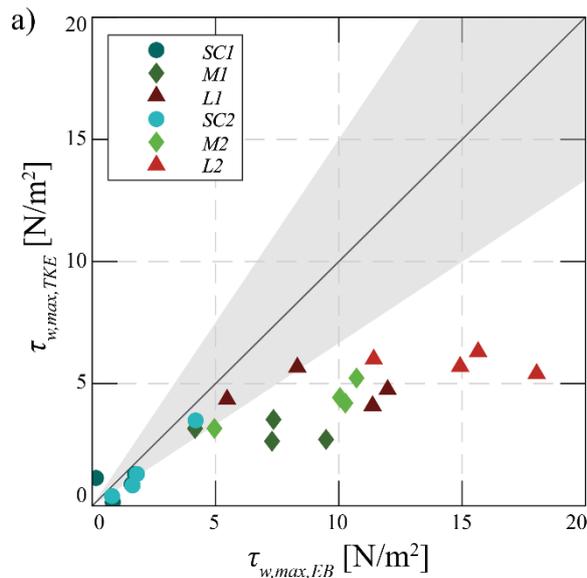


Abbildung 9: Vergleich der maximalen Bodenschubspannung, ermittelt aus der Wellenhöhenreduktion, im Vergleich zur max. Bodenschubspannung aus der TKE. Die schwarze Linie zeigt die *line of perfect agreement* inklusive Konfidenzintervalls.

Zusammenfassend kann festgestellt, dass die Studie neue Einblicke in die Reibungsdissipationsprozesse von oszillierenden Strömungen, die auf extrem raue Oberflächen treffen, liefert. Spezifisch können die folgenden Schlussfolgerungen gezogen werden:

1. Oberflächen mit scharfkantigen Rauheitselementen bewirken eine deutlich stärkere Wellendämpfung als Oberflächen mit stumpf geformten Rauheitselementen.
2. Die höchsten Bodenschubspannungen wurden bei einem relativen Abstand λ/a_b von 1,4 - 2,2 erzeugt.
3. In Bezug auf natürliche vorkommende ultra-raue Meeresbodenoberflächen deuten die Ergebnisse dieser Studie darauf hin, dass scharfkantige Elemente wie Austernschalen für die Wellenenergiedissipation äußerst vorteilhaft sind.

Veröffentlichung:

Hitzegrad, J.; Köster, S.; Windt, C.; Goseberg, N. (2023): Surrogates of Oyster Reef Bed Surfaces: Understanding the Role of Sharp Edges in the Propagation of Surface Gravity Waves (*under review*). In *JGR: Oceans*

2.1.5 Austernriff- und Muschelbankersatzmodelle in 2D Wellen (AP1: BIVA-HYDRO)

Um die bisher wenig erforschte Rauheits- und Wellendämpfungswirkung von *M. gigas*-Riffen (Walles et al. 2015b; Morris et al. 2021; Morris et al. 2018; Borsje et al. 2011) zu quantifizieren und die Erkenntnisse aus der Untersuchung generischer Rauheitselemente zu erweitern, wurden die produzierten Austernriff- und Miesmuschelbankersatzmodelle (siehe Abschnitt 2.1.3) in einer experimentellen Studie Wellen ausgesetzt. Hierbei wurden folgende spezifische Ziele verfolgt:

1. Untersuchung des Einflusses von *M. gigas*-Riffen und *M. edulis*-Bänken auf die Reibungsenergiedissipation in Wellen mit Hilfe von Ersatzmodellen,
2. Quantifizierung des Einflusses unterschiedlicher hydrodynamischer Randbedingungen auf die Wellenenergiedissipation und
3. Bestimmung der durch die Austernriff- und Muschelbankersatzmodelle induzierten Bett Schubspannung.

Die experimentelle Studie wurde im 2D Wellenkanal (Länge x Breite x Höhe = 90,0 x 1,0 x 1,2 m) am Leichtweiß-Institut für Wasserbau durchgeführt. Die Ersatzmodelle, mit einer Gesamtlänge von 16 m wurden regelmäßigen und unregelmäßigen Wellen mit unterschiedlichen Wassertiefen $d = 0,4 - 0,8$ m, (mittleren und Peak-) Wellenperioden $T = 1,0 - 3,0$ s und (mittleren und signifikanten) Wellenhöhen $H = 0,05 - 0,20$ m ausgesetzt, basierend auf realistischen Seegangsbedingungen im deutschen Wattenmeer mit einer Skalierung von 1:3 nach Froude. Für die Versuche wurde der Wellenkanal in der Längsrichtung durch eine Wand halbiert, sodass parallel die Wellenausbreitung über einer glatten Referenzsohle gemessen werden konnten (siehe Abbildung 10). Hierbei wurden die Wasserspiegelauslenkung durch Wellenpegel (WG) und die bodennahen Geschwindigkeiten mittels eines Vectrino Profilers (VP) gemessen.

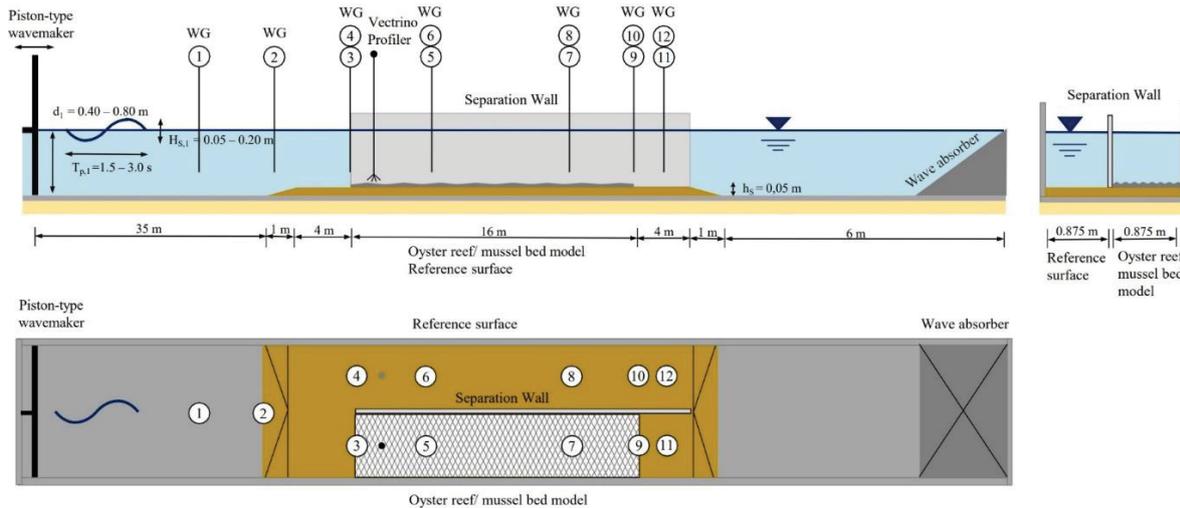


Abbildung 10: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus im Wellenkanal (nicht maßstabsgetreu). A) Ansicht, b) Querschnitt und c) Draufsicht, wobei d die Wassertiefe, T_p die Peak-Wellenperiode, H_s die signifikante Wellenhöhe, h_s die Höhe der Sohle, und WG die Wellenpegel sind.

Der Verlauf der Wellenhöhen über den Ersatzmodellen zeigt eine deutliche Wellenhöhenreduktion für beide Ersatzmodelle. Abbildung 11 und Abbildung 12 zeigen, exemplarisch, den Einfluss variierender Wellenperioden und Wassertiefen. Mit zunehmender Wellenperiode, sowie abnehmender Wassertiefe nimmt die wellendämpfende Wirkung zu. Das *M. gigas*-Riffmodell führte zu einer Verringerung der Wellenhöhe von $H_{s,oyster}/H_{s,ref} = 8 \pm 5\%$ im Vergleich zur Referenzfläche. Das Muschelbettmodell verursachte geringere Wellenhöhenreduktionen von $H_{s,Muschel}/H_{s,ref} = 3 \pm 3\%$. Somit konnte gezeigt werden, dass die Riffe der invasiven Pazifischen Auster eine deutlich stärkere wellendämpfende Wirkung aufweist als die Miesmuschelbänke.

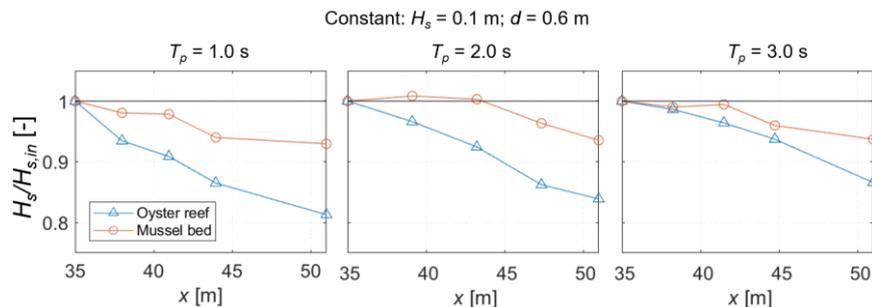


Abbildung 11: Verläufe der normierten mittleren Wellenhöhen $H_m/H_{s,in}$ [-] über die Länge der Ersatzmodelle (blau: Austernriff; orange: Muschelbank). Die einlaufende Wellenhöhe $H_{m,in}$ bei $x = 35,0$ m. Die Datensätze sind nach Peak-Wellenperioden $T_p = [1,0; 2,0; 3,0]$ s sortiert, wobei die Wellenhöhe $H_s = 0,1$ m und die Wassertiefe $d = 0,6$ m konstant sind. Die Punkte geben Mittelwerte an, die Linien sind linear interpoliert zur besseren Visualisierung.

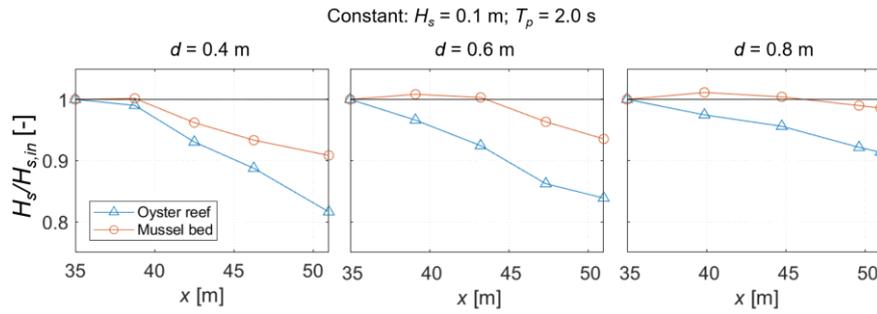


Abbildung 12: Verläufe der normierten mittleren Wellenhöhen $H_m/H_{s,in} [-]$ über die Länge der Ersatzmodelle (blau: Austernriff; orange: Muschelbank). Die einlaufende Wellenhöhe $H_{s,in}$ bei $x = 35,0 \text{ m}$. Die Datensätze sind nach Wassertiefe $d = [0,4; 0,6; 0,8] \text{ m}$ sortiert, wobei die Peak-Wellenperioden $T_p = 2,0 \text{ s}$ und die Wellenhöhe $H_s = 0,1 \text{ m}$ konstant sind. Die Punkte geben Mittelwerte an, die Linien sind linear interpoliert zur besseren Visualisierung.

Abbildung 13 zeigt den Wellenreibungsfaktor f_w nach Sumer and Fuhrman (2020) für beide Strukturen für variierende Wassertiefen und Wellenperioden. Für das Miesmuschelersatzmodell liegen die Werte des Wellenreibungsfaktors $f_w = 0,05 - 0,45$ und für das Austernriffersatzmodell zwischen $f_w = 0,05 - 0,9$. Für beide Ersatzmodelle nimmt der Wellenreibungsfaktor mit zunehmender Wassertiefe sowie mit zunehmender Periode ab.

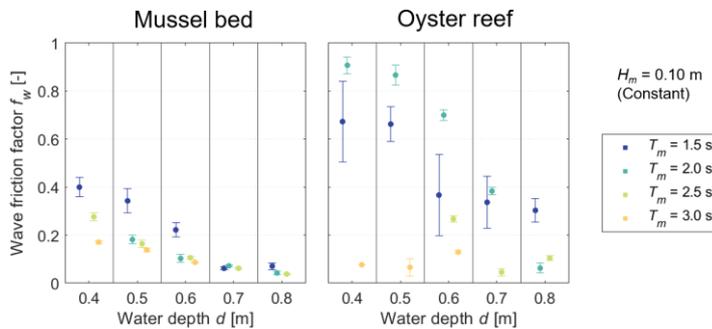


Abbildung 13: Mittelwerte und Standardabweichungen des Wellenreibungsfaktors f_w . Die Datensätze sind nach Ersatzmodell (links Muschelbett; rechts Austernriff), Wassertiefen d , sowie mittleren Wellenperioden T_m sortiert, wobei die mittleren Wellenhöhen H_m konstant sind.

Ein Vergleich der maximalen Bodenschubspannungen induziert durch das Austernriffersatzmodell mit der des Miesmuschelbankersatzmodells (Abbildung 14) zeigt, dass für niedrige maximale Bodenschubspannung $\tau_{w,max} = 0,0 - 10,0 \text{ N/m}^2$ induziert durch das Austernriffersatzmodell ähnliche maximale Bodenschubspannung für das Miesmuschelmodell hervorgerufen werden. Steigen die maximalen Bodenschubspannungen induziert durch das Austernriffersatzmodell weiter an $\tau_{w,max} = 10,0 - 25,0 \text{ N/m}^2$, so nehmen die maximalen Bodenschubspannungen induziert durch das Miesmuschelbankersatzmodell nicht weiter mit zu.

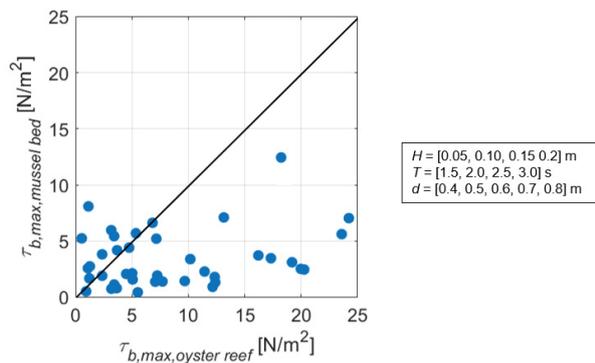


Abbildung 14: Vergleich der maximalen induzierten Bodenschubspannung $\tau_{w,max}$ durch das Austernriffersatzmodell im Vergleich zu der maximalen induzierten Bodenschubspannung $\tau_{w,max}$ durch das Miesmuschelbankersatzmodell für alle hydrodynamischen Fälle mit variierenden Wassertiefen d , sowie Wellenperioden T und Wellenhöhen H .

Durch Verwendung der Ersatzmodelle konnte gezeigt werden, dass

1. die Wellenenergiedissipation durch Austernriffe deutlich stärker ist, als durch Miesmuschelbänke,
2. der die Energiedissipation durch Bodenreibung mit abnehmender Wassertiefe und kürzerer Wellenperiode zunehmen und
3. die maximale induzierte Bodenschubspannung durch die Austernriffersatzmodelle 1- bis 5-mal so groß ist, wie die induziert durch die Miesmuschelbankersatzmodelle.

Veröffentlichung:

Hitzegrad, J., Rentsch, L., Windt, C., Goseberg, N.: Oyster reef and mussel bed surrogates subjected to waves. ICCE 2022 Sydney (37th International Conference on Coastal Engineering). 09.12.2022, Sydney, Australien

Hitzegrad, J., Rentsch, L., Brohmann, L., Windt, C., Goseberg, N.: Surfaces of intertidal oceanic habitats: Oyster Reef and Mussel Bed Surrogates Subjected to Regular and Irregular Waves. (*in preparation*). In *Coastal Engineering*

2.1.6 Austernriff- und Muschelbankersatzmodelle in 3D Wellen (AP1: BIVA_HYDRO)

Da sowohl Austernriffe und Miesmuschelbänke flächige Strukturen mit einer starken räumlichen Variabilität sind (Hitzegrad et al. 2022; Markert 2020; van Leeuwen et al. 2010), wurden aufbauend auf den Untersuchungen der Austernriff- und Miesmuschelbankersatzmodellen im 2D Wellenkanal (siehe Abschnitt 2.1.5) und der 2D Strömungsrinne (siehe Abschnitt 2.2.3), experimentelle Untersuchungen im 3D Wellen-Strömungsbecken des Ludwig Franzius Institut (LuFI) durchgeführt. Ziele der Untersuchung waren:

1. Untersuchung der drei-dimensionalen Wellentransformation von Wellen, die auf flächige Anordnungen der Austernriff- und Muschelbankersatzmodelle treffen,
2. Quantifizierung des Einflusses von räumlichem Wellenangriff auf die Interaktion von Welle und Austernriff-/Miesmuschelbankersatzmodell und
3. Untersuchung des Einflusses unterschiedlicher räumlicher Strukturen und Bedeckungsgraden basierend auf der strukturellen Klassifizierung der Austernriffen nach Hitzegrad et al. (2022)

Im Tieftteil des 3D Wellen-Strömungsbeckens (Länge x Breite x Höhe = 40,0 x 25,0 x 1,0 m) wurden zentral auf einem Bereich von 2,5 x 2,5 m verschiedene Anordnungen der Austernriff- und Muschelbankersatzmodelle angeordnet (Abbildung 15). Hierbei wurden eine Miesmuschelbankstruktur und drei Austernriffstrukturen untersucht (Abbildung 16), die den strukturellen Klassen *Zentrales Riff*, *Übergangszone* und *Cluster* nach Hitzegrad et al. (2022) entsprechen. Die unterschiedlichen Strukturen wurden durch Anordnung der Modellkacheln arrangiert (*Zentrales Riff* und Miesmuschelbank: 100% Bedeckung mit 50 Modellkacheln, *Übergangszone*: 82% Bedeckung mit 42 Modellkacheln und *Cluster*: 50% Bedeckung mit 25 Modellkacheln). Die Zwischenräume wurden durch Betonkacheln auf Nullniveau aufgefüllt. Die Ersatzmodelle wurden mit regelmäßigen Wellen mit drei mittleren Wellenhöhen $H_m = [0,05; 0,10; 0,15]$ m und drei mittleren Wellenperioden $T_m = [1,0; 2,0; 3,0]$ s belastet, sodass sich 12 hydrodynamische Fälle ergeben. Für die Untersuchungen mit Strömung und kombinierte Welle-Strömung, siehe Abschnitt 2.2.

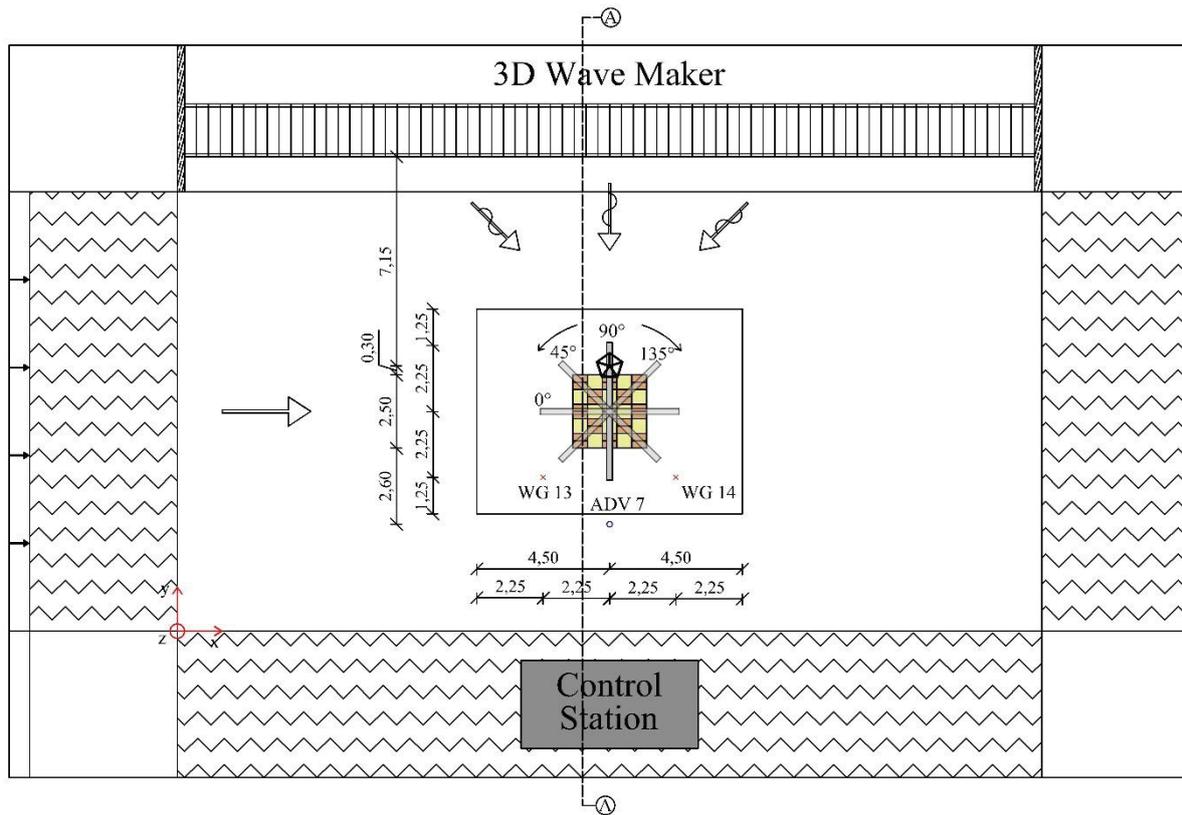


Abbildung 15: Schematischer Versuchsaufbau im 3D Wellen-Strömungsbecken. Die Position des Ersatzmodells ist farbig markiert (exemplarischer Einbau: *Cluster*).

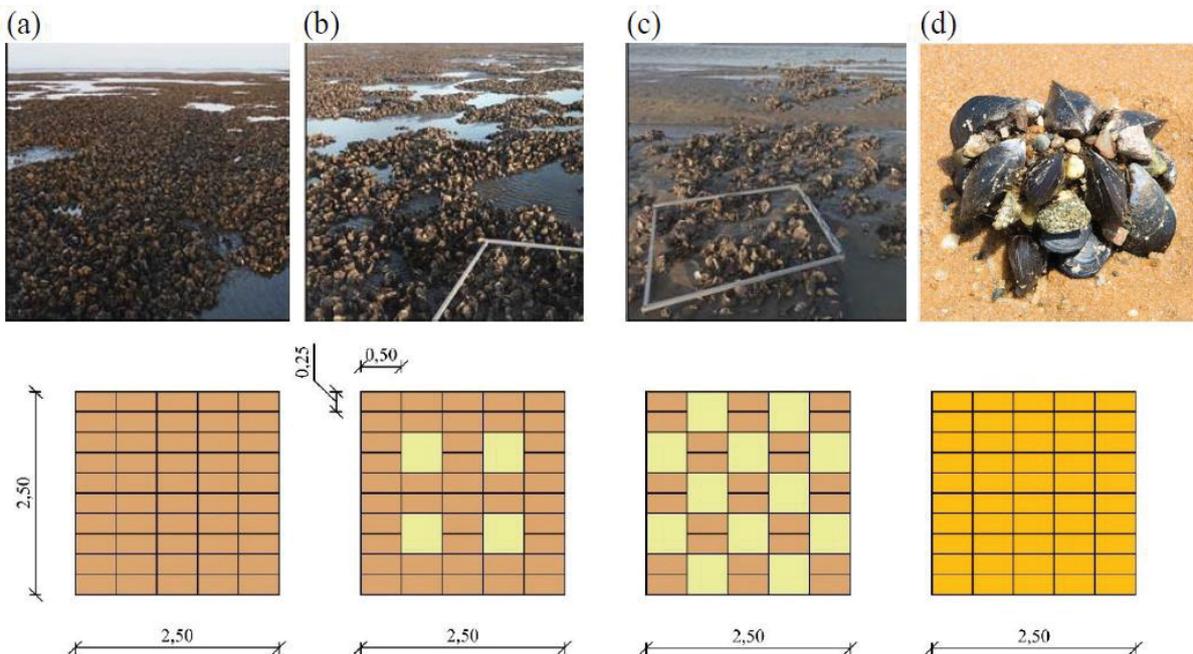


Abbildung 16: Fotos und schematische Anordnung der Ersatzmodellkacheln für a) *Zentrales Riff*, b) *Übergangszone*, c) *Cluster* und d) *Muschelbank*.

Bei der Anordnung der Ersatzmodelle sowie der Messinstrumente wurde eine Ähnlichkeit zu Faraci et al. (2021) angestrebt. Die Wasserspiegelauslenkung und bodennahen Geschwindigkeiten wurde durch eine dreidimensionale Anordnung von 14 Wellenpegeln (WG) und 7 Vectrinos (ADV) räumlich erfasst (Abbildung 17). Um Wellenspektren und 3D Reflexionscharakteristiken zu erfassen wurden 6 WGs in

der CERC 6 Anordnung ausgerichtet. Je sechs ADVs und WGs waren an einem kreisförmigen Rahmen befestigt, der um den Mittelpunkt rotiert werden konnte. Durch die Drehung des Rahmens um 0° , 45° , 90° und 135° können durch wiederholte Versuche Messungen an 24 Messpunkten erfasst werden.

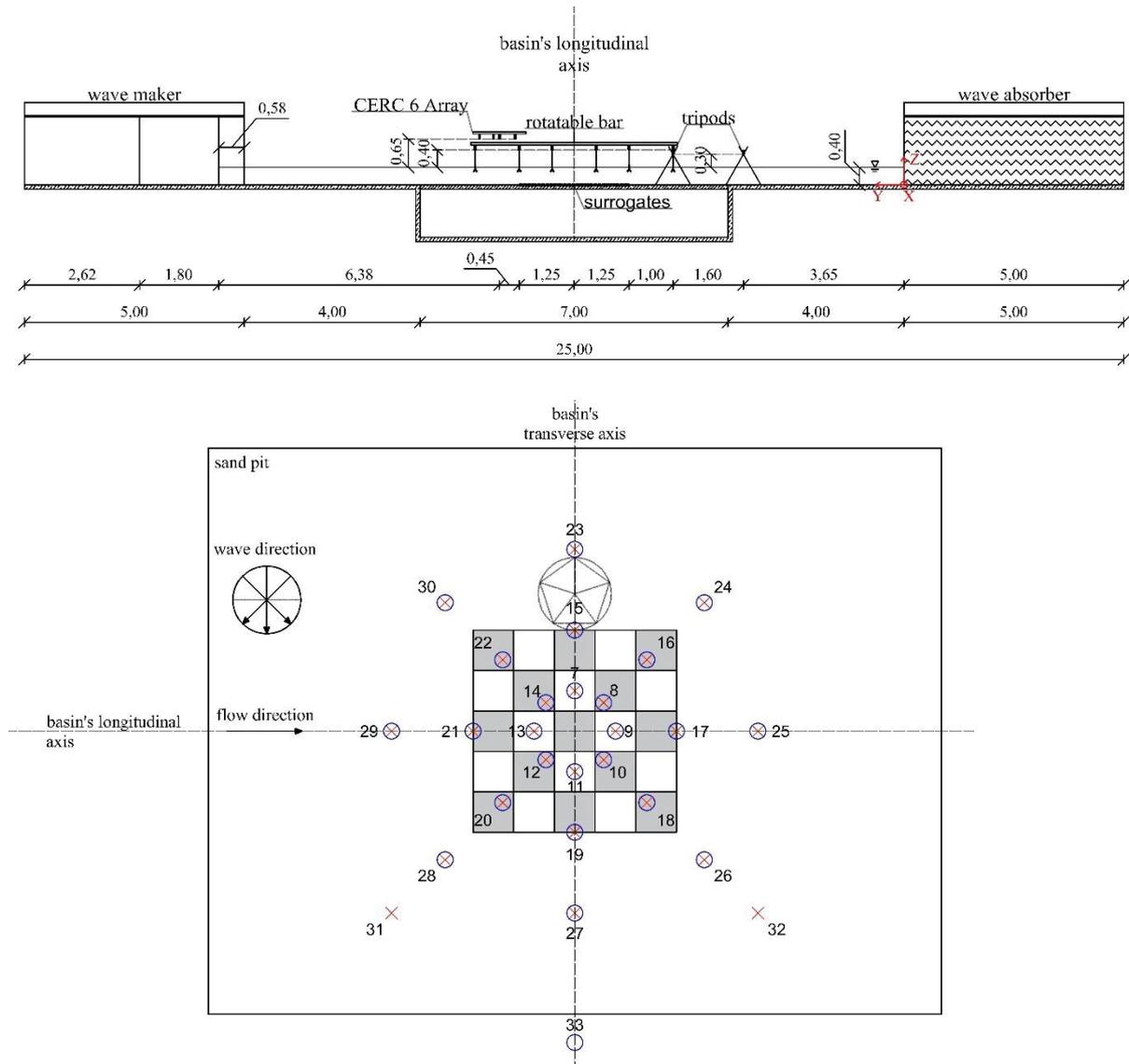


Abbildung 17: Anordnung der Messinstrumente. A) Querschnitt b) Draufsicht.

Die unterschiedlichen Auswirkungen der Strukturklassen auf die Wellenenergiedissipation durch Bodenreibung wird durch Vergleiche der Wasserspiegelauslenkung bewertet (Abbildung 18). Die größte proportionale Wellenhöhe ist bei den Wellen mit der höchsten ankommenden Wellenhöhe zu beobachten, mit Ausnahme von *Transitional Zone*. Dies bestätigt die anfängliche Erwartung, dass die Energiedissipation durch Bodenreibung für höhere Wellen zunimmt. Dabei zeigt sich, dass die insgesamt größte Energiedissipation für Wellen beobachten werden kann, die sich, in absteigender Reihenfolge, über das *Zentrale Riff*, die *Muschelbank*, die Übergangszone und das *Cluster* ausbreiten. Maximale Transmissionskoeffizienten ergeben sich zu $K_T = 0,90$ das *Zentrale Riff*, $K_T = 0,90$ für die *Muschelbank*, $K_T = 0,92$ für die Übergangszone und $K_T = 0,95$ für das *Cluster*. Die sehr hohe Energiedissipation über der *Muschelbank* ist unerwartet, da dieses Ersatzmodell die geringste topographische Oberflächenrauheit aufweist (siehe Abschnitt 2.1.3). Zusätzlich wurde für die Strukturen *Zentrale Riff* und *Muschelbank* ein annähernd symmetrisches räumliches Muster der

Wellenhöhenabnahme festgestellt. Die Auswertung der Wellen, die sich über die *Übergangszone* und den *Cluster* ausbreiten, zeigt eine räumlich variierende Zunahme und Abnahme der Wellenhöhe. Da diese Strukturklassen durch abwechselndes Verlegen der Ersatzmodelle und glatten Bodenplatten nachgebildet wurden, kann eine Kausalität zwischen der Entwicklung der Wellenhöhe und der Bodenstruktur angenommen werden.

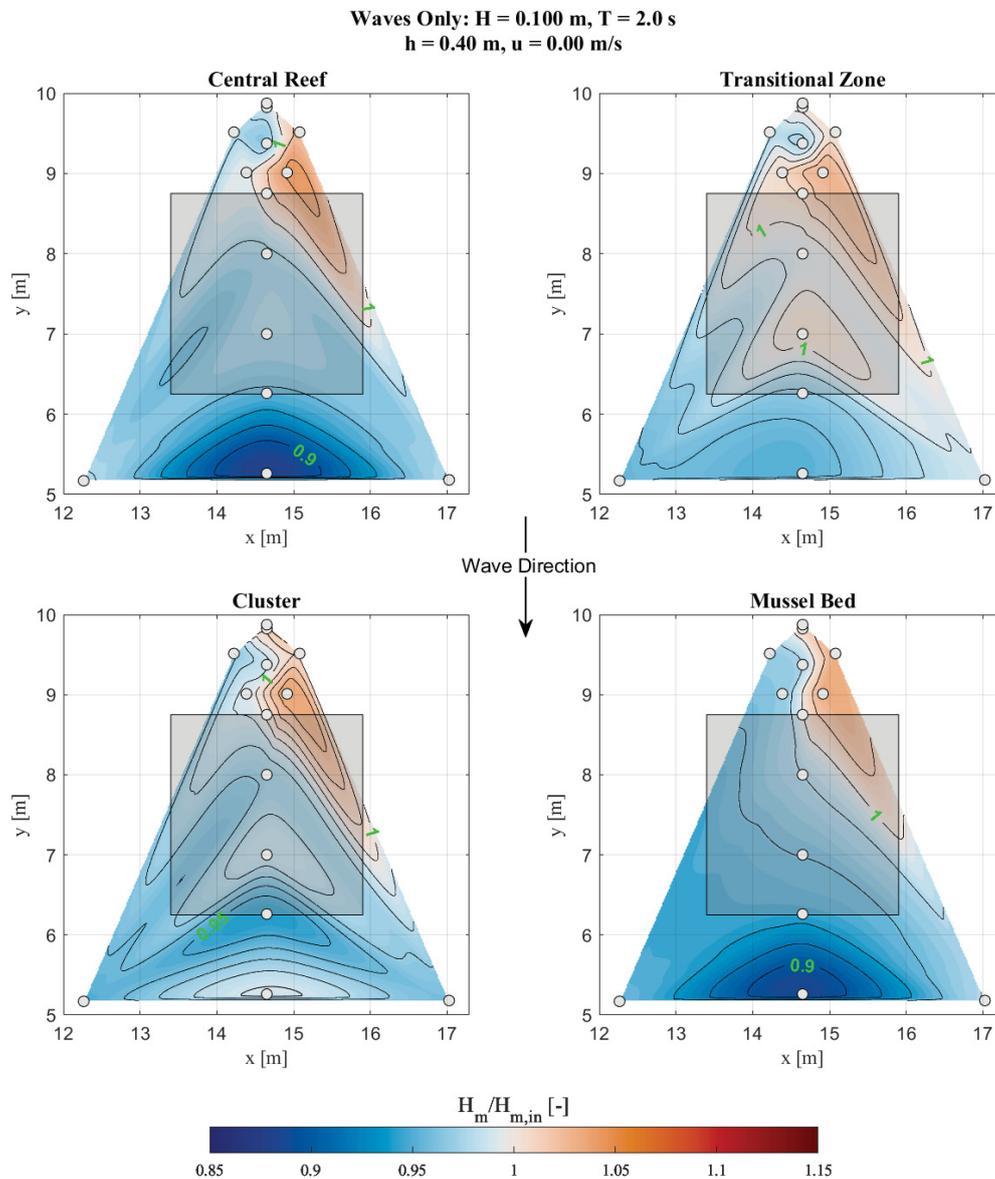


Abbildung 18: Verteilung der normierten mittleren Wellenhöhen $H_m/H_{m,in} [-]$ über die Fläche definiert durch x und y in [m]. Die Datensätze sind nach Anordnung der Ersatzmodellkacheln sortiert. Exemplarisch sind Ergebnisse für Wellenhöhe von $H_m = 0,10$ m und mittlerer Wellenperiode $T_m = 2,0$ s gezeigt. Die weißen Punkte geben die Positionen der WGs und somit gemessene Werte an, die Konturlinien sind kubisch interpoliert zur besseren Visualisierung, der grau hinterlegt Kasten markiert die Position der Ersatzmodelle.

Somit konnte gezeigt werden, dass eine räumliche Variabilität der Oberflächenstruktur einen Einfluss auf die Wellenhöhenentwicklung über eine Riffstruktur aufweist.

Für die Ergebnisse der Untersuchungen mit Strömung und der Kombination aus Welle und Strömung siehe Abschnitt 2.2.

2.1.7 Numerische Analyse der wellen-induzierten Kinematik um Austern (AP2: BIVA_NUM)

Um das Potenzial von Austernriffen als „Ecosystem engineering species“ für z.B. den Küstenschutz zu verstehen, ist eine detaillierte Analyse der welleninduzierten Kinematik in der Nähe dieser ultra-rauen Oberflächen erforderlich. Das Verständnis der Wirbelablösungseigenschaften, die durch die messerscharfen Kanten der Austern hervorgerufen werden, kann beispielsweise bei der Analyse der Wellendämpfung oder der Nährstoffvermischung in der Grenzschicht der Austernriffe hilfreich sein. Um diese Erkenntnisse zu gewinnen, können experimentelle und numerische Methoden kombiniert eingesetzt werden. Experimente in Wellenkanälen (Abschnitt 2.1.4 und 2.1.5) und –becken (Abschnitt 2.1.6) bieten eine physikalische Referenz und zeigen erhebliche Vorteile im Vergleich zu Tests im offenen Meer, wie zum Beispiel: (1) Kontrolle der Experimentparameter, (2) Möglichkeit, Experimente zu wiederholen, (3) relativ niedrige Kosten und (4) Fähigkeit, häufige Kalibrierungen der Messgeräte durchzuführen. Während die Messung der freien Oberflächenhöhe eines Wasserkörpers relativ einfach und kostengünstig ist, ist die physikalische Messung der Geschwindigkeit in der gesamten Wassersäule deutlich anspruchsvoller.

Im Gegensatz zu experimentellen Untersuchungen bieten hochpräzise numerische Modelle auf Basis von *Computational Fluid Dynamics* (CFD) die Möglichkeit, (Feld-)Variablen im gesamten Bereich zu messen, ohne den Modellaufbau zu beeinträchtigen. Darüber hinaus eliminieren numerische Wellentanks Skalierungsprobleme weitgehend und bieten eine noch bessere Kontrolle über die Testbedingungen, z. B. hinsichtlich der Wellenreflexion an den Domänengrenzen oder zusätzlicher Reibungseffekte aufgrund von Seitenwänden. Aufgrund der Turbulenzmodellierung kann es jedoch zu Unsicherheiten kommen. Darüber hinaus muss der erhebliche Rechenaufwand als einer der Nachteile der numerischen Wellenpanzersimulation erwähnt werden. In Kombination kann das volle Potenzial numerischer und experimenteller Modellierung genutzt werden, um Einblicke in die Hydrodynamik in der Nähe bioverkrusteter Oberflächen zu gewinnen.

Im Rahmen des AP BIVA_NUM wurden hochaufgelöste CFD Simulationen unter Nutzung der Software Pakets REEF3D (Bihs et al. 2016) durchgeführt um folgende Teilziele zu erreichen:

1. Entwicklung und Validierung des numerischen CFD-Modells für die Analyse der welleninduzierten Kinematik.
2. Analyse des Einflusses scharfer Kanten auf den Strömungsmechanismus und turbulente Strukturen.

Abbildung 19 stellt die numerische Modellierungsstrategie des Teilprojekts dar und zeigt den konsekutiven Ablauf von Modell-Validierung und –Anwendung. An dieser Stelle ist anzumerken, dass auf Grund des hohen Rechenaufwands, zunächst ausschließlich Simulationen mit zwei-dimensionalen Modellen durchgeführt wurden.

Zur Validierung wurde eine Referenzstudie von (Lin and Huang 2012) herangezogen, in der die Erzeugung und Entwicklung von Wirbeln durch Wellen über ein untergetauchtes rechteckiges Hindernis numerisch untersucht wird. Durch die Scharfkantigkeit des untersuchten Hindernisses und der Auswertung der Wirbelablösung stellt diese Studie eine aussagekräftige und vergleichbare Studie zur Validierung des in BIVA_NUM entwickelten Modells dar.

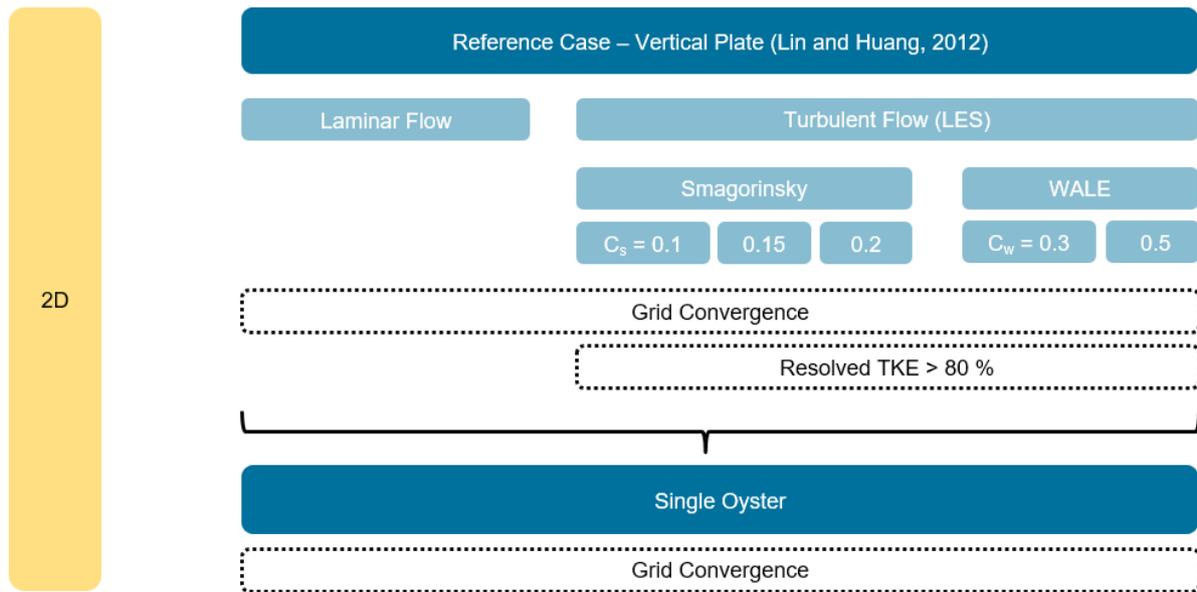


Abbildung 19: Methodische Darstellung der numerischen Modellierungsstrategie

Gemäß der Modellierungsstrategie in Abbildung 19 wurden nach der Wahl eines geeigneten Turbulenzmodells (*Large Eddy Simulation* mit Smagorinsky Koeffizient 0.2) zunächst eine ausführliche Konvergenzstudien durchgeführt. Abbildung 20 zeigt die phasengemittelten Kraftverläufe an der vertikalen Platte unter Berücksichtigung variierender Gittergrößen. Für einen Vergleich der Vortizität wurde schlussendlich eine Gitterauflösung von $dx = 0.00125$ m genutzt.

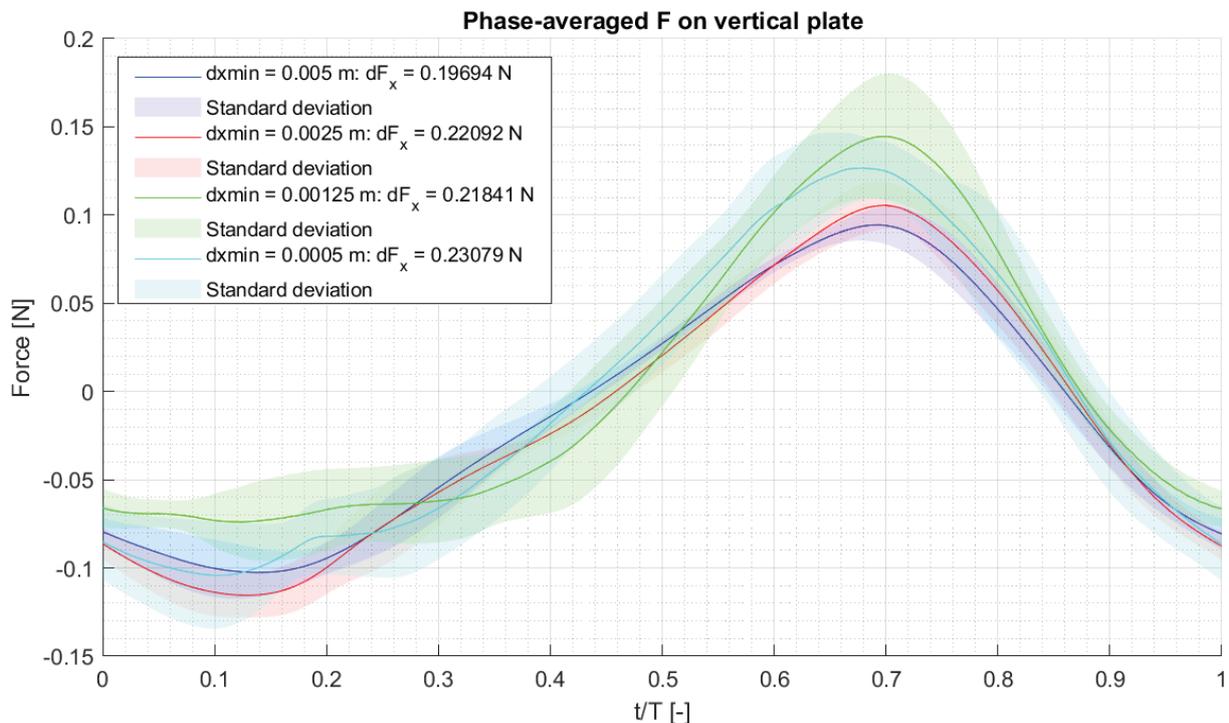


Abbildung 20: Phasengemittelte Kraftverläufe an der vertikalen Platte unter Berücksichtigung variierender Gittergrößen.

Abbildung 21 zeigt den Vergleich der Vortizität nach Lin und Huang (2012) und phasengemittelt aus dem entwickelten Modell an der vertikalen Platte zu verschiedenen Wellenphasen (Nulldurchgang, Wellenberg, Wellental). Aus den Ergebnissen kann qualitativ eine zufriedenstellende Übereinstimmung

des entwickelten Modells mit dem Referenzmodell festgestellt werden. Somit wurden auf Basis des validierten Modells Simulationen an der einzelnen Auster durchgeführt.

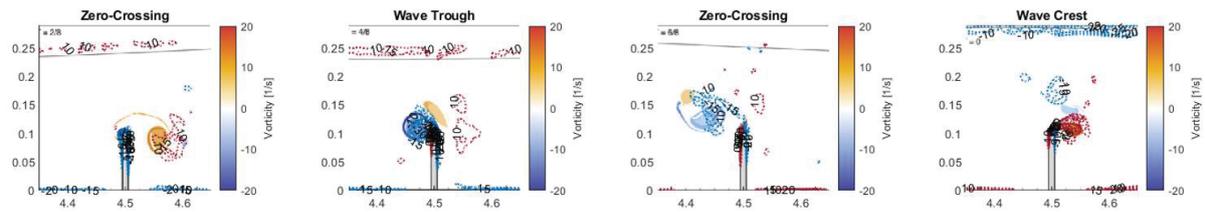


Abbildung 21: Vergleich der Vortizität nach Lin and Huang (2012) und phasengemittelt aus dem entwickelten Modell an der vertikalen Platte zu verschiedenen Wellenphasen

Durch die Abweichungen in der Geometrie als auch der Wellenbedingungen zwischen dem Referenzfall und der angestrebten Simulation der einzelnen Auster wurden zunächst erneut ausführlich Konvergenzstudien durchgeführt. Die in Abbildung 20 dargestellten Ergebnisse wurde hierbei als Anhaltspunkt genutzt. Für eine Wellenhöhe von 0.05 m und eine Wellenperiode von 1.5 s zeigt Abbildung 22 erneut phasengemittelte Kraftverläufe an der einzelnen Auster unter Berücksichtigung variierender Gittergrößen. Schlussendlich wurden für die folgenden Simulationen eine Gittergröße von $dx = 0.000625$ m genutzt.

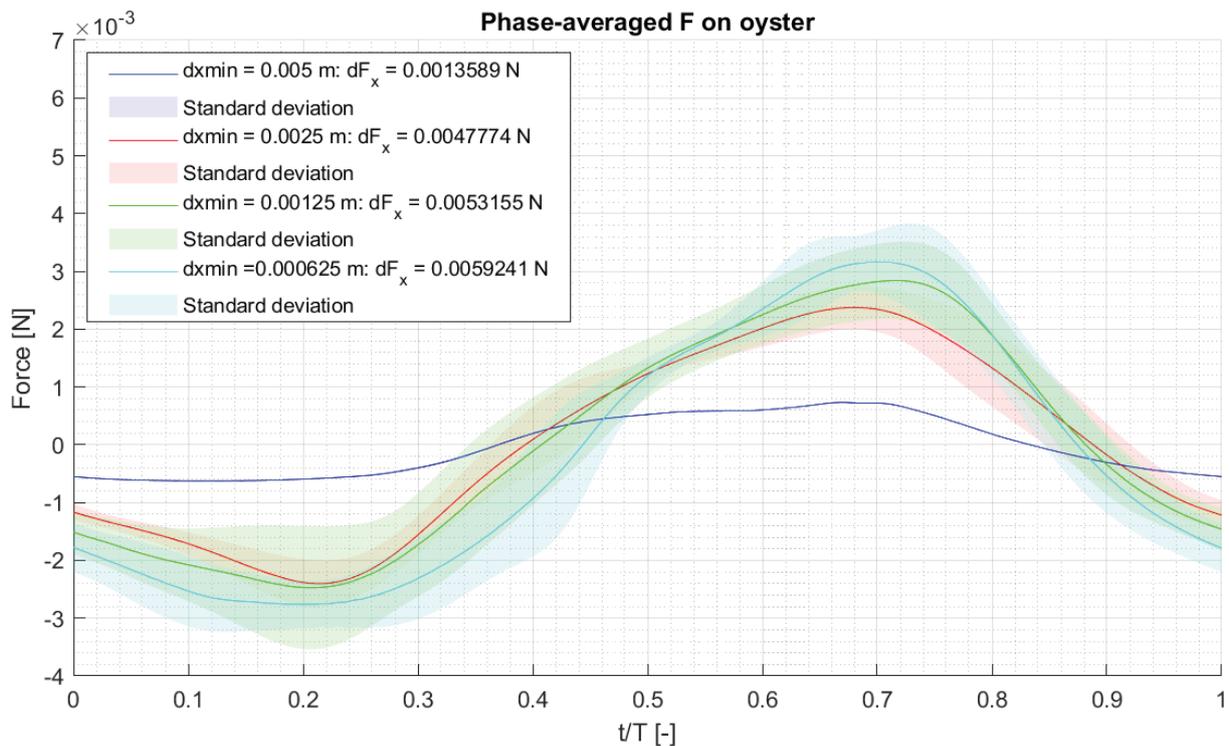


Abbildung 22: Phasengemittelte Kraftverläufe an der einzelnen Auster unter Berücksichtigung variierender Gittergrößen.

Für eine Wellenhöhe von 0.05 m und eine Wellenperiode von 1.5 s zeigt Abbildung 23 die instantane Vortizität an der einzelnen Auster unter Wellenbelastung. Wie zu erwarten zeigen die Ergebnisse eine Wirbelerzeugung an der scharfen Kante der Auster in abwechselnder Richtung, induziert durch die oszillierenden Strömungsgeschwindigkeiten.

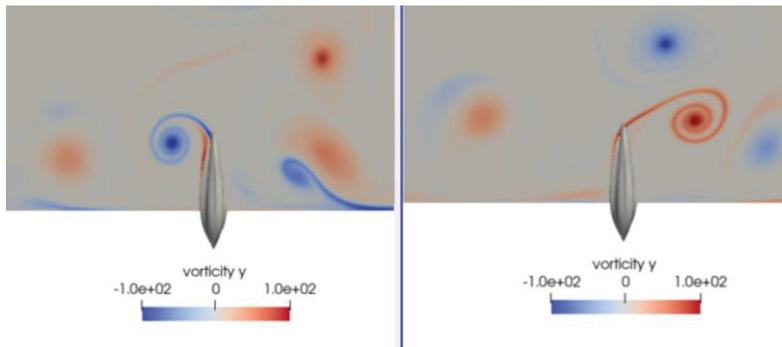


Abbildung 23: Instantane Vortizität an der einzelnen Auster unter Wellenbelastung

Die ersten Ergebnisse der numerischen Simulation mittels eines hochauflösenden, numerischen Modells der einzelnen Auster in der CFD-Software REEF3D::CFD zeigen hohes Potential des numerischen Modells für die detaillierte Analyse der fluiddynamischen Prozesse zum besseren Verständnis des turbulenten Strömungsfelds unter Wellen- und Strömungsbedingungen. Ausgedehnte Parameterstudien an der einzelnen Auster sowie am Austernriff sind Teil weiterführender Forschung.

2.1.8 Zusammenfassung: BIVA-WATT A

Im Teilproject BIVA-WATT A wurden folgende Teilziele erreicht:

- Aus Feldmessungen wurden Strukturtypen von Austernriffen klassifiziert und bzgl. ihrer Oberflächenbeschaffenheit analysiert
- Unter Zuhilfenahme digitaler Oberflächenmodelle und Partikelbett-Druckverfahren wurden realitätsgereute Auster- und Muschelfläche Surrogate erzeugt
- Aus Modellversuchen wurden rauheitsbeschreibende Parameter von biotisch-bewachsenen Substratflächen in realitätsgetreuen Modellen ermittelt und hinsichtlich des „ecosystem engineering“ Potentials (z.B. bzgl. des Küstenschutzes) bewertet.
- Ein hochaufgelöstes numerisches Modell zur detaillierten Analyse der hydrodynamischen Prozesse um einzelne Austern wurde erfolgreich validiert und steht für weiterführende Forschung zur Verfügung.

2.1.9 Zusatz

Studentische Arbeiten:

Jansen, F. (2020): Investigations on the wave attenuation due to oyster reefs and other biogenic habitats. Bachelor Thesis.

Bleidorn, C. (2020): Experimental study to investigate the effect of reef roughness on ocean waves over intertidal oyster reefs. Bachelor Thesis.

Müller, J. (2020): Investigation on Influencing Factors of Blue Mussel Beds and Oyster Reefs Occurrences. Bachelor Thesis.

Köster, S. (2021): Experimental Investigation of the Impact of Form and Density of Roughness Elements on Wave Energy Dissipation. Master Thesis

Scharnbeck, E. (2021): Assessing the accuracy of parameterized oyster reef surrogate models. Bachelor Thesis.

Saelzer, M. (2021): Numerical simulation of the wave kinematics near varying bottom topographies. Bachelor Thesis.

Rentsch, L. (2022): Experimental study on the wave energy dissipation over oyster reef and mussel bed surrogates. Studienarbeit.

Alsguth, F. (2022): Experimental investigation of the three-dimensional wave transformation over oyster reef and mussel bed surrogates. Master Thesis.

Präsentationen:

Hitzegrad, J., Hoffmann, T., Windt, C., Lojek, O., Paul, M., Schlurmann, T., Goseberg, N.: Bed roughness of shellfish reefs in the German Wadden Sea. FZK meets UTwente. 07.02.2023, Hannover.

Hitzegrad, J., Rentsch, L., Windt, C., Goseberg, N.: Oyster reef and mussel bed surrogates subjected to waves. ICCE 2022 Sydney (37th International Conference on Coastal Engineering). 09.12.2022, Sydney, Australien.

Hitzegrad, J., Köster, S., Goseberg, N.: Experimental investigation of the impact of the form of roughness elements on wave energy dissipation, 10th CoastDoc Workshop 2021. 07.10.2021 Hamburg.

Hitzegrad, J., Brohmann, L., Hoffmann, T., Pfennings, K., Kloft, H., Paul, M., Schlurmann, T., Wehrmann, A., Goseberg, N. (2021): Yet another “Ecological Engineer”?: The Pacific Oyster – transforming the roughness of the Wadden Sea by an invasive species, V.ECOP Day 2021 (Virtual Early Career Ocean Professionals Day 2021). International/online (Video and digital tour).

Hitzegrad, J., Brohmann, L., Pfennings, K., Hoffmann, T., Kloft, H., Paul, M., Schlurmann, T., Wehrmann, A., Goseberg, N. (2020): Measurement and statistical Analysis of Oyster Reef Surfaces in the German Wadden Sea, AGU Fall Meeting 2020. 15.12.2020, San Francisco, USA/online (Poster Präsentation).

Hitzegrad, J., Brohmann, L., Pfennings, K., Hoffmann, T., Wehrmann, A., Paul, M., Goseberg, N., Schlurmann, T. (2020): Roughness effects of oyster reefs and blue mussel beds in the German Wadden Sea –the BIVA-WATT project, 15. FZK-Kolloquium, 05.03.2020, Hannover.

2.2 BIVA-WATT B: Quantifizierung der Auswirkungen von Populationsstrukturen der Pazifischen Auster (*Crassostrea gigas*) und heimischen Miesmuschel (*Mytilus edulis*) auf Strömung

Leibniz Universität Hannover (03KIS128)

Bearbeiter: Tom K. Hoffmann, Maïke Paul, Torsten Schlurmann

2.2.1 Einleitung

Im Vorhaben BIVA-WATT B wurden die riffbildenden Strukturen der invasiven Austernart *Magallana gigas* und die Muschelbänke der heimischen Miesmuschel (*Mytilus edulis*) durch eine Modellbildung und anschließende Untersuchungen in gegenständlichen Modellversuchen angestellt. Hierbei wurden die Auswirkungen der Modell-Strukturen der Austernriffe und Miesmuschelbänke auf Geschwindigkeits- und Turbulenzprofile im Strukturnahfeld und -umfeld quantifiziert, um relevante topographische Rauheitsparameter zu ermitteln. Anhand von Laboruntersuchungen in der Umlaufrinne (2D) und im 3D-Wellen-Strömungsbecken wurde der Einfluss von geometrischen Parametern der Austernriff- und Miesmuschelbankstrukturen auf die umgebende Strömung und Wellen analysiert, sowie dazugehörige Rauheitsparameter ermittelt. Die Ausbreitung der Austernriffe bzw. der Miesmuschelbank wurde bei halbjährlichen Datenerhebungen im Gelände erfasst.

Folgende Teilziele wurden hierbei verfolgt:

- Erweitertes Prozessverständnis in Bezug auf die Auswirkung von Austern- und Miesmuschelstrukturen auf Hydrodynamik, Erfassung der primären Effekte und Parameter sowie Quantifizierung und Bewertung deren Relevanz für den Küstenschutz.
- Erkenntniszuwachs bei Fragen im Zusammenhang mit ökologischer Wiederherstellung von biogenen Strukturen und dem Nutzen des ökosystembasierten Küstenschutzes.
- Übertragung methodischer Ansätze aus der Untersuchung vegetationsbasierter Küstenökosysteme auf harte biogene Strukturen und die Ermittlung deren Grenzen für die Verbesserung der Bearbeitung von interdisziplinären Fragestellungen von Geo-, Umwelt-, Natur- und Ingenieurwissenschaften.

Raue Oberflächen, wie z. B. Austernriffe, beeinflussen maßgeblich die umgebende Hydrodynamik und die Sedimentationsprozesse. Im Angesicht des Klimawandels kann die Pazifische Auster zur Stabilisierung und zum Einfang von Sediment im Wattenmeer beitragen. Bisher wurden die Rauheitsparameter abhängig der Strukturgröße und -art nicht unter kontrollierten Laborbedingungen quantifiziert und die jährliche räumliche Veränderung eines Riffes der *M. gigas* im deutschen Wattenmeer nicht erfasst.

2.2.2 Drohnenbefliegung: Identifizierung von Austern und Bestimmung der Riffdimensionen (AP3.1: BIVA_FORM)

Die invasive Pazifische Auster (*M. gigas*) profitiert von den steigenden Wassertemperaturen in der Nordsee und verbreitet sich seit mehr als zwei Jahrzehnten im deutschen Wattenmeer (Wehrmann et al. 2000). Die Pazifische Auster hat die einheimischen Miesmuschelbänke in 3D-strukturelle Riffkomplexe umgewandelt und die Miesmuschel als eine der häufigsten Arten und dominierender Ökosystemingenieur im Wattenmeer abgelöst, was sich auf die umliegende Morphodynamik auswirkt (Bungenstock et al. 2021). Die Umwandlung von Muschelbänken in Austernriffe hat eine irreversible ökologische Veränderung des benthischen Lebensraums bewirkt (Reise et al. 2017) und kann die Populationen benthischer Arten verändern. Die Riffe bieten jedoch auch eine Vielzahl von Ökosystemleistungen, wie die Verbesserung der Wasserqualität, Kohlenstoffbindung, Aufwuchshabitate, biologische Vielfalt und Regulierung von Nährstoffen (Chand and Bollard 2021).

Insbesondere kann eine strömungsdämpfende Wirkung von Austernriffen das umgebende Sediment stabilisieren und vor Erosion schützen.

Die dicht gepackten Austern sind miteinander fest-zementiert, so dass die Riffe Wellen, Gezeitenströmungen und Eisdrift mit einem höheren Widerstand als Miesmuschelbänke standhalten (Bungenstock et al. 2021), was zu höheren Überlebenschancen für Austern führt. Der Lebensraum muss jedoch bestimmte biologische und hydrodynamische Lebensbedingungen für die Pazifische Auster erfüllen, wie z.B. die Trockenfallzeit. Eine ungelöste Forschungsfrage betrifft die maximale Wachstumshöhe in Bezug auf den relativen Wasserstand bzw. die Trockenfallzeit, die die Austernriffe im deutschen Wattenmeer erreichen können.

Die räumlichen Dimensionen der Austernriffe an der Kaiserbalje (KB), südlich von Juist (Nordland, NOL) und der Miesmuschelbank bei Nordstrand (NOS) wurden mit einer Drohne (im Englischen auch *unoccupied aerial vehicle* (UAV)) aus 40 m Höhe halbjährlich zwischen November 2019 und März 2022 erfasst. Unter der strengen zeitlichen Limitierung der Tide, wurden die Muschelflächen trotzdem schnell und hoch aufgelöst (Ground Sampling Distance (GSD) $\sim 1,2$ cm/Pixel) aufgenommen. Im Einzelnen wurden folgende Teilziele mit den Drohnendaten erreicht:

1. Halbjährliche Drohnenbefliegungen der Untersuchungsgebiete, um Orthomosaiks und digitale Höhenmodelle (DHM) zu generieren.
2. Präzise Identifizierung der Austern und Miesmuscheln aus den Drohnendaten mit Hilfe des „Machine Learning“ Algorithmus *Random Forest*.
3. Bestimmung der jährlichen Wachstumsraten im Untersuchungszeitraum sowie die Untersuchung potentieller Wachstumsgrenzen.

Zu jeder Feldkampagne wurden hochaufgelöste DHM und Orthomosaiks (Abbildung 24) aus den Befliegungen via der SfM Methode erstellt, die anhand von Referenzpunkten (Ground Control Points (GCPs)) mit genauen Koordinaten (horizontal: $\pm 0,008$ m und vertikal: $\pm 0,015$ m) georeferenziert wurden. Anhand von Validierungspunkten (Check Points (CPs)) konnte eine vertikale Unsicherheit der georeferenzierten Modelle zwischen 2,7 und 3,9 cm bestimmt werden (Hoffmann et al. in prep.). Auf Grundlage der Eigenschaften der digitalen Modelle wurde das Klassifizierungsmodell *Random Forest* trainiert, um die Muscheln in den Modellen zu identifizieren und kartographisch zu visualisieren. Zum Klassifizierungserfolg hatten die Rauigkeitswerte und Höhenwerte der Höhenmodelle sowie die Rauigkeit des roten Farbkanals aus dem Orthomosaik erheblich beigetragen. Anhand der Muschelkarten konnten die Flächen bestimmt werden und in Kombination mit den Werten der Höhenmodelle auch das Riffvolumen. Die Ergebnisse werden beispielhaft an der Kaiserbalje erläutert.

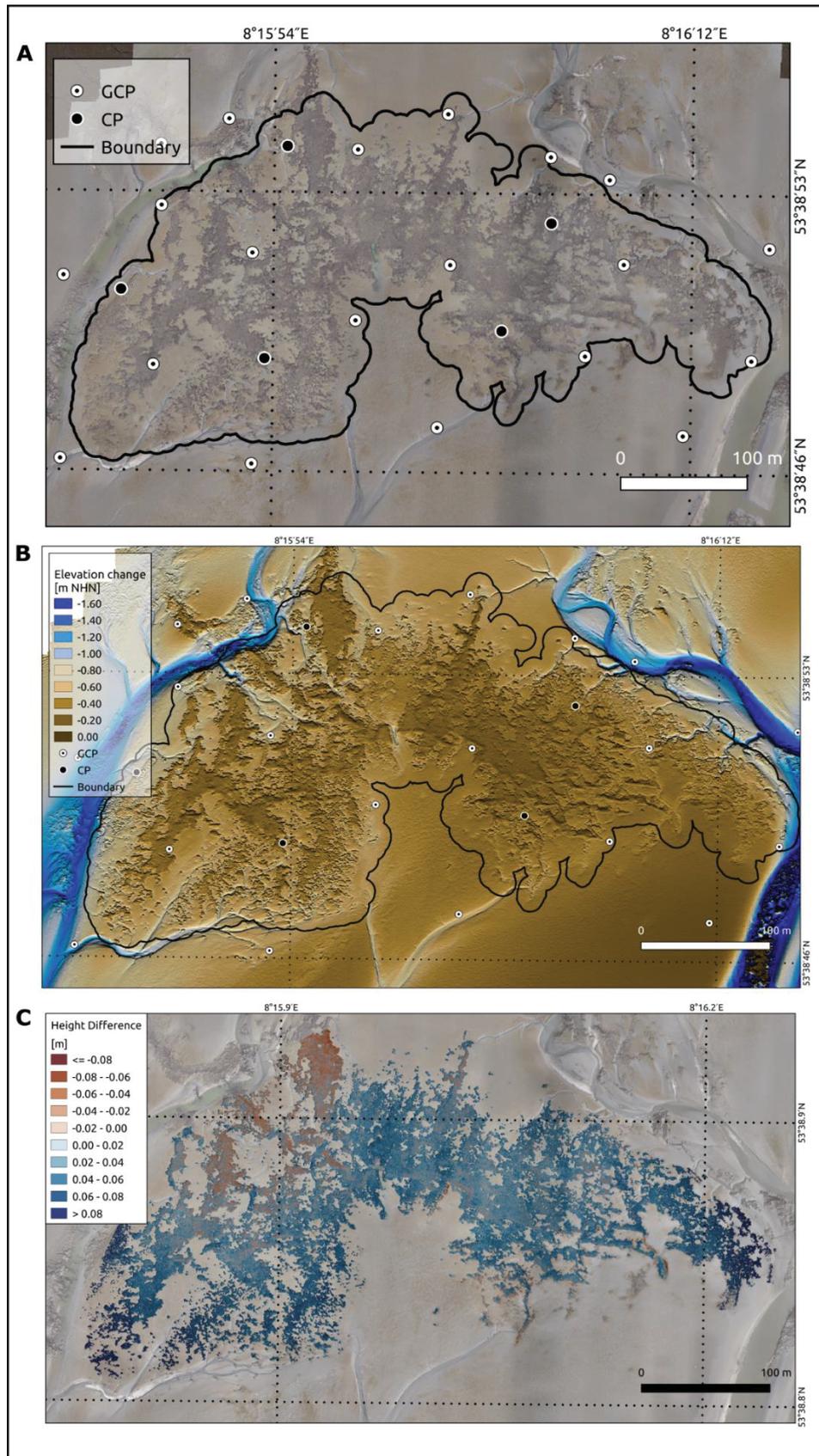


Abbildung 24: Aus den aufgenommenen Drohnenbildern wurden georeferenzierte, digitale Modelle erstellt. A) zeigt ein Orthomosaik mit Ground Control Points (GCPs) und Check Points (CPs) und B) ein digitales Höhenmodell (DHM) von März 2022. Die dunkelbraune Farbe und die helleren Brauntöne zeigen eine Höhe zwischen -0,40 und 0 m NHN bzw. zwischen -0,40 und -1,00 m NHN an. Ab -1,00 m NHN werden die Blautöne mit abnehmender Höhe dunkler. Um die rauen Oberflächen hervorzuheben, wurde ein Hillshading-Effekt hinzugefügt. C) präsentiert im Differenzmodell die Höhenunterschiede zwischen März 2020 und März 2022, unterteilt in Erosion (rot) und Zuwachs (blau) (Hoffmann et al. in prep.).

Die Ergebnisse in Abbildung 25 zeigen, dass sich das volumetrische Riffwachstum um 1.258 m³ vergrößert hat (Hoffmann et al. in prep). Auch wenn die Aufnahmen halbjährlich durchgeführt wurden, konnten keine typischen saisonalen Unterschiede identifiziert werden. Jedoch trat im Winter 2021 eine erhöhte Trockenfallzeit von > 12 Std. mit sehr niedrigen Wasser- und Lufttemperaturen ein, gefolgt von mehreren Stürmen. In diesem Winter ging die Rifffläche (Abbildung 26) weiterhin zurück, während das Riffvolumen wieder wuchs. Da die Austern lange der Luft ausgesetzt waren, verschlechterte sich der Gesundheitszustand der Austern und die Mortalität stieg. Die toten Austern wurden höchstwahrscheinlich von Strömungen und Wellen vom Riff abgetragen und weggespült, was zur Erosion der Rifffläche führte. Es konnte jedoch keinen Zusammenhang zwischen einzelnen episodischen Extremereignissen, wie extrem niedrigere Temperaturen, Sturmfluten oder erhöhte Wasserstände, und dem Rückgang des Riffes festgestellt werden.

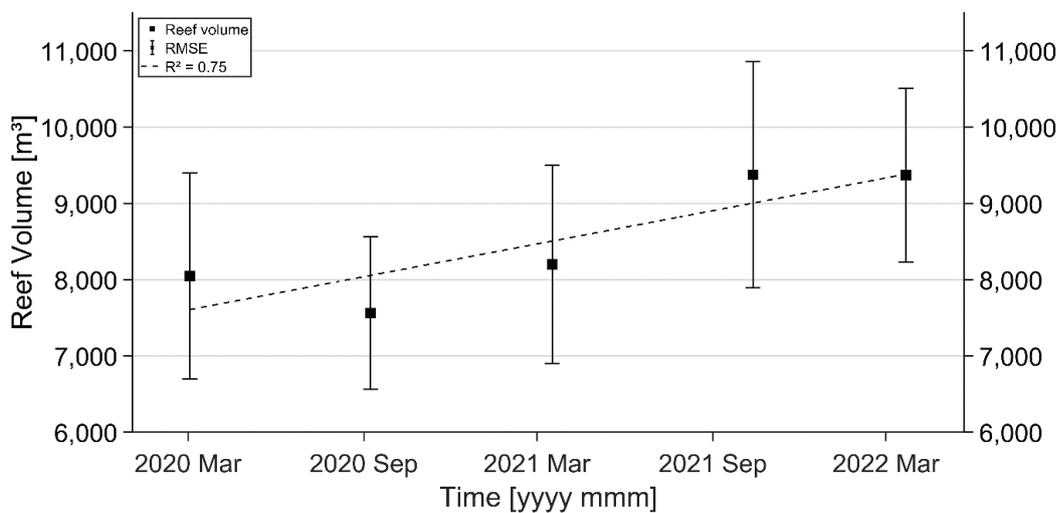


Abbildung 25: Volumetrische Entwicklung des Austernriffs Kaiserbalje über einen Beobachtungszeitraum von zwei Jahren mit entsprechendem mittleren quadratischen Fehler (RMSE) und einem Bestimmungskoeffizient (R²) von 0,75 (Hoffmann et al. in prep.).

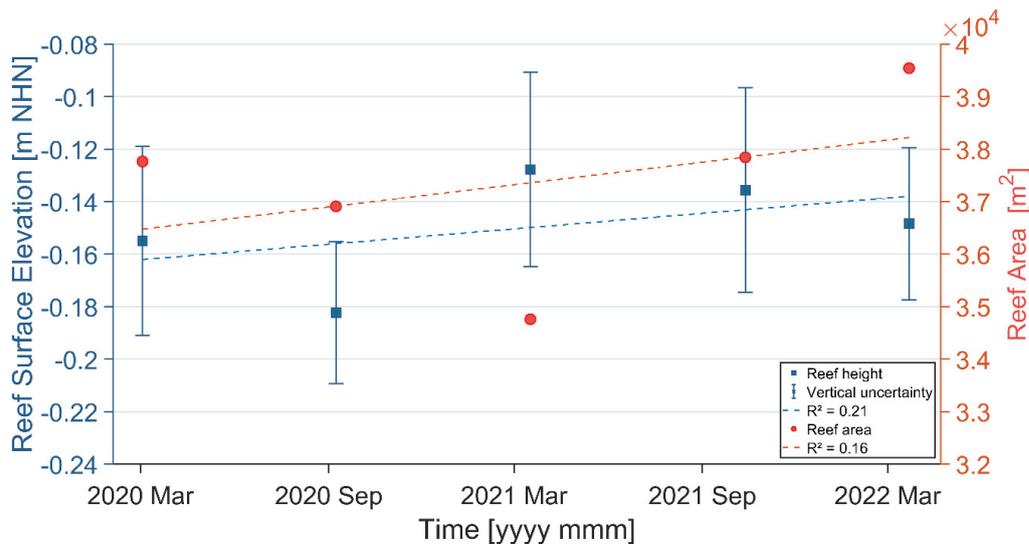


Abbildung 26: Entwicklung der Austernriffhöhe und -fläche an der Kaiserbalje über den gesamten Untersuchungszeitraum. Die blauen Quadrate zeigen die Höhe zum jeweiligen Zeitpunkt mit den dazugehörigen vertikalen Unsicherheiten, die roten Punkte stellen die Flächengröße des Riffs zum jeweiligen Zeitpunkt dar. Für beide Entwicklungen wurde eine Regressionslinie mit einem R²-Wert von 0,21 (Höhe) und 0,16 (Fläche) bestimmt (Hoffmann et al. in prep.).

Die Ergebnisse zeigen, dass die Pazifische Auster extremen Stress widerstehen kann, aber das vertikale Wachstum durch die Trockenfallzeit begrenzt ist. Diese Wachstumsobergrenze wurde schon von Walles et al. (2015b) und Rodriguez et al. (2014) mit einer Trockenfallzeit von 55% bestimmt. Wird dieser prozentuelle Wert auf den Tidenhub an der Kaiserbalje übertragen, ergibt sich eine Wachstumsobergrenze von 0,09 m NHN für die Pazifische Auster (Hoffmann et al. in prep.). Die derzeitige Obergrenze liegt bei $14,8 \pm 2,9$ cm NHN. Somit ist davon auszugehen, dass das Riff weiter vertikal wachsen kann. Die Ergebnisse der Kartierung und Höhenmodelle zeigen nicht nur die aktuellen Dimensionen des Riffes, sondern auch eine Andeutung, dass die Austernriffe in der Nordsee weiterhin expandieren können, so lange geeignete Ansiedlungsflächen mit einer angemessenen Trockenfallzeit zur Verfügung stehen. Weiterhin können die hochaufgelösten digitalen Modelle als Grundlage für weitere Analysen zur Abschätzung von Abundanz, Biomasse und weiteren ökologischen Parametern sowie der Struktur-Klassifizierung verwendet werden.

Veröffentlichung:

Hoffmann, Tom K.; Pfenning, K.; Hitzegrad, J.; Brohmann, L.; Paul, M.; Welzel, M.; Wehrmann, A.; Goseberg, N.; Schlurmann, T. (in prep.): Low-cost UAV Monitoring: Insights into Seasonal Volumetric Changes of an Oyster Reef in the German Wadden Sea.

2.2.3 Modellversuche: Experimentelle Untersuchung 2D Strömung in der Umlaufrinne – Generische Versuche (AP1.3: BIVA_HYDRO)

Vor der Bioinvasion der Pazifischen Auster dominierte die Miesmuschel das Wattenmeer und beeinflusste biologische und physikalische Bedingungen wie die Bodenrauigkeit (Peine et al. 2005), die Grenzschicht und Sedimentationsprozesse (van der Zee et al. 2012). Je nach Alter des Riffs unterscheiden sich die riffinternen Strukturen lokal in der Abundanz, der Austern-Sedimentbedeckung, der Orientierung und im Muschelwachstum und bilden unterschiedliche Muster und Rauigkeitsstufen innerhalb des Riffs (Hitzegrad et al. 2022). Diese komplexen 3D-Riffstrukturen beeinflussen die lokale Hydro- und Morphodynamik und können als lebende Wellenbrecher Strömungs- und Wellenenergie abmildern (Chowdhury et al. 2019; Bouma et al. 2014) und das umgebende Sediment stabilisieren (Piazza et al. 2005; Salvador de Paiva et al. 2018). Da die charakteristischen Eigenschaften der Riffoberflächen u. a. von der Scharfkantigkeit (siehe Abschnitt 2.1.4) geprägt sind, wird angenommen, dass sich die Rauheitslänge und die Bodenschubspannungen in Abhängigkeit der Riffeigenschaften verändern. Um die Auswirkungen der unterschiedlichen Riffeigenschaften auf die Veränderungen der Strömungen zu parametrisieren, wurde der Einfluss der Scharfkantigkeit anhand von vereinfachten Ersatzmodellen (Abbildung 27) in Vorversuchen systematisch untersucht. Im Anschluss der Vorversuche wurden Ersatzmodelle von Miesmuscheln und Austern im selben Versuchsaufbau mit den gleichen hydrodynamischen Randbedingungen untersucht. Hierzu wurden in Laboruntersuchungen folgende Ziele verfolgt:

1. Untersuchung des Einflusses von großen Rauheitselementen und deren Scharfkantigkeit auf Strömungen.
2. Ermittlung der Geschwindigkeitsveränderungen sowie der Turbulenz im Nahfeld und im Nachlauf der Ersatzmodelle
3. Parametrisierung der Rauheitseffekte.

Hierzu wurden *Acoustic Doppler Velocimetry* (ADV) und *Particle Image Velocimetry* (PIV) als Messinstrumente verwendet, um die Strömungen im Nahfeld der Ersatzmodelle aufzunehmen. Die Länge der Ersatzmodelle wurde zwischen 0,5 m und 4,0 m variiert, sowie die Strömungsgeschwindigkeit zwischen 0,1 m/s und 0,3 m/s. In der Abbildung 28 ist der schematische Versuchsaufbau von der Seite zu sehen.

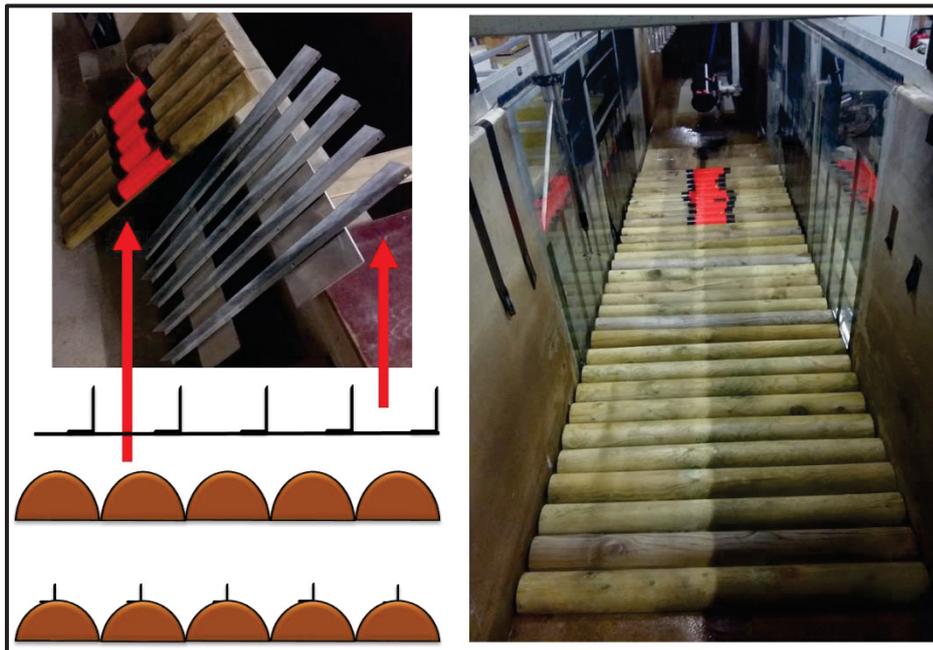


Abbildung 27: Linke Seite: Die vereinfachten Ersatzmodelle. Rechte Seite: Photographie der semizirkulären Profile in der Umlaufrinne.

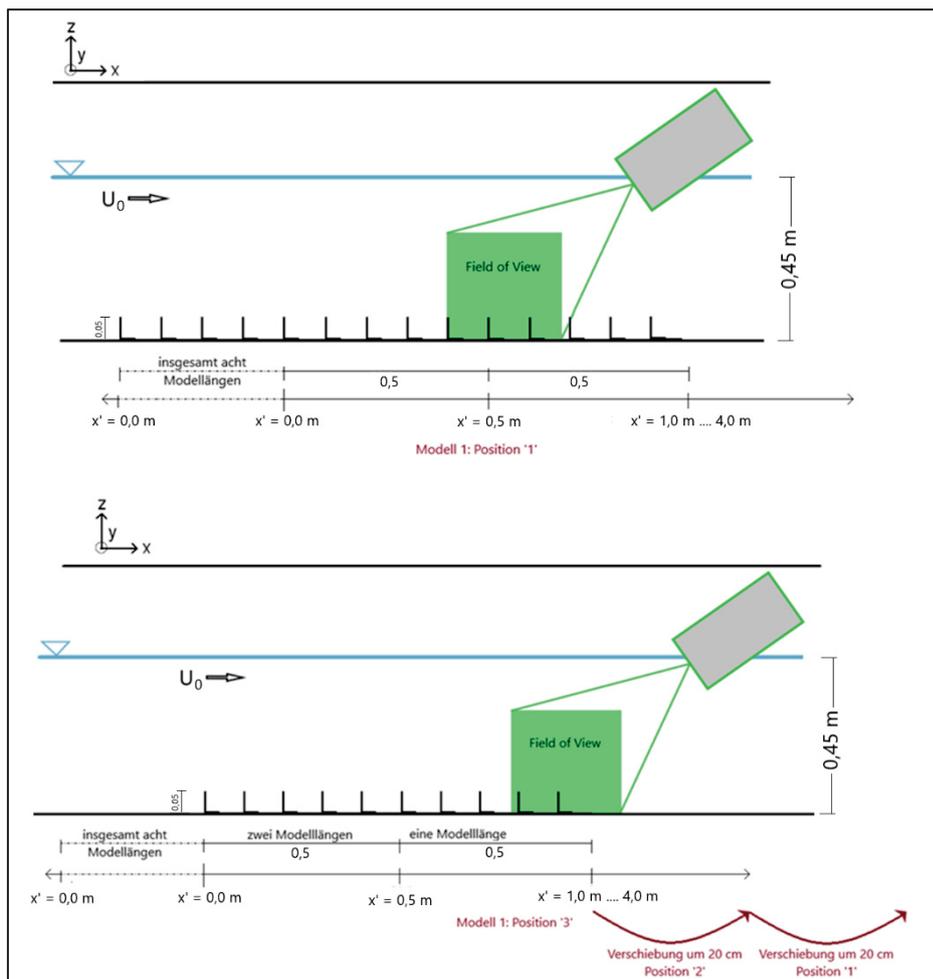


Abbildung 28: Seitenansicht des Versuchsaufbaus mit dem Lamellen-Modell für Längen von 0,50 m bis 4,00 m bei einem Wasserstand von 0,45 m (nicht maßstäblich). Das Particle Image Velocimetry (PIV) System nahm einen Ausschnitt (Field of View, grünes Quadrat) von 0,3 m x 0,3 m auf. Da das PIV-System konstant an einer Stelle fixiert war, wurden die Ersatzmodelle um 0,2 m verschoben, um weitere Ausschnitte zu erhalten.

Die Untersuchungen zur Rauigkeit von den Ersatzmodellen haben gezeigt, dass diese Strukturen einen unterschiedlich starken Einfluss auf die Strömung (

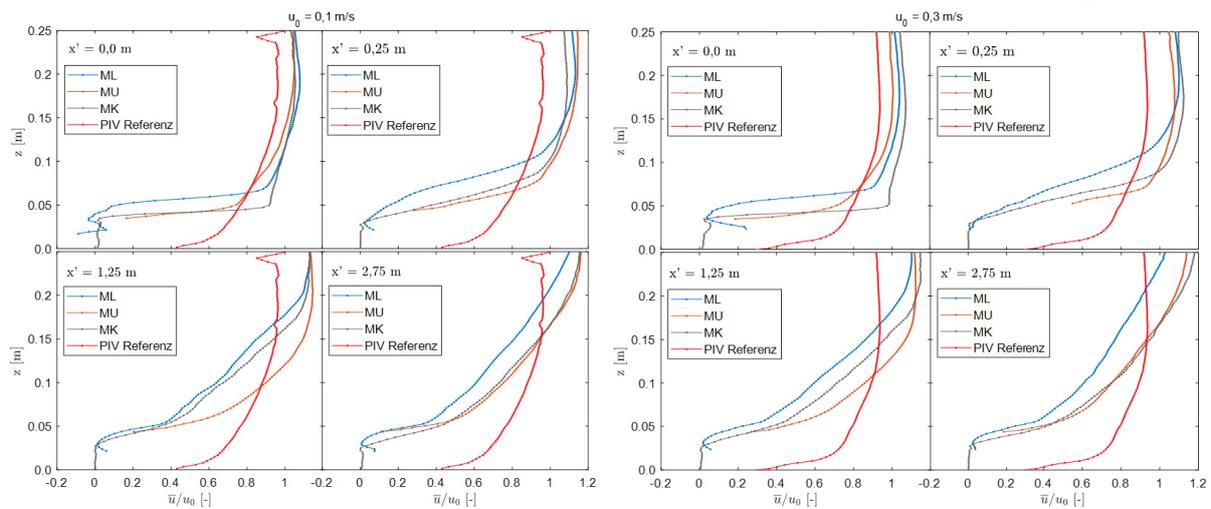


Abbildung 29) und die Turbulenzentwicklung ausüben. Die Experimente zeigten, dass mit zunehmender Modelllänge der Einfluss der Rauigkeit auf die Strömung wuchs, da der Reibungseinfluss stärker wurde. Die größte Geschwindigkeitsreduktion wurde wie erwartet direkt über dem Ersatzmodell in der Strömungsschicht beobachtet und die Geschwindigkeit verlief ungefähr nach einem logarithmischen Profil in die Höhe. Diese Ergebnisse zeigen, dass raue Strukturen, wie sie bei Riffstrukturen vorhanden sind, die Strömungsgeschwindigkeit in ihrer unmittelbaren Umgebung erheblich beeinflussen können. Darüber hinaus ergab der Vergleich der verschiedenen Ersatzmodelltypen unterschiedliche Auswirkungen auf die Hydrodynamik. Die Lamellen-Profile hatten den größten Einfluss auf die Strömungsabschwächung, während das Halbkreis-Modell den geringsten Einfluss hatte. Das kombinierte Modell zeigte Werte zwischen dem Lamellen-Profil und dem semizirkulären Profil. Dies deutet darauf hin, dass die spezifische Struktur der Riffoberfläche eine entscheidende Rolle bei der Beeinflussung der Strömungsverhältnisse spielt.

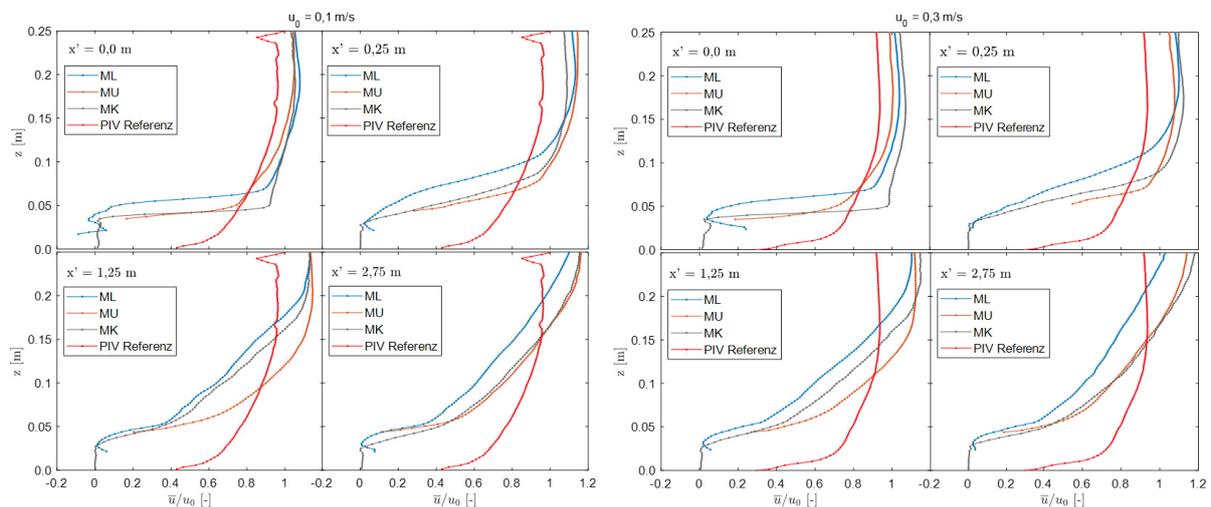


Abbildung 29: PIV-Strömungsprofile \bar{u}/u_0 des Modellvergleichs für die Positionen x' von 0,00 m, 0,25 m, 1,25 m und 2,75 m für $u_0 = 0,10 \text{ m/s}$ (links) und $0,30 \text{ m/s}$ (rechts).

Die Untersuchung der TKE ergab die größte Entwicklung direkt über dem Modell. Die Form der Ersatzmodelle hatte ebenfalls einen Einfluss auf die Turbulenzentwicklung. Die scharfkantigen Lamellen-Profile zeigten den größten Zuwachs an TKE. Ebenfalls waren die Widerstandsbeiwerte und Rauheitslängen von der Struktur der überströmten Modellfläche abhängig. Die Lamellen-Profile wiesen die höchsten Werte auf, während das semizirkuläre Modell den geringsten Widerstandsbeiwert hatte (Tabelle 4).

Tabelle 4: Bodenschubspannung τ_k , Widerstandsbeiwert c_w und Rauheitslänge z_0 bei einem Modellmaßstab von 1:3.

u_0 [cm/s]	τ_k [N/m ²]		$c_{w,k}$ [-]	$z_{0,k}$ [cm]
	10	30		
Lamellen	$0,05 \pm 0,01$	$0,48 \pm 0,09$	$0,055 \pm 0,021$	$0,17 \pm 0,05$
Semizirkulär	$0,04 \pm 0,003$	$0,44 \pm 0,05$	$0,018 \pm 0,008$	$0,05 \pm 0,03$
Kombination	$0,06 \pm 0,02$	$0,40 \pm 0,32$	$0,026 \pm 0,005$	$0,08 \pm 0,02$

Im Anschluss der Versuche fanden Untersuchungen mit den Austernriff- und Miesmuschelbankmodellen unter denselben hydrodynamischen Bedingungen statt. Die Abbildung 30 zeigt exemplarisch die Strömungsfelder um das Austernriffmodell bei einer Anfangsgeschwindigkeit von 0,1 m/s und einer Modelllänge von 0,5 m. Die Auswertung der ADV und PIV Daten findet aktuell noch statt. Erste vorläufige Ergebnisse zeigen bei einer initialen Strömungsgeschwindigkeit von 0,1 m, dass die Austernriffmodelle das Strömungsprofil bis zu einer Modelllänge von 3,0 m erkennbar beeinflussen. Bis 0,25 m über den Modellen ($\sim 63\%$ der Wasserhöhe) nähert sich die Strömungsgeschwindigkeit der Anfangsgeschwindigkeit an.

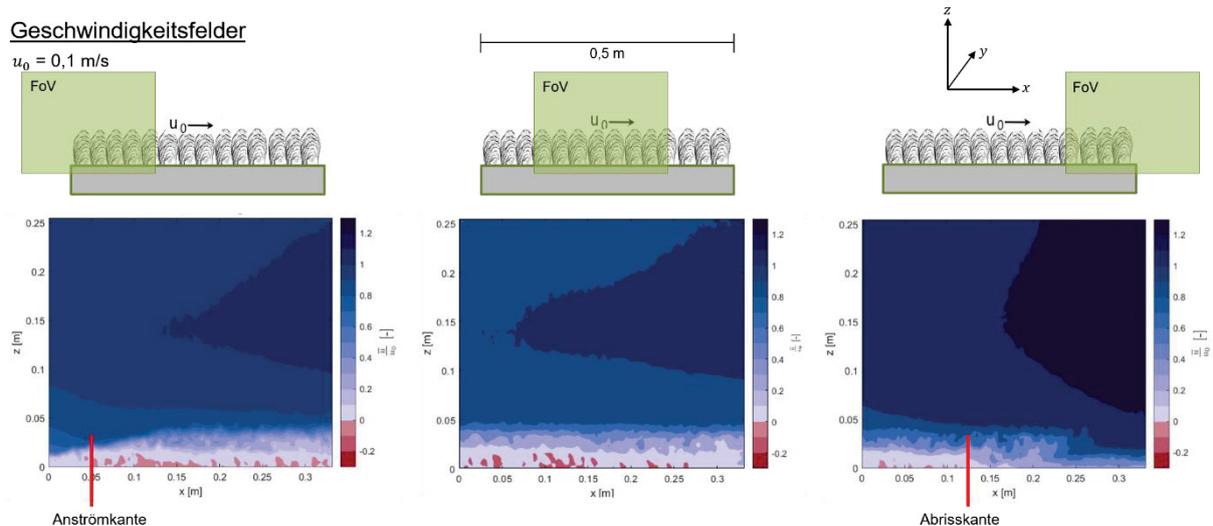


Abbildung 30: Strömungsgeschwindigkeiten im Nahfeld eines Austernriffsatzmodells mit der Länge von 0,5 m bei einer initialen Strömungsgeschwindigkeit von 0,1 m. Die blauen Farbtöne zeigen positive Geschwindigkeiten, während die roten Töne Geschwindigkeiten in die entgegengesetzte Richtung der Strömung anzeigen. Unmittelbar über dem Modell liegt die Geschwindigkeit bei ~ 0 m/s. Die Anström- und Abrisskante sind vorne und hinten mit einer roten Linie vermerkt.

Die Ergebnisse geben Einblicke in die Wechselwirkungen zwischen unterschiedlichen Geometrien und der umgebenden Strömung. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Ergebnisse dieser Studie darauf hindeuten, dass scharfkantige Strukturen, wie vertikal-orientierte Austern, einen erheblichen Einfluss auf die Hydrodynamik und Turbulenz haben können. Weiterhin haben die Ergebnisse verdeutlicht, dass die Geometrien die überliegenden Strömungsschichten unterschiedlich verändern. Weitere Forschung ist jedoch erforderlich, um die spezifischen Mechanismen und den Einfluss verschiedener Strukturtypen eines Austernriffes auf die Hydrodynamik genauer zu untersuchen.

2.2.4 Modellversuche: Austernriff- und Muschelbankersatzmodelle im 3D Wellen-Strömungs-Becken (AP1.4: BIVA_HYDRO)

Im selben Versuchsrahmen wie in Abschnitt **Error! Reference source not found.** wurden die Ersatzmodelle der Miesmuschelbänke und Austernriffe auch auf ihren Einfluss auf die Strömung sowie auf die Strömung-Wellen-Interaktion untersucht. Neben den genannten Zielen in Abschnitt **Error! Reference source not found.** wurden die Untersuchungen um folgende Ziele ergänzt:

1. Untersuchung der Strömungsreduzierung durch die unterschiedliche Anordnung der Austernriff- und Muschelbankersatzmodellen basierend auf der strukturellen Klassifizierung der Austernriffe nach Hitzegrad et al. (2022).
2. Quantifizierung des rauheitsbedingten Einflusses auf die Strömung in Abhängigkeit von der initialen Strömungsgeschwindigkeit und der Modelllänge
3. Parametrisierung der TKE, Bodenschubspannungen und Rauheitslängen.

Der Versuchsaufbau (Abbildung 15 und Abbildung 17) und die Anordnung (Abbildung 16) der Ersatzmodelle der Austernriffe und Miesmuschelbänke wurden in Abschnitt **Error! Reference source not found.** bereits erläutert. Die Anordnung beeinflusst die Größe der rauen Fläche und somit die Gesamtraugigkeit der Lauflänge. Im Gegensatz zu Abschnitt **Error! Reference source not found.** lag der Fokus hier auf der Strömung mit einer initialen Geschwindigkeit von 0,2 m/s und 0,3 m/s. Die unten aufgeführten Erkenntnisse beziehen sich hier exemplarisch auf eine Strömungsgeschwindigkeit von 0,3 m/s. Es wurden zusätzliche Versuche mit einer Kombination aus Strömung und Welle durchgeführt. Zu diesem Zweck wurden die Wellen neben einem Angriffswinkel von 90° auch mit einem Winkel von 45° und 135° zur Strömungsrichtung erzeugt. Die detaillierte Datenauswertung steht noch aus.

Die Rauigkeitseffekte der Ersatzmodelle hängen sowohl von der Riffstruktur als auch von der Länge der rauen Fläche ab (Abbildung 26). Die Geschwindigkeitsprofile zeigen eine Abnahme der Geschwindigkeit von der Anströmkante zur Abrisskante, insbesondere in Bodennähe bei allen Modellanordnungen. Der Einfluss auf die Geschwindigkeitsreduktion war stärker über dem *Zentralen Riff* im Vergleich zum Modell der *Übergangszone* oder *Cluster*. Die Abnahme der Geschwindigkeit war entlang der Rifflänge und dem Anstieg der rauen Gesamtfläche vom *Cluster* mit 52% rauer Fläche zum *Zentralen Riff* mit 100% rauer Fläche deutlich. Die Differenz der mittleren Geschwindigkeiten zwischen Anströmkante und Abrisskante war beim *zentralen Riff* deutlich größer als beim *Cluster*. Generell wurde die Geschwindigkeit über dem *Zentralen Riff* stärker reduziert als über der *Übergangszone*- oder dem *Cluster*. Daraus kann geschlossen werden, dass die Gesamtraugigkeit und die Anordnung der Riffstruktur einen großen Einfluss auf die Effektivität der Energiedissipation haben. Weiterhin wurde eine Erhöhung der turbulenten kinetischen Energie beobachtet, insbesondere in den bodennahen Schichten unmittelbar über der Riffstruktur. An der Abrisskante war die TKE 1,5 bis 2-mal größer als an der Anströmkante.

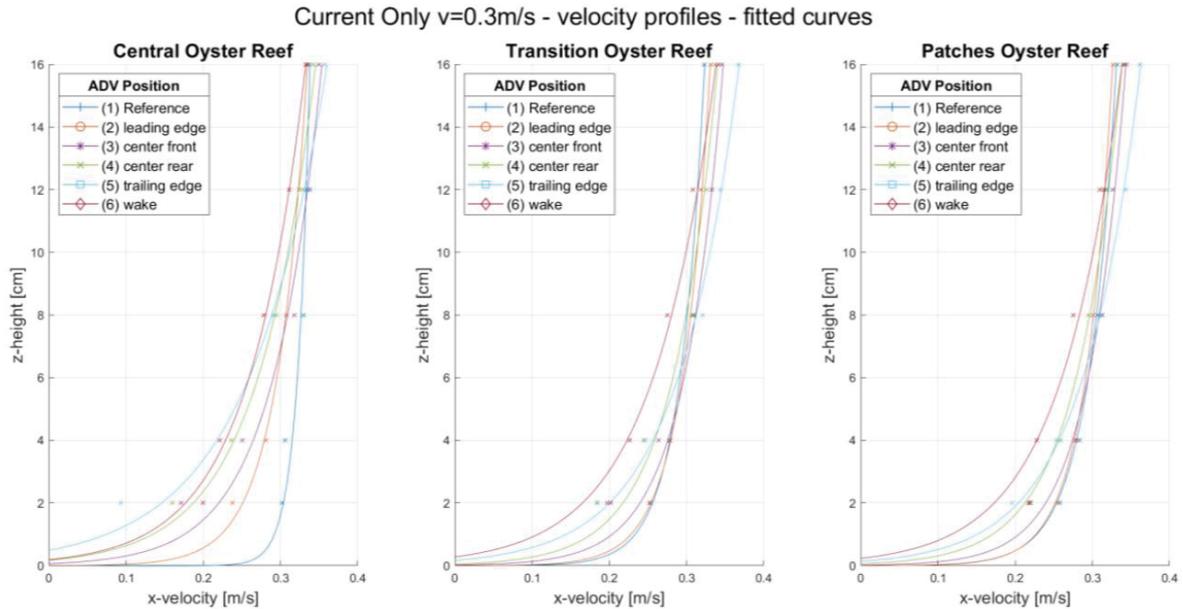


Abbildung 31: Vertikale Geschwindigkeitsprofile des Austernriffmodells mit unterschiedlicher Anordnung. In der Legende sind die Positionen der ADV zur Testfläche erläutert.

Die Rauheitslänge z_0 , Schergeschwindigkeit u^* und der Widerstandsbeiwert c_W wurden als Parameter zur Charakterisierung der Rauigkeit des Riffs untersucht. Die berechneten Parameter zeigen für alle Riffanordnungen eine Zunahme über die Modelllänge und, ähnlich wie bei der Geschwindigkeitsreduktion, eine Abnahme des Effekts vom *Zentralen* zum *Cluster* (Abbildung 27). Die Schergeschwindigkeit betrug an der Abrisskante des *Zentralen Riffs* das Siebenfache der Referenzmessung und nahm bis zum Nachlauf auf das etwa 3,5-fache des Referenzwertes ab. Da der Widerstandsbeiwert in Abhängigkeit der Schergeschwindigkeit bestimmt wurde, zeigen sich hier ähnliche Charakteristika wie beim Verlauf der Schergeschwindigkeit. Die Rauheitslänge stieg beim *Zentralen Riff* bis zur Abrisskante auf ca. 0,95 cm an und fiel dann bis zum Nachlauf auf etwa 0,1 cm.

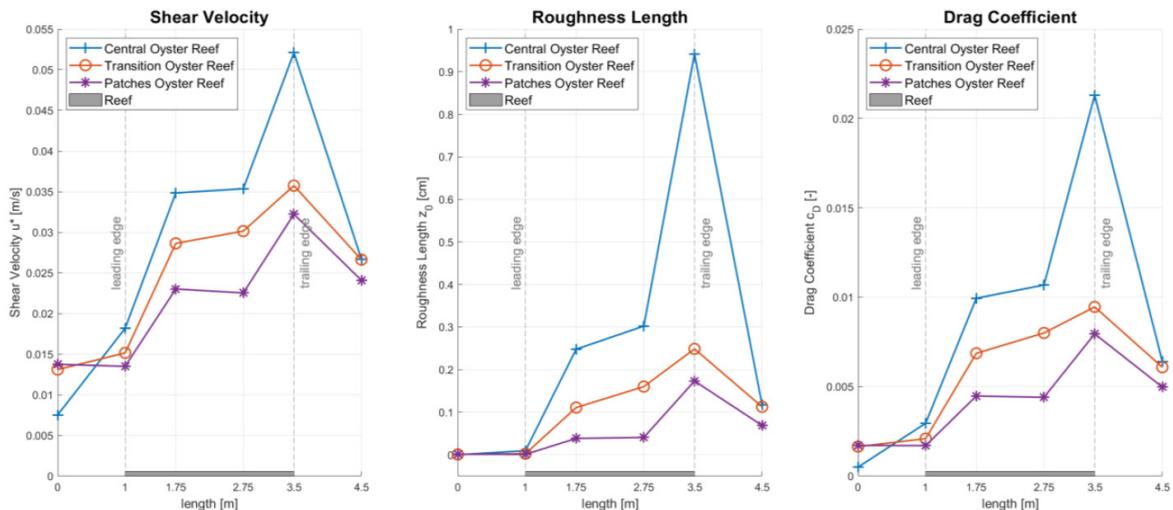


Abbildung 32: Schergeschwindigkeit u^* (links), Rauheitslänge z_0 (Mitte) und Widerstandsbeiwert c_W (rechts) entlang der Versuchsfläche bei einer initialen Strömungsgeschwindigkeit von 0,3 m/s.

Insgesamt zeigte sich, dass die Gesamtrauigkeit und die Anordnung der Austernriffmodelle maßgeblich einen Einfluss auf die Strömungsreduzierung haben. Die vorliegende Studie liefert Erkenntnisse über küstenschutzrelevante Effekte von Austernriffen und betont die Bedeutung der Einbeziehung von Ökosystemen in den Küstenschutz, insbesondere vor dem Hintergrund des Klimawandels und der Veränderungen der hydrodynamischen Verhältnisse an den Küsten.

2.2.5 Computertomographische Aufnahmen von Austernproben (AP3: BIVA_FORM)

Die raue Oberfläche des Riffs dämpft Strömungen und Wellen durch die Energiedissipation ab. Zur Energiedissipation tragen neben der Oberflächenrauigkeit im Wesentlichen der Porenraum und die Porenstruktur bei, die durch Permeabilität, Porosität und Tortuosität, beschrieben werden können. Um ein dreidimensionales Modell einer Austernprobe aus dem Wattenmeer zu erstellen wurde die Computertomographie (CT) genutzt. Während die CT in der Küstenforschung zur Untersuchung von Sedimentstrukturen weit verbreitet ist, ist ihre Anwendung bei der Untersuchung von Austernriffen bisher nicht gefolgt.

Der Schwerpunkt der CT-Aufnahmen lag auf der Untersuchung der internen Zusammensetzung der Austernriffe, um die Wechselwirkung zwischen der Riffoberfläche und Strömungen sowie Wellen besser beschreiben zu können. Das übergeordnete Ziel ist, das Potential von CT als experimentellen Ansatz zur Analyse der inneren Zusammensetzung von Austernriffen zu untersuchen, typische Anforderungen für die Anwendung zu definieren und die Bedingungen für die Probenahme herauszuarbeiten.

Für die Untersuchung wurde eine Probe aus der Kaiserbalje vom Projektpartner SaM entnommen (Abbildung 33), getrocknet und möglichst störungsfrei zum Standort des CT-Scanners transportiert. Eine zylinderförmige Probe mit begrenzten Kanten war erforderlich, um Unsicherheiten zu minimieren, die durch zusätzliche Röntgenstörungen während des Scans verursacht werden. Die Stabilität der Probe war ebenfalls von entscheidender Bedeutung, um Brüche oder abfallende Teile zu vermeiden. Vor der Stabilisierung wurde das Sediment entfernt und ein repräsentativer Teil aus der Austernprobe entnommen (Abbildung 34), um die Probengröße zu reduzieren. Die Größenbeschränkung für den Mikro-CT-Scan wurde durch die Auflösung des endgültigen Bildes bestimmt, mit einem maximalen Radius von 60 mm und einer Höhenbegrenzung von 300 mm. Um diese Abmessungen zu erreichen, wurde die Probe in ein rundes Kunststoffrohr gelegt, das mit flüssigem Epoxidharz gefüllt wurde. Es ist zu beachten, dass die Genauigkeit des CT-Scans mit zunehmender Probengröße abnimmt.



Abbildung 33: Getrocknete Probe aus der Kaiserbalje bestehend aus Austern, Miesmuscheln und Sediment.



Abbildung 34: Entnahme eines repräsentativen Teils der Austernprobe.

Der CT-Scan ergab ein dreidimensionales volumetrisches Modell der Austernriffprobe. Die Ausgabe bestand aus einer Reihe von TIFF-Bilddateien, die jeweils eine rekonstruierte Schicht von 0,23 mm und einer Auflösung von 114 μm darstellten. In der Abbildung 35 ist eine Schicht zu erkennen. Die vorhandenen Austern und Muscheln in dem Komplex konnten mit einer Schalenbreite von 2 bis 11 cm bestimmt werden. Weiterhin liefert der Datensatz wertvolle Informationen, die für weitere Analysen und Interpretationen hinsichtlich des Porenraums verwendet werden können.

Die Grenzen der CT-Geräte, wie ihre Immobilität und die Notwendigkeit einer sorgfältigen Probenhandhabung sowie einem sicheren Probentransport, zeigen die Herausforderungen der CT-Untersuchungen von Austernstrukturen auf. Jedoch können die prozessierten Daten zur weiteren

Bestimmung von Porosität und Rauheit beitragen, die in der Strömungssimulation von Austernriffen verwendet werden können, um die vorherrschenden Strömungs- und Dissipationsprozesse zu analysieren.

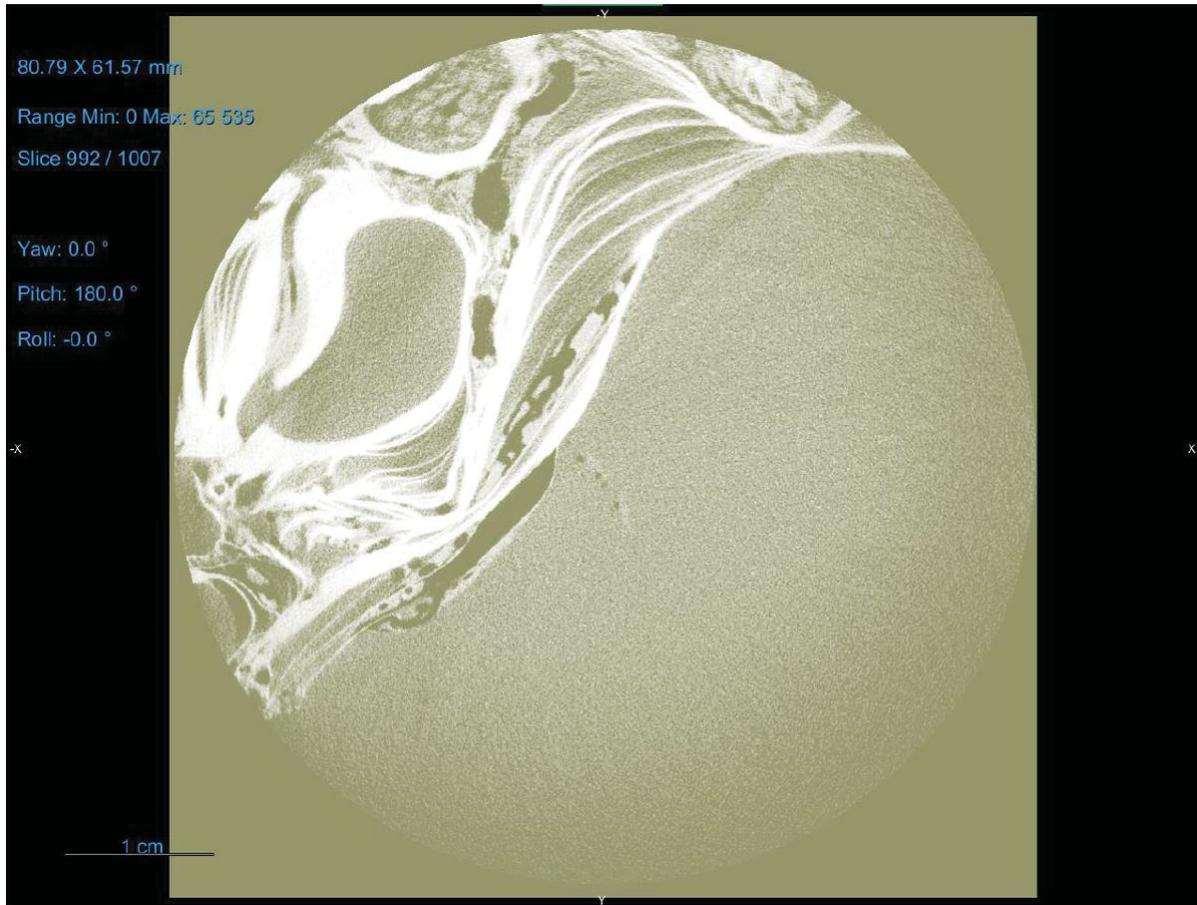


Abbildung 35: Rekonstruiertes Schichtbild der Probe des Austern-Komplexes (Erstellt mit Dragonfly Pro).

2.2.6 Zusammenfassung: BIVA-WATT B

In Anbetracht künftiger extremer Meeresspiegel (IPCC 2021) könnten die strömungsdämpfenden Merkmale der Austernriffe Teil künftiger Küstenschutzmaßnahmen sein, die sich weit über die Riffe hinaus ausdehnen, sich auf die Watten auswirken und die umgebende Weichsedimentumgebung vor Erosion schützen (Wallis et al. 2015a). Seit mehr als zwei Jahrzehnten breiten sich Austernriffe in der deutschen Nordsee aus und sind noch nicht an ihren Grenzen gekommen, wie die Ergebnisse aus den Drohnenbefliegungen zeigen. Die Klassifizierung mit *Random Forest* der hoch-aufgelösten Drohnenkarten liefern präzise Karten von Austernriffen bzw. Miesmuschelbänken über zwei Jahre, die das vertikale und horizontale Wachstum der Riffe zeigen.

Abhängig von der Größe der Austernriffe und der Strukturklasse werden die Strömungen und Wellen im Nahfeld beeinflusst. So zeigen die Erkenntnisse aus den Laborversuchen in der Umlaufwanne und im 3D-Wellen-Strömungsbecken, dass die Strömungsgeschwindigkeiten sich abhängig von Strukturtyp und Länge der Ersatzmodelle verringern. Eine Reduzierung der Strömungsgeschwindigkeiten wirkt sich auch auf die lokalen Sedimentationsprozesse aus. In welchem Umfang die Austernriffe in der Nordsee die umgebenden Sedimentflächen verändern, muss weiterhin erforscht werden. Die digitalen Modelle aus der photogrammetrischen Auswertung können dazu beitragen, die Sedimentansammlung zu quantifizieren.

Folgende Teilziele wurden hierbei erreicht:

- Erstellung von hoch-aufgelösten digitalen Modellen anhand der halbjährlichen Drohnenbefliegungen für die präzisen Kartierungen der Austern und Miesmuscheln.
- Bestimmung des Riffwachstums an der Kaiserbalje zwischen März 2020 und März 2022 und die Überprüfung von saisonalen Unterschieden im Wachstum.
- Identifizierung von Stressfaktoren, die das Wachstum hindern oder das Riff reduzieren.
- Beschreibung der Veränderungen der Strömungsgeschwindigkeiten und die Erzeugung von Turbulenz abhängig von Modelllänge und Strukturtyp.
- Parametrisierung der Rauheitseffekte in Form von Bodenschubspannungen, Rauheitslänge und Widerstandbeiwerte.
- Untersuchung des Einflusses von unterschiedlichen geometrischen Formen auf die Strömung mit Fokus auf die Scharfkantigkeit der Ersatzmodelle.
- Untersuchung zur Anwendung von computertomographischen Scans zur Analyse der Porenstruktur und des -raumes von Austerngefügen.

2.2.7 Zusatz

Studentische Arbeiten:

Michalak, K. (2021): Photogrammetrische Untersuchung der Höhenlage von Austernriffen am Standort Kaiserbalje. Bachelor Arbeit.

Stukenborg, L. (2021): Flächenwachstum von Austern - Photogrammetrische Untersuchung von Austernriffen zur Bestimmung der Ausbreitung südlich von Juist. Bachelor Arbeit.

Boldt, L. (2021): Auswirkungen von Austernriffen auf Bodenschubspannungen sowie die Morphologie. Studienarbeit.

Stickel, K. (2021): Determining the Roughness of Oyster Reefs based on terrestrial Laserscanning and Drone Survey. Studienarbeit.

Junker, S. (2021): Hydraulische Untersuchungen der Wechselwirkung zwischen Austernriffen und der Strömung anhand generischer Modelle unter Einsatz von Particle Image Velocimetry (PIV). Master Arbeit.

Gläsner, D. (2021): Methodenentwicklung zur Bestimmung der Oberflächenbedeckung und morphologischen Riffdynamik der Pazifischen Auster basierend auf Drohnenaufnahmen. Interdisziplinäres Projekt.

Gröger, J. (2022): Experimentelle und analytische Untersuchungen über Rauigkeitseffekte der pazifischen Auster auf das Strömungsverhalten anhand skaliert Modelle. Master Arbeit.

Weiß, L. (2022): Rauigkeitseffekte auf die lokale Morphodynamik im norddeutschen Wattenmeer durch die räumliche Riffausbildung der Pazifischen Auster (*Magallana gigas*). Bachelor Arbeit.

Cohn, S. (2022): Analyse von Strömungsprofilen im Nahfeld von skalierten Austernmodellen. Studienarbeit.

Aticioglu, B. (2022): Einfluss von wellen- und strömungsdominierten Zuständen auf die scheinbare Rauigkeit von marinen Oberflächen. Studienarbeit.

Otte, F. (2022): Experimentelle Untersuchungen der ökosystembasierten Küstenschutzfunktionen der Pazifischen Auster. Interdisziplinäres Projekt.

Beiermann, M. (2023): Application of computed tomography scans for describing pore space and flow processes in oyster reefs. Interdisziplinäres Projekt.

Einwachter, M. (2023): Bestimmung und Vergleich der Bodenschubspannungen rauher Oberflächen anhand von ADV-Messungen. Bachelor Arbeit.

Cohn, S. (in prep.): Experimentelle und analytische Untersuchungen der Rauigkeitseffekte von skalierten Miesmuschelmodellen auf die Strömung. Bachelor Arbeit.

Koch, D. (in prep.): Untersuchung von turbulenten Grenzschichtströmungen über skalierten Muschelmodellen anhand von Particle Image Velocimetry (PIV). Master Arbeit.

Schüering, J. (in prep): Untersuchungen zur Auswirkung der Oberflächenrauheit von skalierten Austernriffen auf Strömung und Wellen sowie der Interaktion. Master Arbeit

Präsentationen:

Hoffmann, T. K., Paul, M., Schlurmann, T.: Quantifying the Morphological Change of Oyster Reefs in the German Wadden Sea based on Drone Imagery, 10th CoastDoc Workshop 2021. 07.10.2021 Hamburg.

Paul, M., Hoffmann, T. K., Schlurmann, T., Hitzegrad, J., Windt, C., Goseberg, N. (2022): Untersuchung der lokalen und räumlichen Rauheitswirkung von Austernriffen und Miesmuschelbänken, 26. KFKI-Seminar 2022, 03.11.2022, Hamburg

2.3 BIVA-WATT C: Erfassung der Populationsstruktur und -dynamik der Pazifischen Auster und heimischen Miesmuschel in ihrer Funktion als ökosystemgestaltende Arten im Wattenmeer

Senckenberg am Meer (03KIS129)

Bearbeiter: Kai Pfennings, Achim Wehrmann

2.3.1 Einleitung

Die Pazifische Auster (*Magallana gigas*) hat im deutschen Wattenmeer von Westen her einwandernd den größten Teil der vormals existierenden Miesmuschelbänke invadiert. Es haben sich mit starken Flächenwachstumsraten Austernriffe gebildet, die anders als die Miesmuschelbänke, extrem widerstandsfähig gegen mechanische Belastungen sind. *M. gigas* bildet riffartig-zusammenhängende und fleckig-bis-flächige Strukturen von mehreren Dezimetern Höhe (Schalenwachstum rd. 5 cm/a), die sich im Mittel um bis zu 5% jährlich in der Fläche erweitern. Während an der niedersächsischen Küste 98% der Miesmuschelbank-Standort in Austernriffe umgewandelt wurden, stellen an der westfriesischen und nordfriesischen Küste Miesmuschelbänke, sowohl hinsichtlich Fläche wie auch Biomasse, etwa die Hälfte des Gesamtbestandes an biostromalen Strukturen (Folmer et al. 2017). In Folge der Riffbildung ist von großflächigen hydrodynamischen Änderungssignalen im Wattenmeer auszugehen (Hydro- und Morphodynamik), die bislang in der Forschung weitestgehend unberücksichtigt blieben. Dies wird sowohl auf die ökologische Zusammensetzung des Wattenmeeres als auch auf die langfristige Höhenentwicklung bzw. vertikale Diversität vor dem Hintergrund des Klimawandels einen Einfluss haben. Die Thematik ist von großer gesellschaftlicher Relevanz und zeigt eine zeitnahe Notwendigkeit zur Erforschung.

Gegenstand des Teilprojekts BIVA-WATT C war es daher parallel zu den experimentellen Untersuchungen hinsichtlich der hydraulischen Belastungen unter Wellen und Strömung populationsdynamische Daten zu den beiden 'Ecosystem engineering species' (Pazifische Auster, Miesmuschel) zu generieren, die insbesondere Antworten zu dem perspektiv zu erwartendem Riffwachstum liefern sollten.

Folgende Teilziele wurden hierbei verfolgt:

- Erfassung, Typisierung und Definition von Strukturtypen in riffbildenden Strukturen der invasiven Art *Magallana gigas* und Muschelbänke der heimischen Miesmuschel *Mytilus edulis* in Feldstudien im niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Wattenmeer
- Saisonale Beprobung ausgewählter Austernriffe und Miesmuschelbänke für die Parametrisierung (digitales Modell) von rauen Riff- und Muschelbankflächen und die Entwicklung der Modell-Flächenkacheln (Grundlage für alle experimentellen Untersuchungen in dem Projektverbund)
- Erfassung ökologischer Parameter wie Längen-Häufigkeitsverteilungen, Abundanzen, Biomasse, Bedeckungsraten sowie Raumlage/Orientierung der beiden ökosystemgestaltenden Arten
- Analyse der zeitlichen Populationsdynamik und im günstigsten Fall der Auswirkungen von Einzelereignissen (z.B. Stürme)
- Saisonale Befliegungen mit einem UAV-System zur Erhebung georeferenzierter Bilddaten (Größe, Lage, Ausrichtung und Gradienten der natürlichen biogenen Strukturen/Strukturtypen sowie der umgebenen Bathymetrie)

- 3D-Laserscanverfahren (Terrestrisches Laserscanning TLS) definierter Flächen in den Austerriffen und der Miesmuschelbank während des Trockenfallens zu Niedrigwasser zur Erfassung des lateralen und vertikalen Riffwachstums.

2.3.2 Leitung und Durchführung GK I – VIII

Teilprojekts BIVA-WATT C oblag im Gesamtprojekt die logistische Umsetzung der Feldkampagnen. Hierzu wurden zum einen das Forschungsschiff *FK SENCKENBERG* sowie zwei große Hartschalenschlauchboote genutzt. Trotz der Corona-bedingten Reisebeschränkungen, insbesondere im Frühjahr 2020, konnten sämtliche, lt. Antrag geplanten Feldkampagnen erfolgreich durchgeführt werden. Zeitliche Verzögerungen ergaben sich, neben Corona-bedingten Reisebeschränkungen, vor allem durch stürmische Wetterbedingungen.

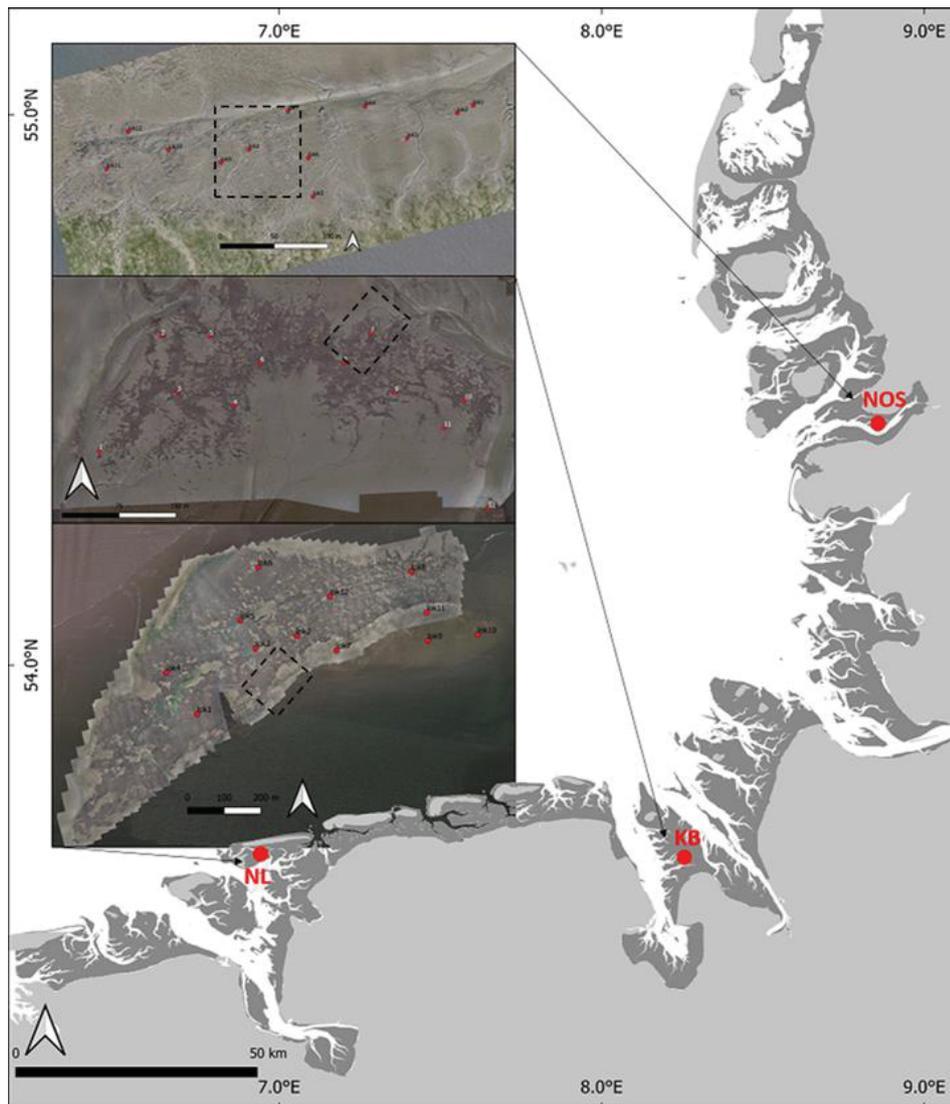


Abbildung 36: Lage der Untersuchungsstandorte im niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Wattenmeer. NL: Nordland. KB: Kaiserbalje. NOS: Nordstrand. Detailansicht mit Lokationen der Probenahmestationen . TLS-Scanfeld umrandet.

Tabelle 5: Durchführung der Geländekampagnen an den Austernriff-Standorten Kaiserbalje und Nordland (Nieders. Wattenmeer) und am Miesmuschelbank-Standort Nordstrand (S-H Wattenmeer).

Standort	Herbst 2019	Frühjahr 2020	Herbst 2020	Frühjahr 2021	Herbst 2021	Frühjahr 2022
Kaiserbalje	KW 47	KW 10	KW 37	KW 11	KW 41	KW 12
Nordland	KW 43	KW 19	KW 39	KW 16	KW 37	KW 15/17
Nordstrand	KW 47	KW 24	KW 43	KW 09	KW 39	KW 10

2.3.3 Analyse zur Populationsdynamik

2.3.3.1 Allgemeiner Zustand und Entwicklung der Arten *M. gigas* und *M. edulis* an den Untersuchungsstandorten

Im Rahmen der biologischen Untersuchung wurden an den drei Untersuchungsstandorten jeweils im Frühjahr und Herbst 12 biologische Proben genommen, die sich über den gesamten Riff- bzw. Bankbereich erstreckten (Abbildung 36). Die Probenentnahme erfolgte mittels eines Zählrahmens von 25 x 25 cm (0,0625 m²). Die Probenbearbeitung umfasste die Bestimmung der Schalenlänge von *M. gigas*, sowie die Einteilung der Individuen in Schalenlängensklassen (<5, 6-24, 26-50, 51-75, 76-100, 101-125, 126-150, 151-175, 176-200, > 200 mm), sowie für *M. edulis* (11-20, 21-30, 31-40, 41-50, 51-60 mm). Weiter wurden für jeweils 10 Individuen aus jeder Größenklasse (*M. gigas* > 25 mm; *M. edulis* > 10 mm) die Parameter Lebendnassgewicht (LNG), Schalengewicht (SG) und Kochgewicht (KG) erfasst. Anhand dieser Daten wurden die Biomassen LNG pro m² berechnet.

Austernriffe Kaiserbaje und Nordland (Niedersachsen)

***M. gigas* Biomasse**

Die mittlere Biomasse der Austernpopulation am Austernriff Kaiserbalje beträgt 33.2 ± 9.6 kg/m² LNG. Die maximale Biomasse konnte im Frühjahr 2020 mit rund 36.4 kg/m² LNG ermittelt werden. Die geringsten Werte wurden im Frühjahr 2021 mit 31.4 kg/m² gemessen. Die Daten aus verschiedenen Probenlokationen zeigen z.T. deutliche Unterschiede in der Biomasse. Auf Grund der geringen Einzelprobengröße können diese Unterschiede nicht weiter räumlich aufgelöst werden. Ein Zusammenhang zwischen der mittleren Biomasse und dem Zeitpunkt der Probenahme (Frühjahr-Herbst) konnte nicht gefunden werden.

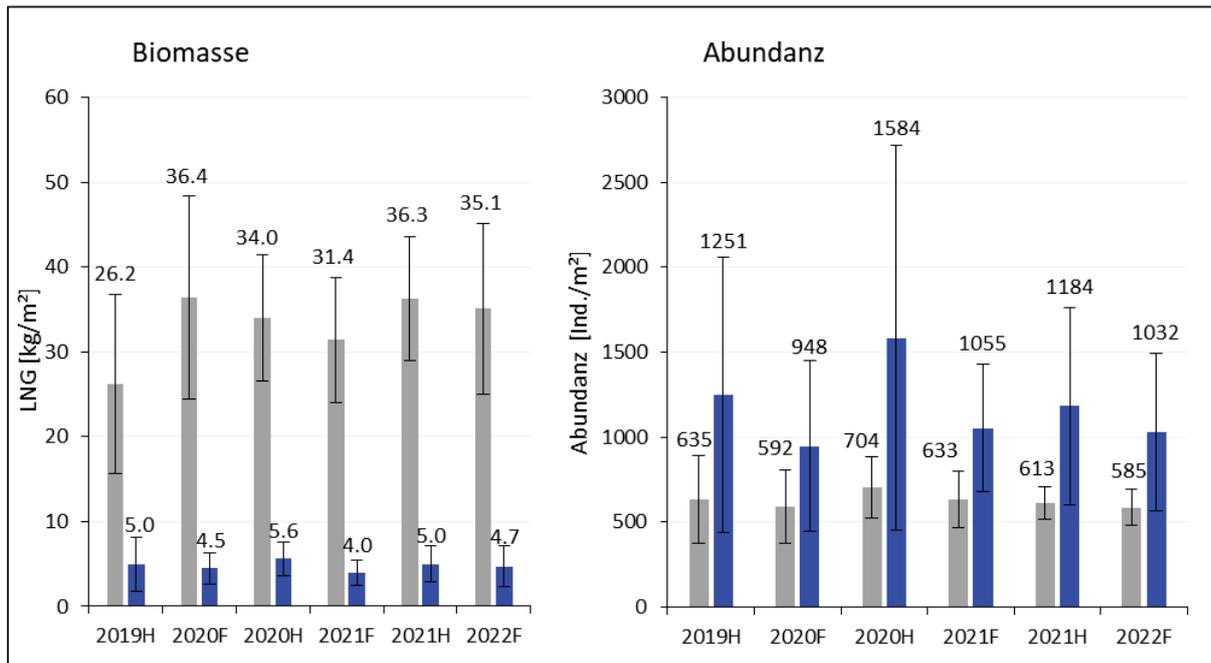


Abbildung 37: Entwicklung von Biomassen und Abundanz der Arten *M. gigas* (grau) und *M. edulis* (blau) am Untersuchungsstandort Kaiserbalje.

Die Austerpopulation am Austerriff Nordland zeigt im Mittel ein deutlich niedrigeres LNG von 19.8 ± 12.7 kg/m². Es konnte ebenfalls kein Zusammenhang zwischen der mittleren Biomasse und dem Zeitpunkt der Probenahme ermittelt werden. Ein kontinuierlicher Anstieg des LNG von Frühjahr 2020 bis Frühjahr 2022 ist deutlich zu erkennen.

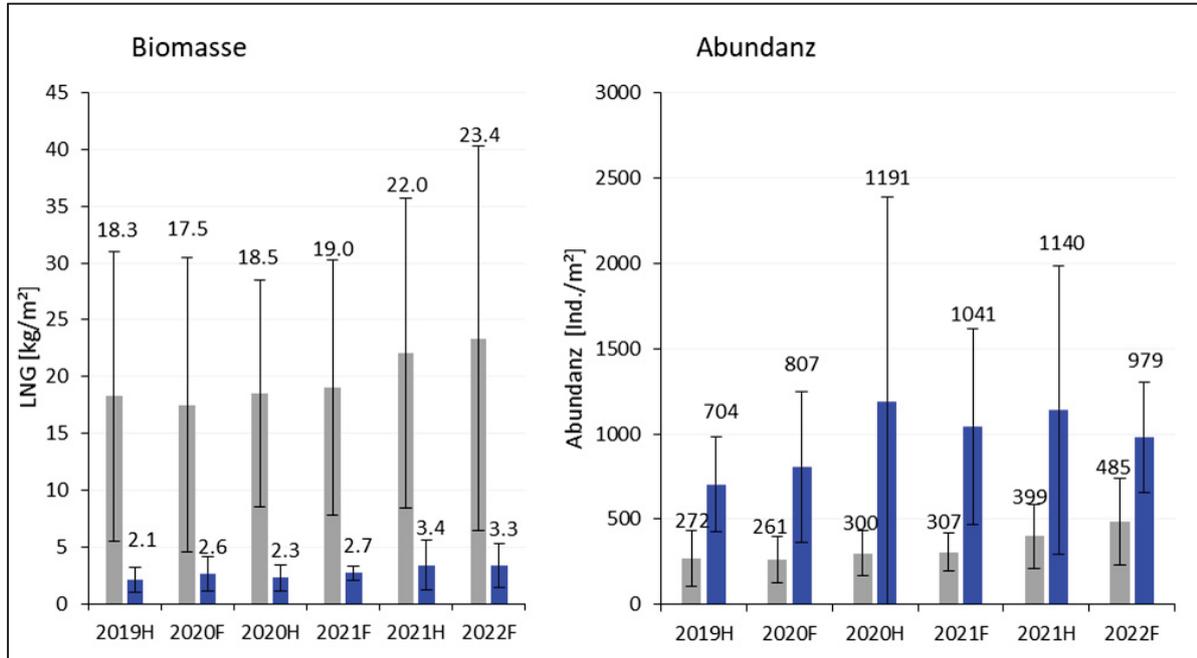


Abbildung 38: Entwicklung von Biomassen und Abundanz der Arten *M. gigas* (grau) und *M. edulis* (blau) am Untersuchungsstandort Nordland.

M. gigas Abundanz

Die durchschnittliche Häufigkeit von lebenden ausgewachsenen Austern (Individuen > 25 mm) im Zeitraum von 2019 bis 2022 war auf dem Austerriff Kaiserbalje (627 ± 177 ind./m²) deutlich höher im Vergleich zu Nordland (337 ± 183 ind./m²). Der Prozentsatz der lebenden Austern pro Quadratmeter

war ebenfalls auf der Kaiserbalje höher, mit einem Durchschnitt von $59.3 \pm 12.7 \%$, verglichen mit $39.5 \pm 17.6 \%$ bei Nordland.

Tabelle 6: Entwicklung von Biomassen (LNG) und Abundanz (ab.) von *M. gigas* in den beiden Austernriffen Kaiserbalje (KB) und Nordland (NL) von Herbst 2019 bis Frühjahr 2022.

KB	2019H	2020F	2020H	2021F	2021H	2022F
<i>M. gigas</i> LNG [kg/m ²]	26.20	36.40	33.97	31.39	36.25	35.06
<i>M. gigas</i> ab. [ind./m ²]	635	592	704	633	613	585
<i>M. gigas</i> LNG [kg/m ²] SD	10.58	11.93	7.40	7.37	7.29	10.11
<i>M. gigas</i> ab. [ind./m ²] SD	259	215	183	168	95	107

NL	2019H	2020F	2020H	2021F	2021H	2022F
<i>M. gigas</i> LNG [kg/m ²]	18.27	17.48	18.52	19.05	22.04	23.35
<i>M. gigas</i> ab. [ind./m ²]	272	261	300	307	399	485
<i>M. gigas</i> LNG [kg/m ²] SD	12.73	12.97	9.97	11.25	13.63	16.94
<i>M. gigas</i> ab. [ind./m ²] SD	164	138	135	112	188	256

***M. edulis* Biomasse**

Die mittlere Biomasse der *M. edulis* Population am Austernriff Kaiserbalje beträgt 4.79 ± 2.17 kg/m². Die Daten aus verschiedenen Probenlokationen zeigen z.T. deutliche Unterschiede in der Biomasse je Quadratmeter, auf Grund der geringen Einzel-Probengröße können diese Unterschiede nicht weiter räumlich aufgelöst werden. Ein Zusammenhang zwischen der mittleren Biomasse und dem Zeitpunkt der Probenahme (Frühjahr-Herbst) konnte nicht gefunden werden.

Die *M. edulis* Population am Austernriff Nordland zeigt sich eine deutlich niedrigere LNG von 2.73 ± 1.41 kg/m². Es kann ebenfalls kein Zusammenhang zwischen der mittleren Biomasse und dem Zeitpunkt der Probenahme ermittelt werden.

Ein Zusammenhang zwischen der mittleren Biomasse von *M. edulis* und dem Zeitpunkt der Probenahme (Frühjahr-Herbst) konnte teilweise festgestellt werden. Bei den Proben aus der Kaiserbalje war die Biomasse im Herbst tendenziell höher als im vorangegangenen Frühjahr (im Mittel 18%). Bei den Proben aus Nordland hingegen zeigte sich ein solcher Trend nicht.

***M. edulis* Abundanz**

Die durchschnittliche Häufigkeit von lebenden *M. edulis* (> 11 mm) im Zeitraum von 2019 bis 2022 war auf dem Austernriff Kaiserbalje (1176 ± 644 ind./m²) leicht höher im Vergleich zum Nordland (977 ± 611 ind./m²).

Tabelle 7: Entwicklung von Biomassen (LNG) und Abundanz (ab.) von *M. edulis* in den beiden Austernriffen Kaiserbalje (KB) und Nordland (NL) von Herbst 2019 bis Frühjahr 2022.

KB	2019H	2020F	2020H	2021F	2021H	2022F
<i>M. edulis</i> LNG [kg/m ²]	4.96	4.53	5.61	3.96	5.02	4.70
<i>M. edulis</i> ab. [ind./m ²]	1251	948	1584	1055	1184	1032
<i>M. edulis</i> LNG [kg/m ²] SD	3.23	1.84	1.98	1.49	2.07	2.43
<i>M. edulis</i> ab. [ind./m ²] SD	812	501	1134	372	579	464

NL	2019H	2020F	2020H	2021F	2021H	2022F
<i>M. edulis</i> LNG [g/m ²]	2.08	2.61	2.27	2.68	3.38	3.34
<i>M. edulis</i> ab. [ind./m ²]	704	807	1191	1041	1140	979
<i>M. edulis</i> LNG [g/m ²] SD	1.12	1.47	1.17	0.64	2.17	1.91
<i>M. edulis</i> ab. [ind./m ²] SD	278	443	1198	572	848	325

Miesmuschelbank Nordstrand (S-H)

M. gigas Biomasse

Die mittlere Biomasse der *M. gigas* Population im Untersuchungsgebiet Nordstrand beträgt 2.9 ± 2.6 kg/m² LNG. Das maximale Lebendnassgewicht wurde im Sommer 2021 mit etwa 5.7 kg/m² ermittelt. Die geringsten Werte wurden im Herbst 2019 mit rund 0.4 kg/m² gemessen. Die Daten aus verschiedenen Probenlokationen zeigen teilweise deutliche Unterschiede in der Biomasse.

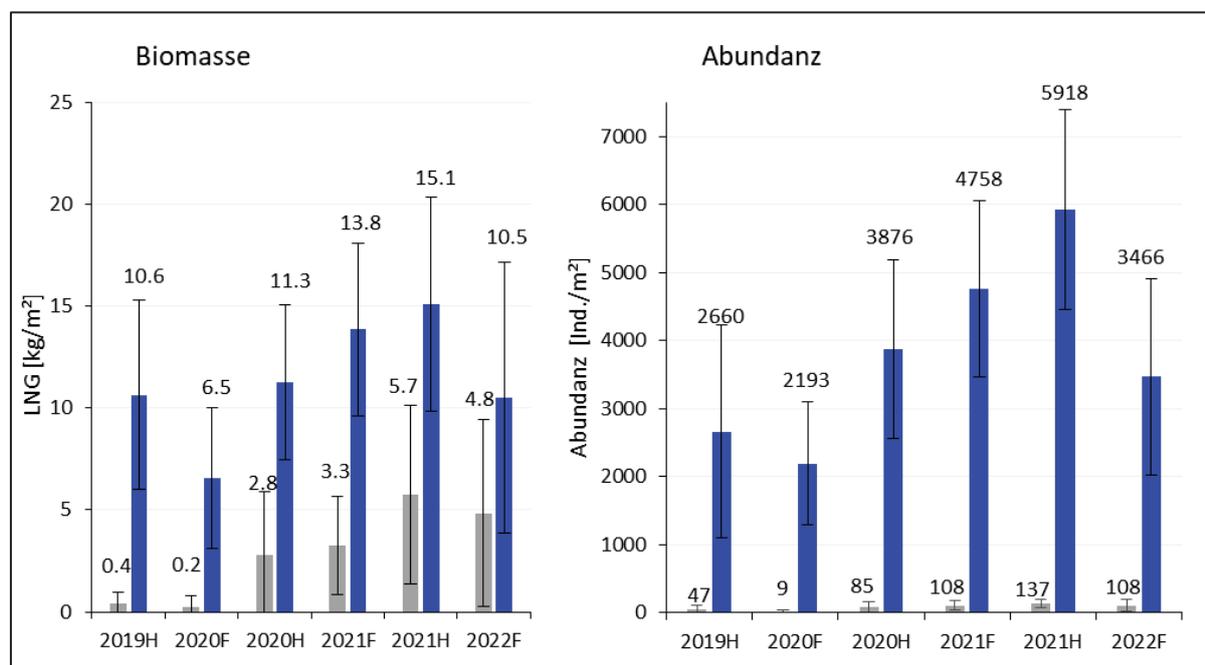


Abbildung 39: Entwicklung von Biomassen und Abundanz der Arten *M. gigas* (grau) und *M. edulis* (blau) am Untersuchungsstandort Nordstrand.

M. gigas Abundanz

Die durchschnittliche Häufigkeit von lebenden adulten *M. gigas* (Individuen > 25 mm) im Zeitraum von 2019 bis 2022 war am Nordstrand mit 82 ± 64 ind./m² deutlich geringer im Vergleich zu den vorausgegangenen Standorten.

M. edulis Biomasse

Die *M. edulis* Population am Nordstrand zeigt eine deutlich höhere Biomasse mit einem Durchschnitt von 11.3 ± 4.7 kg/m². Es kann ebenfalls kein Zusammenhang zwischen der mittleren Biomasse und dem Zeitpunkt der Probenahme ermittelt werden. Ein kontinuierlicher Anstieg der Biomasse pro m² von Frühjahr 2019 bis Herbst 2021 ist deutlich zu erkennen.

M. edulis Abundanz

Die durchschnittliche Häufigkeit von lebenden adulten *M. edulis* (Individuen > 11 mm) im selben Zeitraum war mit 3479 ± 1196 ind./m² höher als an den beiden untersuchten Austerriffen.

Tabelle 8: Entwicklung von Biomassen (LNG) und Abundanz (ab.) von *M. gigas* und *M. edulis* auf der Muschelbank Nordstrand (NOS) von Herbst 2019 bis Frühjahr 2022

NOS	2019H	2020F	2020H	2021F	2021H	2022F
<i>M. gigas</i> LNG [kg/m ²]	0.43	0.23	2.78	3.26	5.74	4.84
<i>M. gigas</i> ab. [ind./m ²]	47	9	85	108	137	108
<i>M. gigas</i> LNG [kg/m ²] SD	0.55	0.56	3.09	2.42	4.39	4.60
<i>M. gigas</i> ab. [ind./m ²] SD	58	22	82	66	66	95
<i>M. edulis</i> LNG [kg/m ²]	10.65	6.55	11.26	13.85	15.09	10.50
<i>M. edulis</i> ab. [ind./m ²]	2660	2193	3876	4758	5918	3466
<i>M. edulis</i> LNG [kg/m ²] SD	4.62	3.44	3.77	4.24	5.25	6.62
<i>M. edulis</i> ab. [ind./m ²] SD	1561	904	1316	1288	1470	1441

2.3.3.2 Längenhäufigkeitsverteilungen

M. gigas

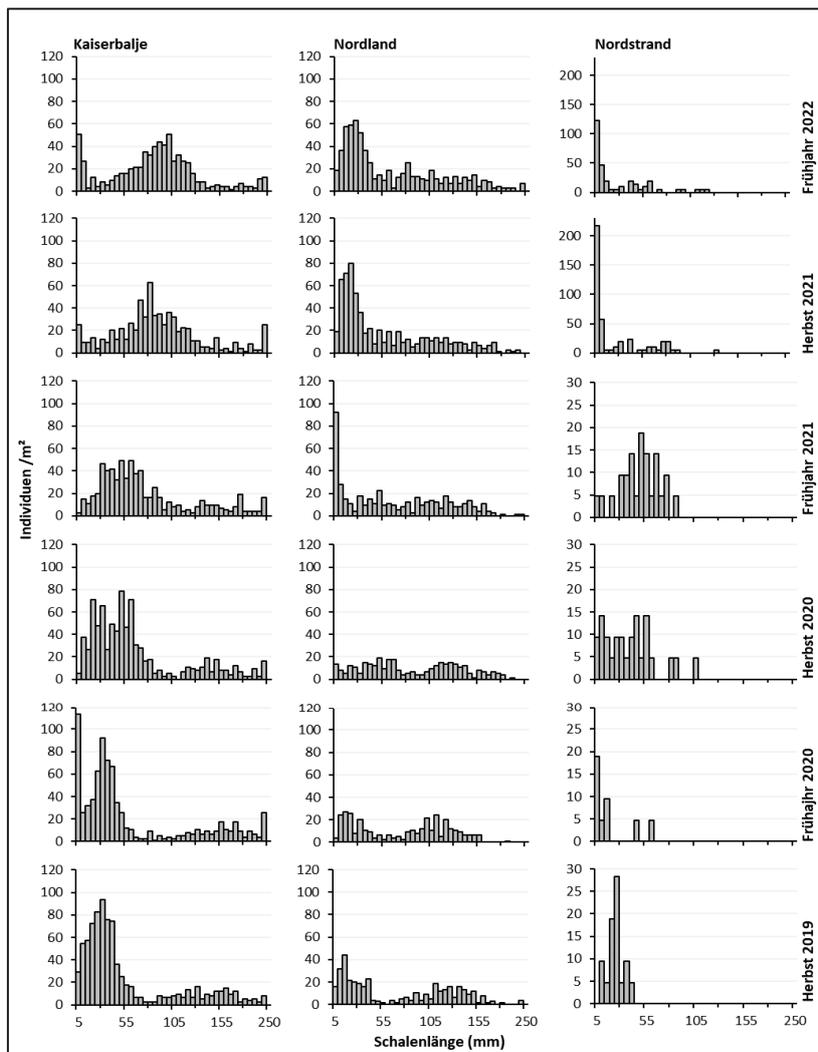


Abbildung 40: Verteilung der Schalenlängen von *M. gigas* von Herbst 2019 bis Frühjahr 2022 an den Austernriff-Standorten Kaiserbalje und Nordland (beide Niedersachsen) sowie am Miesmuschelbank-Standort Nordstrand (S-H). Häufigkeiten sind als die mittlere Anzahl von Individuen pro Quadratmeter dargestellt, gruppiert in 5mm-Schalenlängen-Klassen. Die Verteilungen basieren auf Daten von jeweils 12 Probenahmepunkten.

Eine genauere Analyse der Abundanzen erfordert eine Untersuchung der Längenhäufigkeit, die es ermöglicht, verschiedene Kohorten innerhalb der Populationen von *M. gigas* und *M. edulis* zu identifizieren. Dies ermöglicht es zudem eine detailliertere Beurteilung der Zustände der Populationen, inklusive Alter, Altersverteilung und Wachstumsmuster. Diese Informationen sind wichtig, um ein vollständigeres Verständnis der Dynamik und der Zustände dieser Populationen zu erlangen.

Längenhäufigkeitsverteilung von *M. gigas* an den Austernriffen Kaiserbalje und Nordland

Eine genauere Analyse der Längenhäufigkeitsverteilung von *M. gigas* an den Austernriffen Kaiserbalje und Nordland offenbart bis zu acht verschiedene Längen-Alters-Kohorten. Zwei dieser Kohorten, die den Jahrgängen 2018 und 2019 entsprechen, sind besonders dominant und wurden während des gesamten Untersuchungszeitraums verfolgt (siehe Abbildung 40). Am Austernriff Kaiserbalje konnten nennenswerte Larvenfälle in den Jahren 2019 und 2021 beobachtet werden. Die Wachstumstrends im Sommer und eine Wachstumsstagnation im Winter waren deutlich sichtbar.

Zu Beginn der Untersuchungszeitraums machten die Kohorten, die älter als ein Jahr waren, 34% der Population aus. Die Wachstumsraten unterschieden sich zwischen dem Frühjahr und Herbst 2020 und 2021. Im Jahr 2020 wuchs die 2018er Kohorte in Kaiserbalje um 21 mm, während die 2019er Kohorte um 18 mm wuchs. Im Jahr 2021 wuchs die 2018er Kohorte um 46 mm, die 2019er Kohorte um 38 mm.

Am Austernriff Nordland sind die insgesamt geringeren Abundanzen in der Längenhäufigkeitsverteilung deutlich sichtbar, was eine klare Trennung der Kohorten erschwert. Bei der ersten Probenahme im Jahr 2019 waren 46% der Individuen älter als die 2018er Kohorte. Larvenfälle wurden in den Jahren 2019, 2020 und 2021 beobachtet. Zwischen den Probenahmen im Jahr 2020 wuchs die 2018er Kohorte um 27, die 2019er Kohorte um 22 mm. Im Jahr 2021 wuchs die 2018er Kohorte um 18 mm, die 2019er Kohorte um 14 mm.

Die Längenhäufigkeitsverteilungsanalyse offenbart saisonale Wachstumsmuster, die mit dem bekannten Phänomen der Wachstumsstagnation im Winter und Wachstumsphasen in den Sommer Monaten übereinstimmen (Diederich 2006). Die ermittelten Wachstumsraten sind vergleichbar mit anderen Studien im Nordseegebiet, in denen Wachstumsraten in derselben Gegend und teilweise denselben Riffen (Kaiserbalje und Nordland) von 2003 bis 2006 zwischen 26 und 46 mm pro Jahr (Schmidt et al. 2008). Riffe in der Oosterschelde zeigten ebenfalls ein Jährliches Individuenwachstum von 26 ± 3 mm (Wallis et al. 2015a), was mit dem Monitoring-Größenklassen von 25 mm übereinstimmt. Wachstumsraten, die 40 mm pro Jahr überschreiten, wurden ebenfalls in der Oosterschelde und im Wattenmeer in den Niederlanden berichtet (Cardoso et al. 2007).

Längenhäufigkeitsverteilung von *M. gigas* auf der Miesmuschelbank Nordstrand

Für den Untersuchungsstandort Nordstrand war im Herbst 2019 lediglich eine Alterskohorte identifizierbar, welche mit 25 mm dem Jahr 2018 zugeordnet werden kann. Während der nachfolgenden Beprobung konnten für die Jahre 2019 und 2021 signifikante Larvenfälle identifiziert werden, sodass im Frühjahr 2022 drei Kohorten nachgewiesen werden konnten. Es ist zu beachten, dass bereits 2019 und 2020 große Austern > 150 mm auf der Miesmuschelfläche gesichtet wurden. Diese fielen jedoch aufgrund ihrer Lokalisation nicht in das Probenraster.

M. edulis

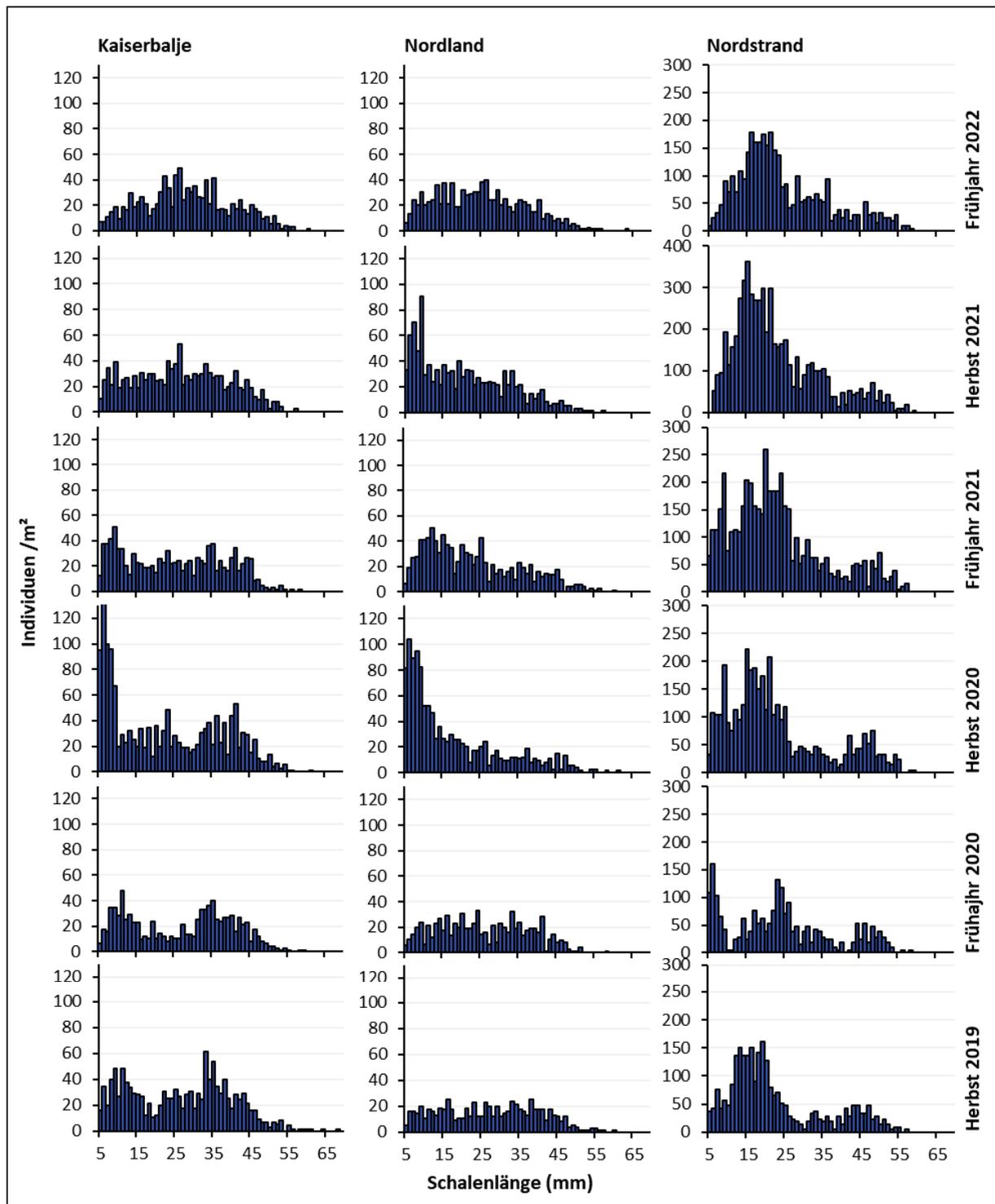


Abbildung 41: Verteilung der Schalenlängen von *M. edulis* von Herbst 2019 bis Frühjahr 2022 an den Austernriff-Standorten Kaiserbalje und Nordland (beide Niedersachsen) sowie am Miesmuschelbank-Standort Nordstrand (S-H). Häufigkeiten sind als die mittlere Anzahl von Individuen pro Quadratmeter dargestellt, gruppiert in 1 mm-Schalenlängen-Klassen. Die Verteilungen basieren auf Daten von jeweils 12 Probenahme Punkten.

Längenhäufigkeitsverteilungen *M. edulis*

Die Längenhäufigkeitsverteilung von *M. edulis* an den Austernriffen Kaiserbalje und Nordland zeigt eine weitgehend synchrone Entwicklung der beiden Standorte. Dabei fällt auf, dass Kaiserbalje generell durch eine höhere Abundanz gekennzeichnet ist. An beiden Orten sind bis zu drei Kohorten auszumachen.

Im Jahr 2020 lässt sich ein deutlicher Larveneinfall an beiden Standorten verzeichnen, dem allerdings eine hohe Mortalitätsrate der Kohorte des Jahres 2020 im Winter 2020/2021 folgte. Interessanterweise wurde am Austernriff Nordland im Jahr 2021 ein weiterer Larveneinfall festgestellt, der am Kaiserbalje-Riff nicht zu beobachten war.

Es ist anzumerken, dass Individuen mit einer Länge von über 50 mm an beiden Standorten weniger als 3% der Gesamtpopulation ausmachen. Innerhalb der Austernriffe zeigen Miesmuscheln eine starke Überlappung im Wachstum verschiedener Kohorten. Dies deutet darauf hin, dass unterschiedliche Wachstumsbedingungen innerhalb der Riffstruktur bestehen.

Im Gegensatz dazu präsentiert die Längenhäufigkeitsverteilung an der Miesmuschelbank Nordstrand ein differenzierteres Bild. Hier sind die einzelnen Alterskohorten klarer voneinander abgegrenzt. Rund 5% der Individuen sind größer als 50 mm. Auffällig ist, dass insbesondere im Winter 2020/2021 eine geringere Mortalitätsrate im Vergleich zu den *M. edulis*-Populationen innerhalb der Austernriffe zu verzeichnen ist.

2.3.4 Ermittlung der Größe, Strukturtypen und Gradienten der biogenen Strukturen

Die durch UAV-Befliegungen gesammelten georeferenzierten Bilddaten wurden mithilfe eines Random-Forest-Algorithmus klassifiziert (Abbildung 42). Dieser Prozess ermöglichte es, die Bestandteile des Austernriffs bzw. der Miesmuschelbank und das umgebende Sediment zu unterscheiden und so weitere Analysen auf den daraus resultierenden Bedeckungskarten durchzuführen.

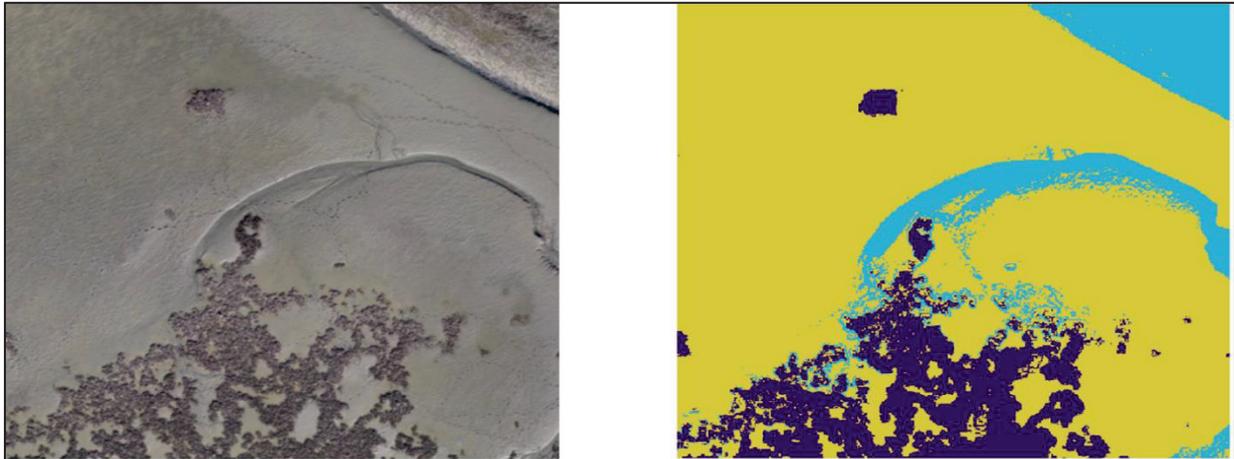


Abbildung 42: Beispiel zur Klassifizierung der UAV-Bilddaten mittels Random-Forest Algorithmus an der Kaiserbalje (lila: biogene Riffstruktur; gelb: Watt; blau: Priel und Artefakte/Fußspuren).

Erstens wurden die Bedeckungskarten verwendet, um die Größe der Strukturen zu ermitteln und mögliche Veränderungen der Riffstrukturen im Laufe des Untersuchungszeitraums zu erfassen. Durch den Vergleich der Karten konnte festgestellt werden, ob sich die räumliche Ausdehnung der Riffstrukturen im Laufe der Zeit verändert hat.

Zweitens wurden die gewonnenen Flächendaten aus den Bedeckungskarten genutzt, um die Ergebnisse der biologischen Probennahme auf die gesamte Rifffläche hochzurechnen. Dies ermöglichte uns einen Einblick in die geschätzte Biomasse der jeweiligen Untersuchungsstandorte und lieferte wichtige Informationen über die Gesamtmenge an biogenen Strukturen in den untersuchten Gebieten.

Drittens wurde mithilfe der Bedeckungskarten die räumliche Verteilung der im Abschnitt 2.2. beschriebenen Strukturtypen analysiert. Dadurch konnten wir Informationen über die Ausbreitung und Anordnung der verschiedenen Strukturtypen im Untersuchungsgebiet erhalten.

2.3.4.1 Strukturgröße und Entwicklung

Kaiserbalje

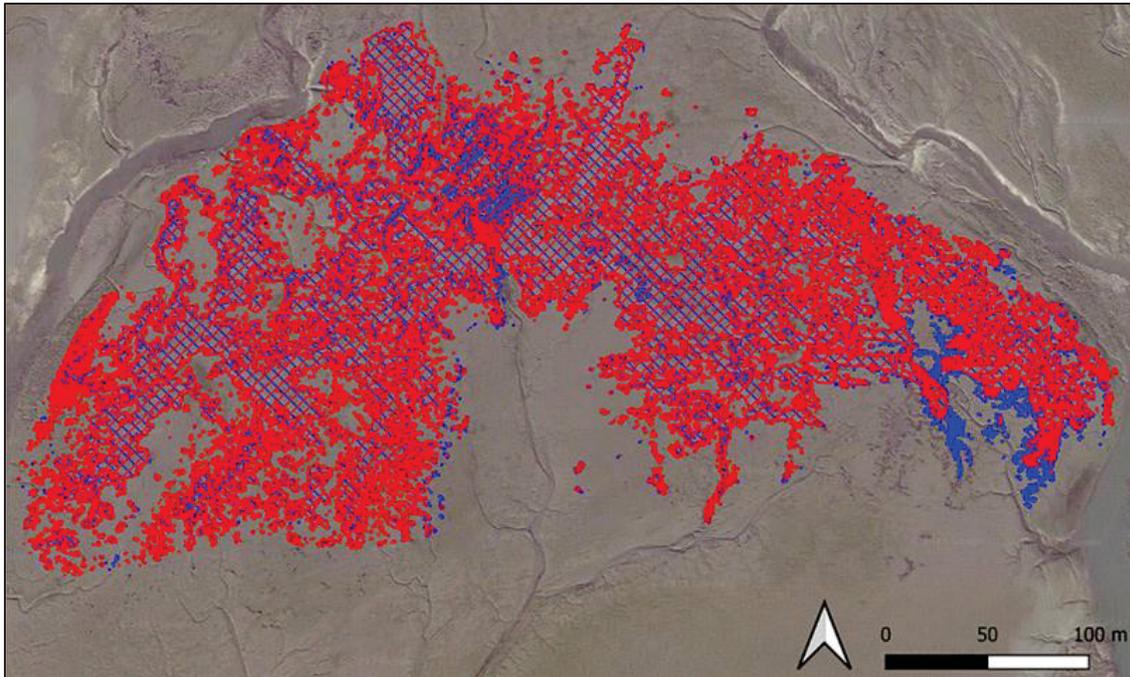


Abbildung 43: Flächenbedeckung des Austernriffs Kaiserbalje (Herbst 2019: blau; Frühjahr 2022: rot)

Für den Untersuchungszeitraum Herbst 2019 bis Frühjahr 2022 zeigt das Austernriff Kaiserbalje eine Zunahme der Fläche etwa 3,85 Hektar auf 4 Hektar. Dies entspricht einer prozentualen Zunahme von etwa 4%. Während des Untersuchungszeitraums traten jedoch Schwankungen auf, die größer waren als der gesamte Flächenzuwachs. Die niedrigste gemessene Fläche wurde im Frühjahr 2021 mit 3,57 Hektar festgestellt. Eine kontinuierliche Flächenzunahme ist daher nicht erkennbar. Diese Schwankungen deuten auf ein komplexes Sedimentationsgeschehen hin. Im südöstlichen Randbereich des Riffs ist eine zunehmende Sedimentbedeckung zu beobachten, wie auch auf Abbildung 43 zu sehen ist. Diese Sedimentanlagerung scheint in Bezug auf die Hauptwellenrichtung am Standort Kaiserbalje, aus nordwestlicher Richtung, leeseitig stattzufinden. Die hochauflösenden UAV-Bilddaten (5 cm je pixel) ermöglichten eine detailliertere Erfassung der tatsächlich von den Austern bedeckten Fläche im Vergleich zu früheren Methoden, basierend auf Kartierungen des Riffumrisses. So wurde im Jahr 2008 am Standort Kaiserbalje eine Fläche von etwa 7 Hektar erfasst, während die Messung im Jahr 2022 eine Fläche von nur 4 Hektar, einer Flächenreduzierung von etwa 43%.

Die genauere Erfassung der tatsächlich bedeckten Fläche ermöglicht somit auch eine präzisere Hochrechnung der Gesamtbio­masse an den Untersuchungsstandorten (

Tabelle 9).

Tabelle 9: Entwicklung von Bedeckungsfläche und Biomassen (LNG) von *M. gigas* und *M. edulis* auf dem Austernriff Kaiserbalje von Herbst 2019 bis Frühjahr 2022.

	Fläche [Hektar]	Art	LNG [t]
Herbst 2019	3.85	<i>M. gigas</i>	1009
		<i>M. edulis</i>	191
Frühjahr 2020	3.92	<i>M. gigas</i>	1427
		<i>M. edulis</i>	177
Herbst 2020	3.78	<i>M. gigas</i>	1284
		<i>M. edulis</i>	212
Frühjahr 2021	3.57	<i>M. gigas</i>	1121
		<i>M. edulis</i>	141
Herbst 2021	3.82	<i>M. gigas</i>	1388
		<i>M. edulis</i>	192
Frühjahr 2022	4.00	<i>M. gigas</i>	1402
		<i>M. edulis</i>	188

Nordland

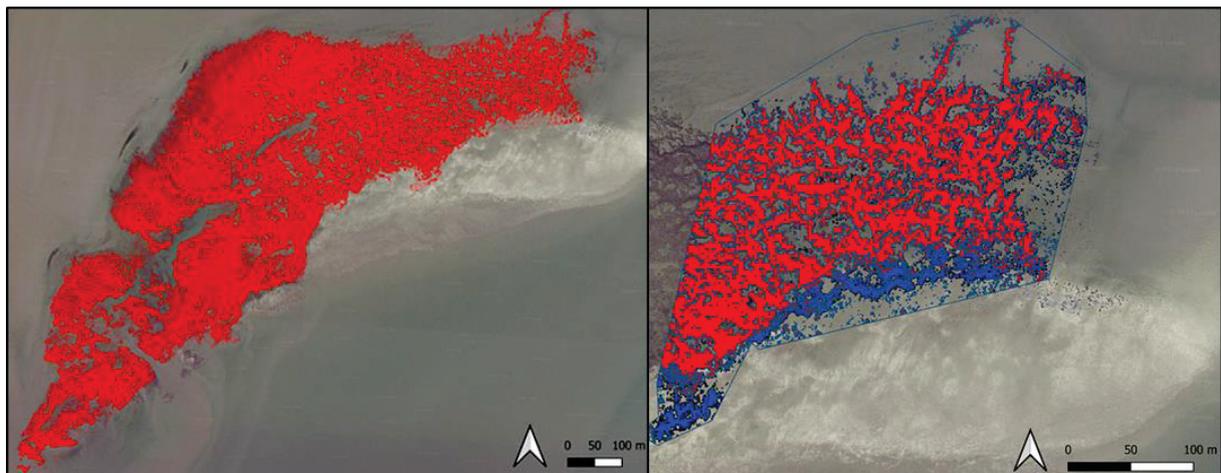


Abbildung 44: Links: Flächenbedeckung des Austernriffs Nordland aus dem Frühjahr 2021. Rechts: Erosionserscheinungen im Nordosten des Riffs (Herbst 2019: blau, Frühjahr 2022: rot)

Für den Untersuchungsstandort Nordland konnten flächendeckende Bedeckungskarten für Frühjahr und Herbst 2021 erstellt werden, in Teilbereichen für die Geländekampagnen Herbst 2019 bis Herbst 2020 sowie für Frühjahr 2022. Im Frühjahr 2021 wurde eine Gesamtfläche von ca. 22 Hektar erfasst. Es lassen sich deutliche Erosionseffekte im östlichen Teil des Riffs erkennen, die mit der Hauptwellenrichtung übereinstimmen. Dieser Bereich ist daher besonders stark der Wellenenergie ausgesetzt. Die frühere Kartierung des Riffs im Jahr 2008 ergab eine Fläche von etwa 26 Hektar. Hier zeigt sich eine Reduzierung der Riffgröße um etwa 15%.

Nordland

Tabelle 10: Entwicklung von Bedeckungsfläche und Biomassen (LNG) von *M. gigas* und *M. edulis* auf dem Austernriff Nordland von Herbst 2019 bis Frühjahr 2022

	Fläche [Hektar]	Art	LNG [t]
Herbst 2019		<i>M. gigas</i>	4020
		<i>M. edulis</i>	458
Frühjahr 2020		<i>M. gigas</i>	3846
		<i>M. edulis</i>	575
Herbst 2020		<i>M. gigas</i>	4075
		<i>M. edulis</i>	499
Frühjahr 2021	22	<i>M. gigas</i>	4190
		<i>M. edulis</i>	590
Herbst 2021		<i>M. gigas</i>	4849
		<i>M. edulis</i>	744
Frühjahr 2022		<i>M. gigas</i>	5138
		<i>M. edulis</i>	734

Nordstrand

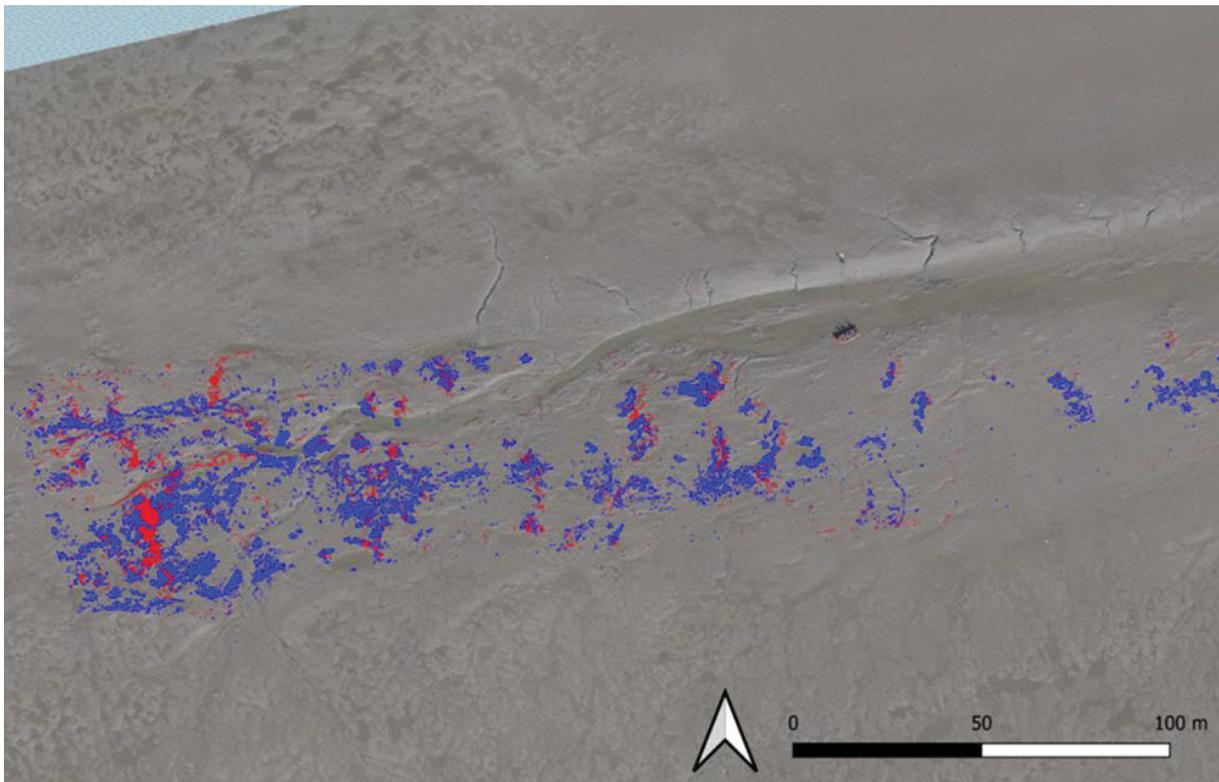


Abbildung 45: Flächenbedeckung der Miesmuschelbank Nordstrand (Herbst 2019: blau; Frühjahr 2022: rot)

Für den Untersuchungsstandort Nordstrand zeigte die Analyse mittels des Random Forest Algorithmus einige Limitationen. Die genaue Klassifizierung der von Miesmuscheln bedeckten Flächen gestaltete sich aufgrund verschiedener Faktoren wie geringem Farbkontrast und geringen Höhenunterschieden zum umgebenden Sediment schwierig. Zudem variierten diese Faktoren zwischen den einzelnen

Befliegungen. Saisonale Veränderungen wie erhöhte Sedimentbedeckung, Sedimenttransport und Erosionserscheinungen spielten ebenfalls eine Rolle. Auch Strömungsrippel, die ähnliche Rauheiten und Höhendifferenzen aufweisen wie die Miesmuscheln, erschwerten die Unterscheidung der Oberflächen. Daher sind die berechneten Flächen stark unterschiedlich und liefern keine aussagekräftigen Ergebnisse.

Tabelle 11: Entwicklung von Bedeckungsfläche und Biomassen (LNG) von *M. gigas* und *M. edulis* auf der Miesmuschelbank Nordstrand von Herbst 2019 bis Frühjahr 2022.

	Fläche [m ²]	Art	LNG [t]
Herbst 2019	1920	<i>M. gigas</i>	0.8
		<i>M. edulis</i>	20.4
Frühjahr 2020		<i>M. gigas</i>	
		<i>M. edulis</i>	
Herbst 2020	5013	<i>M. gigas</i>	13.9
		<i>M. edulis</i>	56.4
Frühjahr 2021	3281	<i>M. gigas</i>	10.7
		<i>M. edulis</i>	45.4
Herbst 2021	3140	<i>M. gigas</i>	18.0
		<i>M. edulis</i>	47.4
Frühjahr 2022	491	<i>M. gigas</i>	2.4
		<i>M. edulis</i>	5.2

2.3.4.2 Strukturtypen

Die Strukturtypen des Austernriffs Kaiserbalje, wie in Abschnitt 2.1.2 beschrieben, wurden mithilfe der georeferenzierten Bilddaten aus den UAV-Befliegungen identifiziert. Das Hauptziel bestand darin, die räumliche Verteilung dieser Strukturtypen über den gesamten Riffbereich zu analysieren. Die generierten Bedeckungskarten und Shapefiles ermöglichten eine Differenzierung der Strukturtypen in Cluster I, Patch I und Patch II sowie im zentralen und Übergangsbereich des Riffs, wie in Abbildung 46 dargestellt.

Der überwiegende Teil des Riffs (87%) bildet eine zusammenhängende Rifffläche, die sowohl die Übergangszone als auch das zentrale Riff umfasst. Etwa 6% der Riffstruktur besteht aus Patch II, während Patch I einen Anteil von 4% aufweist. Der Cluster-Typ macht mit 2% einen vergleichsweise kleinen Teil der Riffstruktur aus.

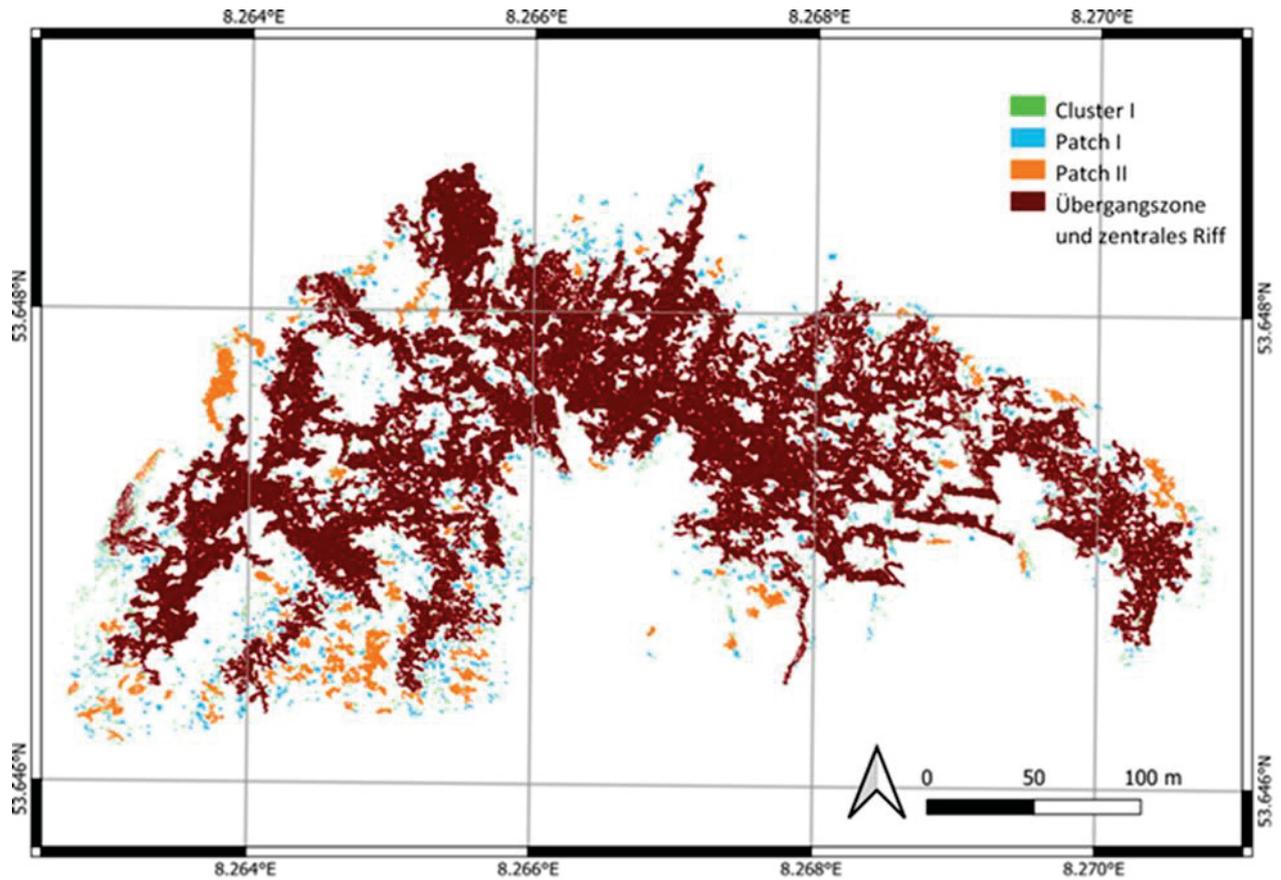


Abbildung 46: Verteilung der Strukturtypen im Austernriff Kaiserbalje, Herbst 2020.

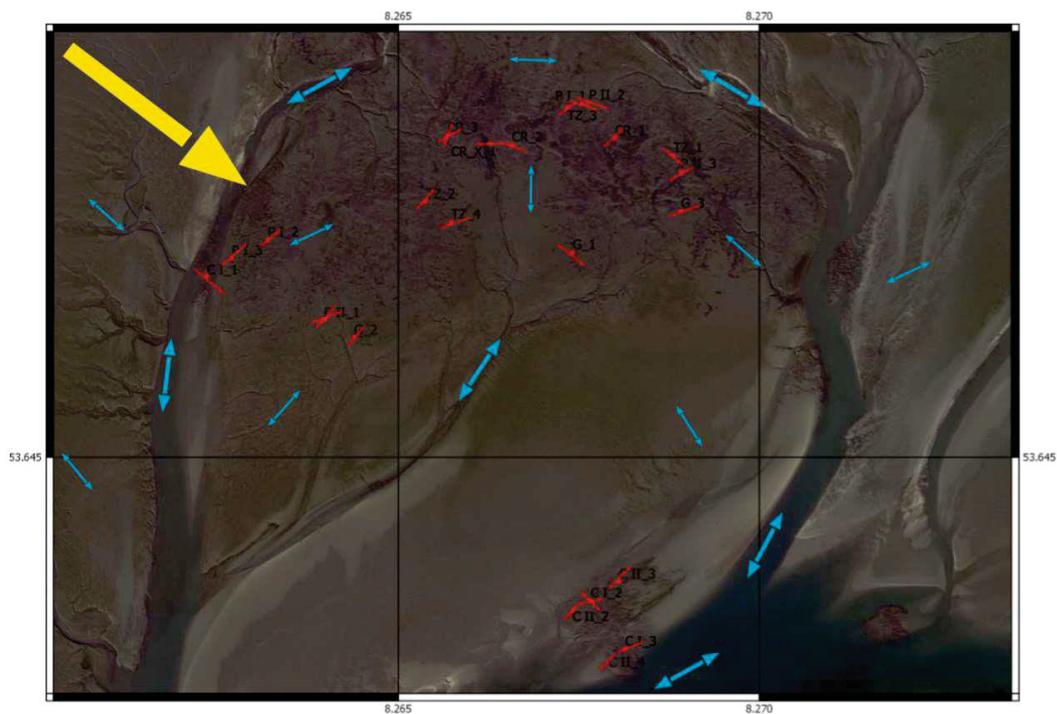


Abbildung 47: Hauptausrichtung von *M. gigas* in unterschiedlichen Strukturtypen am Austernriff Kaiserbalje. Roten Linien: Hauptausrichtung an der jeweiligen Probenstation; blau: mutmaßlichen Strömungen in den Prielen (dick) und bei Hochwasser (dünn); gelber Pfeil: Hauptwellenrichtung, die an den Messstationen Nordergründe und TW Elbe gemessen wurde (BSH 2021). Proben-bezeichnungen (Replikate): CR = Zentrales Riff, CR_X = Extraprobe des Zentralen Riffs, PI = Patch I, PII = Patch II, TZ = Übergangszone, G = Girlanden, CI = Cluster I, CII = Cluster II.

2.3.4.3 Gradienten

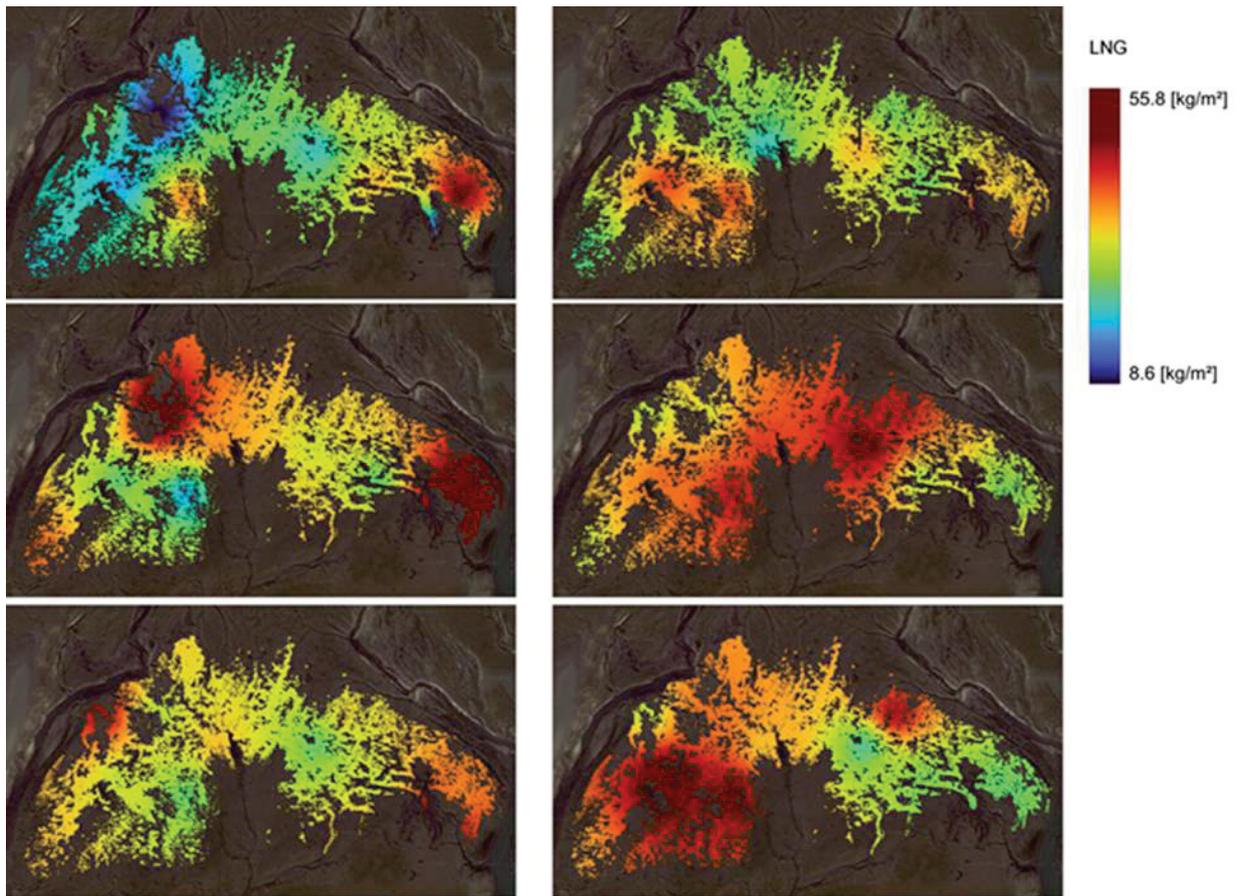


Abbildung 48: Räumliche IDW-Interpolation (Inverse Distance Weighted) der Biomasse (LNG) auf die gesamte Rifffläche der Kaiserbalje, auf Grundlage der 12 Probenstationen.

Beispielhaft wurde für das Austernriff Kaiserbalje eine räumliche Interpolation der Biomasse (LNG) und Abundanz Daten durchgeführt (Beispiel LNG Abbildung 48). Dies diente zur Identifizierung von Gradienten in der Räumlichen Verteilung der jeweiligen Kennwerte. Wie bereits in vorangegangenen Untersuchungen vermutet, reicht die Verwendung von 12 je 0.0625 m² Proben nicht aus, um belastbare Aussagen über riffinterne Verteilungen von LNG und Abundanzen zu liefern.

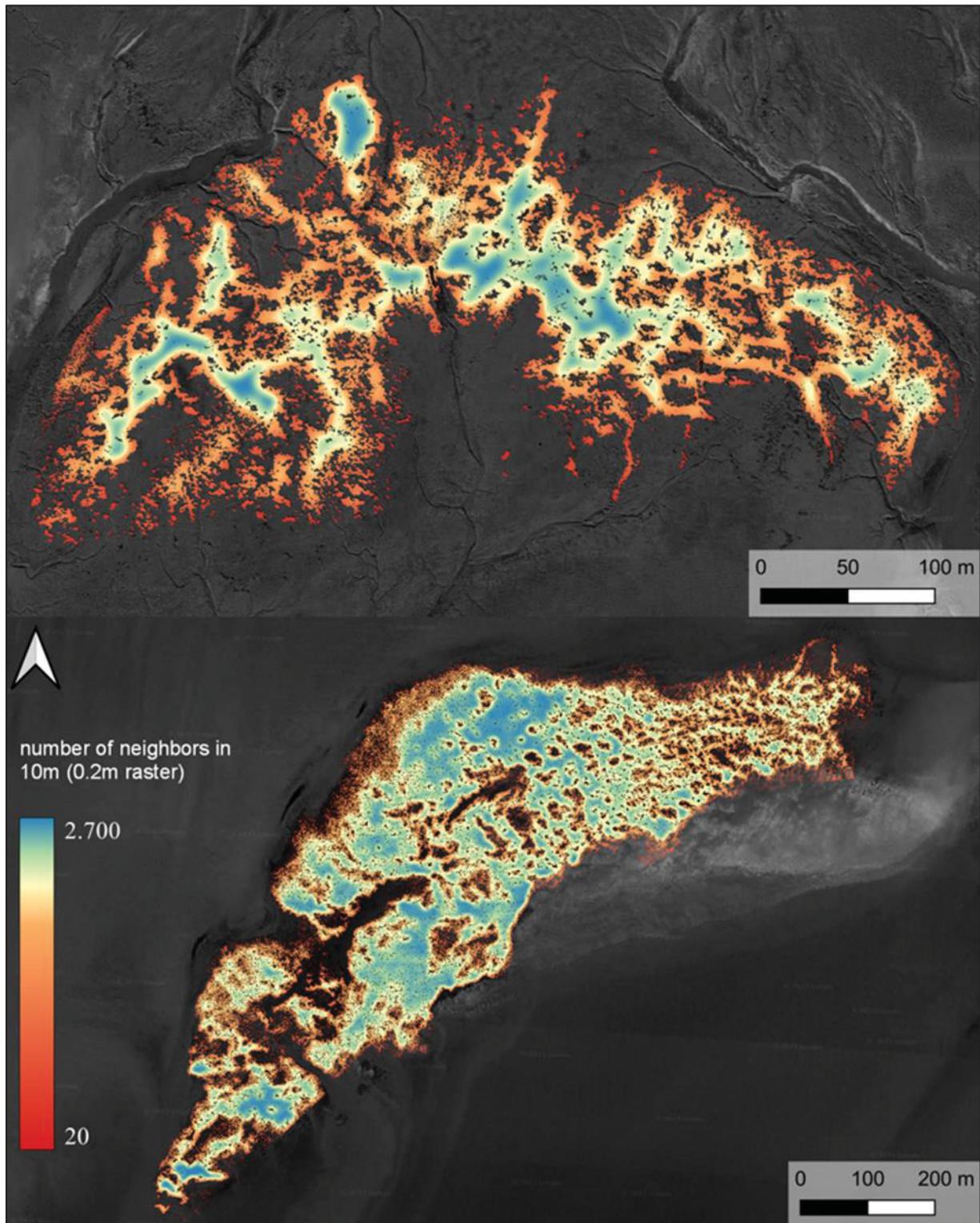


Abbildung 49: Gradienten in der Austerndichte an den Riffen Kaiserbalje (oben) und Nordland (unten). Farbliche Einteilung basiert auf der Anzahl der als Riff klassifizierten 0.2 m Rasterpixel im Umkreis von 10 m zu einem jeweiligen als Riff klassifizierten Rasterpixel

2.3.5 Kleinräumiges 3D-Laserscanning

Die räumliche Untersuchung mittels terrestrischem Laserscanning (TLS) konzentrierte an den Untersuchungsstandorten Kaiserbalje und Nordland auf repräsentative Bereiche von ca. 80 x 80 m, die sowohl den zentralen als auch den äußeren Riffbereich umfassen. Zur weiteren Analyse wurden, die zwischen Frühjahr 2020 und Frühjahr 2022 im Frühjahr-Herbst Rhythmus gewonnenen Datensätze

verwendet, da im Herbst 2019 noch kein lokales Koordinatensystem installiert und so eine exakte Ausrichtung der einzelnen Kampagnen Scanszenen nicht möglich war (Nordland: Herbst 2020 bis Frühjahr 2022).

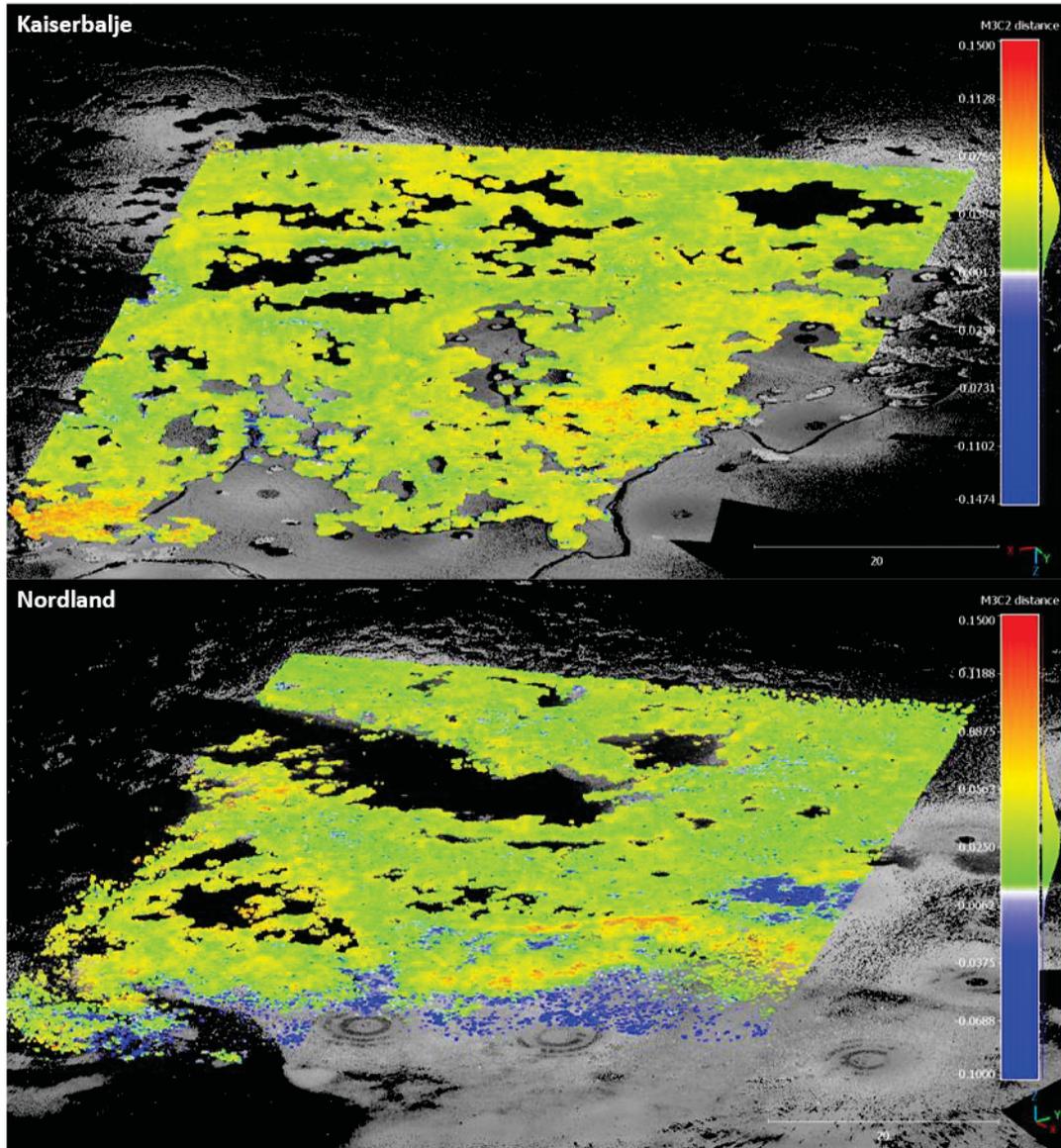


Abbildung 50: 3D Punktwolke des Scanfeldes (A) Kaiserbalje (B) Nordland mit Visualisierung von Ergebnissen der vertikalen Distanzen von Frühjahr 2020 bis Frühjahr 2022 am Riff Kaiserbalje, Herbst 2020 bis Frühjahr 2022 am Riff Nordland; rot = positive, blau = negative Werte

Kaiserbalje und Nordland

Es wurden jeweils etwa 20 einzelne Scans pro Kampagne während eines Tideniedrigwasser-Zyklus, mittels zweier Laserscanner (FARO Focus3D, SaM, LWI, LuFI) durchgeführt. Um eine präzise Registrierung der einzelnen Scan-Punktwolken in der Nachverarbeitung zu ermöglichen, wurden 30 zur Verfügung stehenden Referenzkugeln (\varnothing 145 mm) auf beweglichen 200 mm Eisenstangen, sowie auf fest installierte 900x10 mm Eisenstangen platziert. Diese festen Referenzpunkte dienen zum Aufspannen eines lokalen Koordinatensystems während des Untersuchungszeitraums. Die digitale Zusammenführung der einzelnen Scan-Punktwolken aus jeder Kampagne zu einer Kampagnen-Scan-Szene erfolgte unter Verwendung der 16 beweglichen und 14 festen Referenzkugeln. Anschließend wurden die einzelnen Kampagnen-Scan-Szene anhand der Positionen der 14 festen Referenzpunkte zueinander ausgerichtet. Es folgte eine Segmentierung zwischen Riffoberfläche, der umgebenden Sedimentoberfläche und Objekten, wie z.B. Kugeln, Equipment und Menschen. Im Anschluss wurde

mittels des Algorithmus „Multiscale Model to Model Cloud Comparison“ (M3C2) (Lague et al. 2013) eine paarweise Berechnung des vertikalen Unterschieds zwischen den 5 Kampagnen-Scan-Szenen durchgeführt.

M3C2-Häufigkeit

Innerhalb des Scanfeldes konnte am Standort Kaiserbalje von Frühling 2020 bis 2022 eine vertikale Änderungsrate mit einem Wert von 42 ± 21 mm erfasst werden. Der saisonale Vergleich zeigt höhere vertikale Änderungsraten zwischen Frühling und Herbst als von Herbst zu Frühling (Abbildung 51). Im Frühling 2020 - Herbst 2020 betrug der Durchschnitt 14 ± 18 mm (0.07 mm d⁻¹), jedoch mit einer positiv asymmetrischen Verteilung (Schiefe von 0.718). Frühling 2021 - Herbst 2021 zeigte eine höhere vertikale Änderungsrate mit einem Durchschnitt von 22 ± 15 mm (0.1 mm d⁻¹).

Innerhalb des Scanfeldes am Standort Nordland wurden vertikale Oberflächenänderungen zwischen Herbst 2020 und Frühling 2022 von 30 ± 25 mm beobachtet, ohne deutliche Unterschiede in den saisonalen Vergleichen.

Die kombinierte Betrachtung von Riffhöhe über NHN und der vertikale M3C2-Abstand in Abbildung 51 A und B zeigen einen Trend zwischen niedrigeren Höhenlagen und höheren positiven vertikalen Änderungsraten in KB und NL, während die durchschnittliche Höhe des Scanbereichs vergleichbar ist (für Frühling 2022, NL: -0.38 ± 0.11 m, KB: -0.38 ± 0.09 m).

Einordnung der Ergebnisse

Das gemessene vertikale Wachstum der Riffstrukturen, ist sowohl mit Wachstumsraten intertidaler Austerriffe der Art *M. gigas*, als auch der Art *C. virginica* vergleichbar.

Die jährliche mittlere vertikale Zunahme betrug innerhalb des Scanfeldes am Standort etwa 21 mm pro Jahr, was leicht höher, aber vergleichbar mit den Zuwachsraten von Austerriffen in der Osterschelde (7 bis 16.9 mm pro Jahr) ist, bei denen die Zuwachsraten anhand von Tiefenprofilen über einen Zeitraum von etwa 30 Jahren geschätzt wurden (Wallis et al. 2015a).

Bei Riffen der Art *C. virginica* an der US-Ostküste wurden Zuwachsraten, basierend auf TLS-Vermessungen, von 22 mm pro Jahr ermittelt (Bost et al. 2021).

Der Vergleich zwischen vertikaler Zuwachsrate (positiver M3C2 Distanz) und den Wachstumszyklen der einzelnen Austern Kohorten (Abbildung 52) zeigt eine deutliche Kohärenz zwischen ausgeprägten Wachstumsphasen zwischen Frühjahr und Herbst Beprobungen und geringeren Zuwächsen zwischen Herbst und Frühjahr Beprobungen.

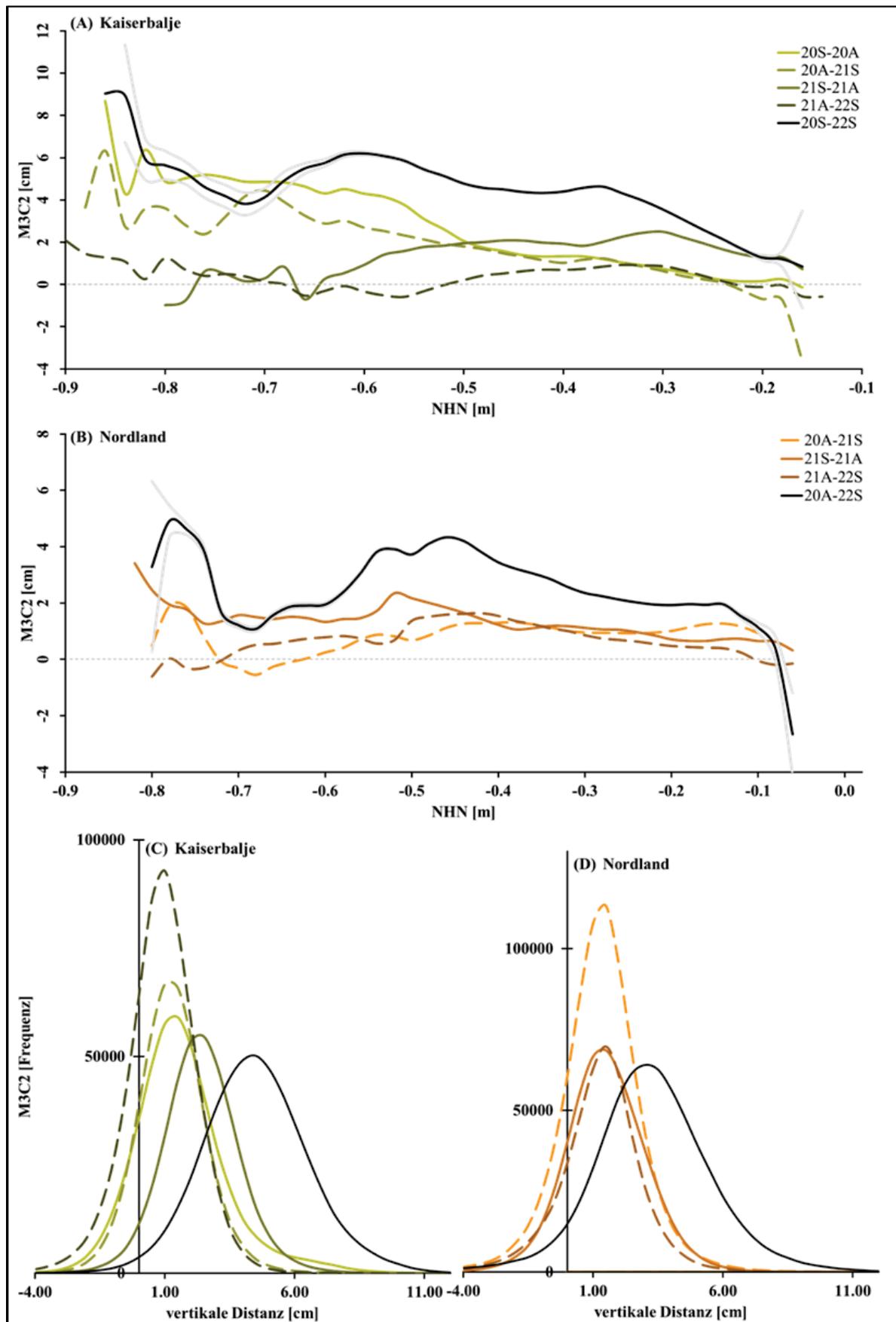


Abbildung 51: (A) und (B): Verhältnis zwischen Höhe der jeweiligen Ausgangs-Punktwolken über NHN (x-Achse) und der vertikalen Distanz zwischen den einzelnen Riffoberflächen (y-Achse). (C) und (D): vertikale Distanz in paarweisen Vergleichen der Riffoberflächen. A: Häufigkeitsverteilung der vertikalen Distanz.

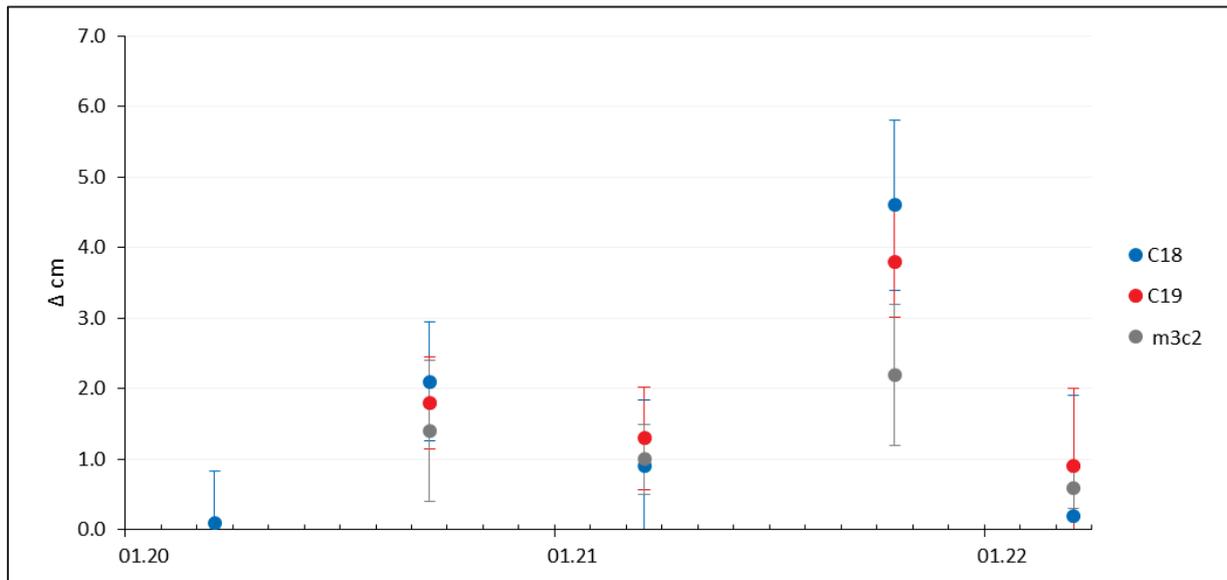


Abbildung 52: Austernriff Kaiserbalje. Vergleich zwischen mittlerem Längenwachstum der Austern-Kohorten von 2018 (C18) und 2019 (C19) für den jeweiligen Beprobungszeitraum (\pm Standardfehler), mit der mittleren vertikalen Differenz der Riffoberflächen, berechnet durch die M3C2-Methodik (\pm eine Standardabweichung).

2.3.6 Zusatz

Studentische Arbeiten:

Eilrich, A. (2021): Charakterisierung von Strukturtypen in Austernriffen des Wattenmeeres – Untersuchungen anhand populationsdynamischer und abiotischer Parameter von *Magallana gigas*. Bachelorarbeit. Carl von Ossietzky Universität, Oldenburg.

Präsentationen/Publicationen:

Pfennings, K., Hoffmann, T. K., Hitzegrad, J., Brohmann, L., Goseberg, N., Schlurmann, T., Paul, M., Wehrmann, A. (2022): 3D monitoring of an intertidal oyster reef (central Wadden Sea) linking terrestrial laser scanning with population dynamics. 59th Estuarine and Coastal Sciences Association Conference 2022, 05.-08.09.2022, San Sebastian, Spanien (Poster).

Pfennings, K., Wehrmann, A. (2022): Die Pazifische Auster (*Magallana gigas*) als ökosystemgestaltende Art im Wattenmeer – Populationsdynamik und räumliche Entwicklung, 26. KFKI-Seminar, Kuratorium für Forschung im Küsteningenieurwesen, 03.11.2022, Hamburg.

Pfennings, K. (2023): Saisonales Höhenwachstum und Populationsdynamik von Austernriffen im Wattenmeer. Nachrichten des Marschenrates, 60, 39-49.

2.4 BIVA-WATT D: Konzepte zur Kopplung hydro- und morphodynamischer Simulationsmodelle mit ökologischen Modellkomponenten - Datenbasierte und prozessorientierte Ansätze

Smile consult (03KIS130)

Bearbeiter: Peter Milbradt, Jan Feldmann, Diana Cano Ravelo, Matthias Stief, Marianne Gronewold

2.4.1 Einleitung

Ausgehend von den umfangreichen Naturmessungen der Projektpartner SaM, LuFI und LWI ist ein wesentliches Ziel des Teilprojekts BIVA-WATT D die Erstellung eines Konzeptes zur datenbasierten Hindcast-Simulation der Entwicklung ökologischer Komponenten in der Deutschen Bucht mit einem besonderen Fokus auf Austernriffe und Miesmuschelbänke. Die Entwicklungen der ökologischen Modellkomponente erweitert das etablierte funktionale Bodenmodell (FBM) mit seinen konsolidierten Modellkomponenten Bathymetrie und Sedimentologie. Mit dem um ökologischen Modellkomponenten erweiterten FBM werden sich zukünftig neue Analysen und Anwendungsfelder ergeben. Mit dem Zusammentragen bereits vorhandener Aufnahmen der räumlichen Konfiguration von Miesmuschelbänken und Austernriffen aus den vergangenen Jahren wird angestrebt, die zugehörigen ökologischen Modellkomponenten des FBM ebenfalls zeitvariant zu gestalten. Eine wesentliche Herausforderung ergibt sich hierbei in der Spezifizierung der Güte der historischen und aktuellen ökologischen Naturaufnahmen in Form von Unsicherheiten und deren Einbindung sowohl in die daten- als auch prozessbasierten Modellansätze. Mit dem erweiterten FBM und zugehörigen nutzerorientierten Sichten werden wesentliche Grundlagen zur perspektivischen Kopplung von Modellen im Küsteningenieurwesen mit biotischen Beschreibungen sowie methodische Ansätze zu interdisziplinären Fragestellungen von Geo-, Umwelt-, Natur- und Ingenieurwissenschaften geschaffen.

Speziell wurden folgende Teilziele verfolgt:

1. Räumlich und zeitlich variantes datenbasiertes Modell des Vorkommens und der Eigenschaften von Muschelbänken an der deutschen Nordseeküste
2. Entwurf und prototypische Implementierung konsistenter Kopplungsstrategien hydro- und morphonumerischer und ökologischer Modellkomponenten
3. Evaluierung der entwickelten Rauheitenansätze im holistischen Modellsystem MARINA

2.4.2 Modellkonzepte

Modelle sind im Hinblick auf eine Fragestellung vereinfachte Beschreibungen realer Gegebenheiten und Zusammenhänge. Ziel des Verbundvorhabens ist die Beschreibung der Rauheitswirkung von Muscheln bzw. Muschelvergesellschaftungen wie Miesmuschelbänke und Austernriffe auf die Hydrodynamik.

Im Teilprojekt BIWA-WATT D lag der Fokus auf der Abbildung der Wirkung von Muschelvergesellschaftungen in hydro- und morphodynamisch numerischen Simulationsmodellen. Hydrodynamische Simulationsmodelle beschreiben beispielsweise die zeitliche Entwicklung und räumliche Verteilung der physikalischen Kenngrößen des Wasserkörpers, wie Strömungsgeschwindigkeit und Lage der freien Oberfläche, aber auch die Kraftwirkung auf den Gewässerboden in Form der Bodenschubspannung. Dass neben der Ausprägung der Gewässersohle in Form von Rinnen, Mäandern, Unterwasserdünen usw. auch die Sedimentzusammensetzung und der Bewuchs einen Einfluss auf die Bewegung des Wasserkörpers haben, ist wohlbekannt. Die Interaktion von Besiedelung (Muschelvergesellschaftung) und Hydro- und Morphodynamik muss in numerischen Simulationsmodellen beiden Modellansätze gerecht werden.

Numerische Simulationsmodelle lassen sich grob in die Klasse der datenbasierten und prozessbasierten numerischen Simulationsmodelle unterteilen. Eine weitere Unterteilung kann nach der zeitlichen Richtung, in Hindcast- und Forecastmodelle vorgenommen werden.

Für die Beschreibung der Muschelvergesellschaftungen der Deutschen Bucht wurde ein datenbasiertes prozessorientiertes Hindcast-Simulationsmodell aufgebaut und betrieben. Die aus diesem Modell ableitbaren Parameter werden zur Ableitung von Rauheitsparametrisierungen für prozessbasierte hydronumerische Simulationsmodelle verwendet.

2.4.2.1 Datenbasiertes prozessorientiertes Hindcast-Modell

Datenbasierte Simulationsmodelle nutzen in der Regel ausschließlich „gemessene“ Daten, um eine zeitliche Entwicklung zu beschreiben. Im Rahmen des Teilprojektes bestand die Herausforderung, aus den sehr spärlichen Daten des Muschelmonitorings ein zeit- und ortsvariantes interpolierendes Modell der Muschelvergesellschaftung zu generieren, welches als Basis für die Parametrisierung der Modellrauheiten für prozessbasierte hydronumerische Simulationsmodelle genutzt werden kann.

Das datenbasierte Interpolationsmodell basiert auf populationsdynamischen Evolutionsgleichungen mit Datenassimilation (siehe Abschnitt 2.4.4) der Flächenpolygone, Raster und Punktproben der Muschelgesellschaften. Die Grunddaten der Muschelgesellschaftungen sind in Abschnitt 2.4.3 zusammengefasst.

Evolutionsgleichung benötigt Anfangsbedingungen und vor allem hoch aufgelöste hydrodynamische und geomorphologische Daten, die die Entwicklung von Muschel relevant beeinflussen. Diese beeinflussenden Daten und Randbedingungen lassen sich in Muschelpotentialkarten (-modellen) zusammenfassen. Die Erstellung und das Management dieser Muschelpotentiale in Raum und Zeit wird in Abschnitt 2.4.5 beschrieben.

Die technische Umsetzung der Datenhaltung sowohl der Basisdaten als auch der Ergebnisse der Hindcast-Simulation erfolgt datenbankbasiert im Rahmen des FBM. Zur Visualisierung und Analyse der Modellergebnisse wurden problembezogen neue Softwarekomponenten erstellt bzw. existierende in der Klassenbibliothek der smile consult GmbH erweitert und angepasst.

2.4.3 Datenbasis

Im Rahmen nationaler und internationaler Berichtspflichten werden durch die Nationalparkverwaltungen regelmäßig die Muschelpopulationen im Deutschen Wattenmeer aufgenommen und dokumentiert. Ergänzt werden diese Naturaufnahmen durch Feldkampagne von Forschungseinrichtungen und Universitäten. Neben den Informationen aus Muschelmonitoring der Länder (Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer 2022; Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 2022), Orthophotos des Bundesamt für Kartographie und Geodäsie sowie bathymetrischen und topographischen Vermessungsdaten (Milbradt et al. 2015) wurden in Teilprojekt BIVA-WATT D Daten der BIVA-WATT Feldkampagnen genutzt. Insbesondere wurde in Teilprojekt BIVA-WATT D auf Daten der Muschelbeprobung (Abundanz, Größenverteilung, Biomasse und Kondition, siehe Abschnitt 2.3), Terrestrische Lasterscans (Abschnitt 2.3) sowie Drohnenbefliegung (siehe Abschnitt 2.2.2) und terrestrische Photoaufnahmen (siehe Abschnitt 2.1.2) zurückgegriffen.

2.4.4 Technische Realisierung

Es wurde eine hierarchische Datenbankstruktur aufgebaut, um die zum Teil umfangreichen Daten zu managen:

- Muschel-Basis-Datenbank (MBDB)
- Muschel-Raster-Basisdatenbank (MRBDB)
- Muschel-Raster-Produktdatenbank (MRPDB)

Die Datenbanken wurden weiterhin nach Muschelspezies aufgeteilt.

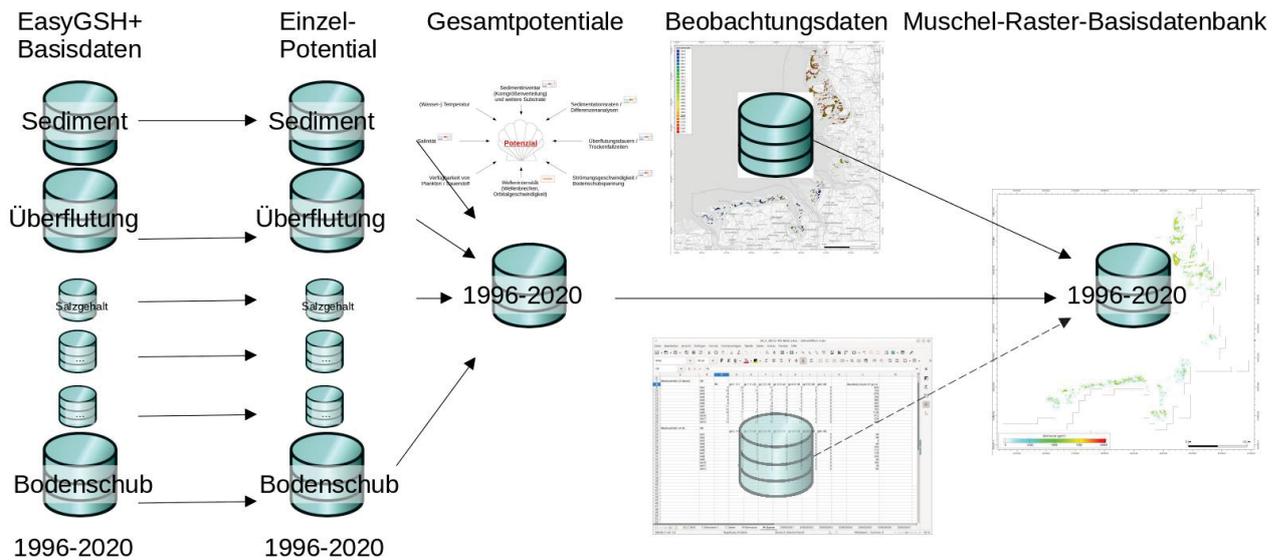


Abbildung 53: Technischer Workflow und datenbankbasierte Realisierung

Muschel-Basis-Datenbank: Hierzu wurde eine Muschel-Basis-Datenbank (MBDB) mit den Probeninformationen aufgebaut, wobei an jeder Lokation die Biomasse / m² und zwei Histogrammen mit den Muschelgrößenverteilungen der toten und lebenden Muscheln abgelegt wurden. Die Probennahmen zu jeder Feldkampagne sind in einem Datensatz zusammengefasst, wobei in den Metadaten neben dem Aufnahmezeitraum auch eine geeignete Interpolationsvorschrift und eine Muscheldichte-funktion hinterlegt werden. Die Muscheldichte kann dabei durch diskrete (0,1) oder stetig ([0,1]) Werte beschrieben werden. Ergänzt wurden die Daten der MBDB um die Polygone der Muschelvergesellschaftungen aus den Monitoringprogrammen der Länder.

Muschel-Raster-Basisdatenbank: Basierend auf der MBDB wurden zugehörige Muschel-Raster-Basisdatenbanken (MRBDB) aufgebaut, in denen nur noch gerasterte Daten der Muschelvergesellschaftungen abgelegt wurden. Diese Rasterdatenbanken stellen eine Homogenisierung der Muschelbasisdaten dar. Insbesondere werden die Polygoninformationen der Muschelmonitoringprogramme in Rastern mit variablen Muschelvergesellschaftungseigenschaften überführt (siehe Abschnitt 2.4.4). Ergänzt werden diese Rasterbasisdaten durch jeweilige Hintergrundmodelle, welche das Jahr 1900 zugeordnet wird.

Muschel-Raster-Produktdatenbank: Als Produkt für die weitere Nutzung im Rahmen des Aufbaus und Betriebes prozessbasierter hydro- und morphodynamischen Simulationsmodellen werden 10 Raster, jeweils für Austern und Miesmuscheln getrennt, jährlich zum 01.07. des Jahres erstellt und in Muschel-Raster-Produktdatenbanken abgelegt. Diese können im Weiteren genutzt, um die zugehörigen Daten erhaltungstreu auf Berechnungsnetze zu übertragen.

2.4.4.1 Mathematische Formulierung

Für die Beschreibung der Muschelvergesellschaftungen wird ein interpolierendes Modell in Raum und Zeit angestrebt. Hierbei steht man vor zwei größeren Herausforderungen:

- Interpolation der Probenanalysen aus den diskreten Probenorten in die Fläche.
- Interpolation in der Zeit auch an Orten, wo nur einmal oder vielleicht sogar gar nicht beprobt bzw. beobachtet worden ist.

Die Möglichkeiten und Grenzen der interpolatorischen Übertragung von Probeninformationen in die Fläche wird im Folgenden detailliert eingegangen.

Für die Interpolation in der Zeit wurde zum einen ein klassischer räumlich-zeitlicher Ansatz umgesetzt sowie eine Realisierung als Evolutionsmodell mit Datenassimilation entworfen und implementiert (siehe hierzu Abschnitt 2.4.5).

Interpolation im Ort

Um aus den diskreten Probenorten Informationen über die gesamte Muschelbank zu erhalten, können räumliche Interpolationsverfahren genutzt werden. Klassische räumliche Interpolationsverfahren berücksichtigen hierbei nur die Topologie der Probenorte untereinander. Für eine Interpolation müssen die zu interpolierenden Größen, Elemente eines linearen Raumes sein. Elemente eines Linearen Raumes müssen addierbar sein und mit einem Skalar multipliziert werden können. Sowohl die skalare Biomasse als auch die Histogramme sind Elemente entsprechender linearer Räume.

Shepard-Interpolation: Die Shepard-Interpolation (Shepard 1968) nutzt nur die inversen Abstände der Proben untereinander und kann sowohl global als auch lokal formuliert werden. In Abbildung 54 wurden die Proben mittels lokaler Shepard-Interpolation (Radius=1000 m, $m_y=6$) interpoliert und zusammen mit den Flächen der Muschelvergesellschaftung dargestellt.

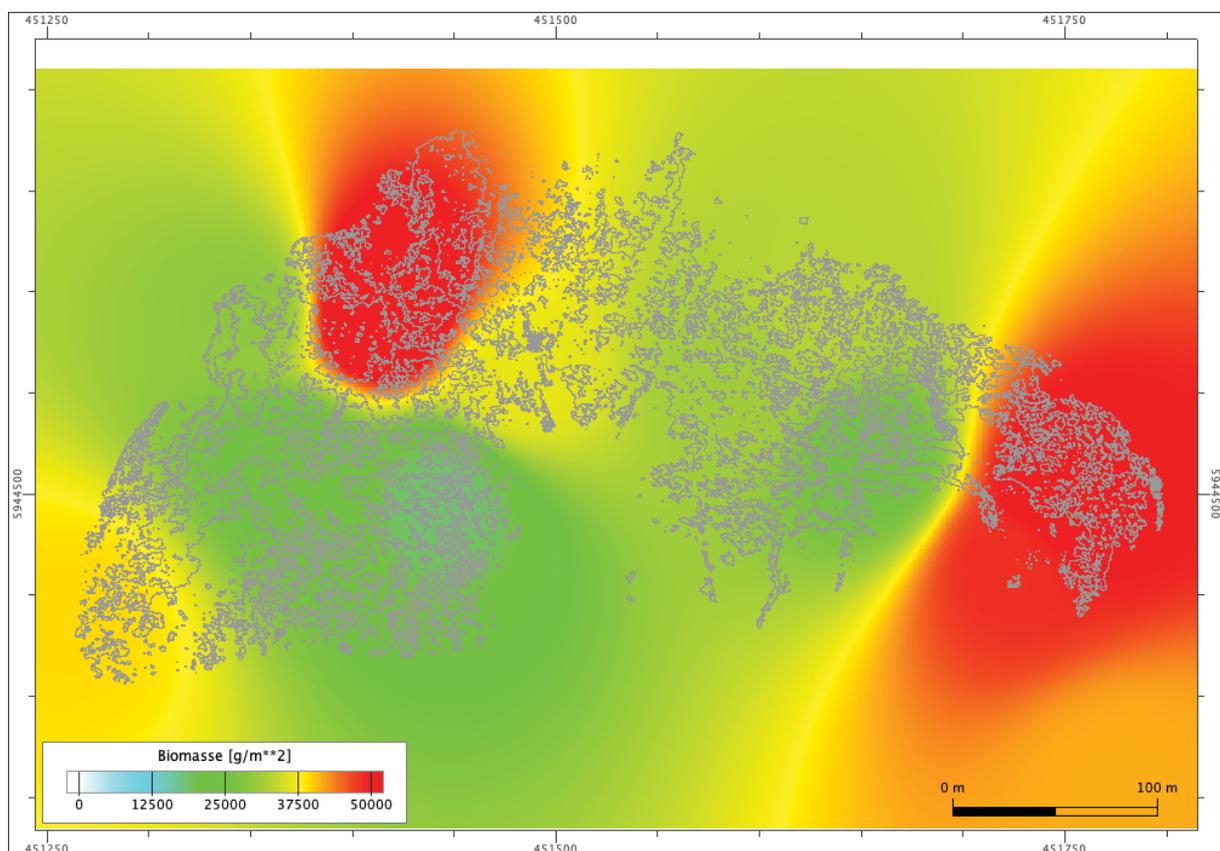


Abbildung 54: Shepardinterpolation der Proben auf ein 1 m-Raster, dargestellt sind die Isofläche der Biomasse und die Randpolygone der Muschelvergesellschaftung im Bereich der Kaiserbalje

Lokalisierte Shepard-Interpolation: Eine Multiplikation der interpolierten Werte mit der Muscheldichte (Rasterfunktion aus dem Archivbereich) führt zur Abbildung 55, was noch keine naturnahe Abbildung darstellt. Bei dieser Interpolation bleibt noch die spezielle Struktur von Muschelvergesellschaftungen unberücksichtigt.

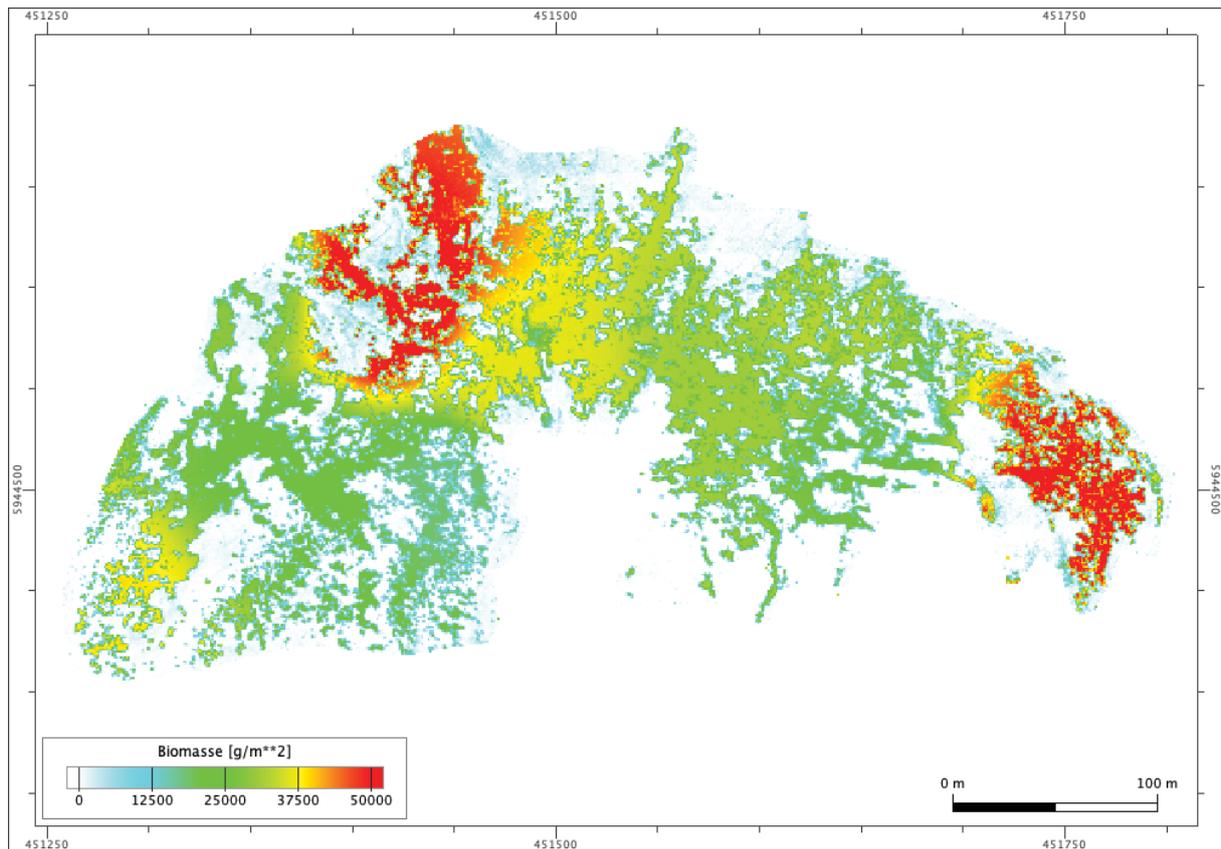


Abbildung 55: Shepardinterpolation auf die Muschelflächen eingeschränkt

Co-Shepard-Interpolation: In der Geostatistik gibt es eine spezielle Klasse von Interpolations- und Approximationsverfahren auf der Basis der umgekehrten Abstandsinterpolation, das sogenannte Kriging. Für das Kriging gibt es eine ganze Klasse von Erweiterungen, wenn eine zusätzliche Variable kreuzkorreliert mit der primären Variablen ist, das sogenannte Co-Kriging-Interpolation (Vestgarden 2005). Die zusätzliche Muscheldichte kann als eine solche sekundäre Variable aufgefasst werden.

In Anlehnung an das Co-Kriging wurde eine Co-Shepard-Interpolation umgesetzt, bei der das Raster der Muschelvergesellschaftung zu „Normierung“ der Shepard-Interpolierten Größen genutzt wird. Im Ergebnis wird eine plausible Übertragung der Probeninformationen in die Fläche der Muschelvergesellschaftung erreicht (siehe Abbildung 56). Die so interpolierten 1 m-Raster werden im Weiteren als Basisprodukte bezeichnet und in einer Muschel-Produkt-Datenbank (MPDB) abgelegt.

Im Rahmen des Projektes war es leider nicht mehr möglich, den hier entwickelten Ansatz einer Co-Shepard-Interpolation zu kalibrieren und anschließend zu validieren. Es ist jedoch davon auszugehen, dass in zukünftigen Feldkampagnen diesen zukünftigen Anforderungen Rechnung getragen wird.

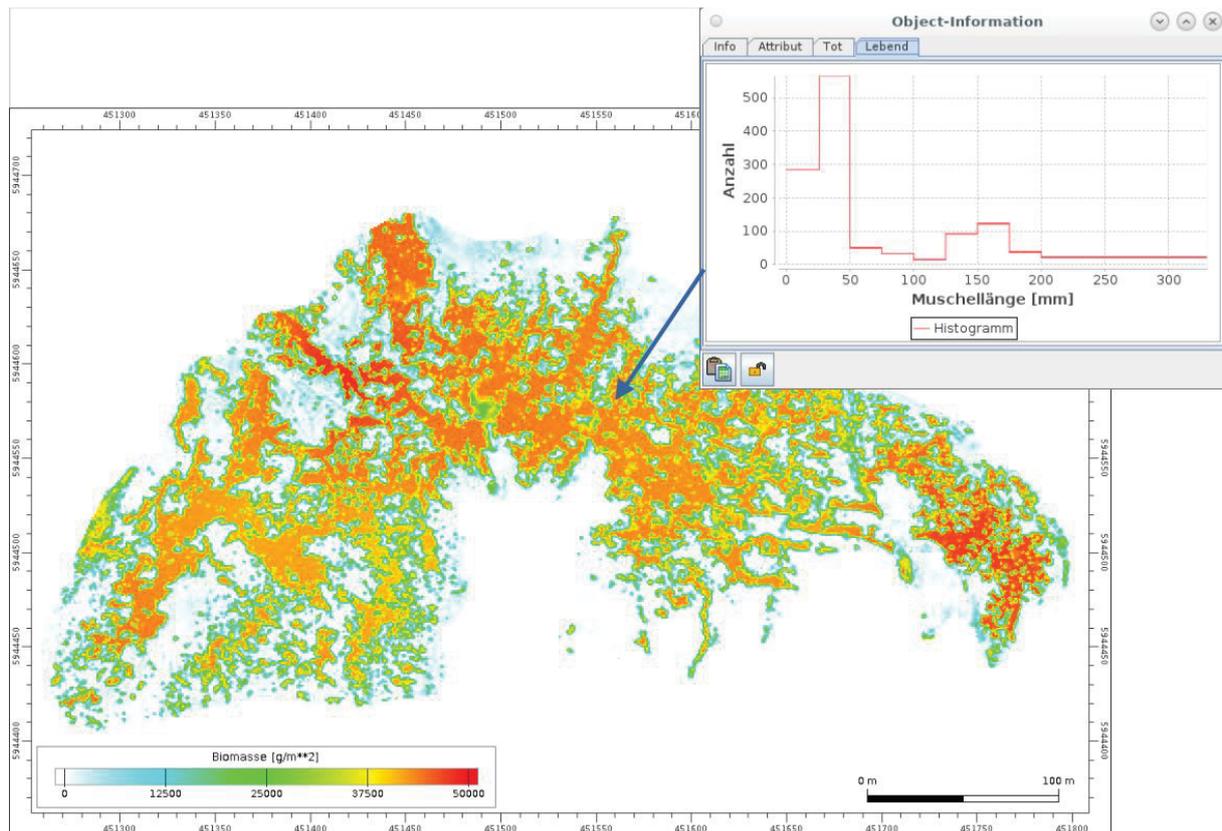


Abbildung 56: Muschelvergesellschaftung mit interpolierten Eigenschaften

Polygoninterpolation: Eine besondere Herausforderung stellt die Einbindung der Polygone der Monitoringprogramme der Länder dar. Zum einen ist innerhalb der Polygone keine lokale Differenzierung enthalten und zum anderen liegt keine Information über die Biomasse und die Muschelgrößenverteilungen vor.

Die Integration der Monitoringpolygone in die Muschel-Raster-Basis-Datenbank (MRBDB) erfolgt mehrschrittig wie folgt.

Zunächst wird jedem Monitoringpolygon eine mittlere Muschelbiomasse und Muschelgrößenverteilungen, aufgeteilt nach Austern und Miesmuscheln zugeteilt. Liegen Naturaufnahmen, z.B. vom Projektpartner SaM aus zurückliegenden Naturbeprobungen vor, so werden diesen den Polygonen zugewiesen. Bei allen anderen polygonalen Flächen werden heuristische Werte angenommen, die sowohl orts- als auch zeitvariant entworfen sind.

Anschließend werden für die Monitoringpolygone analog Raster erstellt und in die Muschel-Produkt-Datenbank integriert. Die Rasterweite richtet sich dabei nach der mittleren Auflösung der Polygone.

Durch ein schrittweises Skalieren mit zusätzlichen Daten und Informationen, wie „Muschelpotentialgrößen“ oder Bewuchsdichteinformationen aus Luftbildern, kann anschließend eine weitere Diversifizierung der Muschelinformationen in den Flächen vorgenommen werden.

Diese Herangehensweise ermöglicht es auch in Zukunft, die MRBDB zu pflegen und zu aktualisieren, wenn in den folgenden Jahren detailliertere Informationen akquiriert werden können.

Interpolation in der Zeit

In der Muschel-Raster-Basis-Datenbank (MRBDB) kann dann im Weiteren auch zeitlich interpoliert werden. Es wurden zwei unterschiedliche Ansätze verfolgt. Zum einen wurde die räumlich-zeitliche

Interpolation des FBM dahingehend erweitert, dass auch komplexe Objekte, wie Histogramme, mit interpoliert werden konnten und zum anderen wurde ein evolutionsgleichungsbasierter Interpolationsansatz entwickelt. Beide Vorgehensweisen führten zu lokal guten und auch eher unzureichenden Ergebnissen. Langfristig könnte eine Kombination aus beiden zu flächendeckenden guten Ergebnissen führen.

Einfache Interpolation in der Zeit: Für die zeitliche Interpolation muss in der Produktdatenbank für jede Muschelspezies noch ein Basis-Modell, welches an jeder Stelle die Information, keine Muscheln der entsprechenden Spezies liefert, eingefügt werden. Diese Basis-Modelle bekommen das Datum 01.01.1900 zugewiesen.

Eine einfache Interpolation in der Zeit kann aber u.U. unplausible Ergebnisse liefern, wenn eine Fläche mit Muschelvergesellschaftungen nicht wiederholt aufgenommen wurde. Um diesen Umstand u.U. zu beheben, wurde ein weiterer Ansatz verfolgt, der auf einem ökologischen Evolutionsmodellansatz basiert.

Evolutionsmodell mit Datenassimilation: Um über eine große Fläche Informationen zum Muschelbewuchs zu erhalten, wurden Muschelevolutionsmodelle für Austern und Miesmuscheln mit Datenassimilation auf einem 10 m Raster umgesetzt. Auf die theoretischen Grundlagen und Umsetzung wird in Abschnitt 2.4.5 eingegangen.

Erhaltungstreue Übertragung auf gröbere Diskretisierungen

In der Regel werden in numerischen Modellen die zu betrachtenden Gebiete in einer geeigneten Auflösung diskretisiert. Diese Diskretisierung kann sowohl regulär in Form eines Rasters als auch irregulär in Form von Dreieckszerlegungen erfolgen. Nur in Ausnahmen stimmen die Auflösungen der Basisdaten, wie die gemessenen Muschelvergesellschaftungen, mit den der Simulationsmodelle überein. Bei unterschiedlichen Modellauflösungen muss ein Weg gefunden werden, der eine erhaltungstreue Übertragung der Parameter sicherstellt. Es lassen sich drei große Klassen der Gebietszerlegungen benennen: Raster (Finite Differenzen), volumetrische Flächen (Finite Volumen) und endliche Flächen (Finite Element). Bei den Finiten Differenzen und den Finiten Elementen sind die Punkte Träger der Information und repräsentieren eine umgebende Fläche (die VORONOI-Region). Bei den Finiten Volumen wird die Information der Fläche zugeordnet.

Exemplarisch ist die berechnete mittlere Biomasse nach der Übertragung auf ein 10 m-Raster und eine Dreieckszerlegung in den Abbildung 57 und Abbildung 58 dargestellt. Analog enthält jeder Punkt eine relative Muscheldichte und approximierte Histogramme für tote und lebende Muscheln.

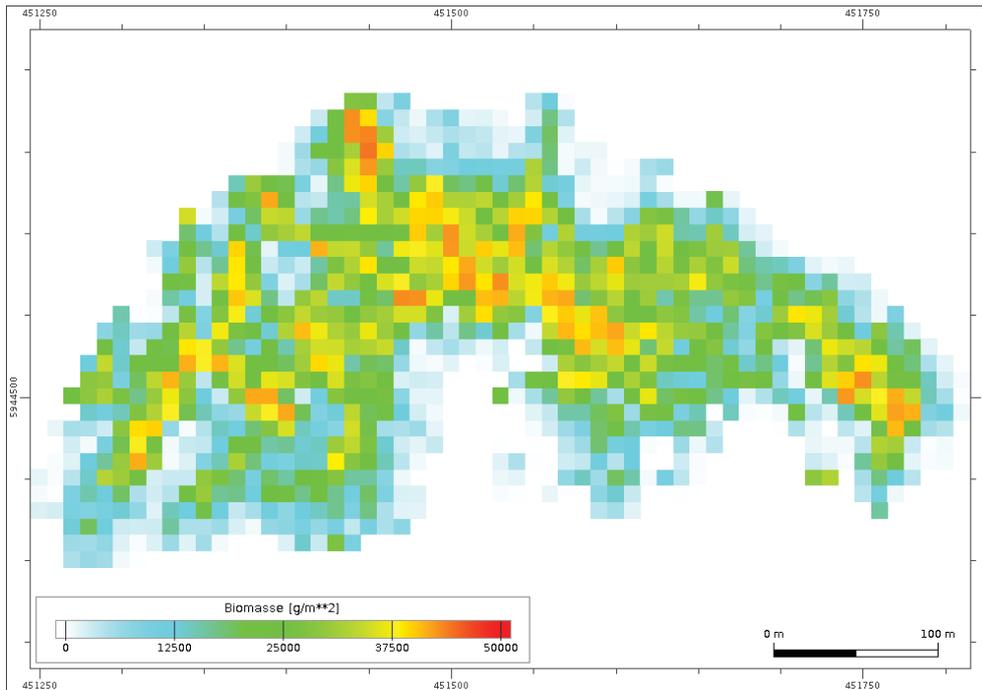


Abbildung 57: 10x10m-Raster

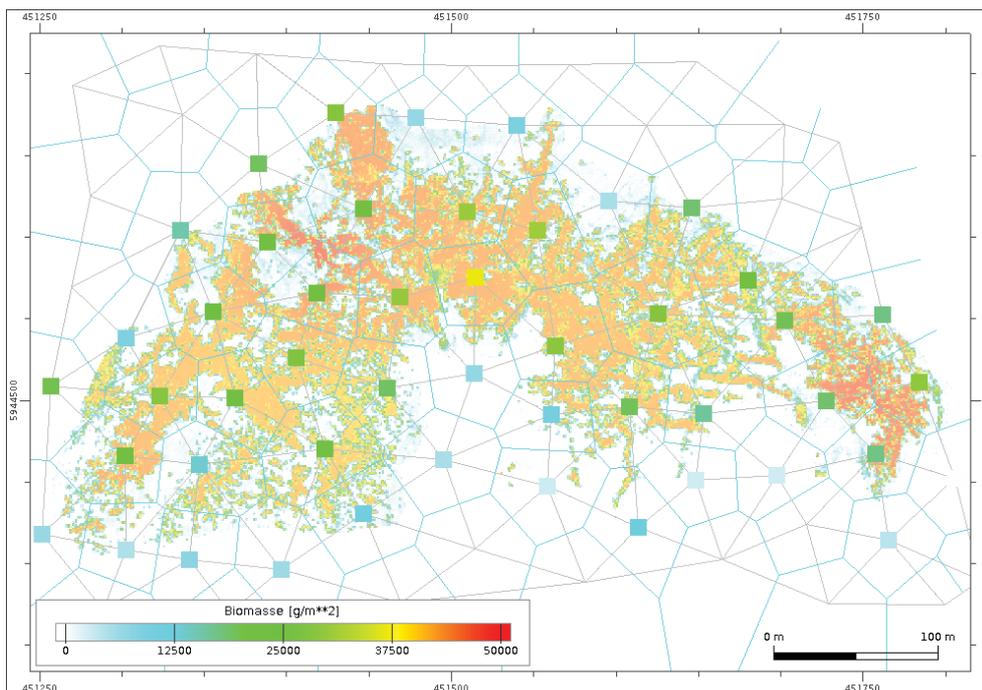


Abbildung 58: Dreiecksnetz mit dargestellten Voronoi-Zerlegung, im Hintergrund die Muschelbiomasserverteilung (Kaiserbale Frühjahr 2020)

2.4.5 Numerische Simulationen

Das holistische Simulationsmodell MARINA (Milbradt 2022) der smile consult GmbH ist so entworfen, dass neue Modellkomponenten leicht integriert werden können. Im Folgenden wird sowohl auf die ökologische Simulation von Muschelvergesellschaftungen als auch die Berücksichtigung der Wirkung von Muschelvergesellschaftungen in hydrodynamischen Modellen eingegangen.

2.4.5.1 Evolutionsgleichungs- und datenbasiertes Hindcastsimulationsmodell der Muschelvergesellschaftung

Numerische Simulationsmodelle, die die Entwicklung von Muschelvergesellschaftungen simulieren, wurden bereits in (Liu et al. 2014) vorgestellt. Im Rahmen dieses Vorhabens stand nicht die Simulation unter Berücksichtigung möglichst differenzierter mathematischer Terme im Vordergrund, sondern eine möglichst einfache und effiziente Formulierung, mit dem Ziel, die zeitliche Interpolation zwischen den beobachteten Informationen zu verbessern.

Die einfachsten Evolutionsgleichungen simulieren das Wachstum von Muschelvergesellschaftungen mit dem Parameter Biomasse. Das im Rahmen des Projektes entworfenen und umgesetzte Biomassen-Evolutionsmodell beschreibt die zeitliche und örtliche Entwicklung der Biomasse M [g/m^2] (x , y und z , t) rasterbasiert. Hierzu wird eine einfache Evolutionsgleichung an jeder Modellstützstelle gelöst:

$$\frac{\partial M(x, y, t)}{\partial t} = g(x, y, t, M) \cdot M - d(x, y, t) \cdot M + b \cdot \nabla^2 M \quad (1)$$

wobei g der Wachstumsrate, d der Sterberate und der Term $b \cdot \nabla^2 M$ die Geburtenrate in Verbindung mit der schwimmenden Ausbreitung der Larven sind. Sowohl die Sterberate als auch die Wachstumsrate hängen von weiteren Umweltfaktoren ab und werden unter Zuhilfenahme eines zugehörigen Muschelpotentials $\mu(x, y, t)$ (siehe hierzu auch Abschnitt 2.4.5) formuliert. Die Wachstumsrate g lässt sich dann darstellen als Produkt von einer optimalen Wachstumsrate g_0 , dem Muschelpotential μ und einer logistischen Beschränkung k :

$$g(x, y, t, M) = g_0 \cdot \mu(x, y, t) \cdot k(M) \quad (2)$$

Die logistische Beschränkung ergibt sich aus einer maximal möglichen und der aktuell vorhandenen Biomasse:

$$k(M) = 1 - \frac{M}{M_{max}} \quad (3)$$

Analog wird auch die Sterberate abhängig vom vorherrschenden Muschelpotential formuliert:

$$d(x, y, t) = d_0 * (1 + 1 - \mu(x, y, t)) \quad (4)$$

wobei auch hier wieder d_0 die Sterberate und Fressrate bei optimalen Bedingungen ist (minimale Sterberate und Fressrate).

Bei der Realisierung des daten- und evolutionsgleichungsbasierten Hindcastsimulationsmodell sind die Muschelpotentiale von zentraler Bedeutung (siehe Abschnitt 2.4.5).

Ausgehend von einer sehr schwachen initialen Biomassenbelegung entsteht über den Simulationszeitraum von 1996 bis 2020 eine realistische Biomassenverteilung in der Deutschen Bucht (wie in Abbildung 59 exemplarisch dargestellt). Eine weitere Verbesserung der Simulationsergebnisse wird erreicht, wenn in den Muschelflächen aus den Monitoringprogrammen das Potential auf 0.8 gesetzt wird und in Flächen, in den wirklich Biomassen bestimmt worden sind, diese Daten assimiliert werden.

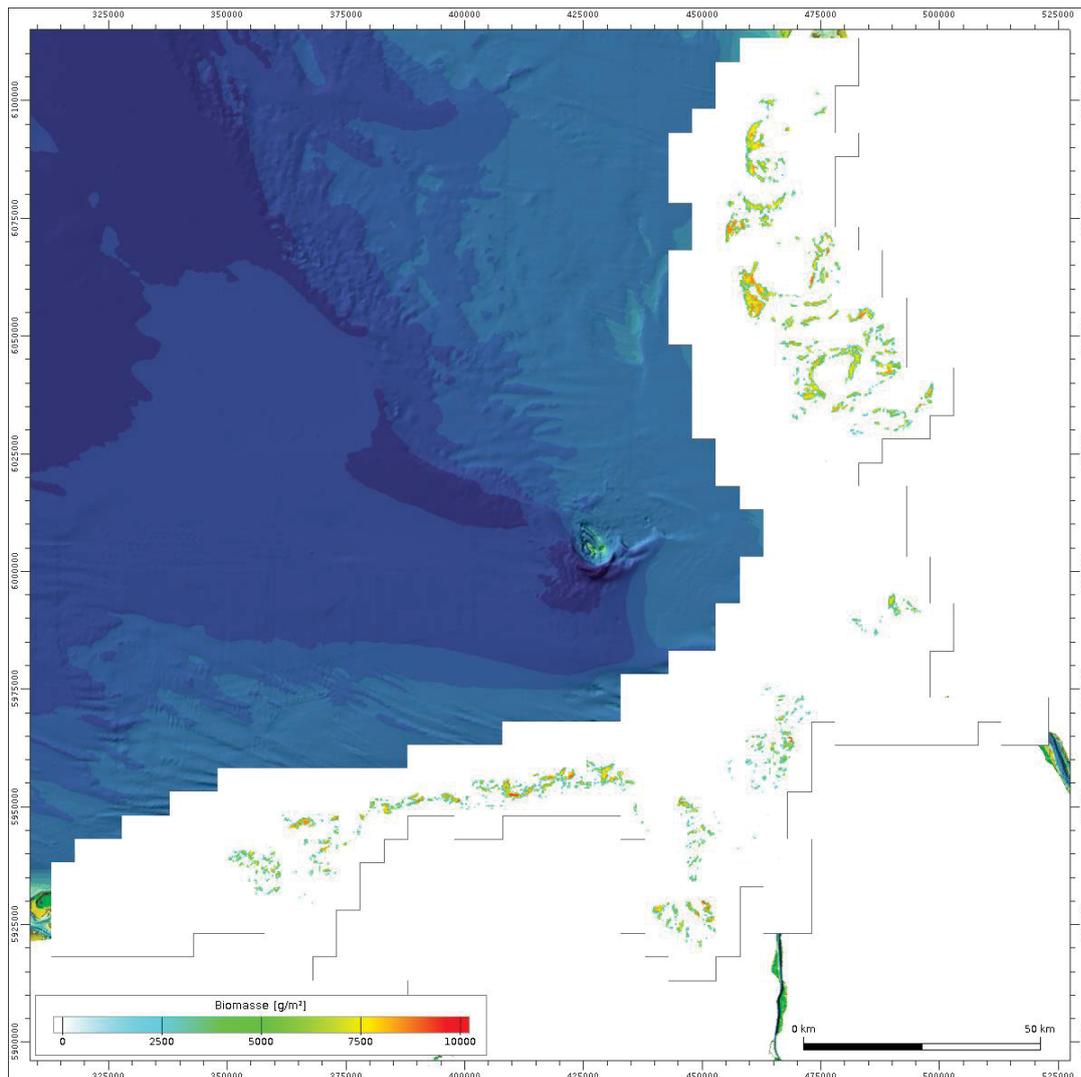


Abbildung 59: Biomassenverteilung 2020

Bei der weiteren Nutzung in hydro- und morphodynamischen Simulationsmodellen wird zusätzlich eine Parametrisierung der Muschelgrößen notwendig sein. Hierzu kann u.U. auf die Ergebnisse der Feldkampagnen und die „klassische“ räumlich-zeitliche Interpolation der Muschel-Raster-Basis-Daten zurückgegriffen werden.

2.4.5.2 Muschelpotential

In den letzten Jahren und Jahrzehnten sind immer wieder erhebliche Schwankungen der Muschelbestände in der Deutschen Bucht zu beobachten gewesen. Sowohl die Ansiedlung als auch das Überleben von Muscheln ist an eine Reihe von Einflussfaktoren, sogenannte Umweltparameter, gebunden, die außerhalb bestimmter Grenzen das Überleben der Muscheln verhindern, während sie innerhalb dieser Grenzen einen Lebensraum begünstigen. Trotz ihrer Bedeutung finden sich in der Literatur nur vage bis gar keine Zahlenwerte zu möglichen beeinflussenden Umweltparametern, insbesondere zu deren Größenordnung (Folmer et al. 2017).

Die Berechnungen der Muschelpotentiale basiert auf den Arbeiten von Rubel et al. (2020). In der Abbildung 60 sind die typischen Umweltparameter, die das Wachstum von Muscheln, hier Austern und Miesmuscheln, beeinflussen, skizziert.

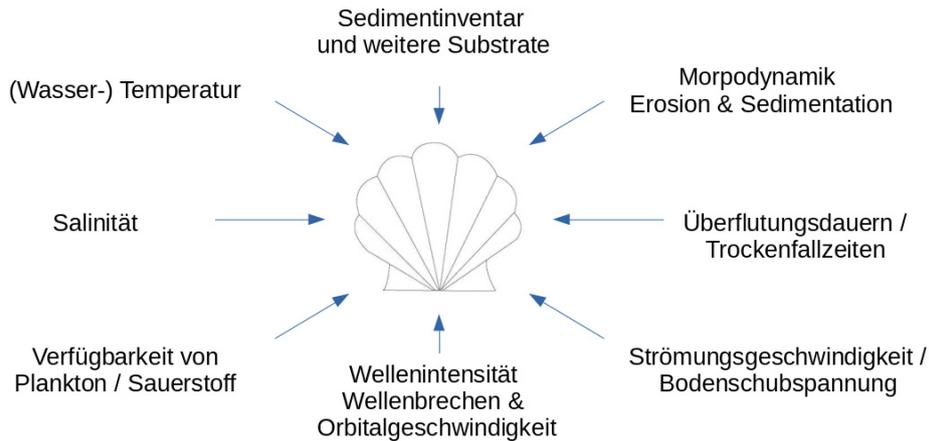


Abbildung 60: Übersicht über die wichtigsten Einflussfaktoren für Muschelansiedlung und das -wachstum

Der konzeptionelle Ansatz besteht nun darin, jedem einzelnen Parameter / Umwelteinfluss funktional einen Zahlenwert zwischen 0 und 1 zuzuordnen. Hierbei bedeutet der Wert

1: optimale Lebensbedingungen und

0: lebensfeindliche Bedingungen.

Anschließend können alle Einzelpotentiale zu einem Gesamtpotential kombiniert werden. Der einfachste Ansatz besteht hier in der Bildung des geometrischen Mittels, welches sicherstellt, dass wenn ein Potential lebensfeindlich ist, dass dies dann auch das Gesamtpotential ist.

Berechnung der Einzelpotential

Für die Bestimmung der Einzelpotentiale werden in allen Flächen, in denen in den Jahren von 1996 bis 2020 Muschelvergesellschaftungen beobachtet wurden, die Bandbreite der in Abbildung 60 aufgezählten Umweltparameter analysiert. Für die Dauer der Überflutung zeigt die Analyse beispielsweise, dass Muscheln mindestens 314 von insgesamt 745 Minuten pro Flut überflutet werden müssen, um ihr Überleben zu sichern. Zur Bestimmung der zugehörigen Parameter konnte auf die umfangreichen Analyseprodukte aus dem mFund-Projekt EasyGSH-DB (Plüß et al. 2020) sowie Simulationen im Rahmen des Projektes zurückgegriffen werden. Dazu werden alle vorhandenen Muschelgebiete auf einen Minimal- und Maximalwert sowie einen Medianwert für jeden Einflussfaktor, unabhängig von der Muschelart, untersucht und so Wertebereiche definiert, die Muschelexistenzen ermöglichen (Abbildung 61). Die Vernachlässigung der Muschelart ist dem Umstand geschuldet, dass häufig die Information zu den unterschiedlichen Muschelarten gar nicht vorhanden sind. Alle limitierenden Faktoren sind im Folgenden fett gedruckt.

Weitere Parameter wie Eisgang, die bei Miesmuscheln stärker zerstörende Wirkung zeigen als bei Austern, sowie das Nahrungs- und Sauerstoffangebot konnten nicht berücksichtigt werden.

Ausgehend von den Ergebnissen in Abbildung 61 müssen in Zukunft noch artspezifische Anpassungen vorgenommen werden und die sich verändernden Mengenverhältnisse zwischen Austern und Miesmuscheln berücksichtigen (Wehrmann et al. 2000; Smaal et al. 2005; Folmer et al. 2017; Reise et al. 2017).

Austern: Für die Ansiedlung von Auster sind neben der Verfügbarkeit von Nahrung auch verschiedene abiotische Faktoren relevant. Zu den wichtigsten Einflussparametern gehören die Wassertemperatur und der Salzgehalt (Spencer et al. 1994; Smaal et al. 2005). Außerdem benötigen Austern für ihre Ansiedlung Hartsubstrat, z.B. Existenz von Miesmuschelbänke.

Miesmuscheln: Die exponentielle Ausbreitung der Auster hat zu einer Artenverschiebung im Wattenmeer geführt. Hierbei hat zunächst die Miesmuschelbiomasse abgenommen. Im weiteren Verlauf finden Miesmuscheln aber auch wieder Schutz in den Austernriffen, was zu einer Koexistenz und teilweise in einem Mutualismus mit der Pazifischen Auster und zu gemischten Bänken mit unterschiedlicher Artenverteilung (Markert et al. 2010) geführt hat.

Für die insgesamt 7 Einzelpotentiale wurden jährliche Produktraster (Rasterweite 10 m) von 1996 bis 2020 aufgebaut und in zugehörigen Datenbanken abgelegt.

	Eulittoral mussel beds			Sublittoral mussel beds		
Environmental parameters	Minimum	Maximum	Median	Minimum	Maximum	Median
Erosion / sedimentation rate [m / year]	-0.2	0.7	-	-0.2	0.6	-
Sediment distribution d50 [mm]	0.079	0.652	0.175	0.104	0.377	0.166
rel. duration of falling dry per Tide [%]	0	42.210	14.163	0	0	0
Orbital velocity [m / s]	0.074	0.504	0.290	0.097	0.417	0.256
Bottom shear stress [N / m ²]	0.026	1.309	0.213	0.123	0.794	0.355
Wave intensity / wave breaking [W / m ²]	0	0.21	0.001	0	0	0
Salinity [‰]	18.676	27.717	24.379	22.863	24.754	23.598

Abbildung 61: Umweltparameter aus Rubel et al. (2020)

Berechnung des Gesamtpotentials

Das Gesamtpotential für die Ansiedelung und das Wachstum von Muschelbänken, unabhängig von der Spezies, ergibt sich als geometrisches Mittel der Einzelpotentiale. Ausgehend von den jährlichen Einzelpotentialen wurde jährliche Datenbanken der Gesamtpotentiale aufgebaut, sodass diese bei der Simulation der Biomassentwicklung genutzt werden können. Exemplarisch sind die Gesamtpotentiale für die Jahre 2000 und 2020 in der Abbildung 62 dargestellt.

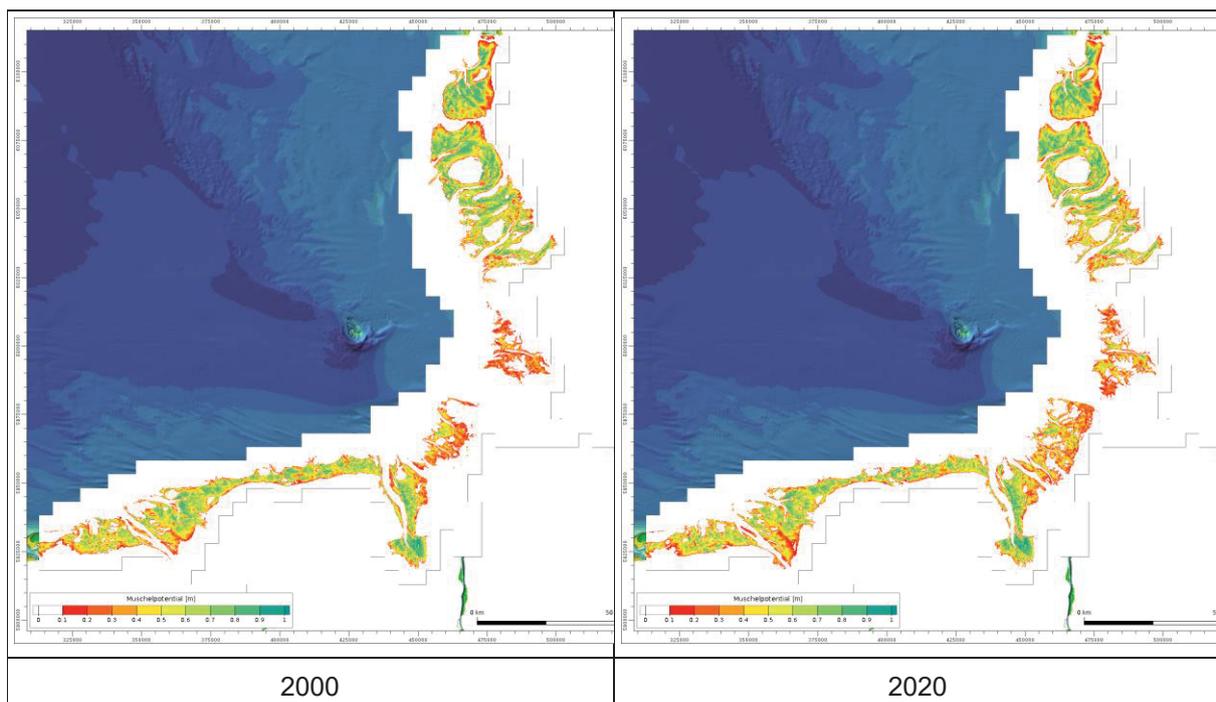


Abbildung 62: Gesamtmuschelpotential

2.4.5.3 Oberflächenrauheit des Gewässerbodens

Die Unregelmäßigkeiten an einer Oberfläche, die durch Höhenunterschiede in der Lage des Gewässerbodens verursacht werden, werden im allgemein als Bodenform und Rauheit bezeichnet. Zu den Grobgestalten des Gewässerbodens gehören Rinnen und Wattflächen, Kolke und Sandbänke, usw.

Die Feingestalt des Gewässerbodens lässt sich in

- Bodenformen wie
 - Rippel und
 - Dünen sowie
- Rauheitselementen wie
 - Sedimente und Steine sowie
 - Bewuchs und Besiedelung

unterteilen.

Die feingestaltige Rauheit des Gewässerbodens wird durch eine große Anzahl von unregelmäßigen kleinen Erhebungen und Vertiefungen induziert. Zur Bestimmung und Beschreibung dieser Rauheit gibt es unterschiedliche Ansätze.

Zu den einfachsten Ansätzen gehören statistische Analysen, die die Variabilität der eigentlichen Oberfläche zu einer mittleren Ausgleichsfläche (abhängig vom Flächenmaß) beschreibt. Hier wird zwischen der mittleren Rauheitshöhe (R_a) und absoluter Rauheitshöhe (R_z) unterschieden.

Die mittlere Rauheitshöhe (R_a) wird berechnet, indem die Höhenunterschiede zwischen der Oberfläche und der Ausgleichsfläche auf einer bestimmten Fläche gemittelt werden. Die absolute Rauheitshöhe (R_z), oft einfach nur Rauheit genannt, wird berechnet, indem die höchste Abweichung einer Oberfläche von der Ausgleichsfläche innerhalb einer bestimmten Fläche bestimmt wird.

Die ersten Ansätze zur Messung der absoluten Rauheitshöhe wurden von Georg Nikuradse in den 1930er Jahren entwickelt (Nikuradse 1933), aus der sich eine Formel (Nikuradse-Formel) für die Rauheitshöhe (R_z) aus dem Druckverlust und der Strömungsgeschwindigkeit ergibt.

Auch für die Bestimmung der (absoluten) Rauheitshöhe (R_z) aus der mittleren Rauheitshöhe (R_a) hat Nikuradse eine einfache Umrechnung angegeben:

$$R_z = 6.4 * R_a$$

welche auf der Annahme der gleich verteilten und gleich großen Erhebungen und Vertiefungen basiert. Diese Annahme ist u.U. für Oberflächensedimente geeignet, aber eher ungeeignet für die Beschreibung von Muschelvergesellschaftungen.

Sowohl die mittlere Rauheitshöhe als auch die absolute Rauheitshöhe lassen sich messtechnische gut ermitteln. Im Rahmen dieser Untersuchungen können beide Größen u.U. aus den Histogrammen der toten und lebenden Muscheln abgeleitet werden.

Rauheitsdichte c_K

Untersuchungen von (Morris 1955) zeigten, dass sich die Rauheitswirkung einer Sohle mit zunehmender Dichte der Elemente von isolierter Rauheit über Anordnungen, die zu einer Wirbelüberlagerungsströmung führen, bis hin zu quasi glatten Sohlen ändert.

Die Rauheitsdichte c_K kann als Verhältnis der angeströmten Fläche A zur Grundfläche eines Rauheitselements A_G aufgefasst werden. Für natürliche Rauheiten ist die Bestimmung von A und A_G nur sehr ungenau. Als Abschätzung der Rauheitsdichte c_K wird häufig das Verhältnis der mittleren Rauheitshöhe R_a zur absoluten Rauheitshöhe R_z als Maß für die Rauheitsdichte verwendet wird:

$$c_K = \frac{Ra}{Rz}$$

Übertragen auf Muschelvergesellschaftungen in der Deutschen Bucht kann u.U. der bei der Interpolation / Approximation bestimmte Besiedelungsdichtefaktor zwischen 0 und 1 verwendet werden.

2.4.5.4 Parametrisierung der äquivalenten Scheinrauheit der Muschelvergesellschaftung

Muschelvergesellschaftungen in der Natur setzen sich aus Muscheln sehr unterschiedlichen Alters und Größe zusammen. Zusätzlich unterscheiden sich die physikalischen Eigenschaften und das Ansiedlungsverhalten, je nach anzutreffender Spezies. Hier ist unter anderem der Einfluss der scharfen Muschelschalenkanten der Pazifischen Auster auf die darüberliegende Hydrodynamik (Strömung und Welle, siehe Abschnitt 2.1 und 2.2), im Vergleich zu den eher flachen und glatten Strukturen der Miesmuschelbänke, zu nennen. Auch führen äußere Kräfte und die Dynamik des Wachstums der einzelnen Muscheln zu sehr unterschiedlichen Mustern in der Bodenbedeckung (Hitzegrad et al. 2022).

Die Berücksichtigung dieser unterschiedlichen Aspekte bei der Ableitung von äquivalenten Scheinrauheit für prozessbasierte hydro- und morphodynamische Simulationsmodelle konnte im Rahmen dieses Projektes nur skizziert werden. Zunächst wird auf den Begriff der Oberflächenrauheit, in diesem Fall des Gewässerbodens, und deren Beschreibung eingegangen.

Strömungsmodell

Muschelvergesellschaftungen verändern durch ihre Struktur die bodennahen Strömungsverhältnisse, die in der Regel einen turbulenten Charakter aufweisen. Über Muschelvergesellschaftungen bewirkt die Turbulenzen eine vertikale Durchmischung, die u.A. auch für die notwendigen vertikalen Nahrungsflüsse sorgt. Im Folgenden werden klassische Modellvorstellungen der Parametrisierung und Berücksichtigung von Rauheitsansätzen in Strömungsmodellen vereinfacht dargestellt und auf ihre Nutzbarkeit im Rahmen von Muschelvergesellschaftungen bewertet

Rauheitsmodell: Die Parametrisierung der Energieverluste infolge der turbulenz erzeugenden Eigenschaften der Gewässersohle erfolgt auf der Basis der Sohlschubspannungen. Die Beschreibung der Sohlschubspannung erfolgt in der Regel durch einen quadratischen Ansatz:

$$\tau_{b,i} = \rho \cdot c_f \cdot U_i \cdot \|\vec{U}\| \quad (5)$$

wobei U ein Maß für die freie Strömung außerhalb der bodennahen Grenzschicht und c_f ein Bodenreibungskoeffizient ist. Die Formulierung des Bodenreibungskoeffizienten erfolgt hierbei über eine „Zerlegung“ der Oberflächeneigenschaften in

- Sedimentologie
- Bodenformen
 - Rippel und
 - Dünen sowie
- Bewuchs.

Der (Taylor-)Reibungskoeffizient c_f kann aus unterschiedlichen Reibungsbeiwerten ermittelt werden, z.B. aus dem Beiwert C nach de Chezy:

$$c_f = \frac{g}{C^2} \quad (6)$$

Bei der Formulierung nach Manning n bzw. Strickler k_{st} wird ein expliziter Zusammenhang zur Wassertiefe d hergestellt:

$$c_f = \frac{g \cdot n^2}{\sqrt[3]{d}} = \frac{g}{k_{st}^2 \cdot \sqrt[3]{d}} \quad (7)$$

Für große Reynolds-Zahlen wird häufig auch die empirische White-Colebrook-Gleichung

$$c_f = g \cdot \left[18 \cdot \log_{10} \left(\frac{12 \cdot d}{k_s} \right) \right]^{-2} \quad (8)$$

herangezogen, wobei k_s [m] als absoluter Rauheitsbeiwert bezeichnet wird (bei Nikuradse wird k_s auch als effektive Sand- oder Sohlrauheit bezeichnet).

Der absolute Rauheitsbeiwert k_s (auch als Nikuradse-Zahl) skaliert die absolute Rauheitshöhe (Rz) des Gewässerbettes mit der hydraulischen Tiefe d und besitzt die Einheit [m]:

$$k_s = Rz/d \quad (9)$$

Folgende Abschätzungen des absoluten Rauheitsbeiwerts k_s lassen sich exemplarisch in der Literatur finden:

Sedimentologie: $k_s = 2,5 \cdot d_{50}$

Rippel: $k_s^r = \alpha_r \cdot \gamma_r \cdot \Delta_r \cdot \frac{\Delta_r}{\lambda_r}$, $\alpha_d = 8 - 20$, $\gamma_d = 1 - 0.7$ (van Rijn et al. 1993)

Dünen: $k_s^d = \alpha_d \cdot \gamma_d \cdot \Delta_d \left[1 - \exp \left(-25 \cdot \frac{\Delta_d}{\lambda_d} \right) \right]$, $\alpha_d = 1.1$, $\gamma_d = 0.7$ (van Rijn et al. 1993)

Die Integration von benthischer Besiedelung, wie Muschelvergesellschaftungen könnte dann direkt über die Formel **Error! Reference source not found.** und **Error! Reference source not found.** erfolgen.

Muschelrauheiten: Der Energieverlust der Strömung durch Muschelvergesellschaftungen hängt von

- der Art
 - Austern: raue Schale, Riffe
 - Miesmuschel: eher glatte Schalen, Teppiche
- der Muschelgrößenverteilung
- der Besiedlungsdichte

ab (siehe Abschnitt 2.2). Für Muschelvergesellschaftungen werden folgende Approximationen vorgeschlagen, wobei zunächst von einer kompletten Bedeckung ausgegangen wird.

Austern: $Rz = 2/3 \cdot$ größte Muschelausdehnung
(bei **einer** Muschelgröße, wenn als Bezugsfläche der Boden genutzt wird, da die Muscheln in der Regel zu 2/3-ten aus dem Sediment heraus schaut)

$Rz = 2 \cdot$ Mittelwert der größten Muschelausdehnungen bei eher breiten Muschelgrößenverteilungen

Miesmuscheln: $Rz = 1/2 \cdot$ größte Muschelausdehnung (bei **einer** Muschelgröße, da Miesmuscheln eher flache Teppiche ausbilden)

$Rz = 1 \cdot$ Mittelwert der größten Muschelausdehnungen bei eher breiten Muschelgrößenverteilungen

Im Modellsystem MARINA ist die Basis der Rauheitsformulierung der Stricklerbeiwert. Das Einsetzen von Formel **Error! Reference source not found.** in die Formel zur Bestimmung des Strickler-Beiwertes k_{st} nach (DIN EN 752-4:2017-07) führt zu:

$$k_{st}^{Rz}(d) = \frac{17.72}{d^{1/6}} \cdot \log_{10} \left(\frac{14.84}{Rz} \right) \quad (10)$$

Zur Berücksichtigung der zusätzlichen Rauheit infolge von Muschelvergesellschaftungen in MARINA wurde ein morphender Ansatz aus Stricklerbeiwert $k_{st}^{Muschel}$ für Muscheln und Stricklerbeiwert $k_{st}^{Sediment}$ für die Gewässeroberfläche (im einfachsten Fall für das Sediment) umgesetzt:

$$k_{st} = D_M \cdot k_{st}^{Muschel} + (1 - D_M) \cdot k_{st}^{Sediment} \quad (11)$$

wobei die Bewuchsdichte D der Muschelvergesellschaftung zwischen 0 und 1 ist.

Erweiterungen dieses Ansatzes um weitere Einflussgrößen, wie bspw. die Rauheitsdichte und speziesspezifische Faktoren, müssen im Weiteren untersucht und umgesetzt werden.

2.4.5.5 Seegansmodell

Wellen sind für Muschelbänke wichtig, weil sie Orbitalgeschwindigkeiten erzeugen, die das Strömungsprofil und die Scherspannung am Boden verändern. Diese orbitalen Geschwindigkeiten verursachen auch Turbulenzen durch die Erzeugung turbulenter Wirbel. Dieser Effekt führt zu einer vertikalen Durchmischung in der oberen Grenzschicht der Wassersäule, sodass Nährstoffe in die benthische Grenzschicht transportiert werden. Daher erhöht das Vorhandensein von Oberflächenwellen die Aufnahme von Nährstoffen durch die Muscheln.

Reibungsansatz

Wellen im Übergang zum flachen Wasser verlieren durch Reibung auf dem Meeresboden an Energie. Solche Energieverluste können mithilfe der linearen Wellentheorie analog zu Strömungs-Reibungsbeziehungen in Rohren und offenen Kanälen geschätzt werden. Im Gegensatz zum Geschwindigkeitsprofil in einem stetigen Strom erzeugen die Reibungseffekte unter Wellenwirkung eine oszillierende Wellengrenzschicht, die sehr klein ist (einige Millimeter oder Zentimeter). Infolgedessen ist der Geschwindigkeitsgradient viel größer als in einer homogenen Strömung, was wiederum bedeutet, dass der Wellenreibungsfaktor f_w um ein Vielfaches größer ist.

Erstens, die mittlere Scherspannung des Meeresbodens (τ_B) kann gefunden werden mit

$$\tau_b = \frac{1}{2} \cdot f_w \cdot \rho \cdot u_m^2 \quad (12)$$

wobei f_w der Wellenreibungsfaktor und u_m die maximale Orbitalgeschwindigkeit in der Nähe des Gewässerbettes ist. Für den Wellenreibungsfaktor f_w hat Soulsby (1997) eine Formel entwickelt, die f_w aus dem Reibungsbeiwert k_s nach Nikuradse (siehe hierzu auch Formel **Error! Reference source not found.**) berechnet:

$$f_w = 0.237 \cdot r^{-0.52}, r = A/k_s, A = u_m/\sigma, \sigma = \frac{2 \cdot \pi}{T}$$

Auf der Basis der linearen Wellentheorie kann u_m wie folgt bestimmt werden:

$$u_m = \frac{\pi \cdot 2 \cdot a}{T \sinh(k \cdot h)} = \frac{\sigma \cdot a}{\sinh(kh)}$$

Die Geschwindigkeit der Energieabnahme kann dann mittels der Energiedissipationsrate nach Dalrymple (1992), Kamphuis (1975) parametrisiert werden:

$$\frac{\partial E}{\partial t} = -\epsilon_{dr} = -\frac{4 \cdot \tau_b \cdot u_m}{3 \cdot \pi} \quad (13)$$

Die Formulierung in der Wellenamplitude für die Umsetzung in MARINA führt über die Definition der Wellenenergie $E = \frac{1}{2} \cdot \rho \cdot g \cdot a^2$ zu:

$$\frac{\partial a}{\partial t} = -\frac{4 \cdot \tau_b}{3\pi \rho g a} u_m \quad (14)$$

Im Gegensatz zum Strömungsmodell erfolgt die Parametrisierung der Reibung im Wellenmodell von MARINA direkt über den Reibungsbeiwert k_s nach Nikuradse. Die Kombination von Sohl- und Muschelrauheit erfolgt wiederum über die Bedeckungsdichte D_M der Muschelvergesellschaftung und führt zum effektiven Reibungsbeiwert:

$$k_s = D_M \cdot k_s^{Muschel} + (1 - D_M) \cdot k_s^{Sediment} \quad (15)$$

In Zukunft müssen Erweiterungen dieses Ansatzes um zusätzliche Einflussfaktoren, wie z.B. Rauheitsdichte und artspezifische Faktoren, untersucht und umgesetzt werden.

2.4.6 Systemstudien mit dem Modellsystem MARINA

Die Simulationen wurden mit Randwerten eines mittleren Spring- / Nipp-Zyklus des Frühjahres 2012 (04.05. bis 18.05.2012) sowie dem Modellsystem MARINA betrieben. Als Modellausdehnung kam ein Detailmodell Jade-Weser (siehe Abbildung 63) zum Einsatz, mit einer Kantenaufösung von um die 200 m auf den Watten.

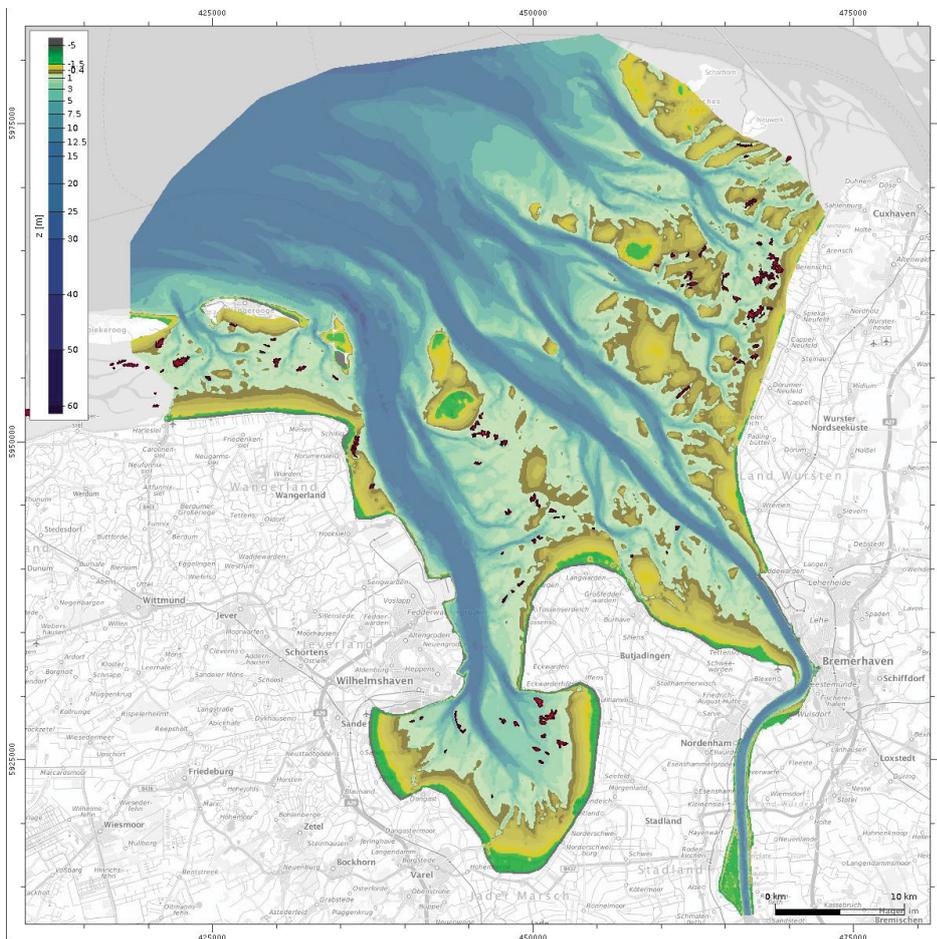


Abbildung 63: Ausdehnung des Jade-Weser-Modells mit den Tiefen von 2020 und den zugehörigen Muschelflächen aus dem Muschelmonitoring des Landes Niedersachsen, im Hintergrund Kartendienst des BKG

2.4.6.1 Übertragung der Werte und Parametrisierung auf die Diskretisierung

Das Modellsystem MARINA löst die zugrundeliegenden Erhaltungsgleichungen mit der Methode der Finiten Elemente. Bei diesem numerischen Verfahren ergibt sich die Lösung als lineare Interpolation zwischen den Stützstellen des Berechnungsnetzes.

Die Berücksichtigung der durch den Gewässerboden induzierten Turbulenz / Rauheit ist in der hydrodynamischen Modellkomponente von MARINA wie folgt realisiert:

- Kornrauheit:
 - initiale Oberflächensedimentbelegung aus der OSPDB – integrale Approximation
 - zeitliche Entwicklung der Kornzusammensetzung wird durch MARINA berechnet und damit ist auch die Kornrauheit aktuell
- Formrauheit
 - Rippel werden durch MARINA selber berechnet
 - Dünen werden durch MARINA selber berechnet
- Muschelvergesellschaftung
 - aus Muschel-Raster-ProduktDB – integrale Übertragung

Der Berechnungskern von MARINA wurde dahingehend erweitert, dass bei der Modellinitialisierung an jedem Berechnungsknoten eine Besiedlungsdichte und eine äquivalente Muschelrauheit vorgegeben werden können. Entsprechend der Besiedlungsdichte wird bei der Berechnung der summarischen Rauheit ein Morphing zwischen Kornrauheit und Formrauheit mit der Muschelrauheit vorgenommen.

Exemplarisch wird der Bereich der Feldkampagne des Frühjahr 2020 auf der Kaiserbalje vergrößert. In der Abbildung 64 sind so gut die Probenorte, das interpolierte 1 m-Raster der Muschelvergesellschaftung und die zugehörige Dreieckszerlegung des Jade-Weser-Modells zu erkennen. Die größte Verschiebung der Bodenrauheit hin zu der einer Muschelvergesellschaftung erfolgt im bildmittigen Berechnungsknoten. Aufgrund der örtlichen Abdeckung des 1 m-Rasters ergibt sich hierbei aber nur ein Morphingfaktor von knapp 0,3. Bei allen anderen Knoten sind die Werte wesentlich kleiner, sodass im resultierenden Rauheitennetz kaum durch die Muschelvergesellschaftung induzierte Änderungen der Rauheit nachweisbar sind.

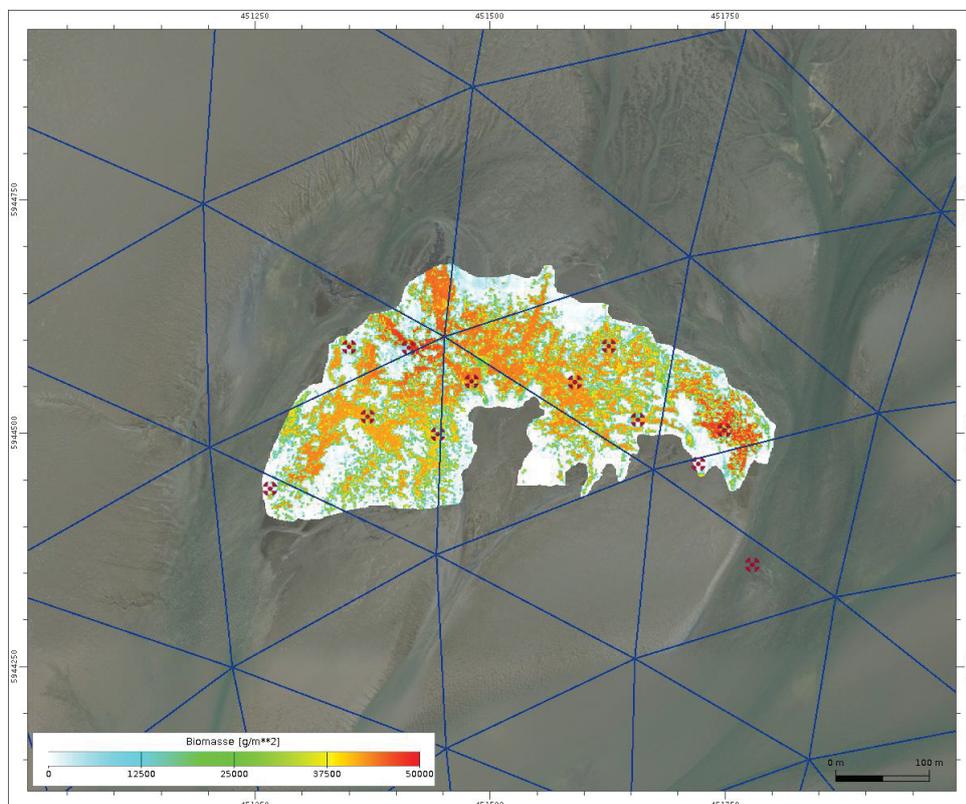


Abbildung 64: Gitternetz vor Probenorten und Raster der Muschelvergesellschaftung im Frühjahr 2020, im Hintergrund DOP des BKG

2.4.7 Zusammenfassung: BIVA-WATT D

Im Teilprojekt BIWA-WATT D ist es gelungen, eine Vielzahl von Daten zur Muschelbesiedelung in der Deutschen Bucht und insbesondere im Wattenmeer zusammenzutragen. Ergänzt wurden diese durch die in den Feldkampagnen aufgenommen hochaufgelösten Naturdaten. Speziell der sehr unterschiedliche Detaillierungsgrad und auch die Struktur der Daten erforderten die Entwicklung und den Einsatz sehr umfangreicher Homogenisierungsverfahren. Bei der Entwicklung und vor allem dem Einsatz der Verfahren zur Differenzierung des Bewuchses in den Muschelflächen konnte auf die umfangreichen hydro- und geomorphologischen Daten aus dem mFund-Projekt EasyGSH (Plüß et al. 2020) und dem KFKI-Projekt SMMS (smile Consult 2022) zurückgegriffen werden.

Es wurden zwei unterschiedliche Ansätze zur Interpolation der unterschiedlichen Basisdaten zur Muschelvergesellschaftung der beiden Spezies, Austern und Miesmuscheln, implementiert, angewendet und untersucht. Zum einen wurde die räumlich-zeitliche Interpolation des FBM dahingehend erweitert, dass auch komplexe Objekte, wie Histogramme, mit interpoliert werden konnten und zum anderen wurde ein evolutionsgleichungsbasierter Interpolationsansatz entwickelt. Beide Vorgehensweisen führten zu lokal guten, aber auch an anderen Lokationen zu eher unzureichenden Ergebnissen. Langfristig könnte eine Kombination aus beiden zu flächendeckenden guten Ergebnissen führen.

Letztlich kann festgehalten werden, dass es im Rahmen des Projektes gelungen ist, geeignete Relationen zwischen Muschelgrößen (absolute Rauheitshöhen) und Reibungsbeiwerten zusammenzutragen und prototypisch im Modellsystem Marina zu implementieren.

3 Zusammenfassung des Verbundprojekts

In den letzten Jahren ist die Pazifische Auster als wahrscheinliche Folge der erhöhten Wassertemperatur durch den Klimawandel in das deutsche Wattenmeer eingewandert. Seitdem breiten sich die Austern auf den Wattflächen großflächig aus und verdrängen die vorher typischen Miesmuschelbänke. Dabei bilden die Austern Riffe, die eine höhere Widerstandsfähigkeit gegen hydromechanische Belastungen aufweisen als Miesmuschelbänke. Sie verändern somit ihr Umfeld und fungieren als „ecosystem engineering species“. Dabei sind die Auswirkungen auf die Hydro- und Morphodynamik bisher wenig untersucht, obwohl von gravierenden Auswirkungen ausgegangen wird. Ziel des BIVA-WATT Projektes war es, die Auswirkungen der eingewanderten Pazifischen Austern und natürlich vorkommenden Miesmuscheln als biologischer sowie küsteningenieurlicher Sicht zu beleuchten, besser zu verstehen und zu quantifizieren. Zusammenfassend wurden folgende Projektziele erreicht:

- 1) Aus den Daten der BIVA-WATT Feldkampagnen konnte zunächst die Populationsdynamik erfasst und Strukturtypen zur Parametrisierung von natürlichen ultra-rauen Muschel- und Austernoberflächen definiert werden. Mittels dieser Parametrisierung wurden digitalen Oberflächenmodelle erstellt und Oberflächensurrogaten mittels Partikelbettdruck gefertigt.
- 2) Mittels experimenteller Untersuchungen der Wellen-, Strömungs-, und kombinierten Welle-Strömungs-Interaktion der Oberflächensurrogate der Muschel- und Austernoberflächen konnten Werte der Rauheitslänge z_0 sowie der wellenbedingten Rauheit f_w für verschiedene Strukturtypen (*zentrales Riff* und *Cluster*) der Muschel- und Austernoberflächen ermittelt werden.
- 3) Ein hochauflösendes, numerisches Modell einer Einzelauster wurde in der CFD-Software REEF3D::CFD entwickelt und validiert. Erste Ergebnisse zeigen hohes Potential des numerischen Modells für die detaillierte Analyse der fluidodynamischen Prozesse zum besseren Verständnis des turbulenten Strömungsfelds unter Wellen- und Strömungsbedingungen.
- 4) Strategien zur Kopplung morpho- und hydrodynamischer Modelle wurden im Modellsystem MARINA implementiert. Dazu wurde eine Vielzahl von Daten zur Muschelbesiedelung in der Deutschen Bucht und insbesondere im Wattenmeer zusammenzutragen. Ergänzt wurden diese durch die in den Feldkampagnen aufgenommen hochaufgelösten Naturdaten. Hierzu wurden unterschiedliche Methoden zur klein- bis großskaligen Oberflächenerfassung der biogenen Strukturen angewandt (Photogrammetrie, Terrestrisches Laserscanning, Drohnenbefliegungen) deren Daten eine quantitative Erfassung des lateralen und vertikalen Riffwachstums über einen Zeitraum von 3 Jahren erlaubten.

4 Referenzen

- Aberle, Jochen; Eikenberg, Ralph; Branß, Till; Henry, Pierre-Yves (2021): Technical Note: On the Production and Accuracy of CNC-Manufactured Hydraulic Scale Models. In *Water* 13 (7), p. 916. DOI: 10.3390/w13070916.
- Bérigny, C. de; Reinhardt, D.; Fay, N. (2017): Reimaging Coral Reefs: Remodelling Biological Data in the Design Process. In *Proceedings of 16th International Image Festival*.
- Bertin, S.; Friedrich, H.; Delmas, P.; Chan, E.; Gimel'farb, G. (2014): Dem quality assessment with a 3d printed gravel bed applied to stereo photogrammetry. In *Photogram Rec* 29 (146), pp. 241–264. DOI: 10.1111/phor.12061.
- Bihs, Hans; Kamath, Arun; Alagan Chella, Mayilvahanan; Aggarwal, Ankit; Arntsen, Øivind A. (2016): A new level set numerical wave tank with improved density interpolation for complex wave hydrodynamics. In *Computers & Fluids* 140, pp. 191–208. DOI: 10.1016/j.compfluid.2016.09.012.
- Borsje, Bas W.; van Wesenbeeck, Bregje K.; Dekker, Frank; Paalvast, Peter; Bouma, Tjeerd J.; van Katwijk, Marieke M.; Vries, Mindert B. de (2011): How ecological engineering can serve in coastal protection. In *Ecological Engineering* 37 (2), pp. 113–122. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2010.11.027.
- Bost, Molly C.; Rodriguez, Antonio B.; Ridge, Justin T.; Miller, Carson B.; Fegley, Stephen R. (2021): Natural Intertidal Oyster Reef Growth Across Two Landscape Settings and Tidal Ranges. In *Estuaries and Coasts* 44 (8), pp. 2118–2131. DOI: 10.1007/s12237-021-00925-2.
- Bouma, Tjeerd J.; van Belzen, Jim; Balke, Thorsten; Zhu, Zhenchang; Airoidi, Laura; Blight, Andrew J. et al. (2014): Identifying knowledge gaps hampering application of intertidal habitats in coastal protection: Opportunities & steps to take. In *Coast. Eng.* 87, pp. 147–157. DOI: 10.1016/j.coastaleng.2013.11.014.
- Briggs, M. J. (2013): Basics of Physical Modeling in Coastal and Hydraulic Engineering. In *ASCE Technical note (Coastal and Hydraulics Engineering) No. ERDC/CHL CHETN; XIII-3*.
- Bungenstock, Friederike; Hertweck, Günther; Hochstein, Mara L.; Wehrmann, Achim (2021): Distribution pattern and controls of biosedimentary facies in backbarrier tidal flats of the central Wadden Sea (North Sea). In *Journal of Applied and Regional Geology* 172 (4), pp. 409–428. DOI: 10.1127/zdgg/2021/0248.
- Cardoso, Joana F.M.F.; Langlet, Denis; Loff, José F.; Martins, Ana R.; Witte, Johannes IJ.; Santos, Paulo T.; van der Veer, Henk W. (2007): Spatial variability in growth and reproduction of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) along the west European coast. In *Journal of Sea Research* 57 (4), pp. 303–315. DOI: 10.1016/j.seares.2006.11.003.
- Chand, Subhash; Bollard, Barbara (2021): Multispectral low altitude remote sensing of wild oyster reefs. In *Global Ecology and Conservation* 30, e01810. DOI: 10.1016/j.gecco.2021.e01810.
- Chowdhury, Mohammed Shah Nawaz; Walles, Brenda; Sharifuzzaman, S. M.; Shahadat Hossain, M.; Ysebaert, Tom; Smaal, Aad C. (2019): Oyster breakwater reefs promote adjacent mudflat stability and salt marsh growth in a monsoon dominated subtropical coast. In *Scientific Reports* 9 (1), Article 8549, pp. 1–12. DOI: 10.1038/s41598-019-44925-6.
- Chung, Daniel; Hutchins, Nicholas; Schultz, Michael P.; Flack, Karen A. (2021): Predicting the drag of rough surfaces. In *Annu. Rev. Fluid Mech.* 53 (1), pp. 439–471. DOI: 10.1146/annurev-fluid-062520-115127.
- Dalrymple, R. A. (1992): Wave Propagation in Shallow Water. In *Proceedings of the Short Course on Design and Reliability of Coastal Structures, Venice attached to 23. ICCE*.

- Diederich, Susanne (2006): High survival and growth rates of introduced Pacific oysters may cause restrictions on habitat use by native mussels in the Wadden Sea. In *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 328 (2), pp. 211–227. DOI: 10.1016/j.jembe.2005.07.012.
- DIN EN 752-4:2017-07 (Ed.) (2017): Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden - Teil 4: Abflussbeiwerte. Deutsche Fassung EN 752-4:2017: DIN Deutsches Institut für Normung e.V.
- Faraci, Carla; Musumeci, Rosaria Ester; Marino, Massimiliano; Ruggeri, Alessia; Carlo, Lilia; Jensen, Bjarne et al. (2021): Wave- and current-dominated combined orthogonal flows over fixed rough beds. In *Continental Shelf Research* 220, p. 104403. DOI: 10.1016/j.csr.2021.104403.
- Flack, K. A.; Schultz, M. P.; Barros, J. M. (2020): Skin Friction Measurements of Systematically-Variied Roughness: Probing the Role of Roughness Amplitude and Skewness. In *Flow Turbulence Combust* 104 (2-3), pp. 317–329. DOI: 10.1007/s10494-019-00077-1.
- Folmer, E.; Büttger, H.; Herlyn, M.; Markert, A.; Millat, G.; Troost, K.; Wehrmann, A. (2017): Beds of blue mussels and Pacific oysters. In: Wadden Sea Quality Status Report 2017. Eds.: Kloepper S. et al. Wilhelmshaven, Germany: Common Wadden Sea Secretary. Available online at qsr.waddensea-worldheritage.org/reports/beds-of-blue-mussels-and-pacific-oysters, checked on 12/1/2019.
- Henry, Pierre-Yves; Aberle, Jochen; Navaratnam, Christy Ushanth; Ruther, Nils (2018): Hydraulic physical model production with Computer Numerically Controlled (CNC) manufacturing techniques. In *E3S Web Conf.* 40, p. 5065. DOI: 10.1051/e3sconf/20184005065.
- Hitzegrad, J.; Brohmann, L.; Pfenning, K.; Hoffmann, Tom K.; Eilrich, Anne K.; Paul, Maïke et al. (2022): Oyster reef surfaces in the central Wadden Sea: Intra-reef classification and comprehensive statistical description. In *Front. Mar. Sci.* 9, Article 808018. DOI: 10.3389/fmars.2022.808018.
- IPCC (2021): Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In press. Edited by Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.). Cambridge, UK and New York. New York: Cambridge University Press.
- Kamphuis, J. William (1975): Friction factor under oscillatory waves. In *J. Wtrwy., Harb. and Coast. Engrg. Div.* 101 (2), pp. 135–144. DOI: 10.1061/AWHCAR.0000276.
- Lague, Dimitri; Brodu, Nicolas; Leroux, Jérôme (2013): Accurate 3D comparison of complex topography with terrestrial laser scanner: Application to the Rangitikei canyon (N-Z). In *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 82, pp. 10–26. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2013.04.009.
- Lin, Meng-Yu; Huang, Liang-Hsiung (2012): Numerical simulation of wave–structure interaction using a Lagrangian vortex method. In *Ocean Engineering* 44, pp. 11–22. DOI: 10.1016/j.oceaneng.2012.01.027.
- Liu, Quan-Xing; Doelman, Arjen; Rottschäfer, Vivi; Jager, Monique de; Herman, Peter M. J.; Rietkerk, Max; van de Koppel, Johan (2013): Phase separation explains a new class of self-organized spatial patterns in ecological systems. In *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 (29), pp. 11905–11910. DOI: 10.1073/pnas.1222339110.
- Liu, Quan-Xing; Herman, Peter M. J.; Mooij, Wolf M.; Huisman, Jef; Scheffer, Marten; Olf, Han; van de Koppel, Johan (2014): Pattern formation at multiple spatial scales drives the resilience of mussel bed ecosystems. In *Nature communications* 5, p. 5234. DOI: 10.1038/ncomms6234.
- Lowke, Dirk; Dini, Enrico; Perrot, Arnaud; Weger, Daniel; Gehlen, Christoph; Dillenburger, Benjamin (2018): Particle-bed 3D printing in concrete construction – Possibilities and challenges. In *Cement and Concrete Research* 112, pp. 50–65. DOI: 10.1016/j.cemconres.2018.05.018.

- Mainka, Jeldrik; Kloft, Harald; Baron, Sarah; Hoffmeister, Hans-Werner; Dröder, Klaus (2016): Non-Waste-Wachsschalungen: Neuartige Präzisionsschalungen aus recycelbaren Industriewachsen. In *Beton- und Stahlbetonbau* 111 (12), pp. 784–793. DOI: 10.1002/best.201600055.
- Manis, Jennifer E.; Garvis, Stephanie K.; Jachec, Steven M.; Walters, Linda J. (2015): Wave attenuation experiments over living shorelines over time: A wave tank study to assess recreational boating pressures. In *J. Coast. Conserv.* 19 (1), pp. 1–11. DOI: 10.1007/s11852-014-0349-5.
- Markert, Alexandra (2020): How dense is dense? Toward a harmonized approach to characterizing reefs of non-native Pacific oysters – with consideration of native mussels. In *NB* 57, pp. 7–52. DOI: 10.3897/neobiota.57.49196.
- Markert, Alexandra; Wehrmann, Achim; Kröncke, Ingrid (2010): Recently established *Crassostrea*-reefs versus native *Mytilus*-beds: differences in ecosystem engineering affects the macrofaunal communities (Wadden Sea of Lower Saxony, southern German Bight). In *Biol Invasions* 12 (1), pp. 15–32. DOI: 10.1007/s10530-009-9425-4.
- Milbradt, Peter (2022): Simulationsmodell Marina - Handbuch v. 3.17. Hannover, Germany: Smile Consult GmbH.
- Milbradt, Peter; Valerius, Jennifer; Zeiler, Manfred (2015): Das Funktionale Bodenmodell: Aufbereitung einer konsistenten Datenbasis für die Morphologie und Sedimentologie. In *Die Küste* 83, pp. 19–38.
- Morris, G. L. (1955): Hydraulic roughness characteristics of natural channels. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper. 1362-B, p. 25.
- Morris, Rebecca L.; Konlechner, Teresa M.; Ghisalberti, Marco; Swearer, Stephen E. (2018): From grey to green: Efficacy of eco-engineering solutions for nature-based coastal defence. In *Global Change Biology* 24 (5), pp. 1827–1842. DOI: 10.1111/gcb.14063.
- Morris, Rebecca L.; La Peyre, Megan K.; Webb, Bret M.; Marshall, Danielle A.; Bilkovic, Donna M.; Cebrian, Just et al. (2021): Large-scale variation in wave attenuation of oyster reef living shorelines and the influence of inundation duration. In *Ecol. Appl.* 31 (6). DOI: 10.1002/eap.2382.
- Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer (2022): Miesmuschelmonitoring 1999 - 2020. Available online at http://mdi.niedersachsen.de/HeronKaDI/JAVA_SCRIPT/37_Portal/.
- Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (2022): Miesmuschelmonitoring 1995 - 2018. Available online at <https://mdi-sh.org/treeview/>.
- Nikuradse, Johann (1933): Strömungsgesetze in rauhen Röhren. In *VDI-Forschungsheft* 361 (1).
- Oertel, Mario; Shen, Xiaoyang (2022): 3D Printing Technique for Experimental Modeling of Hydraulic Structures: Exemplary Scaled Weir Models. In *Water* 14 (14), p. 2153. DOI: 10.3390/w14142153.
- Pedersen, Øyvind; Rütger, Nils (2016): Hybrid Modeling of a Gauging Station Rating Curve. In *Procedia Engineering* 154, pp. 433–440. DOI: 10.1016/j.proeng.2016.07.535.
- Peine, F.; Bobertz, B.; Graf, G. (2005): Influence of the blue mussel *Mytilus edulis* (Linnaeus) on the bottom roughness length (z_0) in the south-western Baltic Sea. In *Baltica* 18 (1), pp. 13–22.
- Pfrommer, U.; Hentschel, B.; Hüsener, T. (Eds.) (2015): Rapid-Prototyping im wasserbaulichen Versuchswesen. BAW Kolloquium. Karlsruhe, 20. - 21.05.2015.
- Piazza, Bryan P.; Banks, Patrick D.; La Peyre, Megan K. (2005): The Potential for Created Oyster Shell Reefs as a Sustainable Shoreline Protection Strategy in Louisiana. In *Restor Ecology* 13 (3), pp. 499–506. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2005.00062.x.

Pierre, Alexandre; Weger, Daniel; Perrot, Arnaud; Lowke, Dirk (2018): Penetration of cement pastes into sand packings during 3D printing: analytical and experimental study. In *Mater Struct* 51 (1). DOI: 10.1617/s11527-018-1148-5.

Plüß, Andreas; Hagen, Robert; Ihde, Romina; Freund, Janina; Kösters, Frank; Milbradt, Peter et al. (2020): Wissenschaftlicher Abschlussbericht zum mFUND-Projekt: EasyGSH-DB. In *Wissenschaftlicher Abschlussbericht zum mFUND-Projekt: EasyGSH-DB*. DOI: 10.2314/KXP:1744505187.

Reise, Karsten; Buschbaum, Christian; Büttger, Heike; Rick, Johannes; Wegner, K. Mathias (2017): Invasion trajectory of Pacific oysters in the northern Wadden Sea. In *Mar. Biol.* 164 (4), p. 68. DOI: 10.1007/s00227-017-3104-2.

Rodriguez, Antonio B.; Fodrie, F. Joel; Ridge, Justin T.; Lindquist, Niels L.; Theuerkauf, Ethan J.; Coleman, Sara E. et al. (2014): Oyster reefs can outpace sea-level rise. In *Nature Clim Change* 4 (6), pp. 493–497. DOI: 10.1038/NCLIMATE2216.

Rubel, Malte; Ricklefs, Klaus; Milbradt, Peter; Sievers, Julian (2020): A model approach to estimate the potential for mussel beds in a Wadden Sea area of the German North Sea coast.

Salvador de Paiva, João N.; Walles, Brenda; Ysebaert, Tom; Bouma, Tjeerd J. (2018): Understanding the conditionality of ecosystem services: The effect of tidal flat morphology and oyster reef characteristics on sediment stabilization by oyster reefs. In *Ecological Engineering* 112, pp. 89–95. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.12.020.

Schmidt, Andreas; Wehrmann, Achim; Dittmann, Sabine (2008): Population dynamics of the invasive Pacific oyster *Crassostrea gigas* during the early stages of an outbreak in the Wadden Sea (Germany). In *Helgolander Meeresunters* 62 (4), pp. 367–376. DOI: 10.1007/s10152-008-0125-8.

Shepard, Donald (1968): A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data. In Richard B. Blue, Arthur M. Rosenberg (Eds.): Proceedings of the 1968 23rd ACM national conference on -. the 1968 23rd ACM national conference. Not Known. New York, New York, USA: ACM Press, pp. 517–524.

Sladescu, Miruna; Bérigny, Caitilin de; Hill, Glen (2017): Architecture for Regenerating Living Ecosystems: Designing a clay module for a vaulted dome structure. In *The Design Journal* 20 (sup1), S1580-S1595. DOI: 10.1080/14606925.2017.1352683.

Smaal, A. C.; Stralen, M.; Craeymeersch, J. (2005): Does the introduction of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* lead to species shifts in the Wadden Sea? In: Dame R.F., Olenin S. (eds) The Comparative Roles of Suspension-Feeders in Ecosystems. In *NATO Science Series IV: Earth and Environmental Series* 47, pp. 277–289. DOI: 10.1007/1-4020-3030-4_16.

smile Consult (Ed.) (2022): Stratigraphische Modellkomponenten zur Verbesserung von hochaufgelösten und regionalisierten morphodynamischen Simulationsmodellen - SMMS. BMBF-Fördernummer: 03KIS123, 03KIS124. Hannover, Germany: Smile Consult GmbH. Available online at <https://hdl.handle.net/20.500.11970/110508>.

Soulsby, R. L. (1983): Chapter 5: The bottom boundary layer of shelf seas. In B. Johns (Ed.): Physical oceanography of coastal and shelf seas, vol. 35. Amsterdam: Elsevier (Elsevier Oceanographic Series), pp. 189–266.

Soulsby, R. L. (1997): Dynamics of marine sands. A manual for practical applications. London, UK: Thomas Telford Publications.

Spencer, B. E.; Edwards, D. B.; Kaiser, M. J.; Richardson, C. A. (1994): Spatfalls of the non-native Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, in British waters. In *Aquatic Conservation* 4 (3), pp. 203–217. DOI: 10.1002/aqc.3270040303.

Stewart, Mark T.; Cameron, Stuart M.; Nikora, Vladimir I.; Zampiron, Andrea; Marusic, Ivan (2019): Hydraulic resistance in open-channel flows over self-affine rough beds. In *Journal of Hydraulic Research* 57 (2), pp. 183–196. DOI: 10.1080/00221686.2018.1473296.

Sumer, B. Mutlu; Fuhrman, David R. (2020): Turbulence in coastal and civil engineering. Singapore: World Scientific (Advanced Series on Ocean Engineering, 51).

Talke, Daniel; Saile, Bettina; Meier, Niklas; Herding, Friedrich; Mai, Inka; Zetzener, Harald et al. (2023): Particle-bed 3D printing by selective cement activation – Influence of process parameters on particle-bed density. In *Cement and Concrete Research* 168, p. 107140. DOI: 10.1016/j.cemconres.2023.107140.

van der Zee, Els M.; van der Heide, Tjisse; Donadi, Serena; Eklöf, Johan S.; Eriksson, Britas Klemens; Oloff, Han et al. (2012): Spatially Extended Habitat Modification by Intertidal Reef-Building Bivalves has Implications for Consumer-Resource Interactions. In *Ecosystems* 15 (4), pp. 664–673. DOI: 10.1007/s10021-012-9538-y.

van Leeuwen, B.; Augustijn, D.C.M.; van Wesenbeeck, B. K.; Hulscher, S.J.M.H.; Vries, M. B. de (2010): Modeling the influence of a young mussel bed on fine sediment dynamics on an intertidal flat in the Wadden Sea. In *Ecol. Eng.* 36 (2), pp. 145–153. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2009.01.002.

van Rijn, Leo C.; Nieuwjaar, Martin W. C.; van der Kaay, Theo; Nap, Eelco; van Kampen, Arnold (1993): Transport of Fine Sands by Currents and Waves. In *J. Waterway, Port, Coastal, Ocean Eng.* 119 (2), pp. 123–143. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-950X(1993)119:2(123).

Vestgarden, E. J. (2005): Co-Kriging for Environmental Monitoring. In *Springer*.

Walles, Brenda; Mann, Roger; Ysebaert, Tom; Troost, Karin; Herman, Peter M.J.; Smaal, Aad C. (2015a): Demography of the ecosystem engineer *Crassostrea gigas*, related to vertical reef accretion and reef persistence. In *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 154, pp. 224–233. DOI: 10.1016/j.ecss.2015.01.006.

Walles, Brenda; Salvador de Paiva, João; van Prooijen, Bram C.; Ysebaert, Tom; Smaal, Aad C. (2015b): The ecosystem engineer *Crassostrea gigas* affects tidal flat morphology beyond the boundary of their reef structures. In *Estuaries Coast.* 38 (3), pp. 941–950. DOI: 10.1007/s12237-014-9860-z.

Wehrmann, Achim; Herlyn, M.; Bungenstock, F.; Hertweck, G.; Millat, G. (2000): The distribution gap is closed — First record of naturally settled pacific oysters *Crassostrea gigas* in the East Frisian Wadden Sea, North Sea. In *Senckenberg. marit.* 30 (3), pp. 153–160.

Wiberg, Patricia L.; Taube, Sara R.; Ferguson, Amy E.; Kremer, Marnie R.; Reidenbach, Matthew A. (2019): Wave attenuation by oyster reefs in shallow coastal bays. In *Estuaries and Coasts* 42 (2), pp. 331–347. DOI: 10.1007/s12237-018-0463-y.

Zhu, Ling; Chen, Qin; Wang, Hongqing; Capurso, William; Niemoczynski, Lukasz; Hu, Kelin; Snedden, Gregg (2020): Field observations of wind waves in upper Delaware Bay with living shorelines. In *Estuaries and Coasts* 43 (4), pp. 739–755. DOI: 10.1007/s12237-019-00670-7.