



Joint Research Project STopp-Synthesis

*„From Sediment to **Top**-Predator“*

Influence of seabed characteristics on benthos and benthivorous birds

Einfluss von Eigenschaften des Meeresbodens auf Benthos und benthivore Vögel

ABSCHLUSSBERICHT

Autoren: Ulrike Schückel, Philipp Schwemmer, Kai Eskildsen, Leonie Enners, Sabine Horn, Kerstin Wittbrodt, Maria Stage, Kottsieper Johanna, Kirsten Binder, Heike Büttger, Kerstin Stelzer, Harald Asmus, Ragnhild Asmus, Stefan Garthe, Jörn Kohlus, Hans-Christian Reimers, Klaus Ricklefs & Klaus Schwarzer

Verbundleitung: Kai Eskildsen

Teilprojektleitung:

Zuwendungsempfänger:

Dipl.-Ökol. Kai Eskildsen

Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz
- Nationalparkverwaltung (LKN-NPV), Schlossgarten 1, 25832 Tönning
(03F0745A)

Prof. Dr. Stefan Garthe

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel mit dem
Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Hafentörn 1,
25761 Büsum,
Institut für Geowissenschaften (IfG), Otto-Hahn-Platz 1, 24118 Kiel
(03F0745B)

Dr. Hans-Christian Reimers

Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), Hamburger Chaussee 25, 24220
Flintbek
(03F0745C)

Dr. Ragnhild Asmus
PD Dr. Harald Asmus

Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung, - Wattenmeerstation (AWI)
Hafenstraße 43, 25992 List/Sylt
(03F0745D)

Laufzeit:

01.04.2016 – 31.03.2019

INHALTSVERZEICHNIS

1	Kurzdarstellung des Projektes	8
1.1	Aufgabenstellung.....	8
1.2	Planung und Ablauf des Vorhabens.....	11
1.3	Stand von Wissenschaft und Technik	11
1.3.1	Stand von Wissenschaft und Technik	11
1.3.2	Angabe bekannter Konstruktionen, Verfahren und Schutzrechte, die für die Durchführung des Vorhabens benutzt wurden	13
1.3.3	Angabe der verwendeten Fachliteratur sowie der benutzten Informations- und Dokumentationsdienste	13
1.4	Zusammenarbeit mit anderen Stellen	17
2	Ausführliche Darstellung der Projektergebnisse	19
2.1	Verwendung der Zuwendung und des erzielten Ergebnisses	19
2.1.1	Projektmanagement	23
2.1.2	VERTEILUNGSMUSTER IM SUBLITORAL UND EULITORAL (AP1)	30
2.1.3	HABITAT MODELLE (AP2)	62
2.1.4	ÖKOLOGISCHE NETZWERKANALYSE (ENA) (AP3)	99
2.1.5	BEWERTUNG, SYNTHESE UND MANAGEMENT (AP4)	102
2.1.6	Sonstige Arbeiten	109
2.2	Wichtigste Positionen des zahlenmässigen Nachweises	109
2.3	Notwendigkeit und Angemessenheit der geleisteten Arbeit	109
2.4	Verwertbarkeit der Ergebnisse	110
2.5	Stand von Wissenschaft und Technik	111
2.6	Veröffentlichungen	111
2.7	Vertraulichkeit	115

Tabelle 1: Veranstaltungen, an denen Projektbeteiligte im Berichtszeitraum teilgenommen haben. V=Vortrag, P=Poster.....	23
Tabelle 2: In der Datenbank integrierte Datensätze für STopP-Synthese.....	28
Tabelle 3: Übersicht über die importierten Benthosdaten	29
Tabelle 4: Übersicht über die importierten Sedimentdaten	29
Tabelle 5: Informationen zu den Messfahrten. Die Feldkampagnen fanden in der Regel unter Beteiligung mehrerer Partnerinstitutionen statt, um einerseits der inter- und transdisziplinären Gesamtfragestellung Rechnung zu tragen und andererseits Ressourcen effizient einzusetzen.	34
Tabelle 6: Vergleich der Charakterarten der Benthosgemeinschaften in der südöstlichen Nordsee über die Zeit	44
Tabelle 7: Mittlere Anteile der Habitatnutzung (\pm Standardabweichung) von neun Ringelgänsen zu unterschiedlichen Phasen des Tidezyklus sowie während Tag und Nacht.....	58
Tabelle 8: Mittelwerte von Abundanz und Biomasse (als Aschefreies Trockengewicht - AFDW) von Benthosorganismen in Nahrungsgebieten von Austernfischern und in Kontrollstationen..	60
Tabelle 9: Modellergebnisse des GAM für die Abundanz von Schwermuscheln. Relative prop. var. explained = relative erklärte Varianz an der Gesamtvarianz (49,2% für das Nordgebiet, 45,6% für das Südgebiet); edf=geschätzte Anzahl Freiheitsgrade; Ref.df= Anzahl der in Beziehung gesetzten Freiheitsgrade.....	70
Tabelle 10: Modellergebnisse des GAM für die Biomasse von Schwermuscheln. Relative prop. var. explained = relative erklärte Varianz an der Gesamtvarianz (44,0% für das Nordgebiet, 41,0% für das Südgebiet); edf=geschätzte Anzahl Freiheitsgrade; Ref.df= Anzahl der in Beziehung gesetzten Freiheitsgrade.....	73
Tabelle 11: Ergebnisse der Ökologischen Netzwerkanalyse des Elbeeinzugsgebiets im Vergleich mit drei in de la Vega et al. (2018) untersuchten Wattgebieten.	102

Abbildung 1: Das Untersuchungsgebiet des STopP-Verbunds mit der Unterteilung in STopP I und StopP-Synthese (STopP II). Farbige Punkte stellen bekannte Hot Spots von Flora und Fauna dar (orange: Seegraswiesen, rot: Meeresenten, gelb: Muschelaggregate, hellgrün: Brutvögel, dunkelgrün: mausernde Brandgänse, braun: Dauerüberwachungsstationen von Benthos und Sediment).	9
Abbildung 2: Übersicht über die STopP-Synthese Verbundstruktur und deren Anbindung mit anderen KÜNO Projekten.	10
Abbildung 3: Planung des Vorhabenablaufs mit Meilensteinen (rote Romben).	11
Abbildung 4: Datenmodell für Benthos und Sediment	27
Abbildung 5: Eingangsseite der STopP Webanwendung.....	30
Abbildung 6: Zusammenfassendes Sonarmosaik aller in STopP-I und StopP-Synthese aufgenommenen bzw. zusätzlich in die Betrachtungen einbezogenen Untersuchungsgebiete.	33
Abbildung 7: Sedimentverteilung in den Arbeitsgebieten STopP-I (links) und StopP-Synthese (rechts)	35
Abbildung 8: Beispiele für Backengreiferproben mit erhöhtem Grobsand/Kies- sowie Schillgehalt. A - Grobsand mit erhöhtem Kiesgehalt (nördlicher Bereich vor der Eidermündung), deutlich zu sehen im 2 mm Sieb (B). (C-E) – Aufnahmen einer Backengreiferprobe mit hohem Schillanteil an der Sedimentoberfläche. (F – H) Backengreifer mit dazugehörigem Inhalt auf dem Greifertisch sowie im 2 mm-Sieb	35
Abbildung 9: Ansicht einer Großkastengreiferprobe von der Ausfahrt AL511 (Schwarzer et al., 2019) aus dem Bereich der Süderhever. Deutlich sind die Wohnröhren von <i>Ensis</i> , die sich bis in den anoxischen Bereich ziehen, zu erkennen.	36
Abbildung 10: Großkastengreiferprobe aus der Süderpiep. Es sind sowohl die Röhren von <i>Lanice conchilega</i> (A + B) sowie auch juvenile <i>Ensis</i> zu beobachten (C + D).	37
Abbildung 11: Kastengreifer AL480_20160705_KG2 aus dem Teilbereich Süderpiep. Deutlich sind Spuren der Grund berührenden Fischerei an der Sedimentoberfläche zu erkennen (A), die bis zu 6 cm tiefe Vertiefungen hinterlassen (Bilder B-D).....	38
Abbildung 12: Fischereispuren auf dem Meeresboden der Norderelbe – sie wirken wie eingraviert. Es sind keinerlei Bodenformen erkennbar. Breite und Länge des Ausschnittes betragen jeweils 200 m.	38
Abbildung 13: Sedimentverteilungskarte der subtidalen Wattrinnen der STopP I und STopP-Synthese Untersuchungsgebiete.....	40
Abbildung 14: Karte der Verbreitung von <i>Ensis leei</i> (Amerikanische Schwertmuschel) und von <i>Melanitta nigra</i> (Trauerente) im Ditmarscher Wattenmeer.	41

Abbildung 15: Räumliche Verbreitung dominanter Makrozoobenthosarten (Ind./m ²) im gesamten STopP-Untersuchungsgebiet.	43
Abbildung 16: Probestationen für die Untersuchungen sublitoraler Muschelgemeinschaften als Nahrungsgrundlage für Meerestenten sowie für Sedimentproben (unterschiedliche Farben geben die Beprobung während der letzten Jahre wieder).....	45
Abbildung 17: Artenzusammensetzung der Muschelproben 2015-2017. Da das Beprobungsraster im Bereich der Halbinsel Eiderstedt sehr eng lag, wurden die Tortendiagramme zur Übersichtlichkeit auf Land geplottet.	46
Abbildung 18: Längenklassenverteilung aller messbaren Schwertmuscheln.	47
Abbildung 19: Unterschiede in der Größenverteilung von Schwertmuscheln, die in der Nähe von Nahrung suchenden Eider- und Trauerenten gefunden wurden: die deutlich größeren Eiderenten kamen in der Nähe von signifikant größeren Schwertmuscheln vor.....	47
Abbildung 20: Abundanz der für Trauerenten relevanten Makrozoobenthosarten. (a) alle Muscheln, (b) Amerikanische Schwertmuschel, (c) Gerippte Tellmuschel, (d) Balthische Plattmuschel.	48
Abbildung 21: Verbreitung der Trauerenten entlang der schleswig-holsteinischen Nordseeküste während (a) der Mauserzeit und (b) des Winters in einem 5 km Raster.	49
Abbildung 22: Vorkommen von Schwertmuscheln (orange Kreise) in Verbindung mit dem Vorkommen von Trauerenten (rötliche Quadrate) im Küstengebiet der Halbinsel Eiderstedt.	50
Abbildung 23: Nahrungszusammensetzung in Eiderentenkotproben im StopP I- Untersuchungsgebiet.	51
Abbildung 24: Nahrungszusammensetzung in Eiderentenkotproben im STopP-Synthese Untersuchungsgebiet.....	51
Abbildung 25: GPS-Positionen von sechs zwischen Februar und April im südlichen Untersuchungsgebiet mit GPS-Datenloggern ausgerüsteten Eiderenten. Die Dreiecke geben die Orte von Stationen der Benthosbeprobung an potenziellen Nahrungsflächen von Eiderenten wieder.	52
Abbildung 26: GPS-Positionen von 17 mit GPS-Datenloggern versehener Silbermöwen zur Brutzeit 2016 (links) und von 11 mit GPS-Datenloggern versehener Silbermöwen zur Brutzeit 2017 (rechts) der Insel Trischen.	53
Abbildung 27: GPS-Positionen von 11 mit GPS-Datenloggern versehener Silbermöwen der Insel Trischen zur Vorbrutzeit 2017 (Februar - April).....	54
Abbildung 28: Anteile von Weibchen (Weibl.) und Männchen (Männl.) an der gesamten Zeit der Besenderung, die in terrestrischen Habitaten zugebracht wurde. Boxen: 50% der Daten	

zwischen des ersten (25%) und dritten (75%) Quartils; Balken: 25% der verbleibenden Daten; horizontale schwarze Linie: Median; $p=0.5$ (*); n.s.: nicht signifikant.....	54
Abbildung 29: GPS-Positionen einer auf Trischen besenderten Silbermöwe, die häufig zu einer Schwertmuschelbank (gelbes Polygon) und zu einer jungen Miesmuschelbank (rotes Polygon) flog.	55
Abbildung 30: GPS-Positionen von sieben am Rastplatz gefangenen Großen Brachvögeln während des gesamten Jahresverlaufes (ausschließlich Zug- und Brutzeit).....	56
Abbildung 31: Vergleich der Biomasse von Polychaeten in mit GPS-Datenloggern identifizierten Nahrungsgebieten von Großen Brachvögel (Fressprobe) und Kontrollgebieten, die nicht von Brachvögeln genutzt wurden (Nullprobe).	56
Abbildung 32: GPS-Positionen von neun telemetrierten Ringelgänsen im Bereich des Untersuchungsgebietes StopP-I (a) und StopP-Synthese (b) während des Frühjahres..	57
Abbildung 33: Habitatnutzung (Zeitanteil in %) von neun telemetrierten Ringelgänsen.	58
Abbildung 34: Ausdehnung und Lage der Nahrungsgebiete von acht telemetrierten Austernfischern an der Festlandsküste im Süden des Untersuchungsgebietes von StopP-Synthese.	59
Abbildung 35: Unterschiede in Abundanz (A) und Biomasse (B) von allen Makrozoobenthosorganismen in Kontrollen ("c") und Nahrungsgebieten ("f") von Austernfischern.	61
Abbildung 36 Hydrodynamisches Modell für den Zeitanteil der Überflutung eitoraler Flächen im STOPP-Synthese Gebiet, bereitgestellt durch das Vorhaben MOSSCO.	62
Abbildung 37: Lage der Benthosprobestationen, die zur Habitatmodellierung verwendet wurden ...	63
Abbildung 38: Vorhergesagte Verteilung des Feinsandgehaltes auf einem 125 x 125 m Raster.	66
Abbildung 39: Antreffwahrscheinlichkeit von Bäumchenröhrenwürmern in Bezug zu (a) Feinsandanteil, (b) Schlickanteil, (c) Schubspannung und (d) Überflutungsdauer. Schwarze Linie: Modellkurve des GAM, grauer Bereich: 95% Vertrauensintervall, rote gestrichelte Linie: mittlere Antreffwahrscheinlichkeit von Bäumchenröhrenwürmern. Y-Achse: relative Skala, welche die Abweichung der Modellkurve gegenüber dem gesamten Mittelwert (rote gestrichelte Linie) bei gegebener Ausprägung der Umweltvariable (x-Achse) wiedergibt.....	67
Abbildung 40: Vorhergesagtes Habitatpotenzial von Bäumchenröhrenwürmern (<i>Lanice conchilega</i>).	68
Abbildung 41: Auftreten der Amerikanischen Schwertmuschel (<i>Ensis leei</i>) in Benthosproben im Eu- und Sublitoral.....	69
Abbildung 42: Output des GAM-Modells für Schwertmuschel-Abundanz im nördlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.	71

Abbildung 43: Output des GAM-Modells für Schwertmuschel-Biomasse im nördlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.....	74
Abbildung 44: Vorhergesagte räumliche Verteilung der Schwertmuschelabundanz für das gesamte Untersuchungsgebiet unter Verwendung der nördlichen (a) und der südlichen Rohdaten (b).....	77
Abbildung 45: Vorhergesagte räumliche Verteilung der Schwertmuschelbiomasse für das gesamte Untersuchungsgebiet unter Verwendung der nördlichen (a) und der südlichen Rohdaten (b).....	79
Abbildung 46: Räumliche Verteilung der Modellresiduen für (a) Abundanz und (b) Biomasse von Schwertmuscheln (Residuen für ein Gesamtmodell aus Nord- und Süddaten).....	80
Abbildung 47: Vorhergesagte räumliche Verteilung der Schwertmuschelabundanz (a) und –biomasse (b) für das gesamte Untersuchungsgebiet unter Verwendung der nördlichen Daten für das nördliche Gebiet und der südlichen Daten für das südliche Gebiet.	81
Abbildung 48: Probe eines Großkastengreifers, in der lebende Schwertmuscheln gefunden wurden. Zahlreiche adulte Schwertmuscheln haben sich in den unteren Bereich ihrer Röhre zurückgezogen und können nur schwer mit kleineren Greifern erfasst werden.	82
Abbildung 49: Output des GAM-Modells für Herzmuschel-Abundanz im nördlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.....	84
Abbildung 50: Output des GAM-Modells für Herzmuschel-Biomasse im nördlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.....	86
Abbildung 51: Vorhergesagte räumliche Verteilung der Herzmuschelabundanz für das küstennahe Untersuchungsgebiet (der Offshorebereich ist nicht dargestellt, weil hier das Habitatpotenzial gegen Null tendiert), unter Verwendung der nördlichen Daten für das nördliche Gebiet und der südlichen Daten für das südliche Gebiet.....	88
Abbildung 52: Output des GAM-Modells für Abundanz der Baltischen Plattmuschel im nördlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.....	90
Abbildung 53: Output des GAM-Modells für Biomasse der Baltischen Plattmuschel im nördlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.....	92
Abbildung 54: Vorhergesagte räumliche Verteilung der Plattmuschelabundanz für das küstennahe Untersuchungsgebiet (der Offshorebereich ist nicht dargestellt, weil hier das Habitatpotenzial gegen Null tendiert), unter Verwendung der nördlichen Daten für das nördliche und der südlichen Daten für das südliche Untersuchungsgebiet.....	94
Abbildung 55: Lage von Miesmuschelbänken um Eulitoral, ermittelt aus Satelliten-Fernerkundung. Schwarze Box: Bereich, der für die Habitatmodellierung verwendet wurde.	95

Abbildung 56: Output des GAM-Modells für die Auftrittswahrscheinlichkeit von Miesmuscheln im Rückseitenwatt von Amrum. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.	97
Abbildung 57: Habitatpotenzial von Miesmuscheln im Rückseitenwatt der Insel Amrum. In schwarz sind Miesmuschelbänke eingezeichnet, die über Satelliten-Fernerkundung detektiert wurden.	98
Abbildung 58: Im Projektgebiet ausgewählte Gebiete zur Probenahme für die intertidale Nahrungsnetzanalyse, 1=Sandwatt, 2=Schlickwatt, 3=Elbeeinzugsgebiet.....	99
Abbildung 59: Saisonale Verteilung der benthischen Biomasse in den drei untersuchten Gebieten unterteilt nach taxonomischer Identifikation.....	100
Abbildung 60: Abundanzen der monatlich, gezählten, nahrungssuchenden Vögel auf den untersuchten Flächen, unterteilt nach taxonomischer Identifikation.	101
Abbildung 61: Habitatpotenzial von eulitoralischen Muscheln (ausgedrückt als vorhergesagte Biomasse) aus einem modellierten Telemetriedatensatz von Silbermöwen. Mit Hilfe dieses Ansatzes ist es möglich, aus der Raumnutzung von Vögeln die Lage benthischer Habitate vorherzusagen.	103
Abbildung 62: Finn Cycling Index (links) und Flow Diversity Index (rechts) für Gebiete mit und ohne Besiedlung des Bäumchenröhrenwurms (<i>Lanice conchilega</i>).	105
Abbildung 63: Lindeman Spine für Gebiete mit und ohne Besiedlung des Bäumchenröhrenwurms (<i>Lanice conchilega</i>). Der Lindeman Spine gibt die Energieflüsse im Nahrungsnetz an, wobei die einzelnen Boxen verschiedene trophische Level repräsentieren (hier bis TL6 dargestellt).	106
Abbildung 64: Zeitliche Variabilität der Relative Ascendency (links) und Biomasse-Entwicklung (Lebendnassgewicht kg/m ²) der Pazifischen Auster (rot), Miesmuschel (blau) und der Größe der Bank (ha) am Beispiel des Lister Tiefs. Die roten Pfeile repräsentieren die "change points".	108
Abbildung 65: Referenzwertbestimmung des Indikators Relative Ascendency zur Einschätzung des Status der Miesmuschelbank im Lister Tief.	108

1 KURZDARSTELLUNG DES PROJEKTES

1.1 AUFGABENSTELLUNG

Das vorrangige Ziel des Verbundvorhabens STopP-Synthese ist die Entwicklung von Bewertungsmöglichkeiten zur Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (FFH-RL), zur Vogelschutzrichtlinie, und der Meeresstrategierahmenrichtlinie (MSRL). Besonderes Augenmerk liegt dabei auf den MSRL-Deskriptoren Meeresbodenintegrität (D6) sowie Nahrungsnetze (D4) und Biodiversität (D1). Diese und die relevanten Indikatoren, um sie zu bewerten sind bereits durch nationale und internationale Gremien verabschiedet worden.

Ziel ist daher zur Umsetzung dieser Indikatoren durch die Entwicklung von Tools beizutragen, die den ökologischen Zustand (GES) bewerten. STopP-Synthese ist daher als transdisziplinäres Vorhaben angelegt, das neben Bio- und Geowissenschaften auch Naturschutzbehörden einbezieht, die als zuständige Einrichtungen für die Umsetzung der EU-Richtlinien den direkten Transfer der Ergebnisse in Politik und Management sicherstellen.

Während des STopP I-Vorhabens wurden Interaktionen zwischen Morpho- und Sedimentdynamik sowie Makrozoobenthos und Vögeln in einem Wattengebiet nebst vorgelagertem Schelf der Nordsee untersucht und bewertet. Neben einem wertvollen Kartensatz zu Meeresbodenbeschaffenheit und zugehörigen Habitaten konnten statistische Habitat- und Nahrungsnetzmodelle für Miesmuschelbänke, Herzmuschel- und Schwertmuschelfelder sowie Seegraswiesen entwickelt werden. Das Habitatmodell ist so aufgesetzt, dass es das Auftreten systemrelevanter Habitats und Vogelkonzentrationen auf Basis von Umweltparametern prognostiziert. Das Nahrungsnetzmodell stellt die Stabilität und die Resilienz von Nahrungsnetzen in verschiedenen Habitaten dar.

Um diese funktionalen Modelle zu generalisieren und weiterzuentwickeln, unterschiedlichen Habitatqualitäten Rechnung zu tragen und Zukunftsszenarien zu prognostizieren (z. B. Erwärmung des Wattenmeeres) wurden die Modelle in ein weiter südlich gelegenes Gebiet übertragen, das u. a. durch den Einfluss der Elbe geprägt ist (Abbildung 1).

Konkret zielten die Arbeiten im Rahmen des Verbundvorhabens STopP-Synthese darauf ab a) eine generelle Übertragbarkeit der Ergebnisse auch auf andere Untersuchungsgebiete herzustellen und b) die aus STopP 1 und STopP-Synthese entwickelten Indikatoren einer Bewertung zu unterziehen. Daten zur Verteilung von Sedimenten, Benthos und Vögeln wurden vorrangig in Gebieten erhoben, die sich a) in geologischen, morphologischen und hydrologischen Bedingungen sowie im Ausmaß menschlicher Aktivitäten vom STopP I-Gebiet unterscheiden und für die b) die funktionalen Modelle *hot spots* prognostizieren. Auf Basis der ausgewählten Habitats wurden Bewertungsansätze getestet, die geeignet sind um den erforderlichen Evaluierungen nach EU-Recht zu entsprechen. Erfordernisse, die einen aktuellen politischen Bedarf darstellen.

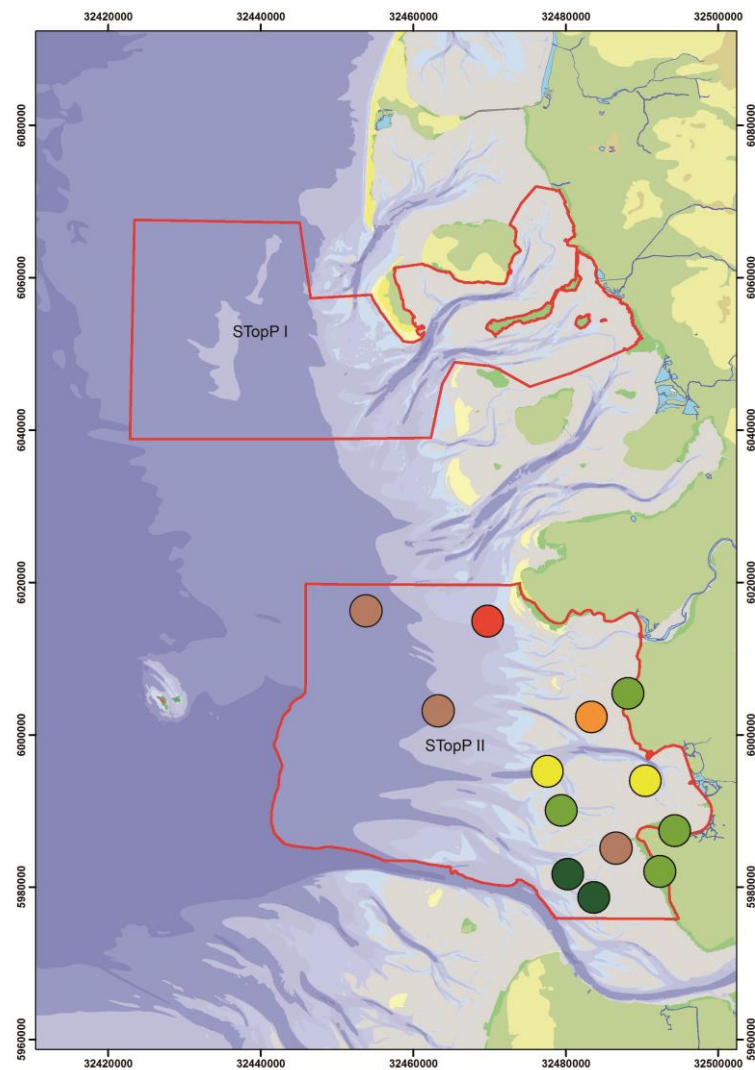


Abbildung 1: Das Untersuchungsgebiet des STopP-Verbunds mit der Unterteilung in STopP I und StopP-Synthese (STopP II). Farbige Punkte stellen bekannte Hot Spots von Flora und Fauna dar (orange: Seegraswiesen, rot: Meeresenten, gelb: Muschelaggregate, hellgrün: Brutvögel, dunkelgrün: mausernde Brandgänse, braun: Dauerüberwachungsstationen von Benthos und Sediment).

Vier Arbeitspakete (WP 1-4) wurden erstellt (Abbildung 2). Die Schwerpunkte lassen sich in folgenden Punkten zusammenfassen:

- WP 1 „Verbreitungsmuster im Eu- und Sublitoral“ hat die übergeordneten Gradienten identifiziert, die die benthischen Gemeinschaften und die Vogel hot spots als Grundlage für die Detektierung von Habitaten ableitet. Ziel war es die gegenseitige Verbindung und ihre Beziehungen von Sedimentcharakteristika, Benthos- und Vogelverteilungen zu ermitteln.

-
- The diagram illustrates the STopp data basis and its integration with various assessment tools and models. The central component is the **STopp data basis**, which includes **Archive data**, **Remote sensing data**, **Sediment, Hydrodynamics, Benthos, Birds**, **Küstenmeeratlas**, and **STopp data**. This data basis feeds into two main models: the **Habitat model** (Diversity, Sea floor integrity, FTZ Eco) and the **ENA** (Diversity, Food web, AWI). The **Habitat model** is linked to **NOAH** (North Sea Observation and Assessment of Habitats) and **MOSSCO**. The **ENA** is linked to **BACOSA** and a legend for **WP 1** (blue), **WP 2** (green), **WP 3** (yellow), and **WP 4** (purple). Both models feed into **Predictions** (AWI, FTZ Eco), which then feeds into **Assessment tools and GES levels** (Diversity, Food web, Sea floor integrity, NPV, FTZ Eco, AWI, LLUR). The diagram is numbered 1 through 9, indicating a flow from data collection to final assessment and prediction.
- ① Distribution and size of habitats
 ② Distribution models of benthos and birds
 ③ Food web models
 ④ Ecological importance of habitats
 ⑤ Distribution and size of habitat types (especially cockle beds and *Ensis* fields)
 ⑥ Prediction of habitat development and indicators for importance of habitats for birds
 ⑦ Stability of food webs and importance of key species
 ⑧ Assessment
 ⑨ In and/or output

10

1.2 PLANUNG UND ABLAUF DES VORHABENS

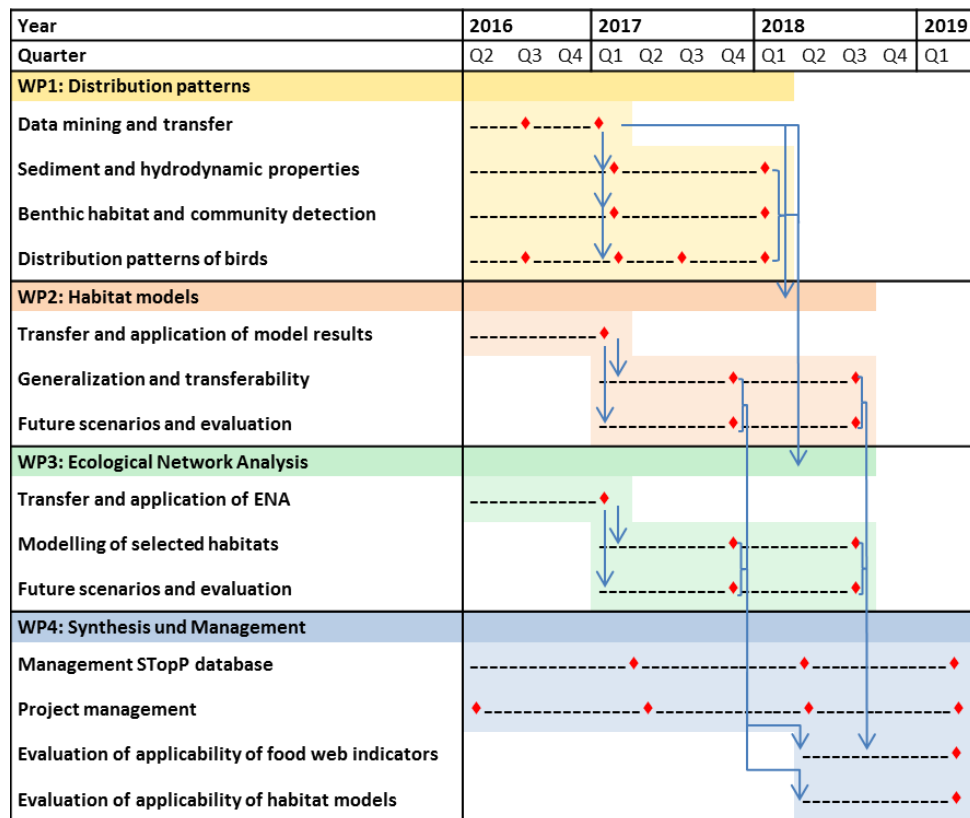


Abbildung 3: Planung des Vorhabenablaufs mit Meilensteinen (rote Romben).

Die Arbeiten im Verbundvorhaben STOPP-Synthese konnten im Wesentlichen gemäß der Ablaufplanung, wie sie im Antrag zum Vorhaben aufgestellt wurden (Abbildung 3) durchgeführt werden. Erforderliche Änderungen, zeitliche Verschiebungen oder zusätzliche Arbeiten sind detailliert in Kapitel 2 aufgenommen und erläutert.

1.3 STAND VON WISSENSCHAFT UND TECHNIK

1.3.1 STAND VON WISSENSCHAFT UND TECHNIK

Bereits seit vielen Jahren wird der Einsatz hydroakustischer Messmethoden in der marinen Forschung praktiziert, dabei wird vor allem auf die sedimentologischen Fragestellungen als auch zunehmend auf die Ausweisung komplexer Zusammenhänge, wie sie in der Habitatkartierung durch die Anbindung biologischer Strukturen notwendig sind, eingegangen (Brown et al., 2011). Die hochauflösenden hydroakustischen Datenerfassungs- und Nachbearbeitungstechniken ermöglichen die gleichzeitige Erfassung biotischer und abiotischer Strukturen und wichtiger Lebensräume. Sie können verwendet werden, um ihre räumliche Ausdehnung und die Populationsdichte der bewohnten Arten zu beurteilen.

Diese Methoden wurden nicht nur in SToPP I erfolgreich eingesetzt, sondern auch in Studien, die sedimentologische Bedingungen im Küstenbereich zwischen der Eider-Mündung im Norden und der Elbmündung im Süden beschreiben. Diese Untersuchungen wurden hauptsächlich von den Antragstellern FTZ und CAU/IfG durchgeführt. Sedimentverteilung und -dynamik sowie Hydrodynamik wurden in Teilen gemessen und modelliert. Zusätzlich wurden in den späten 1980er Jahren und 2014 Kartierungen vom FTZ im äußeren Eiderästuar durchgeführt. Alle diese Studien konzentrierten sich hauptsächlich auf küstentechnische Aspekte, was dazu führte, dass wenig Informationen über die Benthosverteilung erfasst wurden.

Für die Kartierung von Sedimentverteilungsmustern und für die Detektion von potentiellen benthischen Lebensräumen ist das Wissen über den geologischen Untergrund von Bedeutung. Einen weitgefassteren Überblick über die geologische Entwicklung der deutschen Nordseeküste geben Schwarzer et al. (2008). Eine ebenfalls großflächig angelegte Betrachtung der morphologischen Verhältnisse der deutschen Nordsee findet sich bei Zeiler et al. (2008). Die wichtigsten Ergebnisse des im Rahmen des BMBF Forschungsprojektes AufMod entwickelten "funktionalen Bodenmodells" sind in Milbradt et al. (2015) zusammengefasst. Das Wissen über die Zusammensetzung und Verbreitung von im Gebiet vorkommenden Oberflächensedimenten basiert im Wesentlichen auf der BSH Karte (Blatt 2900) zur Sedimentverteilung in der Deutschen Bucht (Figge 1981) und auf kleinräumigen Einzelstudien (Werner 2004). Flächendeckende Informationen über die Verteilung der Oberflächensedimente sind neben der BSH-Karte (Blatt 2900) lokal ausschließlich aus einem groben Raster von Beprobungen mit dem Backengreifer bekannt (Köster 1979). In Arbeiten die im Rahmen des BMBF AufMod entstanden sind, sind fast alle der eben ausgeführten Datensätze räumlich-zeitlich interpoliert in ein sog. funktionales Bodenmodell (Milbradt et al. 2015) eingeflossen, das u.a. einen Überblick über die räumliche Verteilung bestimmter sedimentologischer Parameter gibt. Ebenfalls in AufMod wurde eine Studie durchgeführt, die der Frage nachgeht, welche Umgestaltungen die Sedimentverteilungsmuster in bestimmten Gezeitenrinnen des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres während der letzten Dekaden erfahren haben (Ricklefs et al. 2015).

Verbreitungsmuster von Seevögeln im Sublitoral werden schon seit vielen Jahren nach standardisierten schiffs- und flugzeugbasierten Methoden in der deutschen Nordsee erfasst (Tasker et al. 1984). Diese langjährigen Datenreihen bildeten bereits eine fundierte Grundlage für die Analyse räumlich-zeitlicher Muster im Auftreten von Seevögeln (Markones et al. 2008) und in der Korrelation zwischen hydrografischen Faktoren und Seevogelverbreitung (Garthe et al. 2009). Für das Vorhaben konnte auf die Langzeitdatenreihe der sublitoralen Verbreitungsmuster von Vögeln zurückgegriffen und diese unter dem Gesichtspunkt der Nutzung sublitoraler Habitattypen durch ausgewählte Seevogelarten ausgewertet werden. Bei benthivoren Vogelarten lagen bislang kaum Untersuchungen zu genutzten sublitoralen Habitaten im deutschen Nordseegebiet vor (Nehls 1991). Die Bestände von Wattenmeervögeln werden seit Anfang der 1990er Jahre im Rahmen eines trilateral koordinierten Monitoringprogrammes erfasst (Koffijberg et al. 2015, Blew et al. 2015). Zusätzlich wird durch die Nationalparkverwaltung ein Monitoring der Vögel innerhalb der 12-Seemeilenzone der schleswig-holsteinischen Küste durchgeführt.

Die Erfassung eulitoral Verbreitungsmuster von Vögeln und die Korrelationen zwischen Vögeln und den von ihnen genutzten Habitaten wurden in den vergangenen Jahren oft durch Sichtbeobachtungen durchgeführt. Beispielsweise kann der Sedimenttyp den energetischen Aufwand für Nahrungssuche von Vögeln entscheidend beeinflussen (Johnstone & Norris 2000). Studien zur Nutzung sublitoraler Habitate, wie Miesmuschel- oder Herzmuschelbänke, z.B. durch Eiderenten gab es bislang nur wenige

und diese liegen schon lange zurück (Nehls 1991). Die meisten vorangegangenen Studien mussten größere räumliche Ungenauigkeiten in der Korrelation von Sedimentcharakteristik und Vogelverbreitung sowie räumliche Begrenztheit in Kauf nehmen.

Die bereits in STOpP I und in diesem Vorhaben angewendeten GPS-Datenloggern erlauben hingegen eine ortstreue Ermittlung der Habitatnutzung von Vögeln und damit die exakte Zuordnung zu Umweltparametern. Generelle additive Modelle (GAMs) haben sich hierbei als geeignetes Werkzeug erwiesen, um die Verteilung von Vögeln auf großer Skala zu modellieren (Schwemmer et al. 2009), insbesondere in ihrer Beziehung zu physikalischen Charakteristika der als Nahrungsgründe dienenden Gezeitegebiete (Granadeiro et al. 2004).

Im Rahmen von STOpP I konnte eine Reihe von statistischen Habitatmodellen entwickelt werden. Diese Modelle sind in der Lage, die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von benthischen Arten mit Hilfe von Umweltprädiktoren zu quantifizieren. So konnte beispielsweise ein Modell für die invasive Amerikanische Schwertmuschel (*Ensis leei*) entwickelt werden, das hydrodynamische und sedimentologische Daten als Prädiktoren verwendet. Unsere Modellergebnisse zeigten mit 71% Sicherheit, dass diese Art in sandigen Gebieten mit vergleichsweise hohen hydrodynamischen Kräften zu finden ist. Ein Nachfolgemodell zeigte, dass die Verteilung von Meeresenten, wie z.B. der Trauerente (*Melanitta nigra*), in hohem Maße durch das Auftreten von Schwertmuscheln erklärt werden konnte. Die bereits erzielten Ergebnisse aus STOpP I bildeten die wissenschaftliche Grundlage für die Untersuchungen im Rahmen dieses Vorhabens.

In STOpP I wurden trophische Beziehungen in verschiedenen Lebensräumen mit Hilfe der Ökologischen Netzwerkanalyse (Ecological Network Analysis (ENA)) analysiert, wobei der Schwerpunkt auf der Bedeutung der Lebensräume für benthivore Vogelarten lag. Sechs verschiedene Lebensräume (z.B. Schwertmuschelfeld, Herzmuschelfeld) wurden ausgewählt, die mittels Fernerkundung und Daten der GPS-Datenlogger eine bevorzugte Habitatnutzung durch benthivore Vögel aufwiesen. Ergebnisse der kohlenstoffbasierten Nahrungsnetzmodelle liegen derzeit für alle sechs Lebensräume vor. Sie zeigen, dass Vögel beispielsweise die Organisation, Stabilität und Komplexität eines Nahrungsnetzes erhöhen. Im Gegensatz dazu aber die Widerstandsfähigkeit verringern.

Die Analyse sowohl der in STOpP I entwickelten Nahrungsnetze als auch des Nahrungsnetzes der Sylt-Rømø Bucht (e.g. Baird et al. 2004, 2007) oder des Jadebusens (Schückel et al., 2015) mittels der Ökologischen Netzwerkanalyse bildete die wissenschaftliche Grundlage für die Untersuchungen im Rahmen dieses Vorhabens.

1.3.2 ANGABE BEKANNTER KONSTRUKTIONEN, VERFAHREN UND SCHUTZRECHTE, DIE FÜR DIE DURCHFÜHRUNG DES VORHABENS BENUTZT WURDEN

Es wurden keine Verfahren genutzt, bei denen Schutzrechte zu berücksichtigen waren.

1.3.3 ANGABE DER VERWENDETEN FACHLITERATUR SOWIE DER BENUTZTEN INFORMATIONSDIENSTE

An Informationsdiensten wurden sowohl Scopus als auch Web of Science genutzt.

- Baird D, Asmus H, Asmus R. (2004): Energy flow of a boreal intertidal ecosystem, the Sylt Rømø Bight, Marine ecology progress series, 279 , pp. 45-61
- Baird D, Asmus H, Asmus R (2007): Trophic dynamics of eight intertidal communities of the Sylt Rømø Bight ecosystem, northern Wadden Sea , Marine Ecology Progress Series, 351 , pp. 25-41.
- Blew J, Günther K Hälterlein B, Kleefstra R Laursen K, Scheiffarth G (2015) Trends of migratory and wintering waterbirds in the Wadden Sea 1987/1988-2011/2012. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmsaven, Wadden Sea Ecosystem no. 34
- Blondel P (2009). The Handbook of Sidescan Sonar, 316, pp. Praxis Publishing, Chichester, UK.
- Brown C, Smith S, Lawton P, Anderson J (2011) Benthic habitat mapping: A review of progress towards improved understanding of the spatial ecology of the seafloor using acoustic techniques. Estuarine, Coastal and Shelf Science 92, 502-520
- Burchard H, Bolding K (2002) GETM - a General Estuarine Transport Model. Scientific Documentation. Technical Report EUR 20253 EN. European Commission
- Callaway R (2006) Tube worms promote community change. Marine Ecology Progress Series 308: 49-60.
- Cosel v R, Dörjes J, Mühlenhardt-Siegel U (1982) Die amerikanische Schwertmuschel *Ensis directus* (Conrad) in der Deutschen Bucht: I. Zoogeographie und Taxonomie im Vergleich mit den einheimischen Schwertmuschel-Arten = The american jackknife clam *Ensis directus* (Conrad) in the German Bight: I. Zoogeography and taxonomy in comparison with the native jackknife and razor clams. Senckenbergia Maritima 14: 147-173.
- Dannheim J (2002) Zur Biologie von *Ensis directus* und *Spisula solida* (Mollusca: Bivalvia) in den Küstengewässern der östlichen Nordsee, diplom thesis, Institut für Meereskunde, Universität Kiel, 69.
- Dannheim J, Rumohr H (2012) The fate of an immigrant: *Ensis directus* in the eastern German Bight. Helg Mar Res 66: 307–317
- de la Vega, C., Schückel, U., Horn, S., Kröncke, I., Asmus, R., Asmus, H. (2018) How to include ecological network analysis results in management ? A case study of three tidal basins of the Wadden Sea, south-eastern North Sea. Ocean and Coastal Management 163: 401-416
- Eskildsen A, le Roux PC, Heikkinen RK, Høye TT, Kissling WD, Pöyry J, Wysz MS, Luoto M (2013) Testing species distribution models across space and time: high latitude butterflies and recent warming. Global Ecology and Biogeography 22: 1293–1303.
- Fath, B., Asmus, H., Asmus, R., Baird, D., Borrett, S., de Jonge, V., Ludovisi, A., Niquil, N., Scharler, U., Schückel, U., Wolff, M. (2019) Ecological Network Analysis Metrics: The need for an entire ecosystem approach in management and policy. Ocean, Coastal and Management 174: 1-14
- Figge K (1981) Begleitheft zur Karte der Sedimentkartierung in der Deutschen Bucht 1:250 000 Nr. 2900. Hamburg, BSH
- Garthe S, Markones N, Hüppop O, Adler S (2009): Effects of hydrographic and meteorological factors on seasonal seabird abundance in the southern North Sea. Mar Ecol Prog Ser 391: 243-255
- Granadeiro JP, Andrade J, Palmeirim JM (2004) Modelling the distribution of shorebirds in estuarine areas using generalized additive models. J Sea Res 52: 227-240
- Gräwe U, Flöser G, Gerkema T, Duran-Matute M, Badewien TH, Schulz E, Burchard H (2016) A numerical model for the entire Wadden Sea: Skill assessment and analysis of hydrodynamics. Journal of Geophysical Research - Oceans 121: 5231-5251.

- Heinrich C, Feldens P, Schwarzer K (2016) Highly dynamic biological seabed alterations revealed by side scan sonar tracking of *Lanice conchilega* beds offshore the island of Sylt (German Bight). *Geo-Marine Letters* doi: 10.1007/s00367-016-0477-z.
- Horn, S., de la Vega C., Asmus, R., Schwemmer, P., Enners, L., Garthe, S., Binder, K., Asmus, H. (2017) Interaction between birds and macrofauna within food webs of six intertidal habitats of the Wadden Sea. *PLoS ONE* 12:e0176381
- Johnstone I, Norris K (2000) Not all oystercatchers *Haematopus ostralegus* select the most profitable common cockles *Cerastoderma edule*: a difference between feeding methods. *Ardea* 88: 137-153.
- Jones S-E, Jago C-F (1993) In situ assessment of modification of sediment properties by burrowing invertebrates. *Marine Biology* 115: 133-142.
- Klingbeil K, Burchard H (2013) Implementation of a direct nonhydrostatic pressure gradient discretisation into a layered ocean model. *Ocean Model* 65: 64–77.
- Klingbeil K, Lemarié F, Debreu L, Burchard H (2018) The numerics of hydrostatic structured-grid coastal ocean models: state of the art and future perspectives. *Ocean Modelling* 125: 80-105.
- Koffijberg K, Laursen K, Hälterlein B, Reichert G, Frikke J, Soldat L (2015) Trends of breeding birds in the Wadden Sea 1991-2013. *Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Wadden Sea Ecosystem* no. 35
- Korner-Nievergelt F, Roth T, von Felten S, Guelat J, Almasi B, Korner-Nievergelt P (2015) Bayesian data analysis in ecology using linear models with R, BUGS, and Stan. Academic Press, 328 pp.
- Köster, R. (1979): Dreidimensionale Kartierung des Seegrundes vor den nordfriesischen Inseln. DFG Forschungsbericht Sandbewegung im Küstenraum, Rückschau, Ergebnisse und Ausblick, 146 – 168.
- Kösters F, Winter C (2014) Exploring German Bight coastal morphodynamics based on modelled bed shear stress. *Geo-Mar Lett* 34: 21-36
- Lurton, X., 2002. An Introduction to Underwater Acoustics. 347 pp (Springer).
- Markones N, Garthe S, Dierschke V, Adler S (2008) Small scale temporal variability of seabird distribution patterns in the south-eastern North Sea. In: Wollny-Goerke K, Eskildsen K (eds) *Marine mammals and seabirds in front of offshore wind energy. MINOS – Marine warm-blooded animals in North and Baltic Seas*. Teubner, Wiesbaden. pp. 115-140
- Meyer, J., Nehmer, P., Moll, A., Kröncke, I. (2018) Shifting southern-eastern North Sea macrofauna community structure since 1986: A response to de-eutrophication and regionally decreasing food supply ? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 213: 115-127
- Milbradt P, Valerius J, Zeiler M (2015) Das Funktionale Bodenmodell: Aufbereitung einer konsistenten Datenbasis für die Morphologie und Sedimentologie. *Die Küste* 83, 19–38.
- Nehls G (1991) Bestand, Jahresdynamik und Nahrungsökologie der Eiderente, *Somateria molissima*, L. 1785, im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. *Corax* 14: 146-209
- Neumann, H., Reiss, H., Ehrich, S., Sell, A., Panten, K., Kloppmann, M., Wilhelms, I., Kröncke, I. (2013) Benthos and demersal fish habitats in the German Exclusive Economic Zone (EEZ) of the North Sea. *Helgoland Marine Research* 67: 445-459

- Rabaut M, Guilini K, Van Hoey G, Vincx M, Degraer S (2007) A bio-engineered soft-bottom environment: The impact of *Lanice conchilega* on the benthic species-specific densities and community structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.*, 75, 525-536.
- Rabaut M, Vincx M, Degraer S (2009) Do *Lanice conchilega* (sandmason) aggregations classify as reefs? Quantifying habitat modifying effects. *Helgoländer Marine Research* 63: 37-46.
- Rachor, E., Nehmer, P. (2003) Erfassung und Bewertung ökologisch wertvoller Lebensräume in der Nordsee. Abschlussbericht für das F+E Vorhaben FKZ 899 85 310. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 175 pp
- Ricklefs K, Asp N (2005) Geology and morphodynamics of a low macrotidal environment along the German North Sea coast. *Die Küste* 69: 93 - 127.
- Ricklefs K, Arp D, Stage M (2015): Zur zeitlichen Variabilität der Sedimentverteilung in den Gezeitenrinnen Piep und Hever. *Die Küste*, 83, 77 -102
- Safi, G., Giebels, D., Arroyo, L., Heymans, J., Preciado I., Raoux, A., Schückel, U., Tecchio, S., de Jonge, V.N., Niquil, N. (2019) Vitamine ENA: A framework for the development of ecosystem-based indicators for decision-makers. *Ocean, Coastal and Management* 174: 116-130
- Salzwedel, H., Rachor, E., Gerdes, D. (1985) Benthic macrofauna communities in the German Bight. *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven* 20, 199-267
- Schückel, U., Kröncke, I., Baird, D. (2015) Linking long-term changes in trophic structure and function of an intertidal macrobenthic system to eutrophication and climate change by using ecological network analysis. *Marine Ecology Progress Series* 536:25-38
- Schückel, U., de Jonge, V.N., Ludovisi, A., Giebels, D., Horn, S., Niquil, N., Asmus, H., Asmus, R., Eulaers, I., Georges, S., Scharler, U. (2018) Use the coastal and estuarine food web models in policy making and management: the need for an entire ecosystem approach, Workshop Report, NPV, 26 pp
- Schwarzer K, Ricklefs K, Bartholomä A, Zeiler M (2008) Geological Development of the North Sea and the Baltic Sea. *Die Küste*, 74, 1-17
- Schwarzer K, Persichini G, Willems T (2019) Fahrtbericht AL-511, der geologisch/sedimentologische Aufbau und die Habitatverteilung im Übergangsbereich Watt – Schelf zwischen Amrumbank und der Eiderrinne, 24 S., (unveröff.).
- Schwemmer P, Volmer H, Enners L, Reimers H-C, Binder K, Horn S, Adler S, Fox AD, Garthe S (2019) Modelling summer distribution patterns of common scoter (*Melanitta nigra*) by its most important prey species, the American razor clam (*Ensis leei*) and hydrodynamic parameters. *Estuarine Coastal and Shelf Science* (im Druck, doi: 10.1016/j.ecss.2019.106260).
- Tasker ML, Jones PH, Dixon T, Blake BF (1984) Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *Auk* 101:567-577
- Tulp I, Craeymeersch J, Leopold M, van Damme C, Fey F, Verdaat H (2010) The role of the invasive bivalve *Ensis directus* as food source for fish and birds in the Dutch coastal zone. *Estuar Coast Shelf Sci* 90: 116-128
- Van Hoey G (2007) The effect of the presence of *Lanice conchilega* on the soft-bottom benthic ecosystem in the North Sea. In: Rees H.-L., Eggleton, J.-D., Rachor, E., Vanden Berghe, E. (eds.): *Structure and dynamics of the North Sea benthos*. ICES Cooperative Research Report 288, p. 188-199.
- Van Hoey G, Guilini K, Rabaut M, Vincx M, Degraer S (2008) Ecological implications of the presence of the tube-building polychaete *Lanice conchilega* on soft-bottom benthic ecosystems. *Marine Biology*, 154, 1009-1019.

- Van Loon, W., Walvoort, D., Lavaleye, M., Duineveld, G., Ruiter, H., van Hoey, G. et al. (2016) OPSAR BH2 Multi-Metric index assessment of benthos in the southern North Sea; Final concept report, 28 June 2016, OSPAR
- Werner F (2004) Coarse sand patterns in the southeastern German Bight and their hydrodynamic relationships. *Meyniana* 56: 117–148
- Wood SN (2017) Generalized Additive Models: An introduction with R. Chapman and Hall, London, 2nd edition, 416 pp.
- Zeiler M, Schwarzer K, Ricklefs K (2008): Seabed morphology in the North and Baltic Sea region. *Die Küste*, 74, 31 – 4
- Zuur AF (2017) Beginner's guide to spatial, temporal and spatial-temporal ecological data analyses with R-INLA – Volume II: GAM and zero-inflated models. Highland Statistics Ltd, Newburgh, 363-708 pp.

1.4 ZUSAMMENARBEIT MIT ANDEREN STELLEN

Die Synthese-Phase beruhte und beruht auf enger Zusammenarbeit innerhalb von KÜNO, insbesondere mit den Teilprojekten BACOSA, NOAH und MOSSCO. Mit den KÜNO-Vorhaben wurde über die regelmäßigen KÜNO-Lenkungsausschusssitzungen hinaus zu einzelnen Fragestellungen ein intensiver Austausch betrieben. Ein quantitativer Zusammenhang zwischen trophischen Indizes und Ökosystemleistungen wurde in Zusammenarbeit mit dem Projekt BACOSA diskutiert und bearbeitet. Vom Schwestervorhaben MOSSCO wurden Datensätze für die Habitatmodellierung zur Verfügung gestellt (vgl. AP2). Ein Vergleich der Nahrungsnetze mittels Ökologischer Netzwerkanalyse und ECOPATH wurde in Zusammenarbeit mit dem Projekt NOAH diskutiert.

Enge Kooperation auf dem Gebiet der Nahrungsnetzanalyse bestand mit den Partnern des deutsch-niederländischen Wattenmeerprojektes INFOWEB, finanziert durch BMBF und NWO. Die Ergebnisse aus dem STopP Vorhaben konnten mit Ergebnissen aus INFOWEB in einer gemeinsamen Publikation dargestellt und publiziert werden (de la Vega et al., 2018).

Durch den im Rahmen des STopP-Synthese Vorhabens organisierten internationalen Workshop über Ökosysteme, Nahrungsnetze, Nahrungsnetz-Indikatoren und ihre potentielle Anwendung besteht ein reger Austausch zwischen den STopP-Projektpartnern und Kollegen aus Frankreich, den Niederlanden, Südafrika und USA (vgl. Kapitel 2.4). Es wurde und wird an gemeinsamen Nahrungsnetzen, Indikatoren und an der ökologischen Theorie zur Netzwerkanalyse gearbeitet.

Eine enge Zusammenarbeit besteht mit dem Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH). So fließen z.B. alle in STopP erhobenen Sonar- und Sedimentdaten in das Datenbanksystem "Schelf Geo-Explorer - Sedimente der Nordsee" ein, wodurch eine nachhaltige Datenhaltung, -verfügbarkeit und Bereitstellung gewährleistet wird.

Die modellierten Werte für die Bodenschubspannung und den Zeitanteil der kritischen Schubspannung für die Habitatmodellierung wurden über eine Kooperation mit der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW, Hamburg) zur Verfügung gestellt. Die hochaufgelösten Bathymetriedaten entstammten dem Projekt AufMod und wurden über eine Kooperation mit dem Bundesamt für Seeschifffahrt und Hyd-

rografie verfügbar gemacht. Verschiedene Nicht-Regierungsorganisationen, in erster Linie die Schutzstation Wattenmeer e.V., sammelten an den Strand angespülte Vögel, deren Mageninhalte im Rahmen des Vorhabens analysiert wurden. Der Verein Jordsand e.V. unterstützte die Besenderungen von Silbermöwen im Naturschutzgebiet Amrum Odde. Die Ergebnisse zur Besenderung von Vögeln wurden zeitnah den beteiligten Naturschutzverbänden zur Verfügung gestellt, um die Ergebnisse bei Öffentlichkeitsveranstaltungen vorzustellen. Eine Vielzahl der Feldarbeiten, insbesondere die Erfassung von Vögeln im Sublitoral wurde in Kooperation des Landesbetriebes für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz durchgeführt. Dadurch war eine Nutzung von Schiffen möglich.

Schließlich konnte das STopP-Synthese Vorhaben von der im Vorhaben MDI-DE entwickelten Metadateninfrastruktur profitieren und nutzt den gemeinsamen Infrastrukturknoten von NPV und LLUR für die Metadatenbearbeitung und –bereitstellung.

2 AUSFÜHRLICHE DARSTELLUNG DER PROJEKTERGEBNISSE

2.1 VERWENDUNG DER ZUWENDUNG UND DES ERZIELTEN ERGEBNISSES

Arbeitspaket 1 „Sublitorale und Eulitorale Verteilungsmuster“

Ziel	Erreichte Ergebnisse
Zusammenführung der vorhandenen Langzeit- und Monitoringdaten für das STopP-Synthese Arbeitsgebiet	<ul style="list-style-type: none"> • Sichtung und Bearbeitung biotischer Datensätze: <ul style="list-style-type: none"> - SAS-Daten zur Verteilung von Vögeln im Sublitoral aus der Datenbank des FTZ und der NPV - Daten von mit GPS-Loggern besenderten Vögeln ab dem Jahr 2008 aus der Datenbank des FTZ - Monitoringdaten der Rastvögelzählungen aus der Langzeitreihe der NPV - Daten zur Verbreitung und Bestand von Eiderenten aus der Langzeitreihe der NPV - Monitoringdaten der Makrophytenerfassung aus der Langzeitreihe der NPV - Daten zur Verbreitung und Bestand von Fischarten aus der Langzeitreihe der NPV - Daten zur Verbreitung und Bestand von Seehunden der Langzeitreihe der NPV • Sichtung und Bearbeitung abiotischer Datensätze: <ul style="list-style-type: none"> - Einbindung der Sublitoralkartierungen (Sediment- und Habitateffassung) aus dem Monitoring der NPV
Kartierung der Sediment und Habitate	<ul style="list-style-type: none"> • Weitgehende Kartierung der vorgesehenen Flächen im Untersuchungsgebiet mit Schwerpunkt auf die unterschiedliche morphologische und hydrologische Struktur im Gegensatz zum STopP I-Arbeitsgebiet • Untersuchung der Entwicklung von besonders seltenen und bedeutenden sublitoralen und eulitoralen Habitaten (Bänke epibenthischer Muscheln) über mehrere Jahre • Erstellung von Datenprodukten (SS Mosaik, Sedimentverteilungskarten, Probandensätze) für andere AP
Kartierung der eulitoralen und sublitoralen Benthosgemeinschaften	<ul style="list-style-type: none"> • Untersuchung und Auswertung der sublitoralen Benthosproben aus dem STopP-Synthese Arbeitsgebiet • Einbindung der Ergebnisse aus dem STopP 1 Gebiet sowie weiterer Vergleichsdatensätze (Sylt, Amrum-bank) • Identifizierung eu- und sublitoraler Habitatstrukturen • Abgrenzung von Hot-Spots charakteristischer benthischer Habitate

	<ul style="list-style-type: none"> • Erstellung von Verbreitungskarten im GIS zur Komplettierung des Küstenmeeratlas • Bereitstellung von Basisdaten für die Habitatmodelle • Überführung der Daten in die zentrale Projektdatenbank • Vergleichende Analyse der Verteilungsmuster von Sediment, Benthos und Vögeln zwischen STopP I und dem STopP-Synthese Arbeitsgebieten
Groß- und kleinskalige Aufnahme von Verbreitungsmustern von Küstenvögeln	<ul style="list-style-type: none"> • Aufnahme großskaliger Vogelverbreitungsmuster im Sublitoral durch Seevogelzählungen (SAS-Zählungen) mit Schwerpunkt auf Trauerenten • Aufnahme kleinskaliger und individueller Vogelverbreitungsmuster im Eulitoral durch Besenderung mittels GPS-Datenloggern mit Schwerpunkt auf Austernfischer und Silbermöwen • Identifizierung von Hot-Spots der Vogelverteilung • Vergleichende Analysen der Vogelverteilung im Hinblick auf die Muster in STopP I • Analyse der Verteilungsmuster im Hinblick auf die im Gegensatz zu STopP I unterschiedliche morphologische und hydrologische Struktur des STopP-Synthese Arbeitsgebietes • Bereitstellung von Basisdaten für die Habitatmodelle • Überführung der Daten in die zentrale Projektdatenbank
Fernerkundung zur Identifizierung von Habitaten	<ul style="list-style-type: none"> • Erstellung von Sedimentkarten für das STopP-Synthese Arbeitsgebiet (Satellitenbildklassifikationen) • Erstellung von Karten für Muschelbänke und Seegraswiesen für das STopP-Synthese Arbeitsgebiet (Satellitenbildklassifikation)

Arbeitspaket 2 „Habitat Modelle“

Ziel	Erreichte Ergebnisse
Erarbeitung hydrodynamischer Modelldaten für die Simulation hydrodynamischer Verhältnisse	<ul style="list-style-type: none"> • Verständigung über einen Datensatz zur Überflutung von Wattflächen, bereit gestellt vom Verbundpartner MOSSCO für das STopP-Synthese Arbeitsgebiet als Grundlage für die Habitatmodellierung • Einarbeitung externer Modelldaten zur Schubspannung der BAW • Einarbeitung externer Daten zur Bathymetrie aus dem Projekt AufMod bereitgestellt durch das BSH • Vermittlung bathymetrischer Eingangsdaten und Daten zu Küstenlinienverläufen

Verwendung von Eingangsdaten aus AP 1-3 zur Modellierung statistischer Zusammenhänge zwischen Benthos- bzw. Vogelverbreitung und abiotischen und biotischen Umweltparametern

- Quantifizierung des Einflusses von Sediment und Hydrodynamik auf das Auftreten von Makrozoobenthos und Vögeln
- Zusammenführung der Sediment- Benthos und Vogel-daten aus STopP-I und STopP-Synthese zur Durchführung von vergleichenden Habitatmodellen für die gesamte schleswig-holsteinische Küstenzone
- Erstellung von Habitatmodellen für die eingewanderte Art Amerikanische Schwertmuschel, heimische Herzmuschel, Baltische Plattmuschel, Miesmuschel sowie Bäumchenröhrenwurm unter besonderer Berücksichtigung der unterschiedlichen morphologischen und hydrologischen Verhältnisse im Gebiet STopP-I und STopP-Synthese
- Erstellung von Habitatmodellen für die Vogelarten Austernfischer, Silbermöwe und Trauerente
- Erstellung von Vorhersagekarten der genannten Benthos- und Vogelarten in nicht beprobten Gebieten des Untersuchungsgebietes (Erstellung von Habitatpotenzialkarten)
- Abgrenzung der Lage bzw. von Flächengrößen von Schwertmuschel- und Herzmuschelfeldern im Eulitoral für die ENA

Arbeitspaket 3 „Ökologische Netzwerkanalyse (ENA)“

Ziel	Erreichte Ergebnisse
Beschreibung bzw. weitergehende Analyse trophischer Beziehungen zwischen Schlüsselvogelarten und deren makrozoobenthischer Nahrung	<ul style="list-style-type: none"> • Literaturrecherche von bereits bekannten trophischen Zusammenhängen • Erstellung der ENA-Datenbasis für wichtige benthische Habitate und Hotspots der Vogelarten (Sandatt, Schlickwatt, Ästuarwatt Elbmündung) im STopP-Synthese Arbeitsgebiet • Analyse im Vorhaben erhobener Daten zur Nahrungswahl von Trauer- und Eiderenten, Silbermöwen, Löfflern und Säbelschnäblern
Modellierung des Nahrungsnetzes im Gezeitenbereich und im Sublitoral	<ul style="list-style-type: none"> • Erstellung und Modellierung der eulitoralen Habitate des äußeren Elbeästuars und in der Meldorfer Bucht • Analyse von Gemeinsamkeiten und Unterschieden in der Funktion der unterschiedlichen Habitate • Erstellung und Modellierung sublitoraler Nahrungsnetze in Anlehnung an die MSRL broad habitat types

	<ul style="list-style-type: none"> Analyse von Gemeinsamkeiten und Unterschieden der Nahrungsnetzmodelle zwischen verschiedenen Tidenbecken der schleswig-holsteinischen und niedersächsischen Wattenmeerküste
Zukunfts-Szenarien und Bewertung	<ul style="list-style-type: none"> Berechnung von Szenarien veränderter Umwelteinflüsse (Temperaturanstieg) auf das Nahrungsnetz der Sylt-Romo Bucht Ergebnisse der Ökologischen Netzwerk Analyse stellen Instrumente für die Bewertung von Nahrungsnetzen dar Identifizierung von ENA-Indizes, die sich für eine Bewertung des ökologischen Zustandes (GES) für Deskriptor 4 der MSRL und OSPAR eignen Ableitung von Zusammenhängen zwischen trophischen Indizes und Ökosystemleistungen

Arbeitspaket 4 „Bewertung und Synthese“ und „Projektmanagement“

Ziel	Erreichte Ergebnisse
Entwicklung von Bewertungsinstrumenten für die Statusfeststellung biologischer Merkmale und biologischer Belastungen	<ul style="list-style-type: none"> - Deskriptoren 1 und 6: <ul style="list-style-type: none"> Ableitung von Schwellenwerten zum Auftreten von benthischen Organismen und Vogelarten im Hinblick auf verschiedene biotische und abiotische Randbedingungen Beschreibung der ökologischen Nische der betrachteten Arten Erstellung von Habitatpotenzialkarten zur Lage von besonders geeigneten Lebensräumen der betrachteten Arten - Deskriptor 4: <ul style="list-style-type: none"> Anwendung des OSPAR Indikators Ökologische Netzwerkanalyse (ENA) in verschiedenen FFH Lebensraumtypen, OSPAR POSH Habitats und MSRL broad habitat types Entwicklung von Referenzwerten zur Bewertung des „guten“ und „schlechten“ Zustandes von Nahrungsnetzen mittels des 90% Perzentil Identifizierung von ENA-Indizes, die sich für eine Bewertung des ökologischen Zustandes (GES) für Deskriptor 4 der MSRL und OSPAR eignen Analyse der Nahrungsnetzmodelle bei unterschiedlicher Belastung durch Stressoren (invasive Arten) Transfer der Ergebnisse in die OSPAR food web expert group

Vertretung des Verbunds nach außen	<ul style="list-style-type: none"> • Unterstützung in Fragen des gemeinsamen Internet-auftritts und der Öffentlichkeitsarbeit • Erstellung und Koordinierungen zweier Special Issues zur Veröffentlichung der Projektergebnisse • Integration der Ergebnisse auf nationaler und internationaler Ebene
Datenbank und Datenmanagement	<ul style="list-style-type: none"> • Integration der STOP 2 Daten in die Vorhabendatenbank • Entwicklung und Fertigstellung von Datenmodellen für alle AP • Datenbereitstellung für alle AP und den KÜNO-Verbund

2.1.1 PROJEKTMANAGEMENT

2.1.1.1 PROJEKTKOORDINATION

Das Projektmanagement für das Vorhaben war in der Nationalparkverwaltung in Tönning angesiedelt. Neben der Koordination des Gesamtverbunds waren die Bereitstellung logistischer Grundlagen, Vertragsverhandlungen und Repräsentation des Verbunds nach außen typische Aufgaben. Sie stellte die Kommunikation zwischen den Projektpartnern sowie den Daten- und Ergebnisaustausch sicher, der für weitere Bearbeitungen in den verschiedenen Arbeitspaketen erforderlich war. Dazu wurden in enger Abstimmung mit den übrigen Partnern in regelmäßigen Abständen Projekttreffen, Statusseminare und Workshops abgehalten (Tabelle 1).

Ergebnisse aus dem Vorhaben hinsichtlich der Entwicklung von Bewertungsansätzen wurden in Gremien sowie auf Nahrungsnetz-Expertenworkshops und im Rahmen von OSPAR vorgestellt und diskutiert. Die NPV hat seit November 2018 die Leitung der OPSAR food web expert group übernommen.

Das Vorhaben stellt seine Metadaten, Daten und Dienste über den schleswig-holsteinischen MDI-DE-Infrastrukturknoten bereit (vgl. Datenmanagement).

Tabelle 1: Veranstaltungen, an denen Projektbeteiligte im Berichtszeitraum teilgenommen haben. V=Vortrag, P=Poster

Art der Veranstaltung	Zeitraum	Ort	Teilnehmer
Jahrestagung Küstenforschung Nordsee-Ostsee	22.06.-23.06.2016	Warnemünde	Garthe, S. (V) & alle
Wadden Sea Day	24.08.2019	Wilhelmshaven	Ulrike Schückel
ECSC 56 Coastal systems in transition: From a 'natural' to an 'anthropogenically-modified' state	04.-07.09.2016	Bremen	Horn, S. (V), Schückel, U. (V), Asmus, R. , and Asmus, H.

Living Resources and Marine Ecosystems at the 41st congress of the Mediterranean Science Commission CIESM	12.09.-16.09.2016	Kiel	Asmus, H. (V)
BLANO Fach AG Benthos	21.09.2016	Hamburg	Schückel, U., Eskildsen, K.
Co-operation meeting of Danish and German researchers	27.09.2016	List, Sylt	Asmus, H. (V), Asmus, R.
149. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen Gesellschaft	29.09.2016	Stralsund	Enners, L., Schwemmer, P., Garthe, S. (P)
Naturwissenschaftlicher Verein für Schleswig-Holstein und Kiel e.V.	23.11.2016	Kiel	Garthe, S. (V)
Kolloquium der Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer	07.12.2016	Tönning	Schwemmer, P.
Workshop „Nutzung von mittelgroßen Forschungsschiffen für Kartierungen des Meeresbodens“	23.02.2017	Kiel	Schückel, U., Eskildsen, K.
44th Pacific Seabird Group Annual Meeting	24.02.2017	Tacoma, USA	Garthe, S., Enners, L. Schwemmer, P. (V)
KÜNO Lenkungsausschuss	28.02.2017	Hamburg	Schückel, U., Eskildsen, K.
BLANO Fach AG Benthos	01.03.2017	Hamburg	Schückel, U., Eskildsen, K.
CANMove Minisymposium on Seabird Movement Ecology	06.04.2017	Lund, Schweden	Garthe, S. (V)
14th International Scientific Wadden Sea Symposium	09.05.-11.05.2017	Töndern, Dänemark	Schwemmer, P., Enners, L., Garthe, S. (V), Asmus, H., Asmus, R., Eskildsen, K., Schückel, U. (V), Horn, S. (V)
BSH Meeresumwelt-Symposium	13.06.-14.06.2017	Hamburg	Schückel, U. (V), Horn, S.
41th Annual Meeting of the Waterbird Society	09.08.2017	Reykjavik, Island	Schwemmer, P. (V), Enners, L., Garthe, S. (V)
KÜNO Summer School	11.09.-12.09.2017	Lauenburg	Schückel, U. (V)

YOUMARES (young marine researchers) 8 Conference	15.09.2017	Kiel	Garthe, S. (V)
Annual Conference of the International Wader Study Group	17.09.2017	Prag, Tschechien	Schwemmer, P., Enners, L., Garthe, S. (V)
1st ENA Workshop: "Use of coastal and estuarine food web models in politics and management: The need for an entire ecosystem approach"	25.09.-27.09.2017	List, Sylt	Asmus, H., Asmus, R., Eskildsen, K. (V), Horn, S. (V), Schückel, U. (V)
6th International Bio-Logging Science Symposium	26.09.2017	Konstanz	Enners, L., Schwemmer, P., Garthe, S., (P)
150. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft	30.09.2017	Halle	Schwemmer, P., Enners, L., Garthe, S. (V)
Jahrestagung Küstenforschung Nordsee-Ostsee	11.10.-12.10.2017	Rostock	Garthe, S. (V), Schückel, U. (P), Eskildsen, K., Asmus, H., Horn, S.
ECSA 2017 "Where Land Meets Ocean: the vulnerable Interface"	16.10.-20.10.2017	Shanghai, China	Horn, S. (V)
Schadstoffmonitoring mit Seevögeln – Niveaus, Trends und neue Methoden (UBA mit FTZ)	19.10.-20.10.2017	Berlin	Asmus, H. (V)
KDM Symposium Küstenmeeresforschung	28.02.-02.03.2018	Berlin	Asmus, H. (V), Horn, S.
LLUR Mini-Symposium	06.03.2018	Flintbek	Schückel, U. (V)
BLANO Gesprächskreise "Meeres- und Naturschutz"	25.04.2018	Tönning	Schückel, U. (V), Eskildsen, K.
ASLO 2018 Summer meeting "Water connects!"	10.06.-15.06.2018	Victoria, Canada	Horn, S. (V)
Jahrestagung Küstenforschung Nordsee-Ostsee	28.08.-29.08.2018	Hannover	Schwemmer, P. (V), Eskildsen, K., Schückel, U.
2nd ENA Workshop: „Network models for (socio-) ecological system assessment and management – comparing tropical and temperate contexts"	19.09.-21.09.2019	Bremen	Asmus, H. (V), Schückel, U. (V)
Rotarischer Verein Brunsbüttel	29.10.2018	St. Michaelisdonn	Schwemmer, P. (V)
BNUR	13.11.2018	Flintbek	Schückel, U. (V)

Larus gull workshop, Scottish Natural Heritage	31.01.2019	Inverness, UK	Garthe, S. (V)
Jahrestagung des Vereins Thüringer Ornithologen e.V.	09.03.2019	Mühlberg	Garthe, S. (V)
STopP-Statusseminare	10.02.-11.02.2016	Büsum	alle
	19.10.-20.10.2016	List/Sylt	
	25.01.2018	Tönning	
STopP-Abschlussveranstaltung	14.03.2019	Büsum	alle

2.1.1.2 DATENMANAGEMENT

Die im STopP I Vorhaben entwickelte Datenbank wurde im STopP-Synthese Vorhaben vervollständigt und fertig gestellt. Das STopP-Datenmanagementsystem besteht aus Werkzeugen, mit denen die Rohdaten des Projektes vorbereitet und in einer zentralen Oracle Datenbank gespeichert werden können. Dadurch können die benötigten Daten schnell und effektiv gefunden und ausgewertet werden.

Folgende Software-Komponenten sind in Einsatz:

- Oracle 11.2 als Datenbank, gehostet bei Firma Brockmann Consult GmbH
- Excel als Templates für verschiedene Datenthemen
- Application Express von Oracle als Entwicklungswerkzeug für Webanwendungen
- Internetbrowser als Client
- SQLDeveloper von Oracle als Frontend zur Datenbankverwaltung
- SQLLoader von Oracle als Imports Tool

Folgende Datenmodule sind aktuell im STopP DMS erfasst:

1. Benthos
1. Sediment
2. Kotprobeanalyse
3. Biomasse Vögel
4. Food Web
5. Vögel Zählung von AWI

Für jedes Datenmodul wurden Excel-Templates und Datenbankmodelle entwickelt. Ein Beispiel für das Datenmodell Benthos und Sediment ist in Abbildung 4 dargestellt.

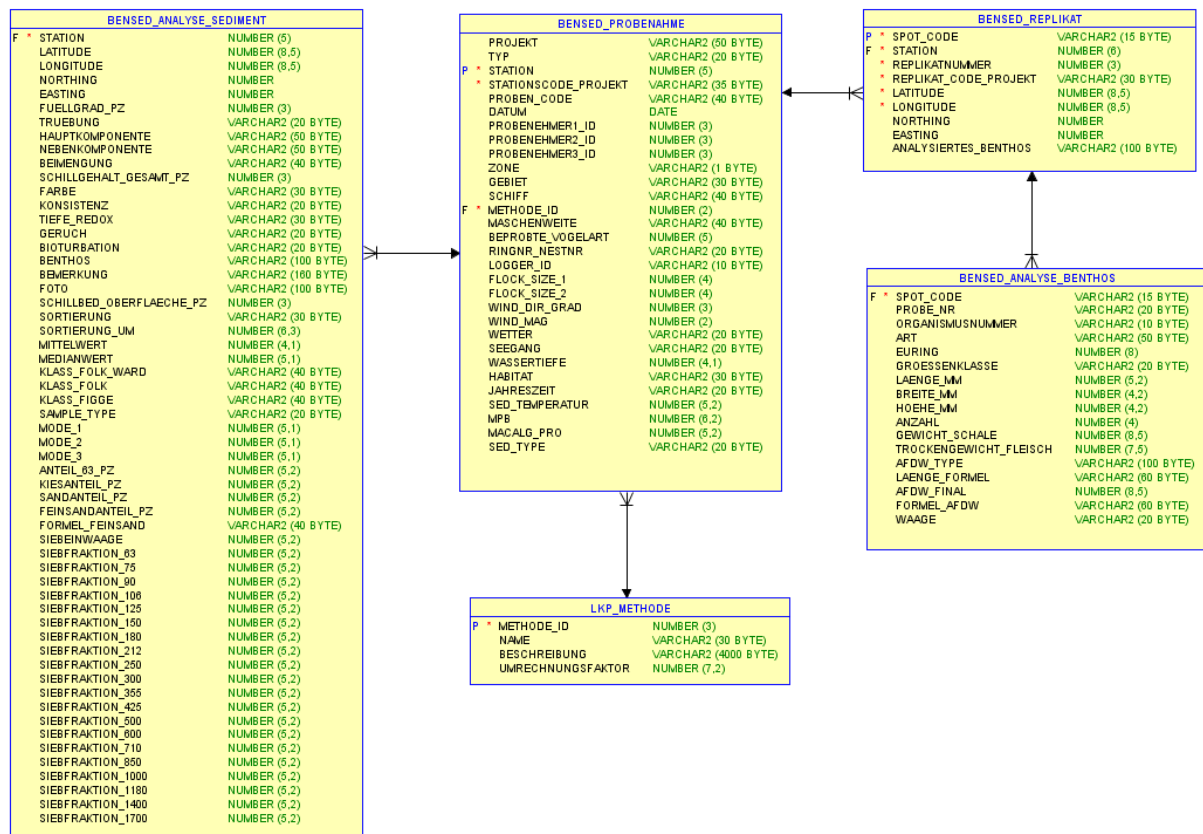


Abbildung 4: Datenmodell für Benthos und Sediment

Alle Daten wurden von den Datenerzeugern in den Excel-Templates vorbereitet und mit Hilfe des SQLLoader/ SQLDevelopers in die Datenbank importiert. Beim Import werden zahlreiche QS-Aufgaben erledigt. Diese umfassen z.B. Abfragen zu gültigen Wertebereichen, über Referenzwerte, Tests für richtigen Datenformate etc. Um Daten von allen Datenerzeuger kompatibel zu halten, wurden 22 Lookup-Tabellen mit Standardreferenzwerten erzeugt. Die Datenimporte wurden dabei in zwei Schritten ausgeführt:

1. Daten aus Excel-Templates wurden mit SQLLoader in temporäre Tabellen importiert, dabei wurden QS –Kontrollen durchgeführt.
2. Wenn der Import in die temporären Tabellen erfolgreich abgeschlossen wurde, wurden Daten in die EndTabellen per SQL hinzugefügt. Insert-SQLs für Benthos/Sediment sind im Anhang aufgelistet.

In STopP-2 wurden 33 Datensätze von mehreren Datenerzeugern vorbereitet, bereinigt und importiert. Eine Übersicht über importierte Dateien in 2017-2019 ist in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: In der Datenbank integrierte Datensätze für STopP-Synthese

	DATUM	DATEINAME
1	24.08.2017 08:35	Station1_22_2012_L_LE_neu.csv
2	24.08.2017 08:36	Station23_88_2012_SI_LE_neu.csv
3	24.08.2017 08:39	Station89_120_LE_2013_SI_neu.csv
4	24.08.2017 08:41	Station121_158_LE_2013_SI_A_neu.csv
5	24.08.2017 08:43	Station159_193_HV_2013_Mittelwert_Sedimentproben_neu.csv
6	24.08.2017 08:47	Station194_195_LEHV_2014_neu.csv
7	24.08.2017 09:10	Station237_269_LE_GBV_2014_neu.csv
8	24.08.2017 09:30	Station328_333_LE_SI_L_2014_neu.csv
9	24.08.2017 12:05	Station429_441_LEHV_2015_neu.csv
10	24.08.2017 12:14	Station442_449_HV_2015_neu.csv
11	30.09.2017 09:05	FTZ_Geo_StopP1_863_1163.csv
12	09.11.2017 16:16	Station196_236_LEKB_2014_neu.csv
13	10.11.2017 12:24	Station334_412_HV_Sept_2014_neu.csv
14	16.11.2017 10:58	21_Station_1432_1483_Wattbegehung.csv
15	05.12.2017 12:46	22_Station_1484_IfG_StopP1.csv
16	14.12.2017 14:31	AWI_Stopp1_450_743.csv
17	23.01.2018 16:47	24_Station1815_1856_AF_2017_Isabelle.csv
18	13.02.2018 17:37	Station270_327_LE_SI_A_2014_neu.csv
19	14.02.2018 12:22	23_Station_1716_1751_Ostsee_Marco.csv
20	14.03.2018 16:47	25_Station_1857_1881_Schmaltief_Benthos- und Sedimentdaten_LE.csv
21	22.03.2018 09:47	27_Template_STopP1I_LE.csv
22	26.03.2018 09:47	Benthos_Sediment_5und7.2016_MS_LE2.csv
23	27.03.2018 15:47	Template_Benthos_Sediment_JK_LE4_EF.csv
24	03.04.2018 15:47	Template_STopP2_IfG_ueberarbeitet.csv
25	06.04.2018 17:47	MZB_SED_zusammen.csv
26	18.05.2018 11:20	Template_Benthos_Sediment_15052018.csv
27	18.05.2018 11:47	Template_Benthos_Sediment_Sylt.csv
28	05.07.2018 11:47	STopP1I_AWI_Benthos_2.csv
29	22.10.2018 11:47	17_18_Muschel_Worm_Leonie.csv
30	22.10.2018 11:47	19_20_Muschel_Worm_Leonie.csv
31	03.03.2019 13:26	STopP_1_Lisen_EF.csv
32	03.03.2019 13:26	STopP_2_Lisen.csv
33	03.03.2019 13:26	AMRUM_Lisen.csv

Alle Metadaten zu importierten Benthos bzw. Sediment-Daten, die bis zum Projektende in der Datenbank gespeichert wurden, sind in der Tabelle 3 bzw. Tabelle 4 dargestellt.

Tabelle 3: Übersicht über die importierten Benthosdaten

Projekt	Zone	Anzahl Probenahmen	Anzahl Replikate	Anzahl Messungen	Anzahl Arten	Von	Bis	Latitude	Longitude
SToPP I FTZ Geo, SubMu2	s	118	118	118	1	11.10.2012	15.11.2012	54.20205 - 54.75913	8.20205 - 8.66882
SToPP II LLUR	e	187	187	454	39	02.04.2013	25.09.2017	53.92527 - 54.77078	8.25001 - 8.97657
SToPP II LLUR	s	26	26	726	123	04.04.2013	07.08.2017	54.16167 - 54.725	8.0575 - 8.8162
SToPP I FTZ Eco	e	169	509	3415	61	10.06.2013	01.11.2014	54.6052 - 54.7571	8.3487 - 8.8233
SToPP I FTZ Geo	s	25	25	220	59	18.06.2013	18.06.2013	54.5066 - 54.58321	8.36053 - 8.44517
SToPP I IfG	s	232	232	232	2	01.08.2013	21.10.2015	54.48897 - 54.76349	7.8095 - 8.192
SToPP I AWI	e	413	413	1775	77	08.10.2013	05.05.2015	54.63816 - 54.70663	8.34349 - 8.76271
SToPP I FTZ Geo	s	82	82	82	1	08.11.2013	30.09.2015	54.5009 - 54.66018	8.16757 - 8.74398
SToPP I FTZ Eco	s	120	306	2825	14	10.02.2014	08.09.2014	54.49435 - 54.726	7.8539 - 8.7815
SToPP I FTZ Eco	s	79	215	2817	142	02.07.2014	26.11.2015	54.10551 - 54.76147	7.847 - 8.78068
SToPP I LLUR	e	52	52	520	10	06.05.2015	22.05.2015	54.6379 - 54.6981	8.39632 - 8.59408
SToPP I FTZ Geo, SubMu5	s	50	50	50	1	09.09.2015	10.09.2015	54.48062 - 54.5569	8.48045 - 8.6135
SToPP II FTZ	s	95	143	1192	6	19.05.2016	22.07.2016	54.24825 - 54.37035	8.4224 - 8.5844
SToPP II FTZ Eco	e	135	388	1923	34	27.06.2016	23.09.2016	53.96647 - 54.62324	8.62173 - 8.97535
SToPP II IfG	s	185	185	185	1	01.07.2016	30.08.2017	54.03785 - 54.32738	8.23458 - 8.5006
SToPP II AWI	e	312	312	1816	49	18.07.2016	17.05.2017	53.93709 - 54.10415	8.89344 - 8.96767
SToPP I FTZ Geo, SubMu6	s	50	50	50	1	05.09.2016	06.09.2016	54.60112 - 54.66844	8.26241 - 8.34041
SToPP II FTZ Eco	s	172	261	1898	43	20.10.2016	08.02.2018	54.03152 - 55.0677	8.06588 - 8.80343
SToPP II FTZ Geo	s	119	119	119	1	22.10.2016	29.11.2017	54.00322 - 54.38261	8.44662 - 8.77158
Amrum AWI	s	15	15	128	37	17.06.2017	17.06.2017	54.57683 - 54.645	7.9695 - 8.01783

Tabelle 4: Übersicht über die importierten Sedimentdaten

Projekt	Zone	Anzahl Probenahmen	Anzahl Messungen	Von	Bis	Latitude	Longitude
SToPP I FTZ Geo, SubMu2	s	118	118	11.10.2012	15.11.2012	54.20205 - 54.75913	8.20205 - 8.66882
SToPP II LLUR	e	187	187	02.04.2013	25.09.2017	53.92527 - 54.77078	8.25001 - 8.97657
SToPP II LLUR	s	26	26	04.04.2013	07.08.2017	54.16167 - 54.725	8.0575 - 8.8162
SToPP I FTZ Eco	e	169	175	10.06.2013	01.11.2014	54.6052 - 54.7571	8.3487 - 8.8233
SToPP I FTZ Geo	s	25	204	18.06.2013	18.06.2013	54.5066 - 54.58321	8.36053 - 8.44517
SToPP I IfG	s	232	232	01.08.2013	21.10.2015	54.48897 - 54.76349	7.8095 - 8.192
SToPP I AWI	e	413	413	08.10.2013	05.05.2015	54.63816 - 54.70663	8.34349 - 8.76271
SToPP I FTZ Geo	s	82	82	08.11.2013	30.09.2015	54.5009 - 54.66018	8.16757 - 8.74398
SToPP I FTZ Eco	s	120	271	10.02.2014	08.09.2014	54.49435 - 54.726	7.8539 - 8.7815
SToPP I FTZ Eco	s	79	136	02.07.2014	26.11.2015	54.10551 - 54.76147	7.847 - 8.78068
SToPP I LLUR	e	52	52	06.05.2015	22.05.2015	54.6379 - 54.6981	8.39632 - 8.59408
SToPP I FTZ Geo, SubMu5	s	50	50	09.09.2015	10.09.2015	54.48062 - 54.5569	8.48045 - 8.6135
SToPP II FTZ	s	95	149	19.05.2016	22.07.2016	54.24825 - 54.37035	8.4224 - 8.5844
SToPP II FTZ Eco	e	135	233	27.06.2016	23.09.2016	53.96647 - 54.62324	8.62173 - 8.97535
SToPP II IfG	s	185	185	01.07.2016	30.08.2017	54.03785 - 54.32738	8.23458 - 8.5006
SToPP II AWI	e	312	460	18.07.2016	17.05.2017	53.93709 - 54.10415	8.89344 - 8.96767
SToPP I FTZ Geo, SubMu6	s	50	50	05.09.2016	06.09.2016	54.60112 - 54.66844	8.26241 - 8.34041
SToPP II FTZ Eco	s	172	395	20.10.2016	08.02.2018	54.03152 - 55.0677	8.06588 - 8.80343
SToPP II FTZ Geo	s	119	119	22.10.2016	29.11.2017	54.00322 - 54.38261	8.44662 - 8.77158
Amrum AWI	s	15	15	17.06.2017	17.06.2017	54.57683 - 54.645	7.9695 - 8.01783

Um einen guten Zugriff auf die Daten zu ermöglichen, wurde eine SToPP-Webanwendung erzeugt, mit der die gespeicherten Daten recherchiert und heruntergeladen werden können (Abbildung 5): http://www.brockmann-consult.de/npv_stopp.

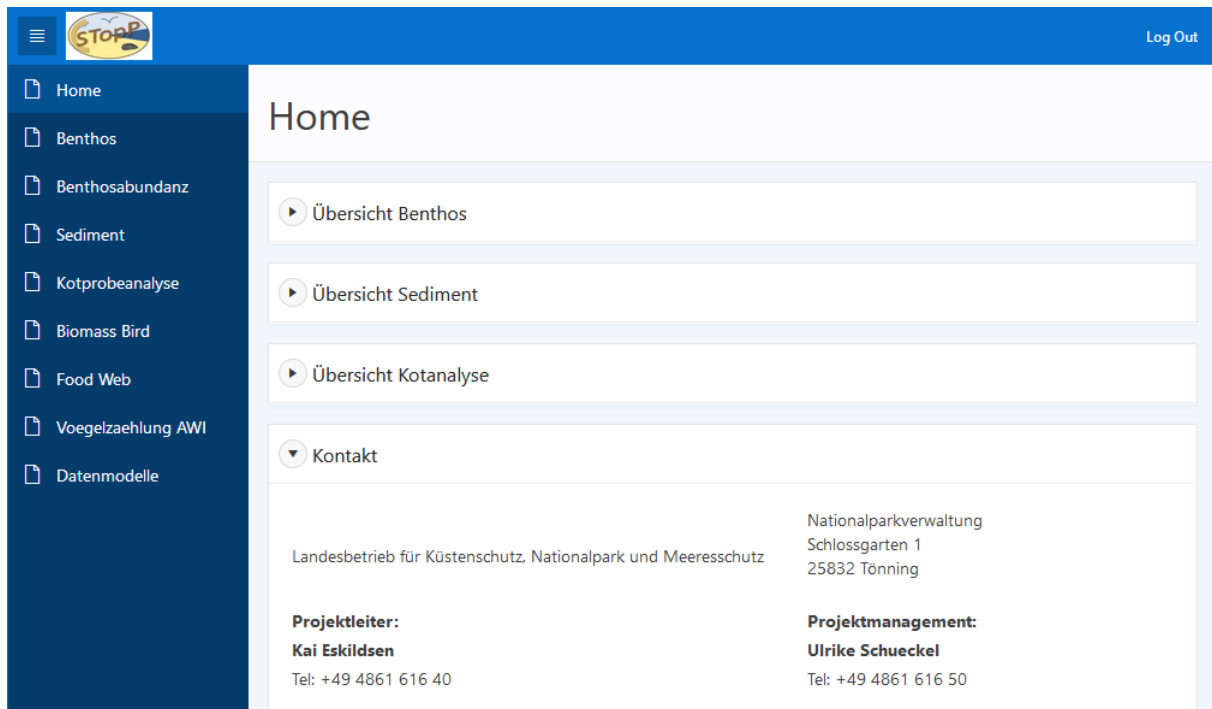


Abbildung 5: Eingangsseite der STOPP Webanwendung

Die bereits in der ersten Projektphase erarbeiteten Datenbanktabellen (Arten-Attribut-Tabelle und Nahrungsdatenmatrix) für die Erstellung der erforderlichen Eingangsdaten für die Ökologische Netzwerkanalyse (ENA) (AP 3,4) wurden ergänzt und um Arten aus dem Sublitoral erweitert. Diese Datenbanktabellen umfassen alle relevanten Daten zu Durchschnittsgewichten in Kohlenstoff, artspezifische energetische Daten (Konsumption, Produktion, Egestion und Respiration) und die Informationen zum Nahrungsspektrum jeder Art. Derzeit umfasst die Datenbank Informationen zu > 300 Arten aller trophischer Ebenen.

2.1.2 VERTEILUNGSMUSTER IM SUBLITORAL UND EULITORAL (AP1)

Verteilungsmuster im Sublitoral

Geologische Verhältnisse

Ziel der Arbeiten im Teilvorhaben "sublitorale Sedimente und Habitate" in StopP-I und StopP-Synthese war die Erfassung bzw. Kartierung sublitoraler Sedimentverteilungsmuster in verschiedenen, als charakteristisch angesehener Teilbereiche des Nordfriesischen (StopP-I) und des Dithmarscher Wattenmeeres (StopP-Synthese) sowie der jeweils westlich vorgelagerten Areale des offenen Schelfmeeres bis etwa 007° 50' E. Die Untersuchungen im Wattenmeer wurden von FTZ Geo und die auf dem Schelf von der AG Küstengeologie und Sedimentologie des IfG Kiel durchgeführt. Beide Vorhaben wurden räumlich, methodisch und in ihrer Auswertung eng miteinander verzahnt durchgeführt. Zudem wurden die in StopP-I und StopP-Synthese erarbeiteten Datensätze durch die Ergebnisse vorangegangener oder zeitlich parallellaufender Untersuchungen ähnlicher Ausrichtung ergänzt. Auf diese Weise konnte das gesamte Spektrum prägender hydrologischer Einwirkungen vom eher wellendominierten Bereich der offenen See bis in den tidedominierten Bereich der Wattstromrinnen räumlich überdeckt werden.

In den untersuchten Gebieten wurden neben den Sedimenten des Seegrundes, den geomorphologischen Formen und dem Aufbau des oberflächennahen Untergrundes auch Habitattypen erfasst, soweit dieses durch hydroakustische Messungen, begleitende Probenahmen und Unterwasser-Videoaufnahmen möglich war. Von speziellem Interesse waren dabei Lebensräume solcher benthischer Organismen, die als Nahrungsquelle für tauchende Vögel, wie Eiderenten (*Somateria mollissima*) oder Trauerenten (*Melanitta nigra*), dienen. In StopP-Synthese wurden gezielt Gebiete untersucht, wo im Zuge von Seevogel Monitoringprogrammen wiederkehrend hohe Abundanzen an tauchenden Seevögeln (Trauerenten und Eiderenten) festgestellt wurden. Diese Seegebiete werden als „Vogel-Hotspots“ angesehen und stellen somit prädestinierte Areale für die Beantwortung der zentralen Fragestellungen von StopP-Synthese hinsichtlich der Zusammenhänge zwischen Sedimentzusammensetzung und -verteilung, und Benthos sowie Seevögeln als Top-Prädatoren dar.

Die erarbeiteten Sediment- und Benthosinformationen dienen einerseits der Vervollständigung des "Küstenmeeratlases" und andererseits als Basisinformationen für die in StopP-I und StopP-Synthese durchgeführten Habitatmodellierungen und Nahrungsnetzanalysen. Weiterhin können sie als Grundlage für die Bewertung des Deskriptors 6 "Meeresbodenintegrität" herangezogen werden.

Zur Erfassung von Sedimentverteilungsmustern, sowie zur Detektion biogener Strukturen am Meeresboden wurden hydroakustische Messmethoden/geräte wie Seitensichtsonare mit unterschiedlichen Abstrahlfrequenzen, Fächerecholot, Einstrahlecholote sowie ein parametrisches Sedimentecholot eingesetzt. Wo es die Sichtverhältnisse erlaubten, erfolgten visuelle Beobachtungen mit einer Unterwasser-Videokamera. Auf eine detaillierte Beschreibung der Messtechniken wird hier verzichtet, da dies hinreichend sowohl in den vorangegangenen Berichten aber auch in der Literatur beschrieben ist (Lurton, 2002, Blondel, 2009). Seitensichtsonare haben den Vorteil, dass durch die flächenhafte Abbildung des Meeresbodens größere Areale in relativ kurzer Zeit flächendeckend und hochauflösend kartiert werden können. Dies ermöglicht es u.a., einen zuverlässigen Aufschluss über die tatsächliche räumliche Ausdehnung geogener und biogener Strukturen zu erhalten. Weiterhin lassen sich aus den Rückstreuungseigenschaften der akustischen Signale Informationen hinsichtlich der Textur der Sedimente und der Oberflächenausbildung des Seegrundes ableiten. Ergänzt werden die hydroakustischen Messungen durch die Entnahme und die Laboranalyse von Meeresbodenproben. Auf die Beschreibung der Labormethoden wird hier ebenfalls verzichtet, da auch diese bereits in den Zwischenberichten dargelegt wurden.

Je nach Arbeitsgebiet und Schiffgröße wurden bei den Geländearbeiten unterschiedliche Geräte eingesetzt, wobei in den weiter westlich liegenden, stärker seegangbelasteten Gebieten generell etwas größere Schiffe und auch robustere Geräte zum Einsatz kamen. Die Ergebnisse der sich daran anschließenden Analysen des Sediment- und Fauneninventars ermöglichen eine Verifizierung und Parametrisierung der flächig vorliegenden hydroakustischen Befunde. Zur Untersuchung bestimmter Habitattypen (speziell Muschelbänke) wurden zudem eine Dredge sowie Unterwasservideoeinrichtungen eingesetzt.

Die Fläche der vom FTZ Geo (Wattbereich) und dem IfG Uni Kiel (Seebereich) im Rahmen von StopP-I bearbeiteten Untersuchungsgebiete (Abbildung 6) beträgt insgesamt 1.167 km². Die Länge aller hier abgefahrenen hydroakustischen Transsekte summiert sich auf 8.666 km. In StopP-Synthese wurden insgesamt etwa 1000 km² entlang von rund 4500 km Sonarprofilen bearbeitet. Zur Verifizierung, der aus den akustischen Daten abgeleiteten Befunde, wurden insgesamt in StopP-I 881 Backengreiferpro-

ben, 29 Großkastengreiferproben und 18 bis zu 3 m lange Sedimentkerne entnommen. In StopP-Synthese belaufen sich die Anzahlen auf 496 + 177 Greiferproben und 7 Großkastengreifereinsätze. Die gesamte Geländearbeit umfasste 126 Schiffstage (Tabelle 5).

Schelf

Die auf dem Schelf gelegenen Arbeitsgebiete unterscheiden sich in ihrer sedimentologischen Ausbildung deutlich voneinander. Generell zeigt das in STopP-I bearbeitete Gebiet (Abbildung 7, linke Karte) vor der nordfriesischen Küste einen wesentlich größeren Sedimentbestand als das in STopP-Synthese bearbeitete Gebiet zwischen Eider- und Elbemündung vor der Küste Dithmarschens. Der hohe Anteil von Mittel- und Grobsanden bis hin zu Feinkies vor der nordfriesischen Küste hat seine Ursache in den teilweise hoch aufragenden pleistozänen Sedimenten, die vor allem auf und um die Amrum-Bank zu finden sind. Sie bewirken auch, dass diese Bank bis auf ca. – 10 m NHN (Normal-Höhen-Null) aufragt und damit dem Welleneinfluss ausgesetzt ist. Die Amrum-Bank selbst teilt das Arbeitsgebiet von STopP-I noch einmal in einen östlichen und westlichen Bereich, wobei der östliche Bereich mit überwiegend Feinsand an der Sedimentoberfläche vom Kornspektrum her wesentlich feiner und hinsichtlich der Sedimentverteilungsmuster auch einheitlicher ausgebildet ist als der westliche Teil. In den Greiferproben wurden trotz des Einsatzes eines Großkastengreifers nur wenig lebende *Ensis* gefunden; und wenn diese vorkamen, dann primär im östlichen, durch Feinsand dominierten Bereich. Andererseits sind dies aber die Areale, in denen der Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega* vermehrt auftrat.

In den südlicher liegenden Arbeitsgebieten (Abbildung 7, rechte Karte) sind gröbere Sedimente (Mittelsand bis Feinkies, siehe Abbildung 8) eher selten zu finden. Es dominieren hingegen Feinsande, sehr feine Sande und/oder siltige Ablagerungen. In diesen Sedimenten herrschen typischerweise mit Ausnahme einer dünnen oberflächennahen Lage anoxische Bedingungen vor (siehe Abbildung 8[H]). Des Weiteren war im Seegebiet südlich von Eiderstedt die Sedimentoberfläche bei dem Großteil der Greiferstationen mit einer dünnen, Millimeter bis Zentimeter mächtigen Lage von Schluff bzw. Schlick überdeckt.

Auffallend hohe Schillgehalte (bis zu 75 %) treten verbreitet im zentralen und vor allem im südlichen Teil des STopP-Synthese Arbeitsgebietes (Teilbereiche Norderelbe, Süderpiep, Norderpiep) auf. Hier waren auf der Sedimentoberfläche liegenden Muschelschalen teilweise mit Seepocken und anderen Organismen bewachsen, was darauf hindeutet, dass diese Schalen über einen längeren Zeitraum exponiert liegen und nicht von Sediment überdeckt werden. Darüber hinaus fanden sich in vielen Greiferstationen - auch innerhalb des Sedimentkörpers und dies zumeist oberhalb von anoxischen Horizonten - hohe Schillgehalte (siehe Abbildung 8[H] und Abbildung 10[B]). Besonders deutlich zu beobachten ist dies in den Großkastengreifern, die den ungestörten Sedimentaufbau zeigen.

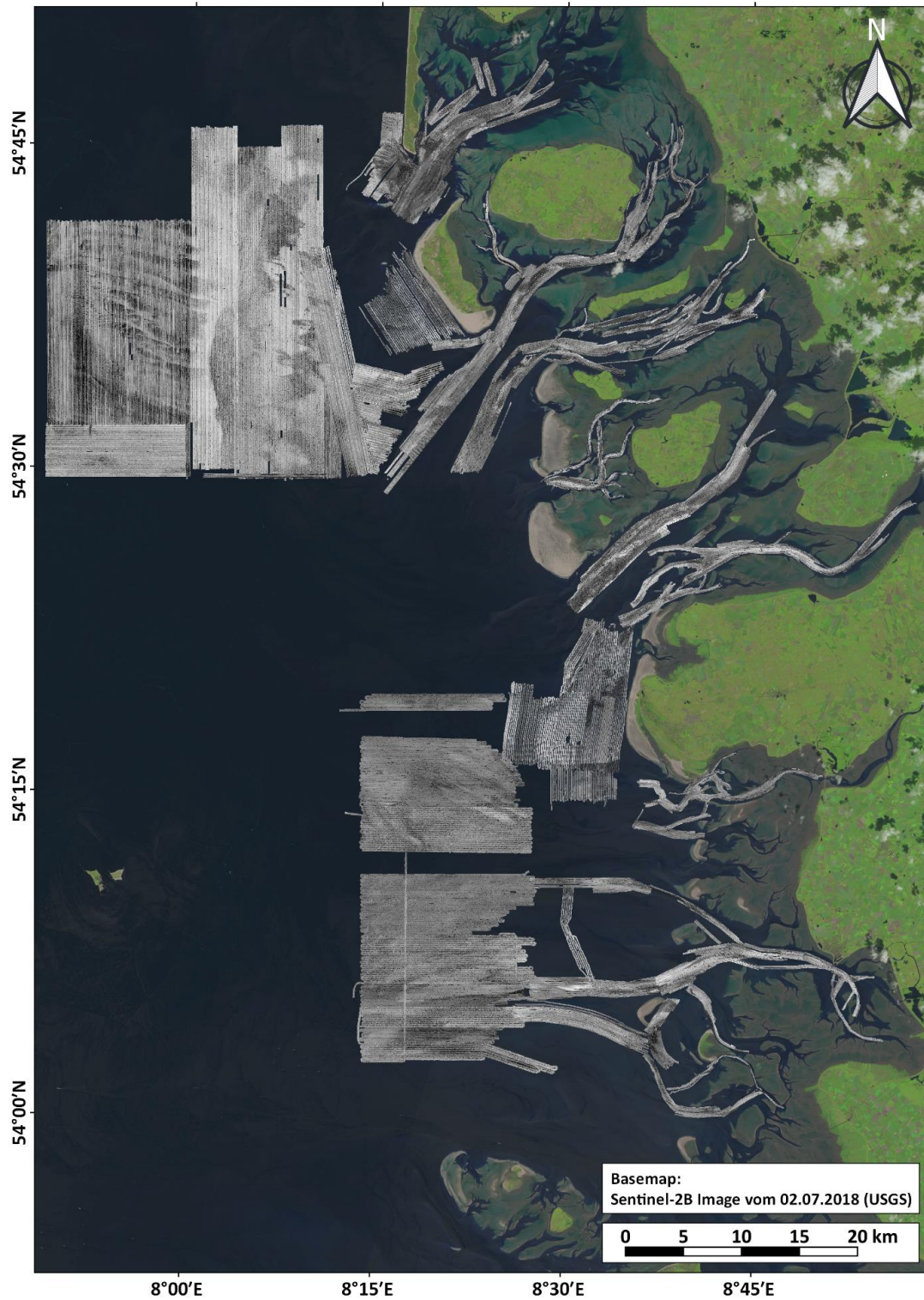


Abbildung 6: Zusammenfassendes Sonarmosaik aller in StopP-I und StopP-Synthese aufgenommenen bzw. zusätzlich in die Betrachtungen einbezogenen Untersuchungsgebiete.

Tabelle 5: Informationen zu den Messfahrten. Die Feldkampagnen fanden in der Regel unter Beteiligung mehrerer Partnerinstitutionen statt, um einerseits der inter- und transdisziplinären Gesamtfragestellung Rechnung zu tragen und andererseits Ressourcen effizient einzusetzen.

Abkürzungen: SSS – Side Scan Sonar, MB – Multibeam, vVG – van Veen Greifer, GKG – Großkastengreifer, D – Dredge, UWV Unterwasser Video, SES – SES Sedimentecholot

Gebiet	Zeitraum	Schiff	Eingesetzte Geräte	Transekt- länge	Sediment- proben
Föhrer Ley	2012 - 8 Tage	SÜDFALL SESTON	SSS, MB, vVG, D, UWV	355 km	70
Norderaue	2012 - 5 Tage	SÜDFALL SESTON	SSS, MB, vVG, D	280 km	48
Schmaltief	2013 - 9 Tage	SÜDFALL	SSS, MB, vVG, QTC	244 km	25
Rütergat	2013 - 9 Tage	SÜDFALL	SSS, MB, vVG, QTC	320 km	21
Süderaue	2013/14 - 11 Tage	SÜDFALL SESTON	SSS, vVG, D, UWV	607 km	66
Westl. Amrum	2015 - 11 Tage	SÜDFALL	SSS, vVG	432 km	20
Rummelloch	2015 - 8 Tage	SESTON	SSS, vVG	142 km	50
Amrumbank	2013 - 9 Tage	LITTORINA	SES, SSS, MB, vVG, UWV	557 km	44
Amrumbank	2014 - 13 Tage	ALKOR	SES, SSS, vVG, GKG, UWV	1350 km	66
Amrumbank	2014 - 10 Tage	LITTORINA	SES, SSS, MB, vVG, CTD, UWV	329 km	10
Amrumbank	2014 - 2 Tage	POSEIDON	vVG		20
Amrumbank	2015 - 14 Tage	ALKOR	SES, SSS, vVG, GKG, Vibrocorer, UWV	1700 km	84
Seegebiet vor: Süderhever Eidermündung Norderpiep Süderpiep Norderelbe	2016 - 13 Tage	ALKOR	SES, SSS, vVG, GKG, UWV	1200 km	126
Seegebiet vor: Süderhever Eidermündung Norderpiep Süderpiep Norderelbe	2017 - 8 Tage	LITTORINA	SES, SSS, vVG, UWV	1150 km	58
Außeneider	2014 - 11 Tage	SESTON	SSS, vVG, D	272 km	35
Rochelsteert	2016 - 15 Tage	SESTON SÜDFALL	SSS, MB, vVG, D	774 km	74
Bielshöven Loch	2016 - 2 Tage	SESTON	SSS, vVG	48 km	17
Neufahrwasser Trischenflinge	2016 - 4 Tage	SESTON	SSS, vVG	111 km	25
Falsches Tief und Buschsand	2017 - 7 Tage	SÜDFALL	SSS, vVG	304 km	38
Süderpiep, westl. Tertius	2017 - 4 Tage	EGIDORA	SSS, vVG, SES	175 km	4

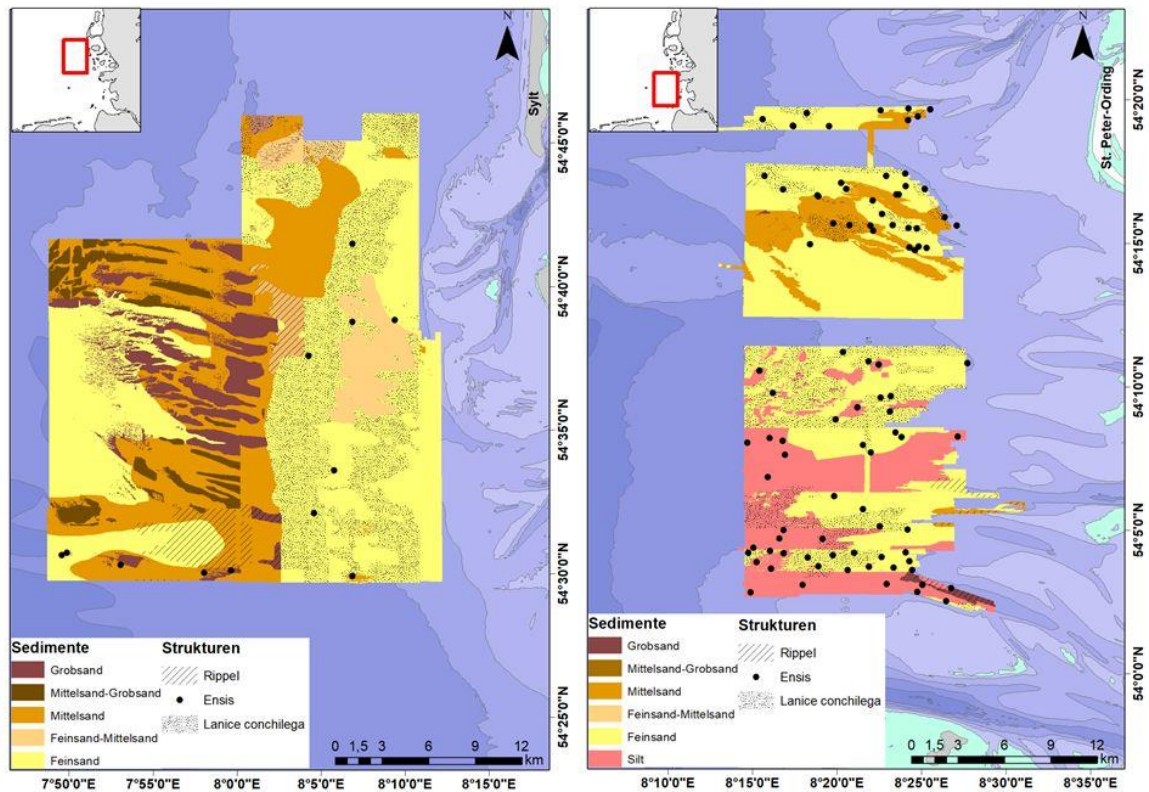


Abbildung 7: Sedimentverteilung in den Arbeitsgebieten STOPP-I (links) und StopP-Synthese (rechts)

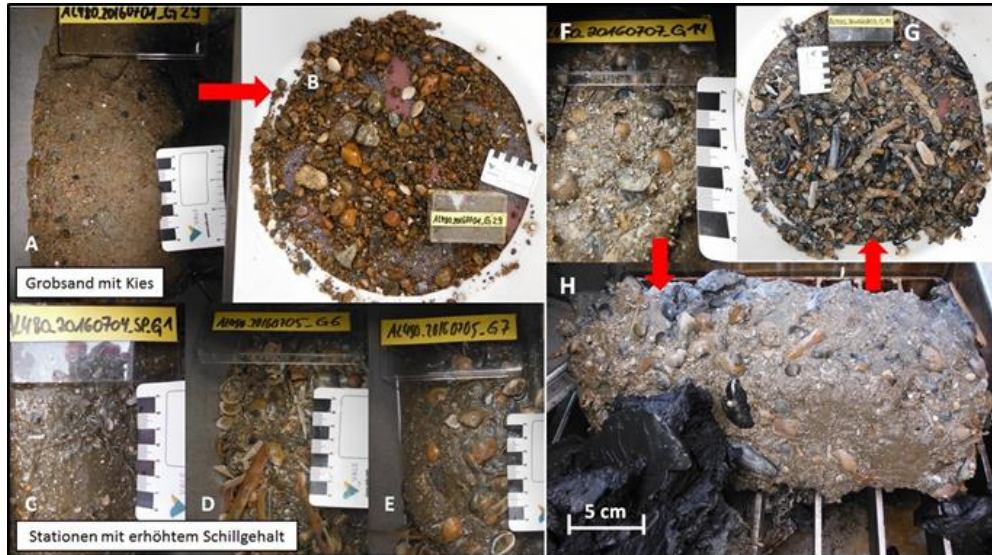


Abbildung 8: Beispiele für Backengreiferproben mit erhöhtem Grobsand/Kies- sowie Schillgehalt. A - Grobsand mit erhöhtem Kiesgehalt (nördlicher Bereich vor der Eidermündung), deutlich zu sehen im 2 mm Sieb (B). (C-E) – Aufnahmen einer Backengreiferprobe mit hohem Schillanteil an der Sedimentoberfläche. (F – H) Backengreifer mit dazugehörigem Inhalt auf dem Greifertisch sowie im 2-mm-Sieb

Charakteristisch für das südliche Arbeitsgebiet ist ebenfalls, dass in den obersten 2-4 cm der entnommenen Bodenproben häufig eine große Anzahl von juvenilen *Ensis* (2 -3 cm lang) gefunden wurden. Die amerikanische Schwertmuschel, ist eine invasive Art, die in Larvenform erstmals Ende der Siebziger Jahre über Schiffs-Ballastwassertanks die Nordseegewässer erreichte (von Cosel, 1982). Diese opportunistische Art stellt wenig Ansprüche an das Habitat. Sie wächst schnell (3,5 mm/Monat, Dannheim und Rumohr, 2012) und kann sich auf den strömungsexponierten Sanden des flachen Sublitorals erfolgreich ansiedeln (Dannheim, 2002). Mit einem hohen Anteil an organischer Masse dient *Ensis* als vorteilhafte Nahrungsquelle für Seevögel (Tulp et al., 2010). Sie besitzt einen langen Fuß mit dessen Hilfe sie sich äußerst schnell in tiefere Bereiche des Sediments zurückziehen kann. Dies wird als einer der Hauptgründe angesehen, dass lebende, größere Exemplare zwar oftmals und in großer Zahl im Großkastengreifer, jedoch weitaus seltener im Backengreifer, welcher eine wesentlich geringere Eindringung hat, gefunden werden. In Abbildung 9 erkennt man, wie tief sich die normalerweise dicht unter der Oberfläche sitzende Muschel in das Sediment zurückziehen kann. Im vorliegenden Fall sind es über 20 cm bei einer Individuenlänge von ca. 8 cm.



Abbildung 9: Ansicht einer Großkastengreiferprobe von der Ausfahrt AL511 (Schwarzer et al., 2019) aus dem Bereich der Süderhever. Deutlich sind die Wohnröhren von *Ensis*, die sich bis in den anoxischen Bereich ziehen, zu erkennen.

Neben der amerikanischen Schwertmuschel (*Ensis leei*) war auch der röhrenbauende Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega* auf der Oberfläche einiger Greiferstationen (Abbildung 10) zu finden. Dichte Bestände des Bäumchenröhrenwurmes können für auffällige hohe Rückstreuwerte (Degraer et al. 2008) in Seitensichtsonaraufnahmen verantwortlich sein, was es möglich macht, solche Bestände mit Hilfe hydroakustischer Messmethoden recht zuverlässig zu kartieren. Abbildung 10 vermittelt am Beispiel einer Großkastengreiferprobe einen Eindruck von der Oberflächenstruktur eines mit *Lanice conchilega* besiedelten Meeresbodens. Viele solcher Proben enthielten zudem eine Vielzahl von meist juvenilen Exemplaren anderer bodenlebender Arten. Dies weist auf einen positiven Effekt von *Lanice conchilega* auf umgebende, benthische Gemeinschaften und Habitatbedingungen hin, so wie bereits

von zahlreichen Autoren innerhalb der letzten Jahrzehnte dargestellt wurde (Jones & Jago 1993, Callaway 2006, Van Hoey 2007, Rabaut et al. 2007, Van Hoey 2008, Rabaut et al. 2009, Heinrich et al. 2016). Weiterhin können dichte Bereiche mit stehenden Wurmrohren bodennahe Strömungen verlangsamen, wodurch feinkörnige Sedimente zur Ablagerung kommen können. *Lanice conchilega* zeigt somit sowohl einen Einfluss auf die Sedimentzusammensetzung als auch auf die Gemeinschaftsstruktur benthischer Organismen.

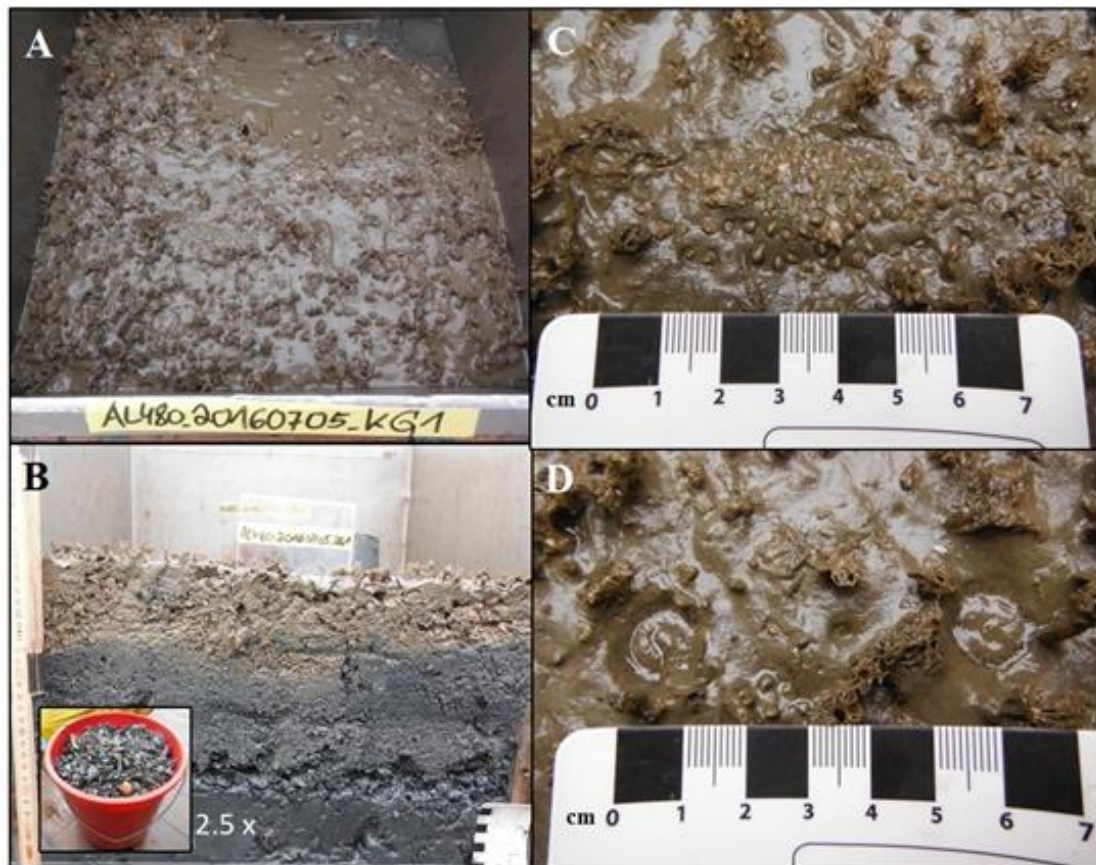


Abbildung 10: Großkastengreiferprobe aus der Süderpiep. Es sind sowohl die Röhren von *Lanice conchilega* (A + B) sowie auch juvenile *Ensis* zu beobachten (C + D).

Anthropogene Veränderungen der Sedimentoberfläche konnten in dem Arbeitsgebiet ebenfalls dokumentiert werden. Abbildung 11 zeigt die Kastengreiferstation AL480_20160705_KG2 aus dem Bereich der „Süderpiep“. An der Sedimentoberfläche sind deutliche Spuren zu erkennen, die wir auf den Einfluss von Fischereiaktivitäten zurückführen. Die Spuren sind bis zu 6 cm tief mit Breiten bis zu 9 cm. Es ist möglich, dass ein häufiges Befischen auf diese Art eine beginnende Besiedlung des Meeresbodens wenn nicht unterbinden, so doch stark beeinflussen kann. Eine weitere Form der Beeinflussung des Meeresbodens zeigt Abbildung 112. In der Norderelbe, die sich durch besonders starke Tideströmungen auszeichnet, ist der Meeresboden frei von natürlichen Bodenformen. Es sind aber schwarze Linien, primär im Verlauf der Rinnenachse zu beobachten, die als Auswirkungen der bodenberührenden Fi-

scherei angesehen werden. Der Meeresboden selbst besteht hier offensichtlich aus kohäsiven, feinkörnigen Sedimenten, in den die Fischereispuren förmlich „hineingeritzt“ sind (Abbildung 12). Über die Erhaltungsdauer dieser Spuren können keine Angaben gemacht werden. Benthisch lebende Organismen wurden in diesem Teil nicht gefunden.

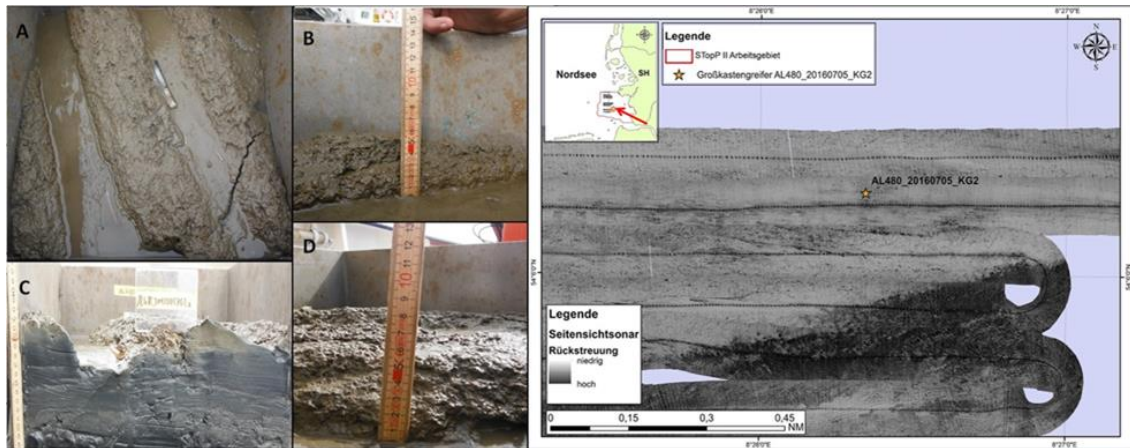


Abbildung 11: Kastengreifer AL480_20160705_KG2 aus dem Teilbereich Süderpiep. Deutlich sind Spuren der Grund berührenden Fischerei an der Sedimentoberfläche zu erkennen (A), die bis zu 6 cm tiefe Vertiefungen hinterlassen (Bilder B-D).

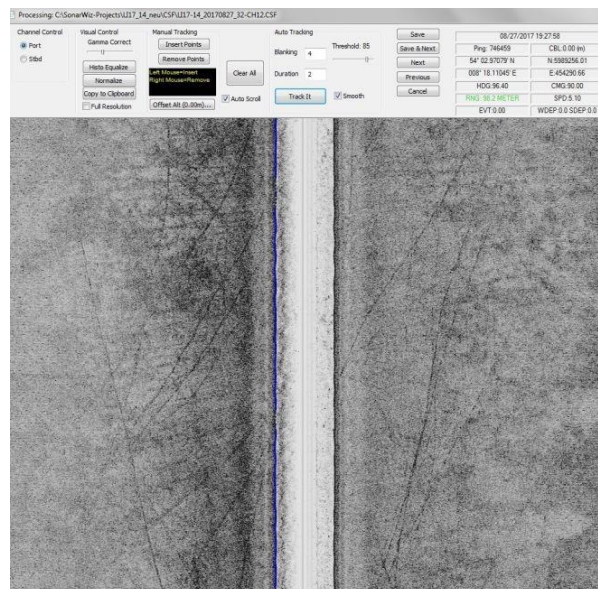


Abbildung 12: Fischereispuren auf dem Meeresboden der Norderelbe – sie wirken wie eingraviert. Es sind keinerlei Bodenformen erkennbar. Breite und Länge des Ausschnittes betragen jeweils 200 m.

Subtidale Wattrinnen

Abbildung 13 zeigt die Verteilung der Sedimente in den subtidalen Wattrinnen der STopP Untersuchungsgebiete. So sind im Nordfriesischen Wattenmeer die subtidalen Sedimente deutlich grobkörniger ausgebildet als im südlich gelegenen Dithmarscher Wattenmeer. Dieses kann wiederum auf die Hochlage eiszeitlicher Ablagerungen zurückgeführt werden, in die weite Abschnitte der Rinnen eingeschnitten sind und die so gröberkörnige Ablagerungen verfügbar machen. Das Verteilungsmuster der Ablagerungen in den Gezeitenrinnen wird weithin durch Mittelsande dominiert. In den tieferen Abschnitten der Rinnen oder dort, wo sie auf besonders hoch anstehendes Pleistozän treffen, kommen auch Grobsande sowie Kies und Steine vor. Die flachen rand- und landnahen Abschnitte sowie die den Rinnen seewärts vorgelagerten Flachs sind dagegen überwiegend feinsandig ausgebildet. Unterbrochen wird dieses generelle Muster durch Torfvorkommen und besonders im Süden durch Ausbisse von kohäsiv verfestigten Ablagerungen aus dem Eem Interglazial oder dem Anthropozän (Klei). Weitere Strukturierung erfährt der Meeresboden durch teilweise vorkommende Schill- und/oder Muschelbänke oder auch kleinere Vorkommen des Bäumchenröhrenwurmes. Obwohl entnommene Sedimentproben sehr häufig die leeren Schalen der amerikanischen Schwertmuschel enthielten, konnten adulte Exemplare eher selten in den Proben gefunden werden. Wie die Ausführungen weiter oben darlegen, mag dies darin liegen, dass adulte *Ensis* einfach zu schnell in tiefere, nicht mit einem Backengreifer erreichbare Stockwerke sandiger Ablagerungen flüchten können.

Etwa in der Mitte der Halbinsel Eiderstedt geht die durch gröbere Sande geprägte Sedimentfazies Nordfriesland in die durch Feinsande, sehr feine Sande und kohäsiv feinkörnige Ablagerungen charakterisierte Sedimentfazies des Dithmarscher Wattenmeers über. In Dithmarschen liegen die eiszeitlichen Sedimente in so großen Tiefenlagen, dass sie derzeit von den Gezeitenrinnen nicht angeschnitten werden. Basis für die Rinnen bilden dagegen wie z.B. in den Pieprinnen vor Büsum (Ricklefs & Asp, 2005) oder vermutlich auch der Norderelberinne konsolidierte, feinkörnig kohäsive Sedimente (Klei). Das Alter der am tiefsten liegenden Abfolgen dieser Ablagerungen dürfte grob ins mittlere Holozän zu stellen sein.

In den Rinnen selbst sowie in den Flachbereichen am Übergang zur offenen Nordsee dominieren Feinsande, die zum Teil mit Schlick vermischt sind (Abbildung 13). Weitverbreitet sind auch Kleiablagerungen oder deren Aufarbeitungsprodukte, sogenannte Kleigerölle. Dort, wo durch Erosion eine Aufarbeitung von Sedimenten erfolgt, kann es zudem zur Bildung von Schillanreicherungen kommen, die fleckenhaft kleinräumig oder auch großflächiger ausfallen können. Wegen der fortlaufenden morphodynamischen Umgestaltungsvorgänge sind diese Schillflächen jedoch selten länger beständig. So konnten zum Beispiel auf erkannten sublitoralen Schillflächen keine Miesmuscheln nachgewiesen werden, die als Nahrung für zum Beispiel tauchende Eiderenten hätten dienen können. Als eine bedeutende Nahrungsquelle dürften hingegen die juvenilen *Ensis* angesehen werden, die in großer Dichte in den flachen, feinsandig ausgebildeten Übergangsbereichen vom Wattenmeer zu offenen Nordsee vorkommen. So konnten vor Eiderstedt sehr hohe Abundanzen dieser Muschel nachgewiesen werden. Dieses Seegebiet, aber auch weiter südlich gelegene Areale mit ähnlicher Ausprägung hinsichtlich Wassertiefe und Sedimentzusammensetzung, gelten seit langem als „Trauerenten Hotspots“ (Abbildung 14). Nahrungsanalysen haben auch die Bedeutung von *Ensis* für Trauerenten nachgewiesen (Schwemmer et al.

2019; Abschnitt ökologische Verhältnisse weiter unten). Adulte *Ensis* konnten ebenfalls verschiedentlich nachgewiesen werden. Ihre Anzahl war aber ungleich geringer, was wiederum auf die Probleme bei der Beprobung zurückzuführen sein könnte.

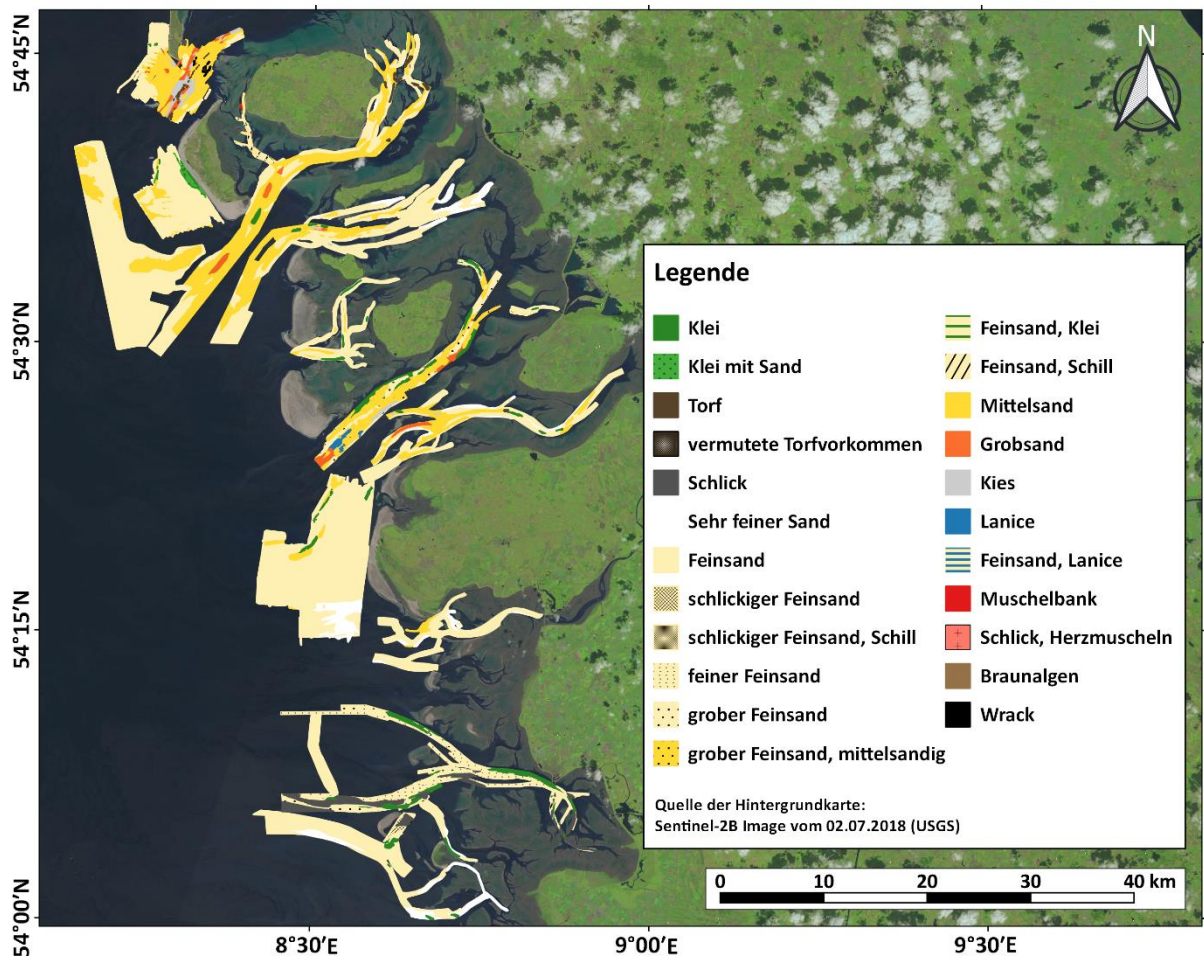


Abbildung 13: Sedimentverteilungskarte der subtidalen Wattflächen der STopp I und STopp-Synthese Untersuchungsgebiete.

Der Bäumchenröhrenwurm kommt in kleinräumiger Verbreitung in allen untersuchten Rinnen vor. Die gefundenen Areale sind allerdings zu klein, um in Abbildung 13 dargestellt zu werden. Hier finden sich nur die vergleichsweise großen Areale, die vor Eiderstedt, vor der Eidermündung und weiter südlich westlich der Insel Trischen auskartiert werden konnten.

Mit den vorangehenden Ausführungen wurde der Versuch unternommen, die Vielzahl der seit 2013 erarbeiteten Ergebnisse von Feldforschungskampagnen noch einmal generalisierend zusammenzufassen. Detaillierte Ausführungen finden sich in den vorangegangenen Zwischenberichten der Vorhaben StopP-I und StopP-Synthese.

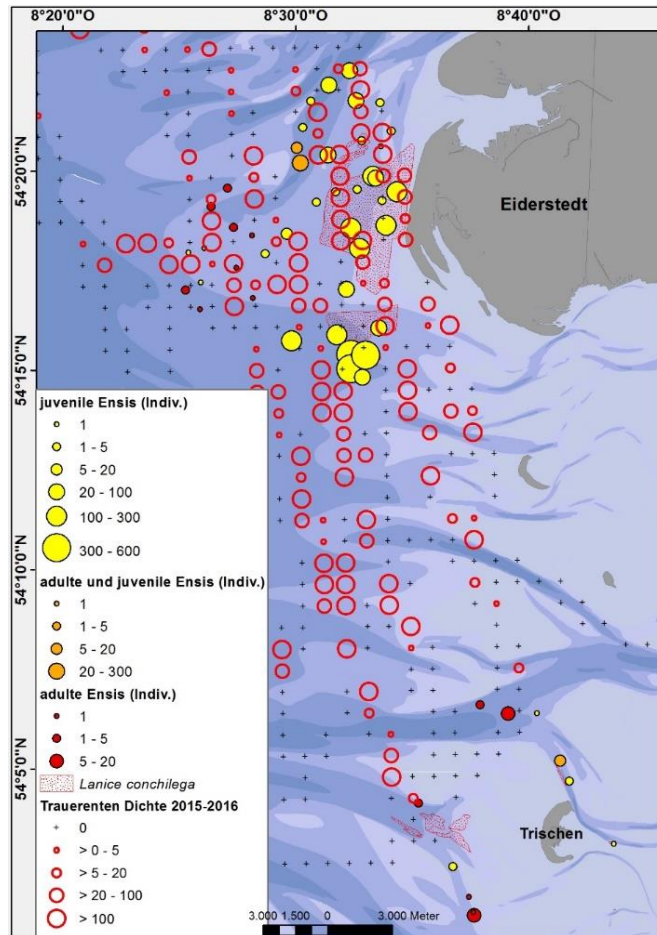


Abbildung 14: Karte der Verbreitung von *Ensis leei* (Amerikanische Schwertmuschel) und von *Melanitta nigra* (Trauerente) im Dithmarscher Wattenmeer.

Ökologische Verhältnisse

Im Rahmen des Vorhabens STopP-Synthese wurden vergleichende Untersuchungen zur Kaskade Sedi-ment – Benthos - Vögel in einem zweiten Untersuchungsgebiet nahe der Elbmündung vorgenommen. Im Vergleich zum weiter nördlich gelegenen Untersuchungsgebiet aus der ersten Vorhabenphase zeichnete sich dieses Gebiet durch veränderte hydrologische und geomorphologische Rahmenbedingungen aus.

Für die Untersuchung der Benthosgemeinschaften wurde sowohl die komplette Artenzusammensetzung quantitativ auf 1 mm Maschenweite untersucht als auch in einer weiteren Analyse die Muschelgemeinschaften auf 2 mm Maschenweite für die Untersuchung der Kaskade Benthos-Vögel.

Quantitative Verteilungsmuster sublitoraler Makrozoobenthosgemeinschaften

Im Berichtszeitraum wurden die im Rahmen des Vorhabens STopP 1 bereits begonnenen Untersuchungen zum Vorkommen von Makrozoobenthos im Bereich der Amrumbank (STopP-See) vervollständigt. Weiterhin fand eine Kartierung zur Erfassung sublitoraler Benthosgemeinschaften im STopP Synthese Untersuchungsgebiet nahe der Elbmündung in 2016 statt.

Die Probennahmen wurden an 86 Stationen (186 Proben) mittels eines Van-Veen-Backengreifers (Fläche 0,1 m²) durchgeführt. Die Proben wurden über einem 1 mm großen Sieb gespült. Alle Makrozoobenthosorganismen wurden im Labor auf Artniveau bestimmt und gezählt. Darüber hinaus wurde das Aschefreie Trockengewicht (AFDW) bestimmt, um die Eingangsdaten für die Nahrungsnetzanalyse zu gewinnen. Hierzu wurden zunächst die Muscheln von der Schale befreit. Alle Proben wurden bei 50° C für 24 h getrocknet und anschließend das Trockengewicht ermittelt. Die getrockneten Proben wurden im Muffelofen bei 560° C vollständig verbrannt. Die verbleibende Asche wurde erneut gewogen und das AFDW über die Differenz der Trockenmasse und der Aschemasse ermittelt

Die Amerikanische Schwertmuschel (*Ensis leei*) kam in hohen Abundanzen im gesamten STopP Gebiet vor (Abbildung 15). Mit einem Durchschnittswert von 870 Ind./m² wurden an einigen Stationen Dichten von > 20.000 Ind./m² gefunden. Hierbei handelt es sich hauptsächlich um juvenile Schwertmuscheln.

Mit durchschnittlich 855 Ind./m² stellte der Bäumchenröhrenwurm (*Lanice conchilega*) die 2. häufigste Art im Untersuchungsgebiet dar. Verbreitungsschwerpunkt bildete das STopP-See Gebiet. Allerdings wiesen Ergebnisse der Untersuchungen des FTZ Geo darauf hin, dass vor allem der flache Seegrund westlich der Halbinsel Eiderstedt ein bevorzugter Lebensraum für *Lanice conchilega* darstellt. Die Verbreitungsgebiete sind, verglichen mit denen im nördlichen Teil, deutlich kleiner.

Aufgrund seiner Fähigkeit, bei hohen Individuenzahlen sehr viele Wohnröhren zu bauen, gilt der Bäumchenröhrenwurm als strukturgebende Art (bio-engineer). Die Röhren des Vielborsters beeinflussen den Aufbau mariner Biotope und Habitate und damit die Zusammensetzung der Benthosarten erheblich. Typische assoziierte Begleitfaunaarten wie die Borstenwürmer *Phyllodoce groenlandica* und *Eumida sanguinea* (Abbildung 15) wurden in durchschnittlichen Dichten von 120 Ind./m² schwerpunktmäßig in Gebieten mit dicht besiedelten Bäumchenröhrenwürmern gefunden.

Neben der Amerikanischen Schwertmuschel, dem Bäumchenröhrenwurm und dessen assoziierten Begleitfaunaarten wurden im Untersuchungsgebiet der detritusfressende Kiemenringelwurm (*Scoloplos armiger*), die Interface-feeder *Magelona johnstoni* und *Spiophanes bombyx* sowie der aasfressende Opalwurm (*Nephtys hombergii*) gefunden. Verbreitungsschwerpunkt von *Nephtys hombergii* lag im STopP-Synthese Arbeitsgebiet mit durchschnittlich 14 Ind./m².

Derzeit läuft eine Masterarbeit an der NPV zur detaillierten Auswertung der Benthosgemeinschaften und deren trophischen Beziehungen in Relation zu abiotischen und anthropogenen Faktoren.

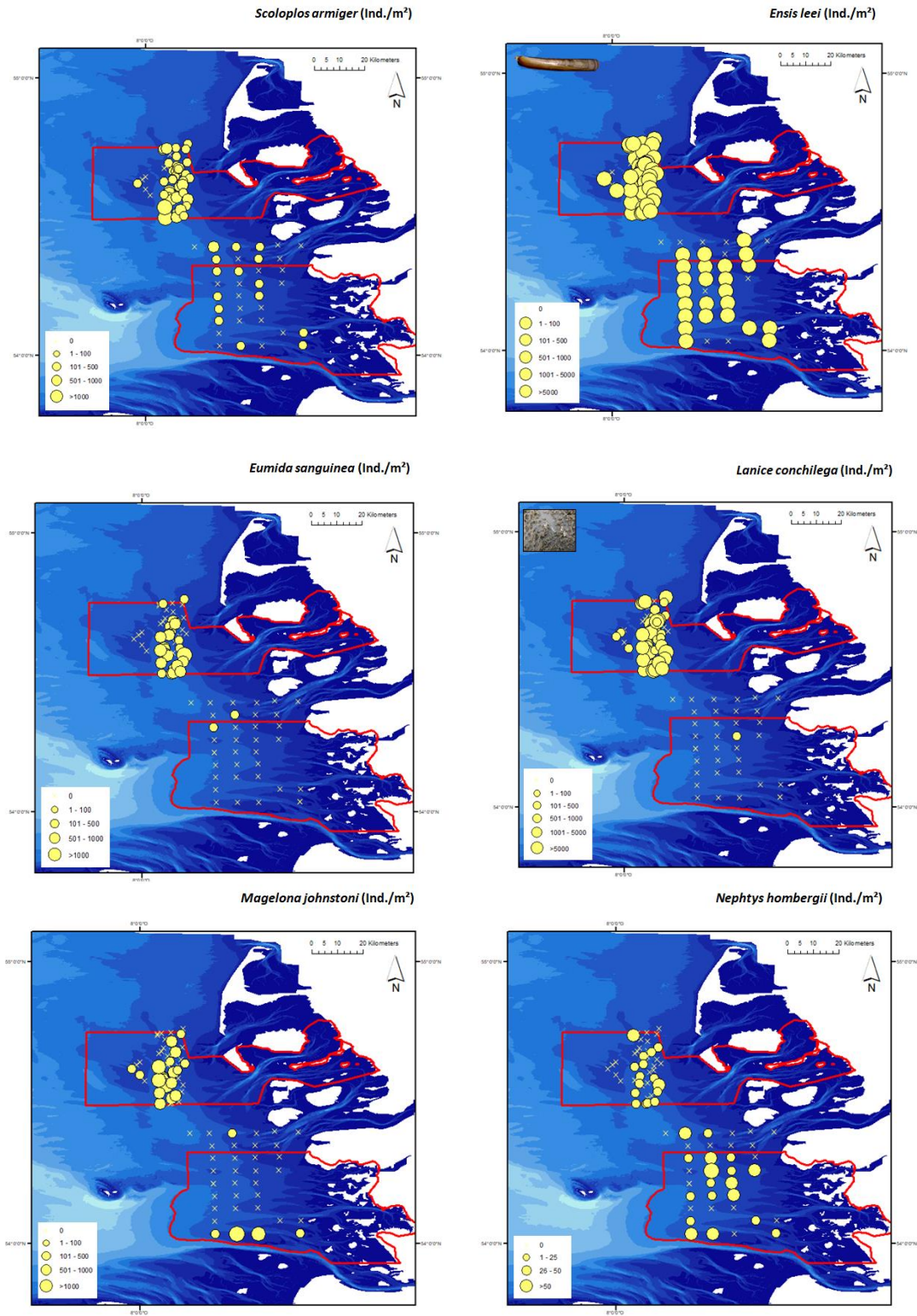


Abbildung 15: Räumliche Verbreitung dominanter Makrozoobenthosarten (Ind./m²) im gesamten STOP-Untersuchungsgebiet.

Tabelle 6: Vergleich der Charakterarten der Benthosgemeinschaften in der südöstlichen Nordsee über die Zeit

Species	Mittelwert Ind./m ²	Mittelwert Ind./m ² [numerische Dominanz %]	Mittelwert Ind./m ²
	Salzwedel et al. (1985)	Neumann et al. (2013) data: NSBP (2000), [Rachor & Nehmer (2003)]	STopP (2014-2016)
<i>Ensis leei</i>	0	[3,8%]	870
<i>Magelona</i> spp.	579	324	111
<i>Fabulina fabula</i>	198	207 [3%]	55
<i>Spiophanes bombyx</i>	169	117	833
<i>Lanice conchilega</i>	60	[64%]	1632
<i>Nephtys hombergii</i>	52		6
<i>Scoloplos armiger</i>	34		112
<i>Bathyporeia elegans</i>	31		72

In der von Salzwedel (1985) auf Feinsand vorkommenden *Tellina fabula*-Gemeinschaft waren *Magelona* spp., *Fabulina*(*Tellina*) *fabula* und *Spiophanes bombyx* charakteristische Arten. Neumann et al. (2013) führen für 2000 die selbigen Begleitarten auf (Tabelle 6). Rachor & Nehmer (2003) beschrieben für 8 küstennahe und flache Stationen entlang der 10m Tiefenlinie eine Sublitoralvariante der *Macoma (Limecola) balthica*-Gemeinschaft, dominiert von vor allem Juvenilen *Lanice conchilega*, *Abra alba*, *Ensis* spp., *Macoma balthica* und *Lagis koreni*. Sowohl *Ensis leei* als auch *Lanice conchilega* waren kennzeichnende Charakterarten während der Untersuchungen des STopP Vorhabens 2014-2016. Zudem wurde ein Anstieg des opportunistischen Polychaeten *Spiophanes bombyx* beobachtet. Dieser Anstieg wurde von Meyer et al. (2018) für die "coastal waters" - Benthosgemeinschaft 2010-2015 ebenfalls beschrieben.

Verteilungsmuster sublitoraler Muschelgemeinschaften als Nahrungsgrundlage für Meerestenten

Die Arbeiten des FTZ Eco im Sublitoral galten auch in der zweiten Phase den beiden benthivoren Meerestentenarten Eider- und Trauerente. Dazu wurde die Entenverteilung während drei mehrtägigen Schiffsreisen im Mai, Juli und Oktober 2016 nach standardisierter Methode kartiert. Die Daten wurden für die Projektdatenbank aufbereitet und mit bereits archivierten Daten aus der FTZ eigenen Seabirds-at-Sea Datenbank verschnitten. Durch diese Arbeiten konnten wichtige Hotspots der Entenverteilung identifiziert werden.

Um die Nahrungsgrundlage für Meerestenten in diesem gesamten Bereich zu identifizieren und entsprechende Daten für die Habitatmodellierung (AP 2) bereit zu stellen, wurde die Muschelartenverteilung sowie die Sedimentzusammensetzung im Sublitoral des gesamten erfasst. Dabei wurde ein Raster von 5 x 5 km zugrunde gelegt (rote Punkte in Abbildung 16). Zusätzlich wurden weitere Proben 2015-2017 in Bereichen erhoben, in denen besonders viele Enten vorkamen (weitere Farben in Abbildung 16). Die Probennahmen wurden mittels eines Van-Veen-Backengreifers (Fläche 0,1 m²) durchgeführt. Die Proben wurden über einem 2 mm großen Sieb gespült.

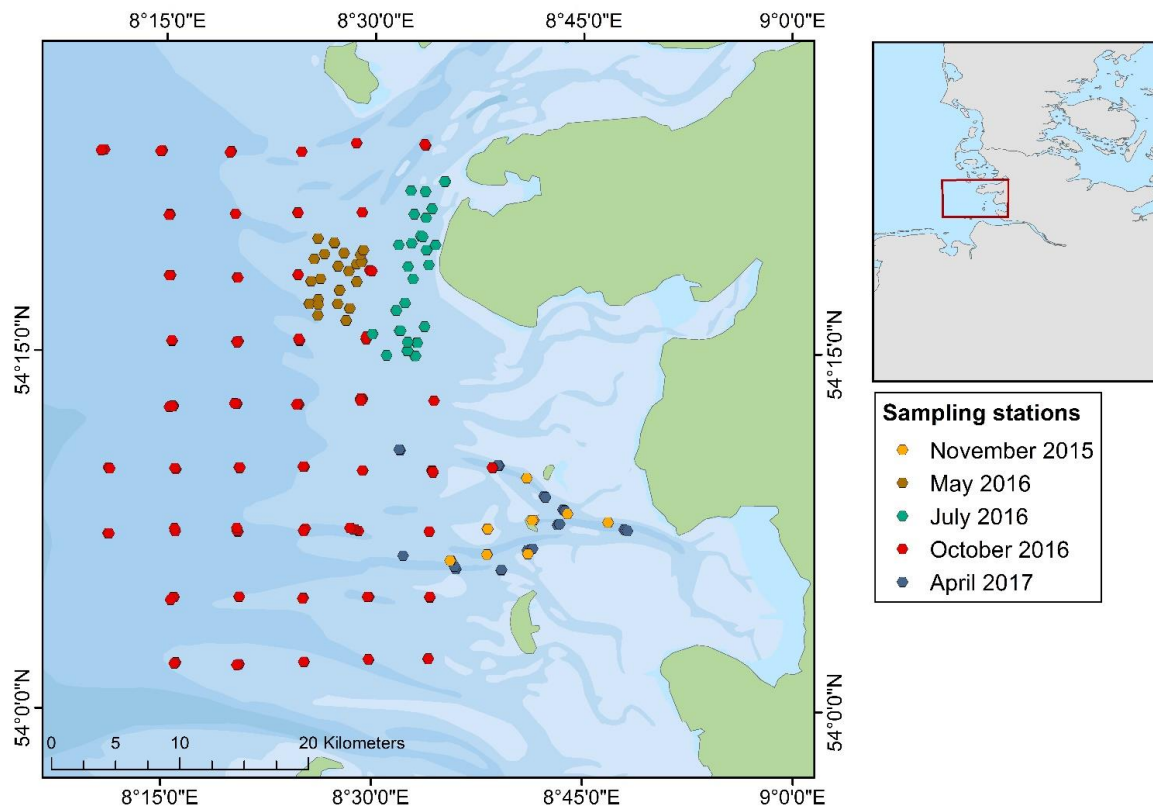


Abbildung 16: Probestationen für die Untersuchungen sublitoraler Muschelgemeinschaften als Nahrungsgrundlage für Meeresenten sowie für Sedimentproben (unterschiedliche Farben geben die Beprobung während der letzten Jahre wieder).

Die Artenzusammensetzung der Muschelproben war stark dominiert von der Amerikanischen Schwertmuschel (*Ensis leii*). Dies galt besonders für den küstennahen Bereich der Halbinsel Eiderstedt (Abbildung 17).

Des Weiteren kamen Baltische Plattmuscheln (*Limecola balthica*) häufig vor. In weiter offshore gelegenen Bereichen konnte die Gerippte Tellmuschel (*Fabulina fabula*) festgestellt werden.

Amerikanische Schwertmuscheln kamen in hohen Abundanzen fast im gesamten Untersuchungsgebiet vor. Die Gesamtzahl in allen Proben belief sich in etwa 230 Replikaten auf über 23.000 Individuen. Der Hauptschwerpunkt dieser Muschelart lag im küstennahen Bereich der Halbinsel Eiderstedt.

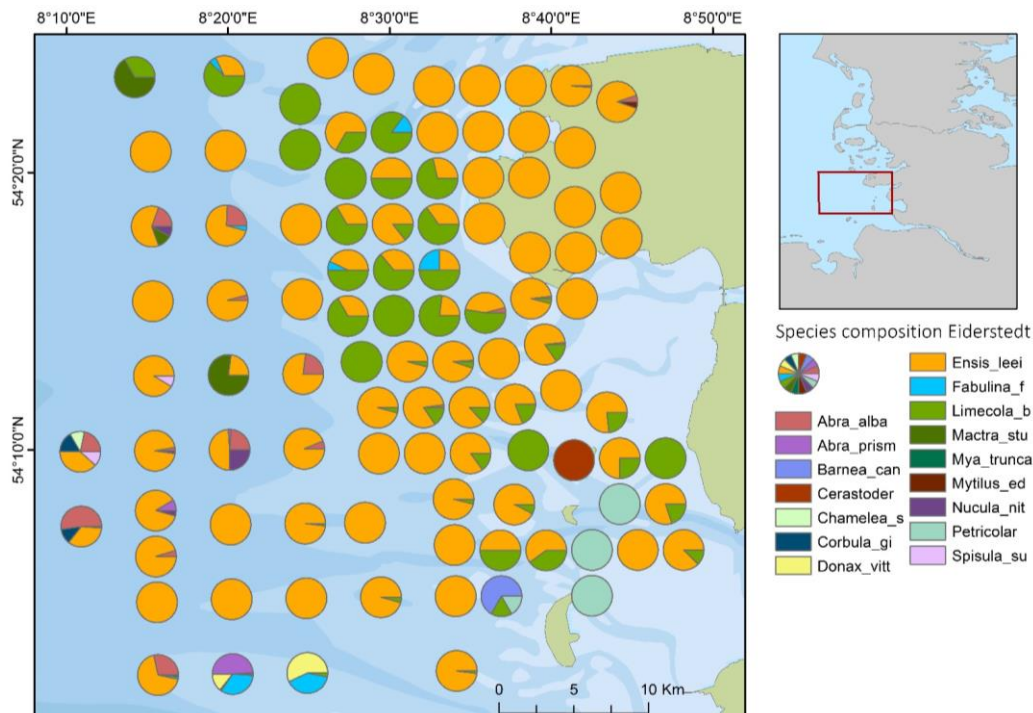


Abbildung 17: Artenzusammensetzung der Muschelproben 2015-2017. Da das Beprobungsraster im Bereich der Halbinsel Eiderstedt sehr eng lag, wurden die Tortendiagramme zur Übersichtlichkeit auf Land geplottet.

Um festzustellen, ob sich die gefundenen Schwertmuscheln aufgrund ihrer Größe als Nahrung für Meerestenten eignen und um in einem späteren Schritt ihre Biomasse zu bestimmen, wurden alle Schwertmuscheln vermessen. Der überwiegende Anteil von Schwertmuscheln entfiel auf die Längenklasse 1-1.5 cm (Abbildung 18). Die meisten der übrigen Individuen waren bis zu 4 cm groß. Es wurden nur wenige ausgewachsene Muscheln gefunden. Die Längenklassen bis 4 cm dürften insbesondere für Trauerenten eine ideale Beute darstellen: Trauerenten bevorzugen im Gegensatz zu den größeren Eiderenten kleinere Muscheln.

So konnten im Laufe des Vorhabens durch Probennahme in der Nähe von Eider- bzw. Trauerententrupps gezeigt werden, dass sich die Länge von Schwertmuscheln, die von den beiden Entenarten genutzt wurden, signifikant unterschied. Unter Trauerenten hatten Schwertmuscheln einen Median von etwa 4 cm, während unter Eiderenten die Muscheln einen Median von etwa 12.5 cm aufwiesen (Abbildung 19:).

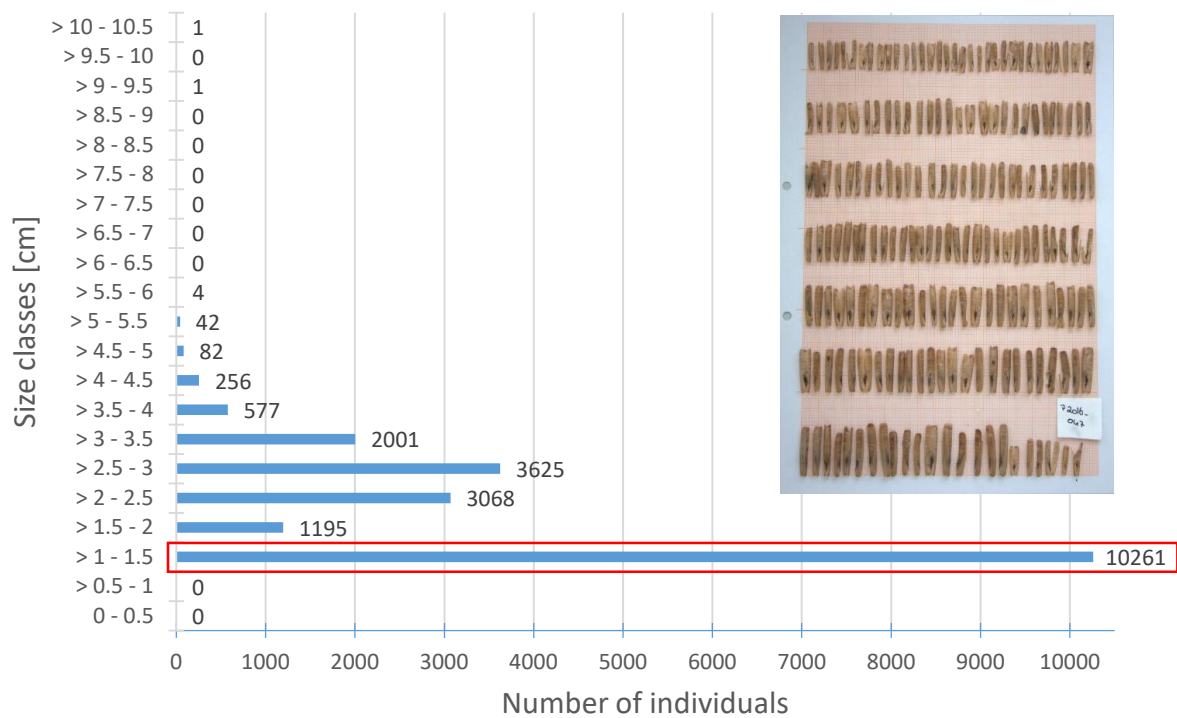


Abbildung 18: Längenklassenverteilung aller messbaren Schwertmuscheln.

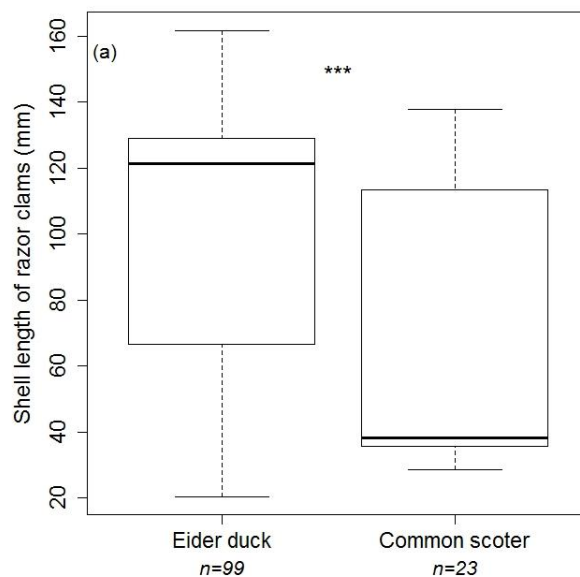


Abbildung 19: Unterschiede in der Größenverteilung von Schwertmuscheln, die in der Nähe von Nahrung suchenden Eider- und Trauerenten gefunden wurden: die deutlich größeren Eiderenten kamen in der Nähe von signifikant größeren Schwertmuscheln vor.

Die Daten zur Makrozoobenthosverteilung im Sublitoral aus der ersten Phase des StopP-Vorhabens und aus StopP-Synthese sowie weitere archivierte Daten aus der Benthosdatenbank des FTZ wurden zusammengeführt, um eine flächige Analyse der Benthosverteilung entlang der gesamten schleswig-holsteinischen Küste vornehmen zu können. Hierbei wurden die für Trauerenten relevanten Arten Amerikanische Schwertmuschel, Baltische Plattmuschel und Gerippte Tellmuschel analysiert. Im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes dominierte die Amerikanische Schwertmuschel, während im Norden vor allem die Gerippte Tellmuschel häufig war (Abbildung 20). Baltische Plattmuscheln traten in mittleren Abundanzen im küstennahen Bereich entlang der gesamten Küstenzone (außer vor Sylt) auf.

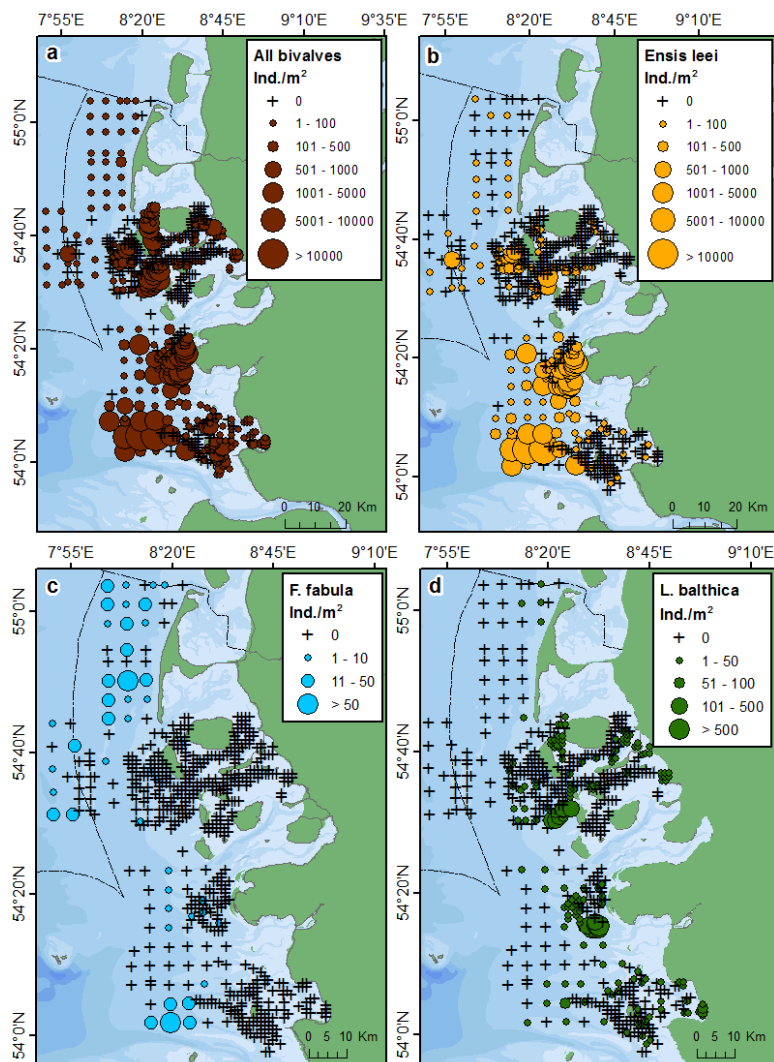


Abbildung 20: Abundanz der für Trauerenten relevanten Makrozoobenthosarten. (a) alle Muscheln, (b) Amerikanische Schwertmuschel, (c) Gerippte Tellmuschel, (d) Baltische Plattmuschel.

Aus Daten des StopP-Vorhabens sowie aus langjährigen Daten der Seabirds-at-Sea Datenbank des FTZ wurden Karten zur Verteilung von Trauerenten entlang der schleswig-holsteinischen Küste erstellt. Sowohl für die Mauserzeit als auch für den Winter zeigte sich eine starke Überlappung zwischen Trauerentenverbreitung und insbesondere der Verbreitung von Amerikanischen Schwertmuscheln (Abbildung 21:).

Vor allem vor der Halbinsel Eiderstedt fand sich sowohl während der Mauserzeit als auch im Winter ein konstantes Vorkommen von Trauerenten. In diesem Bereich passt die Trauerentenverbreitung besonders gut mit der kleinräumigen Verteilung von Schwertmuscheln zusammen (Abbildung 22:).

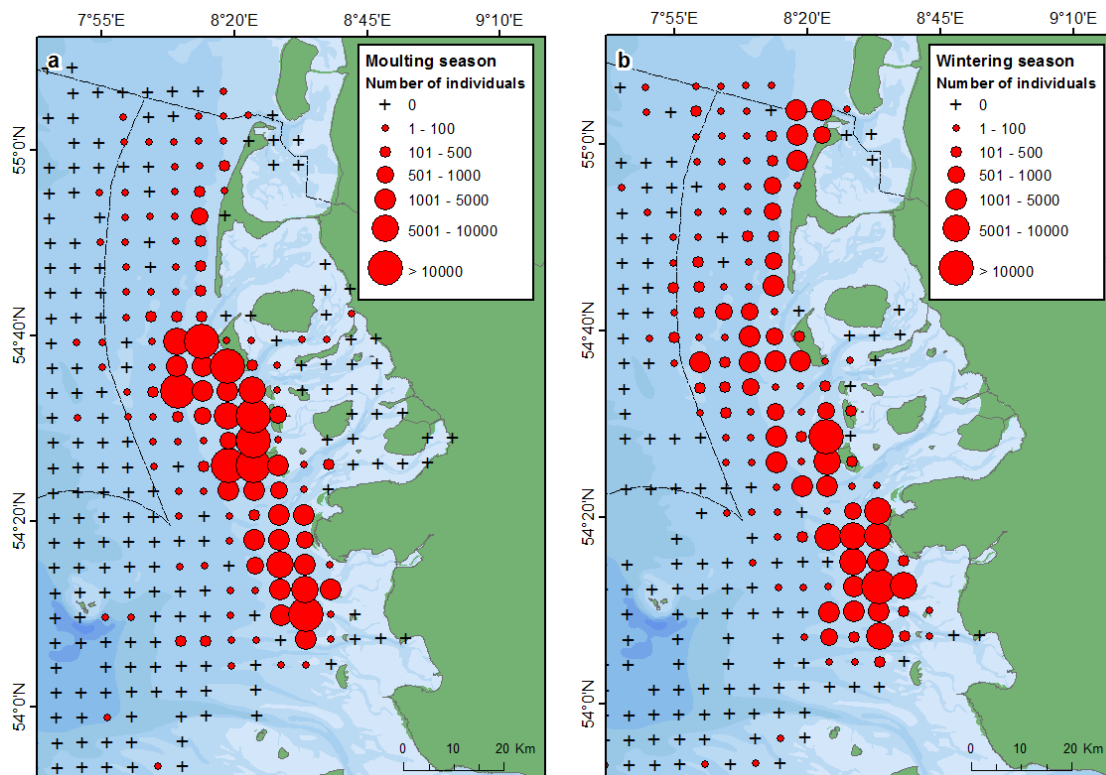


Abbildung 21: Verbreitung der Trauerenten entlang der schleswig-holsteinischen Nordseeküste während (a) der Mauserzeit und (b) des Winters in einem 5 km Raster.

Für einen statistischen Zusammenhang zwischen Trauerenten- und Schwertuschelverteilung wird auf das Kapitel zur Habitatmodellierung (AP2) verwiesen bzw. auf die in STopP-Synthese entstandene Veröffentlichung Schwemmer et al. (2019).

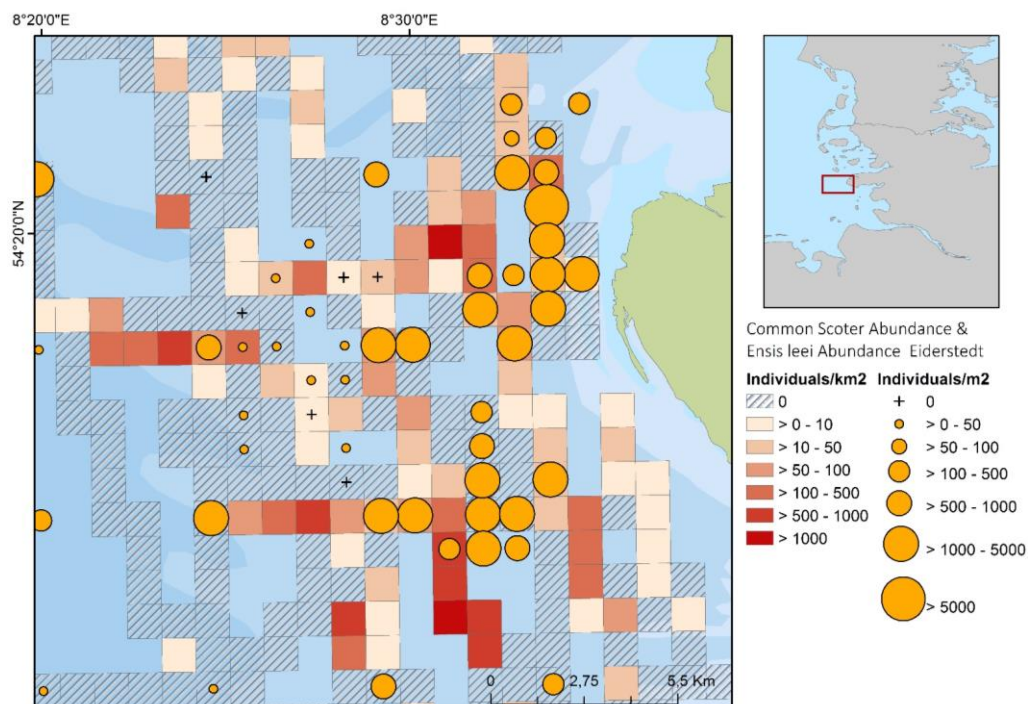


Abbildung 22: Vorkommen von Schwertmuscheln (orange Kreise) in Verbindung mit dem Vorkommen von Trauerenten (rötliche Quadrate) im Küstengebiet der Halbinsel Eiderstedt.

Neben Trauerenten sind im Sublitoral Eiderenten für das Vorhaben relevant. Um den Zusammenhang zwischen Eiderenten- und Benthosverteilung zu untersuchen, wurden Kotproben an verschiedenen Rastplätzen von Eiderenten entlang der schleswig-holsteinischen Nordseeküste gesammelt und im Labor untersucht. Es zeigten sich deutliche räumliche Unterschiede in der Nahrungswahl. Die wichtigste Beutequelle waren Herzmuscheln, an einigen Orten dominierten jedoch auch Miesmuscheln bzw. Amerikanische Schwertmuscheln (Abbildung 23 & 24).

Verteilung von Eiderenten auf Rastplätzen entlang der schleswig-holsteinischen Küste (die auch in diesem Vorhaben Verwendung fanden), konnte noch nicht geklärt werden, welche Gebiete Eiderenten hauptsächlich zur Nahrungsaufnahme nutzen. Im Rahmen dieses Vorhabens und in Kooperation mit dem vom Bundesamt vom Naturschutz geförderten Projekt „Birdmove“ konnten nun erstmals Eiderenten an der deutschen Nordseeküste mit GPS-Datenloggern ausgestattet werden, um die Orte der Nahrungsaufnahme ausfindig zu machen. Insgesamt konnten sechs Eiderenten im Rückseitenwatt von Sylt sowie sechs weitere Eiderenten im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes mit Datenloggern versehen werden. Die Tiere hielten sich überwiegend im inneren Wattenmeer auf und suchten im Übergangsbereich zwischen Eu- und Sublitoral nach Nahrung (Abbildung 25). Eine anschließende Beprobung der Nahrungsgrundlage in den Bereichen, an denen sich Eiderenten die meiste Zeit aufhielten, ließ jedoch keine eindeutigen Rückschlüsse zur genutzten Nahrung zu.

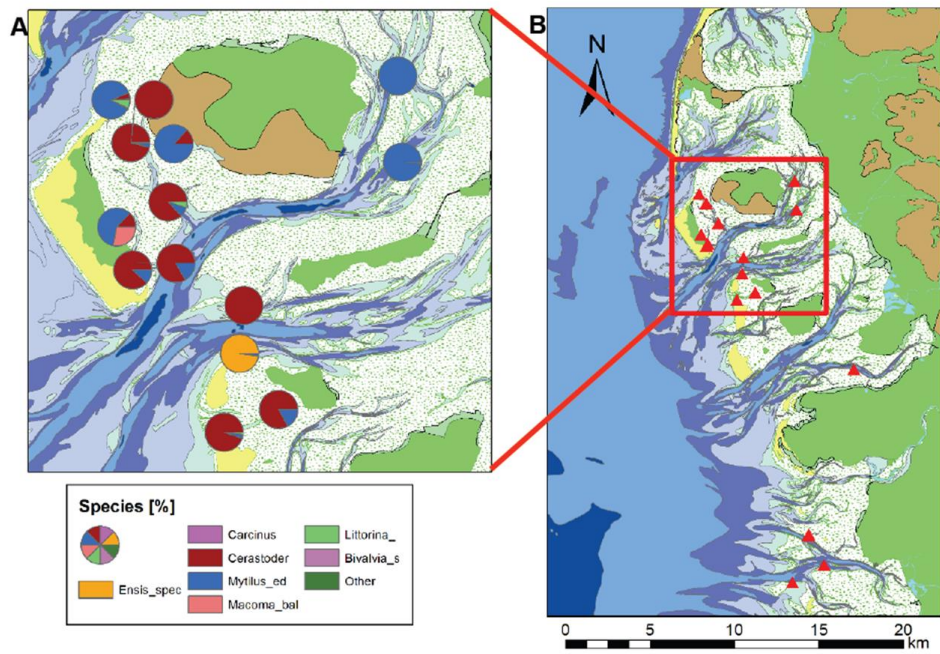


Abbildung 23: Nahrungszusammensetzung in Eiderentenkotproben im STopp I- Untersuchungsgebiet.

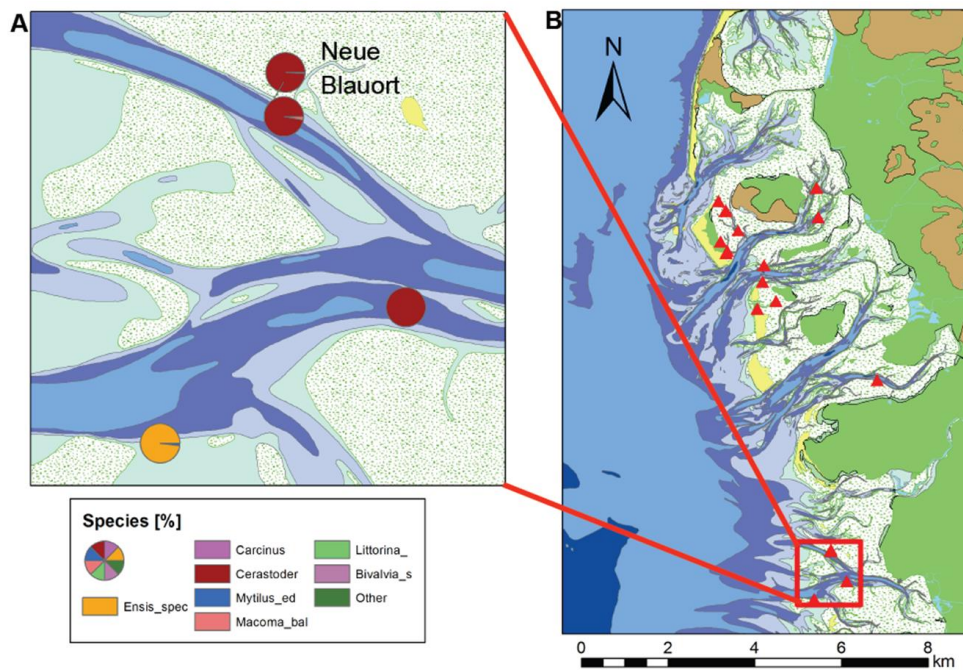


Abbildung 24: Nahrungszusammensetzung in Eiderentenkotproben im STopp-Synthese Untersuchungsgebiet.

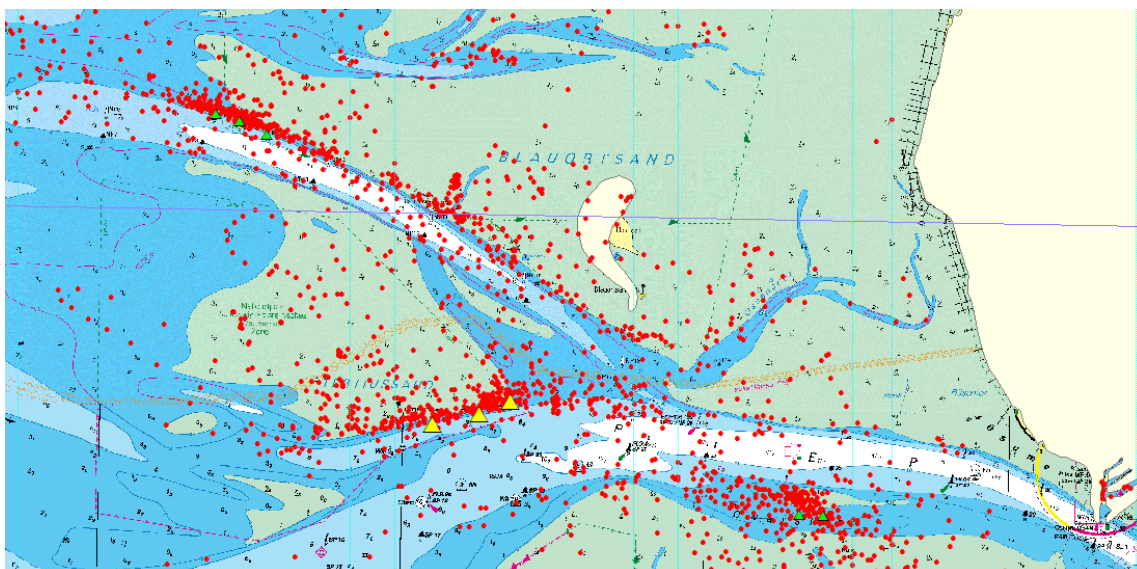


Abbildung 25: GPS-Positionen von sechs zwischen Februar und April im südlichen Untersuchungsgebiet mit GPS-Datenloggern ausgerüsteten Eiderenten. Die Dreiecke geben die Orte von Stationen der Benthosbeprobung an potenziellen Nahrungsflächen von Eiderenten wieder.

Verteilungsmuster im Eulitoral

Im Eulitoral des Untersuchungsgebietes von StopP-Synthese wurden die Arbeiten an Silbermöwen (Schlüsselart für eulitorale Muschelvorkommen), Große Brachvögel (Schlüsselart für Polychaeten im eulitoral Schlickwattbereich) und Austernfischer (Schlüsselart für eulitorale Herzmuschel- und Miesmuschelbänke) fortgeführt. Außerdem wurden die Daten telemetrierter Ringelgänse ausgewertet, um die Raumnutzung an der Küste zu entschlüsseln. An den vier genannten Arten kamen GPS-Datenlogger zum Einsatz. Hierzu wurden die Vögel auf dem Nest bzw. am Rastplatz gefangen.

Durch weitere Verbesserung und Verkleinerung der Geräte konnten inzwischen alle GPS-Datenlogger als Rucksackvariante eingesetzt werden. Dadurch konnten nicht nur Daten zur Brutzeit, sondern auch während der übrigen Jahreszeiten generiert werden. Die bei Silbermöwen, Ringelgänsen und Großen Brachvögeln eingesetzten Geräte sendeten die aufgezeichneten GPS-Daten über das Mobilfunknetz ab und übertrugen meist täglich Daten. Im Gegensatz dazu mussten die Geräte der kleineren Austernfischer über eine Funkverbindung ausgelesen werden. Da jedoch keines der Tiere während der nächsten Brutzeit in das Brutgebiet zurückgekehrt war bzw. Geräteausfälle nach der ersten Brutzeit eintraten, standen für Austernfischer lediglich nur Daten aus der Brutzeit 2017 zur Verfügung.

Während des Berichtszeitraumes wurden insgesamt 17 Silbermöwen mit GPS-Datenloggern ausgerüstet. Von diesen liefen bis zum Schluss des Berichtszeitraumes noch immer 11 Geräte. In zwei Fällen verstarb eine besenderte Silbermöwe, die übrigen vier Ausfälle von Geräten sind nicht geklärt. Es könnte aber nach einer so langen Laufzeit zu Gerätedefekten gekommen sein, zu nicht bemerkter Mortalität der Vögel oder zu einem Abfallen der Sender. Die übrigen Geräte lieferten über das gesamte Jahr hinweg konstante Daten. Damit war es erstmals möglich, die Nutzung der Küstenzone durch Silbermöwen für einen gesamten Jahreszyklus zu dokumentieren:

Während der Brutzeit des Jahres 2016 nutzten sowohl Männchen als auch Weibchen in hohem Maße die Küstenzone und vor allem die Eulitoralflächen in der Nähe der Brutkolonie Trischen bei Niedrigwasser (Abbildung 26). Während der darauffolgenden Brutzeit im Jahr 2017 war das Muster ähnlich, allerdings nutzten vor allem die Weibchen das angrenzende Binnenland in einem höheren Maße als im Vorjahr (Abbildung 26). Silbermöwen nutzen zur Brutzeit in erster Linie freigefallene Flächen mit Schwertmuschelbänken im Eulitoral aber auch eulitorale junge Miesmuschelbänke in der Nähe der Brutkolonie, die eine mittlere Größenklasse von 22 mm hatten. Es ist möglich, dass die Attraktivität der Miesmuscheln im Folgejahr geringer war, da die meisten Individuen deutlich größer und somit für Silbermöwen schwerer zu handhaben gewesen sein dürften. Es ist anzunehmen, dass Silbermöwen auf den Miesmuschelbänken nicht nur Miesmuscheln nutzten, sondern auch im hohen Maße Strandkrabben, die in hohen Dichten auf den Bänken zu finden waren. Die Untersuchungen an Speiballen (unverdauliche Nahrungsreste) der Brutvögel von Trischen weisen auf diesen Zusammenhang hin.

Während der Nachbrutzeit wiesen beide Geschlechter der Silbermöwe eine noch engere Bindung an Eulitoralflächen auf als während der Brutzeit. Im Winter kam es zu einer dramatischen Umlagerung der Habitatnutzung: vor allem Weibchen entfernten sich (teilweise mehrere hundert Kilometer) von der Brutkolonie und nutzten überwiegend terrestrische Habitate im Binnenland Niedersachsens, Dänemarks, den Niederlanden oder Englands. Im Gegensatz dazu blieben die meisten Männchen deutlich näher an der Küste und nutzten signifikant stärker als die Weibchen den Gezeitenbereich. Zur Vorbrutzeit 2017 näherten sich die Weibchen wieder stärker der Küste an und beide Geschlechter nutzten terrestrische als auch marine Habitate (Abbildung 27, Abbildung 28).

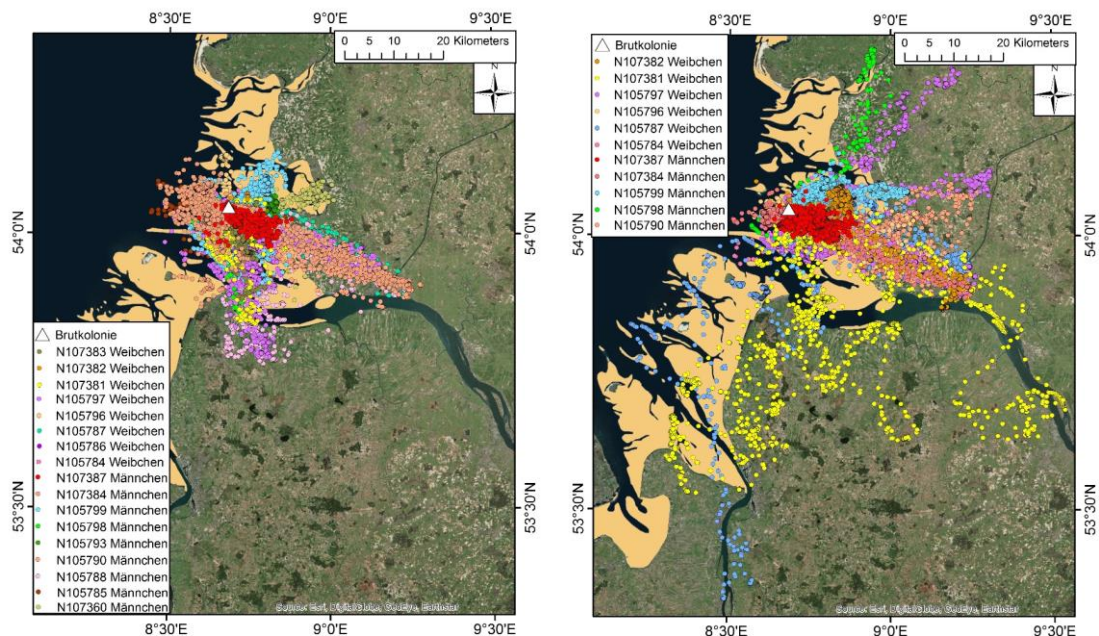


Abbildung 26: GPS-Positionen von 17 mit GPS-Datenloggern versehener Silbermöwen zur Brutzeit 2016 (links) und von 11 mit GPS-Datenloggern versehener Silbermöwen zur Brutzeit 2017 (rechts) der Insel Trischen.

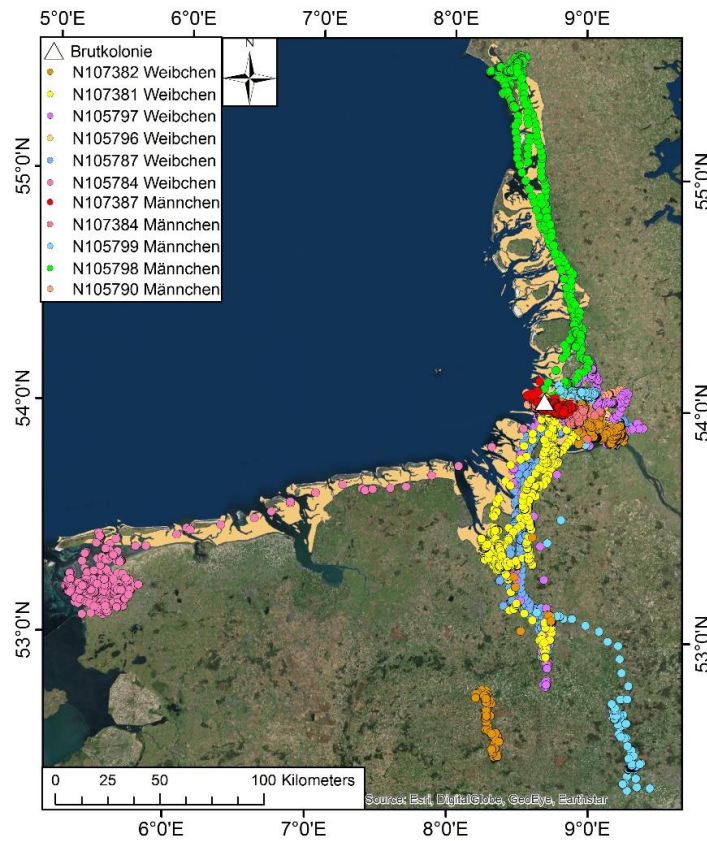


Abbildung 27: GPS-Positionen von 11 mit GPS-Datenloggern versehener Silbermöwen der Insel Trischen zur Vorbrutzeit 2017 (Februar - April).

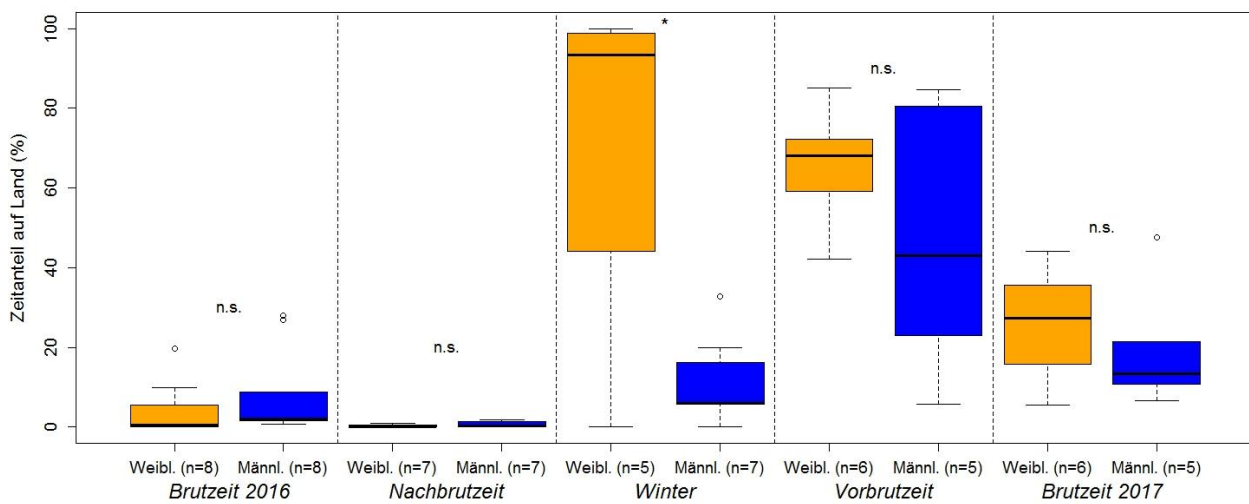


Abbildung 28: Anteile von Weibchen (Weibl.) und Männchen (Männl.) an der gesamten Zeit der Besenderung, die in terrestrischen Habitaten zugebracht wurde. Boxen: 50% der Daten zwischen des ersten (25%) und dritten (75%) Quartils; Balken: 25% der verbleibenden Daten; horizontale schwarze Linie: Median; $p=0.5$ (*); n.s.: nicht signifikant.

Die auf Trischen besenderten Silbermöwen fungierten als wichtiger Indikator zum Aufdecken der Lage benthischer Lebensräume. So flogen zahlreiche Tiere zu Schwertmuschelbänken, die im Übergangsbereich zwischen Eu- und Sublitoral lagen. Außerdem flogen alle Tiere der Insel Trischen auf eine bislang unbekannte junge Miesmuschelbank auf der Marner Plate (Abbildung 29) zeigt beispielhaft die GPS-Positionen einer ausgewählten Möwe).

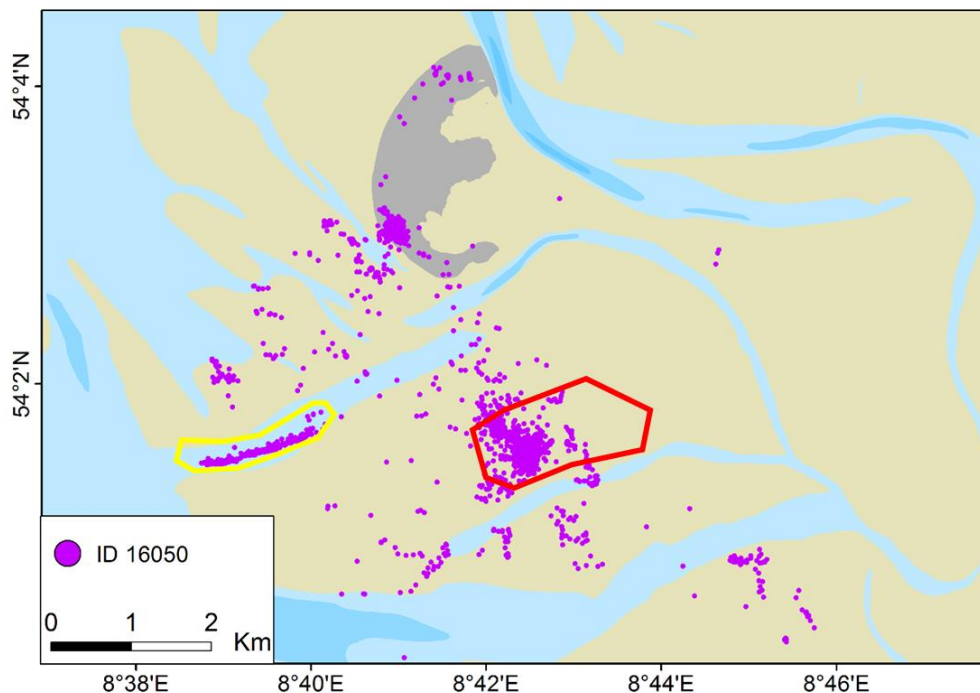


Abbildung 29: GPS-Positionen einer auf Trischen besenderten Silbermöwe, die häufig zu einer Schwertmuschelbank (gelbes Polygon) und zu einer jungen Miesmuschelbank (rotes Polygon) flog.

Das Aufdecken benthischer Habitats durch Silbermöwen hatte sich bereits im STOP-I Vorhaben gezeigt. Hier hatten Silbermöwen der nordfriesischen Inseln Bänke Amerikanischer Schwertmuscheln aufgedeckt. Im Rahmen des StopP-Synthesevorhabens wurde ein statistisches Verfahren entwickelt, um mit Hilfe der Bewegungsmuster telemetrierter Silbermöwen das Habitatpotenzial von eulitoralen Muscheln aufzuzeigen. Weitere Ausführungen hierzu finden sich im Kapitel Synthese und Management (AP4).

Während des Berichtszeitraumes konnten insgesamt sieben Große Brachvögel im Untersuchungsgebiet von StopP-Synthese gefangen und mit GPS-Datenloggern ausgerüstet werden. Alle telemetrierten Brachvögel nutzten überwiegend sehr schlickreiche Flächen im Inneren der Meldorfener Bucht (Abbildung 30). Sie entfernten sich meist nur wenige hundert Meter bis maximal 3.5 km von ihrem Hochwasser-rastplatz, um während Niedrigwasser auf Nahrungssuche im Gezeitenbereich zu gehen. Abhängig von den Schwerpunkten der Großen Brachvögel im Gezeitenbereich wurden Makrozoobenthosproben in Gebieten gesammelt, in denen Brachvögel intensiv Nahrung suchten („Fressprobe“) bzw. in Gebieten, die nicht von Brachvögeln aufgesucht wurden („Nullprobe“). Besonders auffällig war hier ein signifikanter Unterschied in der Biomasse der Polychaeten (v.a. Wattwürmer), die in den Nahrungsgebieten der Brachvögel höher lag als in den Kontrollgebieten (Abbildung 31).

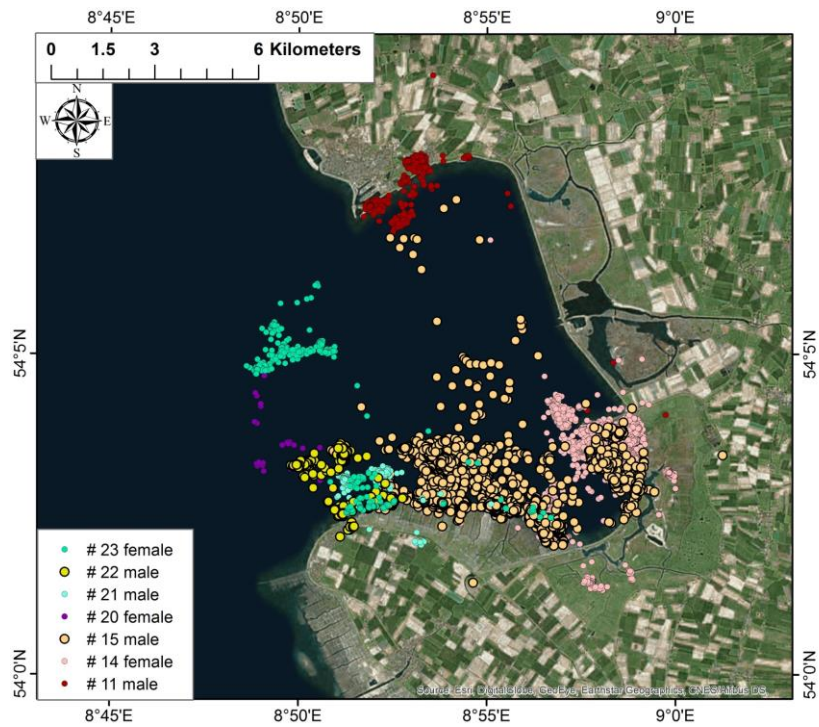


Abbildung 30: GPS-Positionen von sieben am Rastplatz gefangenen Großen Brachvögeln während des gesamten Jahresverlaufes (ausschließlich Zug- und Brutzeit).

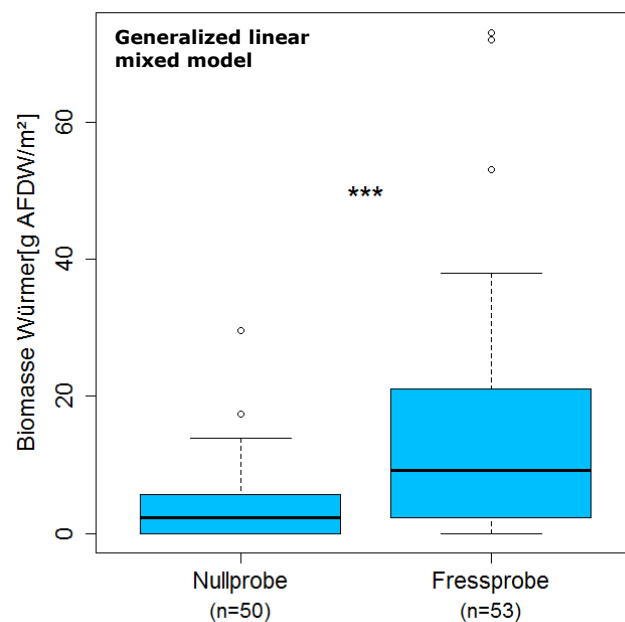


Abbildung 31: Vergleich der Biomasse von Polychaeten in mit GPS-Datenloggern identifizierten Nahrungsgebieten von Großen Brachvögel (Fressprobe) und Kontrollgebieten, die nicht von Brachvögeln genutzt wurden (Nullprobe).

Im Laufe des Vorhabens konnten insgesamt neun Ringelgänse mit GPS-Datenloggern ausgerüstet werden. Sieben der Tiere konnten im Bereich des Untersuchungsgebietes STopP-I gefangen werden und zwei im Bereich des Gebietes von StopP-Synthese. Diese Daten wurden zusammen ausgewertet und eine Analyse zur Habitatwahl von Ringelgänsen für das Frühjahr durchgeführt. In beiden Untersuchungsgebieten hielten sich die telemetrierten Tiere überwiegend auf Wattflächen der Gezeitenzone bzw. in Salzwiesenbereichen des Festlandes und der Halligen auf (Abbildung 32). Die Habitatnutzung unterschied sich zwischen den einzelnen Individuen dabei deutlich. Bereiche des Festlandes wurden nur von einigen wenigen Individuen stärker genutzt. Die Tiere hielten sich dabei aber nur in geringen Zeitanteilen auf Ackerflächen, Wiesen oder dem Deich auf (Abbildung 33). Die Habitatnutzung unterschied sich deutlich im Verlauf des Tidezyklus (Tabelle 7): Während der Hochwasserphasen nutzten die Ringelgänse am häufigsten Salzwiesengebiete am Binnenland, wohingegen sie während Niedrigwasser am häufigsten auf Wattflächen vertreten waren. Allerdings war der Zeitanteil der Nutzung des Gezeitenbereiches auch zu Hochwasser vergleichsweise hoch. Die Tiere schwammen dann bei Wasserbedeckung auf den Wattflächen. Eine noch deutlichere Abhängigkeit der Habitatnutzung zeigte sich hinsichtlich der Tageszeit (Tabelle 7): Während der Nachtstunden nutzten die Ringelgänse die meiste Zeit über Wattflächen. Im Gegensatz dazu wurden tagsüber vor allem Salzwiesenbereiche der Festlandsküste genutzt. Dieser Wechsel in der Habitatnutzung ist mit hoher Wahrscheinlichkeit durch den Prädationsdruck durch bodengebundene nächtliche Prädatoren (Fuchs, Marder etc.) an der Festlandsküste zu erklären.

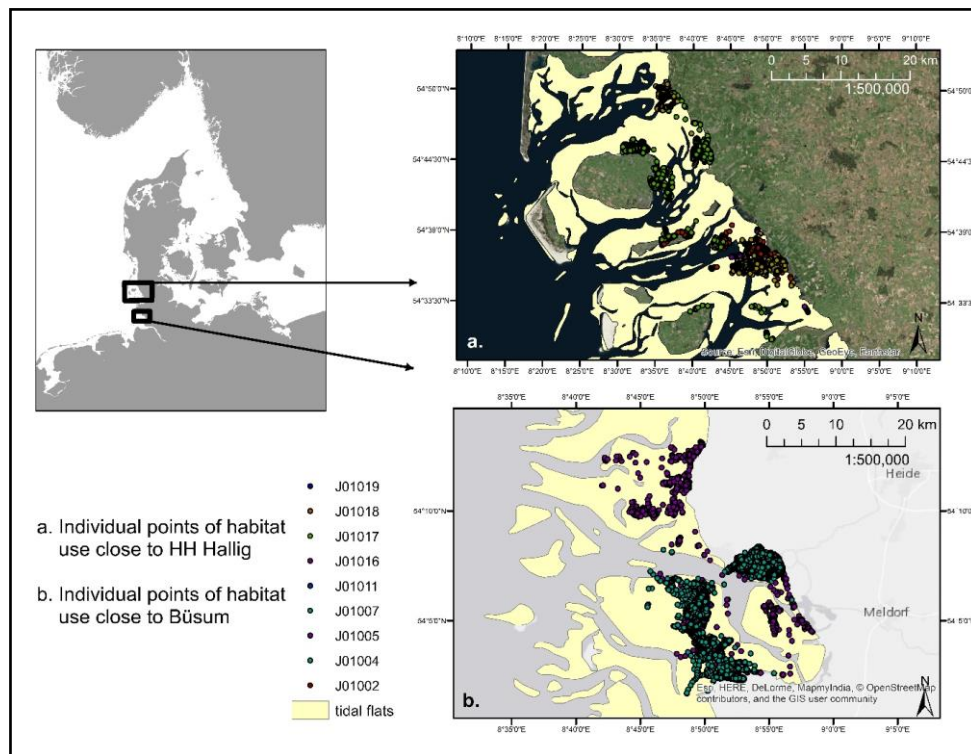


Abbildung 32: GPS-Positionen von neun telemetrierten Ringelgänsen im Bereich des Untersuchungsgebietes STopP-I (a) und STopP-Synthese (b) während des Frühjahres.

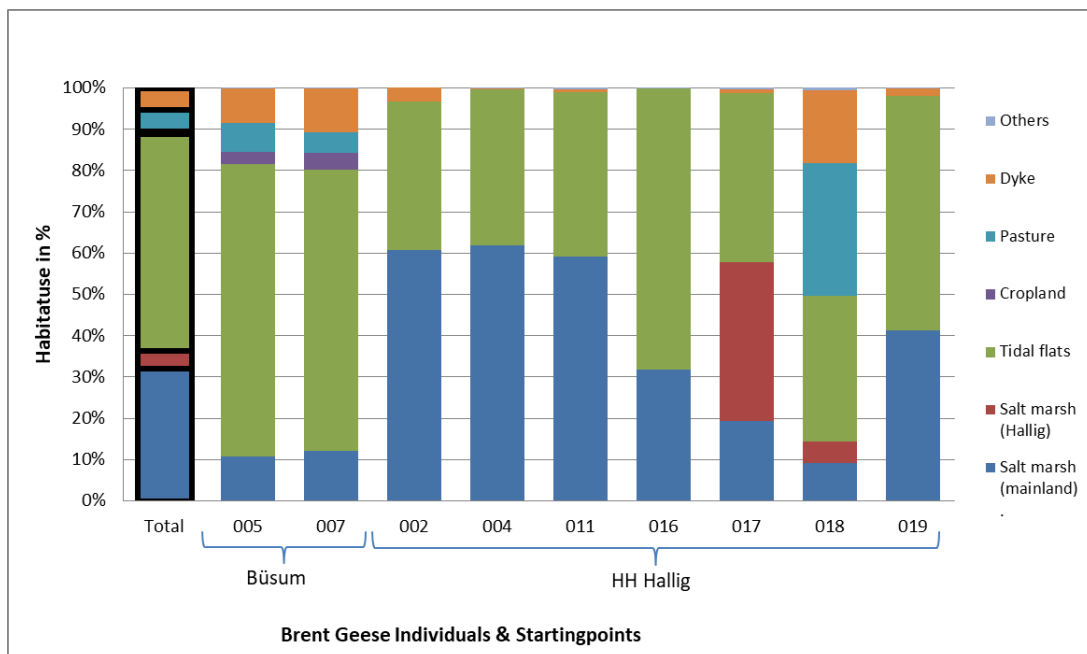


Abbildung 33: Habitatnutzung (Zeitanteil in %) von neun telemetrierten Ringelgänsen.

Tabelle 7: Mittlere Anteile der Habitatnutzung (\pm Standardabweichung) von neun Ringelgänsen zu unterschiedlichen Phasen des Tidezyklus sowie während Tag und Nacht.

	Hoch-was-ser	Mittlere Tide	Niedrig-was-ser	Tag	Nacht
Salzwiese (Festland)	40.3 \pm 21.3	31.9 \pm 23.9	26.5 \pm 23.1	43.2 \pm 27.8	19.5 \pm 14.5
Salzwiese (Hallig)	4.9 \pm 12.8	4.9 \pm 12.6	4.8 \pm 12.8	6.5 \pm 16.8	2.4 \pm 6.6
Wattfläche	43.7 \pm 13.2	51.6 \pm 17.5	59.2 \pm 17.1	36.2 \pm 18.7	73.1 \pm 11.3
Acker	0.8 \pm 1.5	0.7 \pm 1.4	0.9 \pm 1.8	1.3 \pm 2.6	0.0 \pm 0.1
Wiese	4.5 \pm 10.1	5.5 \pm 11.5	4.9 \pm 10.2	7.4 \pm 16.0	0.7 \pm 1.4
Deich	5.8 \pm 7.6	5.0 \pm 6.2	3.5 \pm 4.7	5.2 \pm 6.8	4.3 \pm 5.6
Anderes	0.1 \pm 0.2	0.5 \pm 0.5	0.1 \pm 0.2	0.3 \pm 0.3	0.1 \pm 0.1

Schließlich konnten im Untersuchungsgebiet von SToP-Synthese insgesamt acht Austernfischer mit GPS-Datenloggern ausgerüstet werden. Ihre Bewegungsmuster wurden mit der Verteilung von Makrozoobenthosorganismen in Verbindung gebracht. Die Tiere führten von ihrem Brutplatz an der Festlandsküste aus Nahrungssuchflüge bis über 9 km Distanz durch. Im Mittel entfernten sie sich 2.1 km vom Brutgebiet, um im Gezeitenbereich Nahrung aufzunehmen. Dabei nutzten sie häufig fest definierte Fressreviere. Abbildung 34 gibt einen Überblick über die Lage und Ausdehnung (dargestellt als Homerange) dieser Fressgebiete.

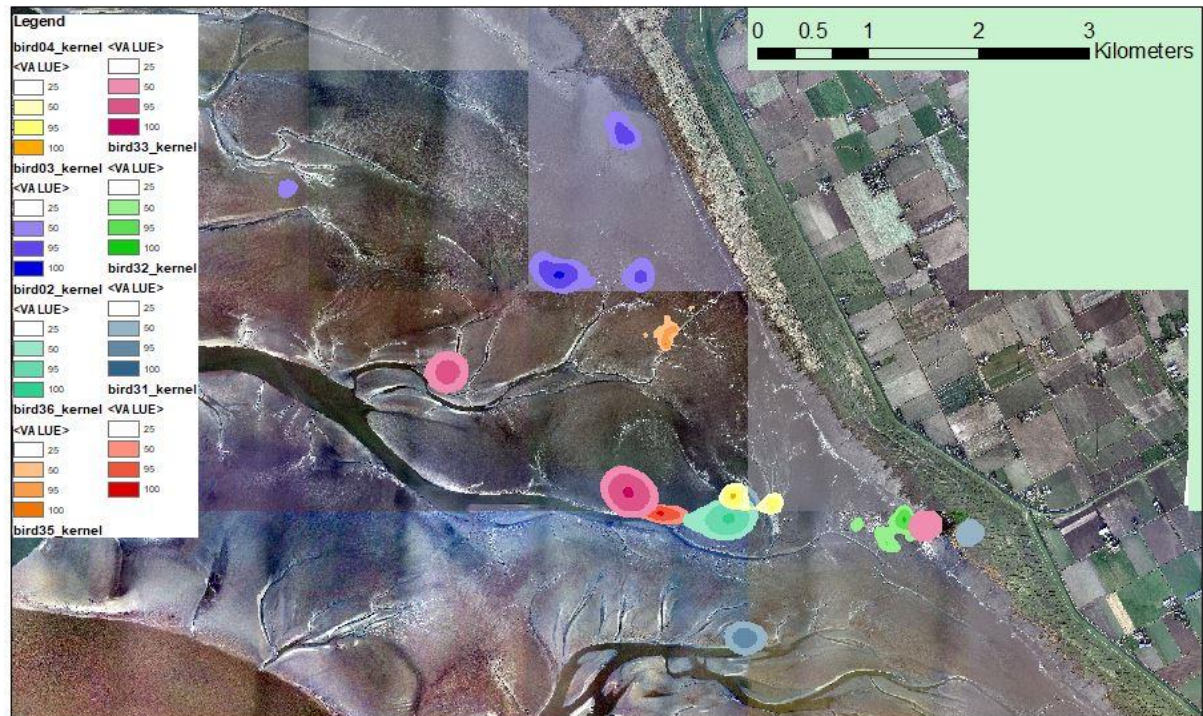


Abbildung 34: Ausdehnung und Lage der Nahrungsgebiete von acht telemetrierten Austernfischern an der Festlandsküste im Süden des Untersuchungsgebietes von StopP-Synthese.

Analog zu dem Vorgehen, das bereits oben für Große Brachvögel beschrieben ist, wurden Benthosproben in Nahrungsgebieten der Austernfischer und in Kontrollgebieten, die nicht von Austernfischern genutzt wurden, gewonnen. Im Vergleich mit den Benthosproben, die für Silbermöwen und Große Brachvögel im Gezeitenbereich gewonnen wurden, fällt auf, dass zwar die Anzahl der gefundenen Benthosorganismen vergleichsweise hoch ist, jedoch fallen die Biomassen sehr gering aus (Tabelle 8).

Dies ist vermutlich damit zu erklären, dass die Austernfischer sehr hoch gelegene Wattflächen nahe der Festlandsküste wählten, die unter einem intensiven Süßwassereinfluss aus der Elbmündung standen. Aufgrund geringer Überflutungszeiten und geringer Salinität, sind die zur Verfügung stehenden Benthosorganismen für Austernfischer daher von vergleichsweise schlechter Qualität.

Tabelle 8: Mittelwerte von Abundanz und Biomasse (als Aschefreies Trockengewicht - AFDW) von Benthosorganismen in Nahrungsgebieten von Austernfischern und in Kontrollstationen.

	Mittlere Abundanz pro m ²		Mittlere AFDW pro m ²	
	Nahrung- sprobe	Kontrolle	Nahrung- sprobe	Kontrolle
Gesamt	881.4	919.1	3.835	3.192
Muscheln gesamt	147.6	155.0	1.308	0.968
<i>Limecola balthica</i>	83.1	94.5	0.781	0.635
<i>Mya arenaria</i>	6.6	0	0.017	0.000
<i>Arenicola marina</i>	4.4	0	0.011	0.000
<i>Scrobicularia plana</i>	0	2.2	0.000	N/A
Muschel (unident.)	0	2.2	0.000	N/A
Polychaeten gesamt	733.8	764.1	2.527	2.224
<i>Hediste diversicolor</i>	223.7	234.4	1.037	0.803
<i>Marenzelleria vi- rens</i>	118.9	114.4	0.206	0.258
<i>Phyllodoce mucosa</i>	4.4	2.2	0.002	0.001
<i>Nereis</i> sp.	2.2	8.9	0.003	0.008
<i>Nereis virens</i>	0	4.4	0.000	0.016
<i>Nephtys hombergii</i>	0	2.2	0.000	0.014
<i>Crangon crangon</i>	13.3	15.5	0.004	0.012
andere	2.2	0	N/A	0.000

Im Gegensatz zur Habitatwahl von Großen Brachvögeln unterschieden sich bei Austernfischern die Benthosbiomassen und –abundanzen nicht signifikant zwischen von Austernfischern aufgesuchten Nahrungsgebieten und den Kontrollen (Abbildung 35).

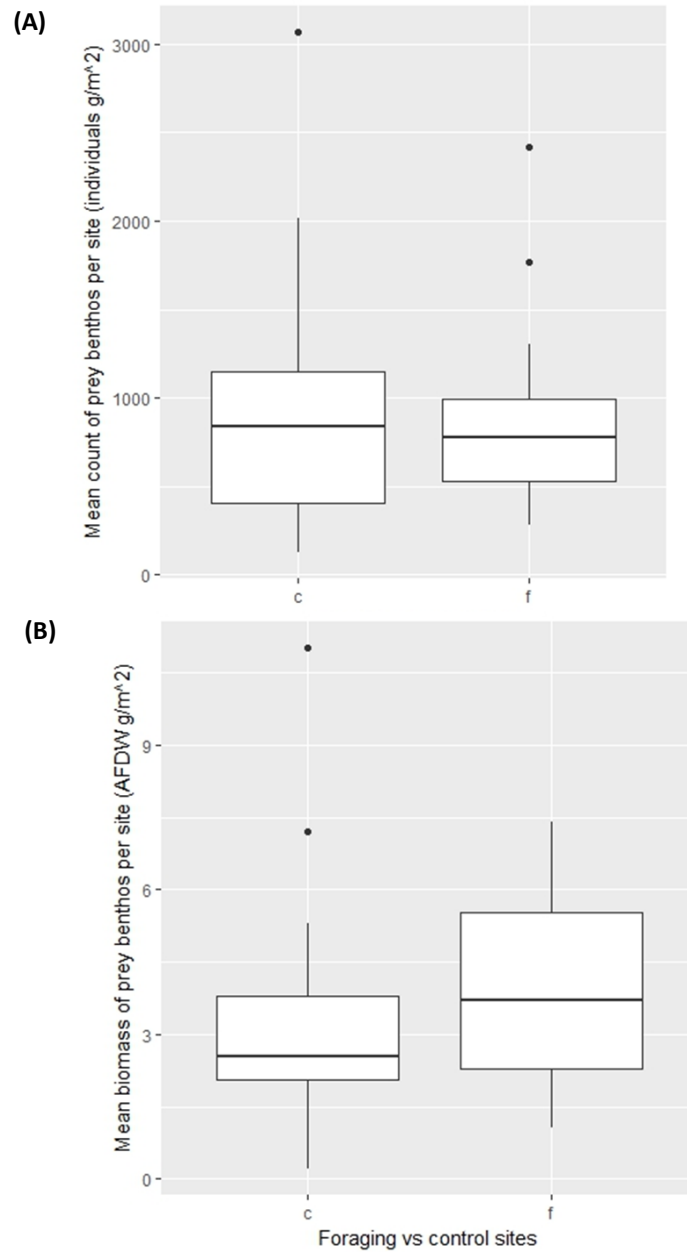


Abbildung 35: Unterschiede in Abundanz (A) und Biomasse (B) von allen Makrozoobenthosorganismen in Kontrollen ("c") und Nahrungsgebieten ("f") von Austernfischern.

2.1.3 HABITAT MODELLE (AP2)

Simulation hydrodynamischer Verhältnisse

Im Vorhaben StopP-Synthese wurden für das südlich gelegene Untersuchungsgebiet vergleichende Habitatmodelle aufgesetzt. Um funktionale Zusammenhänge zwischen der Herausbildung benthischer Habitate bzw. ihrer Nutzung durch Vögel und abiotischen Prediktoren herstellen zu können, war es erforderlich, für das neue Untersuchungsgebiet entsprechende Umweltvariablen zur Verfügung zu haben. Daher wurden im Berichtszeitraum die folgenden hydrodynamischen bzw. geologischen Prediktoren im GIS so aufbereitet, dass sie für die Habitatmodellierung zur Verfügung standen:

- Bathymetrie. Hierfür wurde der bereits bekannte Datensatz des BSH in einem 50 x 50 m für das Untersuchungsgebiet StopP-Synthese angepasst.
- Stärke der Bodenschubspannung als Maß der Intensität des Sedimenttransportes. Die bereits publizierten Modelldaten der BAW (Kösters & Winter 2014) wurden im GIS für das Untersuchungsgebiet StopP-Synthese angepasst.
- Zeitanteil der kritischen Bodenschubspannung als Maß der Dauer des Sedimenttransportes. Hierfür gilt dasselbe wie für den Prediktor Stärke der Bodenschubspannung (s.o.).
- Überflutungszeit der Wattflächen. Durch das Schwestervorhaben MOSSCO wurde ein hydrodynamisches Modell zur Überflutungszeiten von Wattflächen für das StopP-Synthese-Gebiet erstellt (Abbildung 36). Die durch MOSSCO generierten Daten wurden im GIS mit den übrigen Prediktoren für die Habitatmodellierung verschnitten. Dadurch konnte eine Matrix für alle Prediktoren erstellt und für die Habitatmodellierung verwendet werden.
- Sedimentzusammensetzung. Die Verbundpartner IfG, FTZ Geo und FTZ Eco haben eigene Daten zu diesem Prediktor erhoben. Die Daten wurden im Berichtszeitraum dem routinemäßigen Laborprozess unterzogen und lagen fristgerecht für die Verwendung im Rahmen der Habitatmodellierung vor.

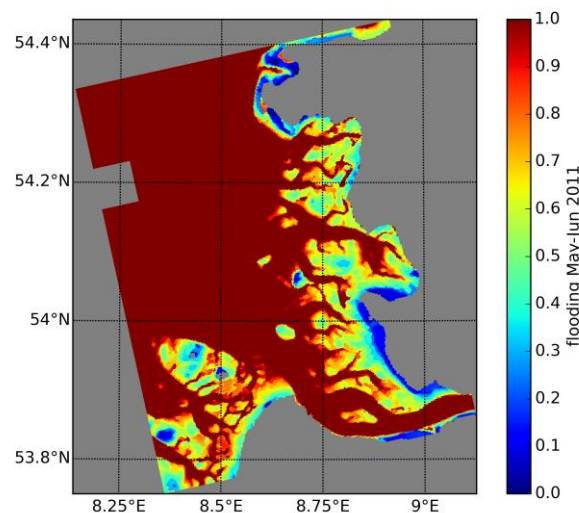


Abbildung 36 Hydrodynamisches Modell für den Zeitanteil der Überflutung eutoraler Flächen im StopP-Synthese Gebiet, bereitgestellt durch das Vorhaben MOSSCO.

Habitatmodellierung

Für die Habitatmodellierung standen insgesamt etwas mehr als 4.000 Benthosproben zur Verfügung, von denen die meisten im Rahmen des STopP-Vorhabens aufgenommen wurden und einige weitere aus archivierten Quellen des FTZ stammten (Abbildung 37: Lage der Benthosprobestationen, die zur Habitatmodellierung verwendet wurden)

Des Weiteren konnte auf mehr als 2.200 Sedimentproben zurückgegriffen werden, die ausschließlich im STopP-Vorhaben erhoben wurden.

Im Rahmen der Habitatmodellierung wurden sowohl benthische Organismen als auch Vogelarten untersucht. Da innerhalb des STopP-Projektes vor allem der Link zwischen Sedimenten, Makrozoobenthos und Vögeln im Vordergrund stand, wurde beim Makrozoobenthos der Schwerpunkt auf solche Arten gelegt, die für Vögel als Top-Prädatoren von großer Bedeutung sind. Außerdem sollten die Makrozoobenthosorganismen häufig sein, eine hohe Biomasse aufweisen und von der Hydrodynamik abhängen. Alle Kriterien trafen auf die Arten Amerikanische Schwertmuschel, Herzmuschel, Baltische Plattmuschel und Miesmuschel zu. Auch wenn nur von geringer Bedeutung als direkte Vogelnahrung wurde ein Habitatmodell für den Bäumchenröhrenwurm angefertigt, da diese Art in bestimmten Bereichen des Untersuchungsgebietes starke Dominanzbestände ausbildete und überprüft werden sollte, wie diese Polychaetenart mit den ebenfalls im Sublitoral dominierenden Schwertmuscheln interagiert.

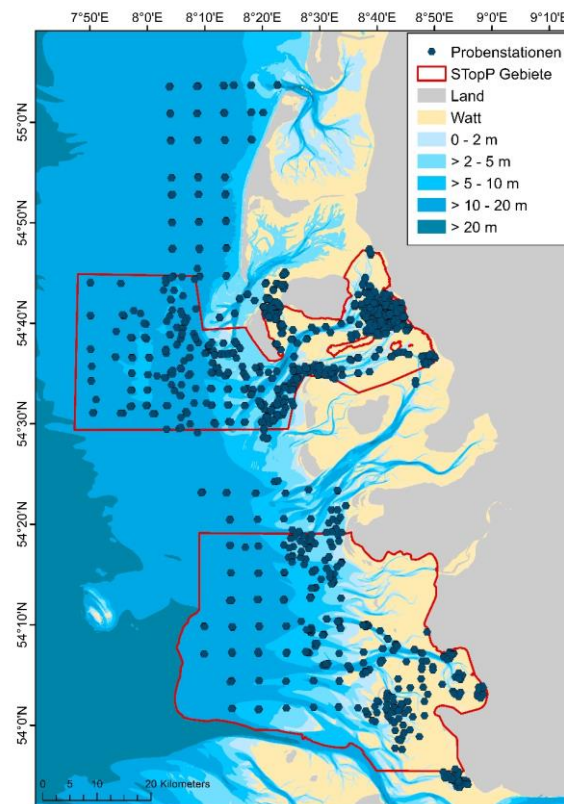


Abbildung 37: Lage der Benthosprobestationen, die zur Habitatmodellierung verwendet wurden

Für die Habitatmodelle wurden die folgenden abiotischen Prediktoren verwendet:

1. Überflutungsdauer von Wattflächen: diese Daten wurden von dem Schwestervorhaben „MOS-SCO“ zur Verfügung gestellt. Die mittleren relativen Überflutungszeiten wurden mit Hilfe numerischer Simulationen des Modells GETM berechnet (Burchhard & Bolding 2002; Klingbeil & Burchhard 2013; Klingbeil et al. 2018). Das Modell basierte auf dreidimensionalen Simulationen, die das gesamte Wattenmeer in einem Raster von 200 x 200 m abdeckten und einer zeitlichen Auflösung von 40 Sekunden. Für nähere Informationen siehe Gräwe et al. (2016).
2. Wassertiefe: Bathymetrische Daten wurden vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie in einer Auflösung von 50 x 50 m zur Verfügung gestellt.
3. Bodenschubspannung und zeitlicher Anteil kritischer Bodenschubspannung: Die Schubspannung ist ein wichtiger Parameter, um Erosions- und Sedimentationsprozesse am Meeresboden zu beschreiben. Sie ist zu verstehen als Krafteinwirkung der Meeresströmung auf eine bestimmte Fläche des Meeresbodens. Im Fall der vorliegenden Studie wurde für die absolute Bodenschubspannung der sogenannte τ_{95} -Wert verwendet. Dies bezeichnet das 95. Perzentil der lokalen Bodenschubspannung auf 1 m² Meeresboden in N/m². Dieser Wert repräsentiert ein direktes Maß der Sedimenterosion und –reposition. Für die vorliegende Studie wurden publizierte Daten der Rastergröße 1 x 1 km im inneren Wattenmeer und 3 x 3 km im Offshorebereich verwendet (Kösters & Winter 2014). Der Zeitanteil der kritischen Bodenschubspannung (BSSI) ist zu verstehen als Anteil der Zeit, in dem die lokale Schubspannung den kritischen Wert für Erosion übersteigt und gibt ein Maß der Dauer des Sedimenttransportes wieder. Auch dieser Wert wurde von Kösters & Winter (2014) entnommen.
4. Sedimentverteilung: Sedimentproben von etwa 100 g wurden an jedem ersten Replikat einer jeweiligen Benthosstation entnommen. Außerdem wurde der Meeresboden auf mehr als 1.300 km² Fläche mit dem Sidescan Sonar kartiert (s. AP1). Zusätzliche Sedimentproben wurden in Gebieten genommen, in denen das Sidescan Mosaik auffällige Unterschiede zeigte. Bestimmt wurden der Schlickanteil (< 63 µm) sowie der Feinsandanteil (Korngrößen $\geq 63 \mu\text{m}$ – < 250 µm).

Abundanz und Biomasse von Muscheln sowie Präsenz und Absenz von Bäumchenröhrenwürmern wurden im Habitatmodell als Abhängige verwendet. Die Kartierung von Baltischer Plattmuschel, Schwertmuschel und Herzmuschel ist in Kapitel 2.1.2 genau beschrieben. Miesmuscheln wurden ausschließlich im Eulitoral erfasst, da die Vorkommen im Sublitoral zu vernachlässigen sind. Die Erfassung erfolgte mit Hilfe von Remote-Sensing Verfahren über Satelliten-Fernerkundung. Präsenz und Absenz von Bäumchenröhrenwürmern wurden innerhalb der in Kapitel 2.1.2 beschriebenen Probestationen erfasst sowie zusätzlich im Sublitoral während der Side-Scan Surveys kartiert (s. Kapitel 2.1.2).

Alle Umweltvariablen (Prediktoren) wurden einem Vorhersageraster von 125 x 125 m zugeordnet. Wassertiefe war die einzige Variable, die in einer feineren räumlichen Auflösung verfügbar war, als das Vorhersageraster. Daher wurden mittlere Wassertiefen für jede Rasterzelle in ArcGIS (Version 10.3) berechnet. Für die anderen Umweltparameter (außer der Sedimentverteilung) wurde der der Rasterzelle nächstgelegene Wert genutzt. Die Sedimentverteilung basierte auf in situ Messungen, die wesentlich größer waren als das Vorhersageraster. Daher wurde mit Hilfe eines Generalisierten Additiven Modells (GAM) eine räumliche Vorhersage auf das Raster vorgenommen. Dazu wurde der Längen- und

Breitengrad der Sediment-Probeexposition als ein zweidimensionaler Prediktor verwendet. Die Vorhersage wurde mit Hilfe von kubischen Splines und der maximalen Anzahl von Freiheitsgraden durchgeführt (Wood 2017). Mit Hilfe der Predict-Funktion im „mgcv“-Paket in der Statistiksoftware R wurde der Feinsand- und Schlickgehalt direkt auf die Koordinaten des Rasters vorhergesagt (Abbildung 38).

In einem ersten Schritt wurde die Kollinearität zwischen den Umweltparametern mit Hilfe des R-Paketes „usdm“ berechnet. Die Variance inflation factors für BSSI und Wassertiefe waren >10. Daher wurden diese beiden Parameter als Prediktoren für das Modell ausgeschlossen.

Für alle Habitatmodelle wurden kubische Splines als Smoothing Funktionen und die Verteilungsfamilie „Quasipoisson“ verwendet, da sie der Natur der Daten am nächsten kam und die geringsten AIC-Werte zeigte (für weitere Details s. Wood 2017). Die folgende Formel für das GAM wurde verwendet:

$$\text{logit}(E[\text{Species}_i]) = f_1(\tau 95_i) + f_2(\text{inundation duration}) + f_3(\text{proportion fine sand}_i) + f_4(\text{proportion mud})$$

Hierbei ist *Species* entweder die Abundanz oder die Biomasse der betrachteten Benthosart. $\tau 95$ ist die Bodenschubspannung, *inundation duration* ist die Überflutungszeit der Wattflächen und *proportion fine sand* sowie *proportion mud sand* sind die Anteile von Feinsand und Schlickanteil. *i* ist die Probennummer und f_1 bis f_4 sind die Smoothing Funktionen. Räumliche Autokorrelation wurde mit Hilfe der Funktion „correlog“ im R-Paket „pgirmess“ getestet. Eine bedeutende räumliche Autokorrelation trat in keinem der verwendeten Modelle auf.

Die Werte der Abhängigen wurden log-transformiert, um ein Overfitting des Modells zu vermeiden und für einige hohe Ausreißerwerte zu korrigieren. Die besten Modelle wurden mit Hilfe der gängigen Modellselektionsverfahren ausgewählt (visuelle Beurteilung der Residuenverteilung, Funktion checkgam im „mgcv“-Paket“, sowie eine 10-fache Kreuzvalidierung; Korner-Nievergelt et al. 2015; Zuur et al. 2017). Um eine ökologische Interpretation der Modellergebnisse zu ermöglichen, wurden die Freiheitsgrade des GAM auf $k=4$ festgesetzt, auch um Overfitting der Modelle zu vermeiden. Für jeden Prediktor wurde der Anteil der erklärten Varianz an der Gesamtvarianz des Modells berechnet (Eskildsen et al. 2013).

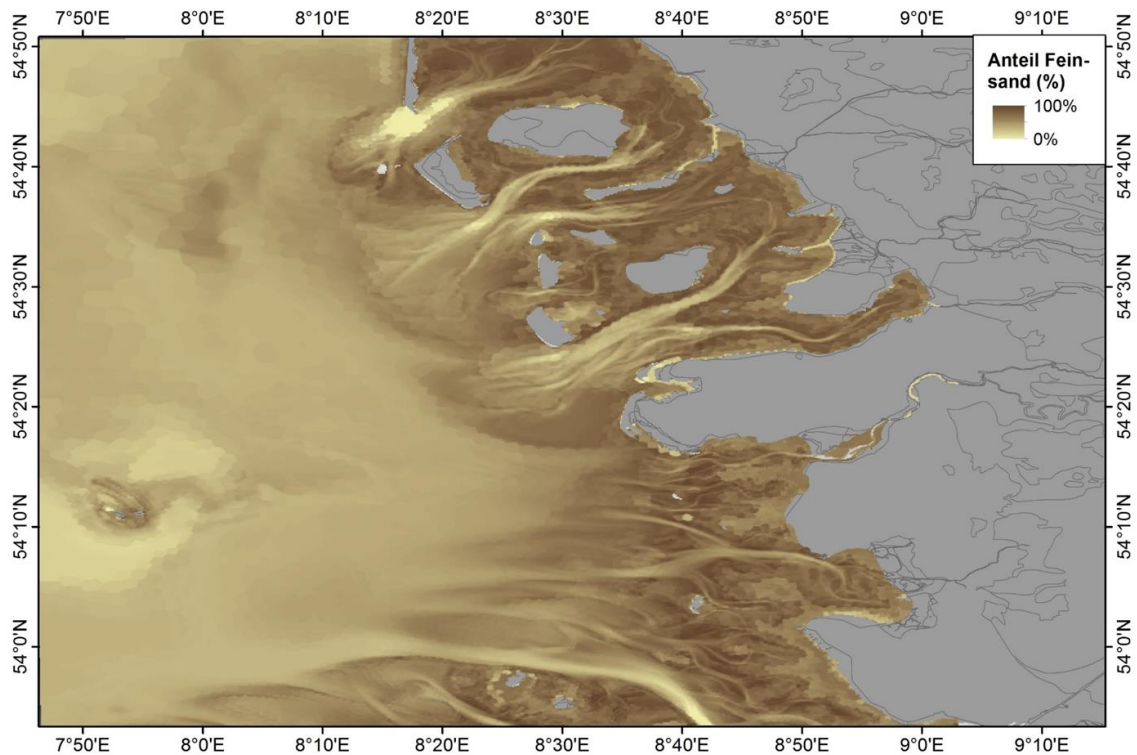


Abbildung 38: Vorhergesagte Verteilung des Feinsandgehaltes auf einem 125 x 125 m Raster.

Habitatmodell: Bäumchenröhrenwurm (*Lanice conchilega*)

Bäumchenröhrenwürmer sind röhrenbildende Polychaeten, die z.T. in Dichten von mehreren Tausend Individuen pro m² auftreten können und dichte, riffartige Strukturen ausbilden können. Sie haben eine wichtige Funktion als Strukturbildner und bilden Mikrohabitate für andere Arten aus. Potenzielle Interaktionen mit anderen Arten sind noch nicht hinreichend gut untersucht.

Das Gesamtmodell für den Bäumchenröhrenwürmer erklärte 30,7% der Varianz der Daten. Vor allem der Feinsandanteil war mit einer relativen erklärten Varianz von 59% der wichtigste Parameter, der das Auftreten von Bäumchenröhrenwürmern bestimmte. *Lanice* zeigte einen negativen Zusammenhang mit dem Anteil von Feinsand (Abbildung 39a). Bis zu einem Schwellenwert von 50% Feinsandanteil ist mit einer erhöhten Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Bäumchenröhrenwürmern zu rechnen. Bei Werten >50% Feinsandanteil verringert sich die Antreffwahrscheinlichkeit. Beim Schlickanteil verhält es sich umgekehrt: Das Auftreten von Bäumchenröhrenwürmern zeigte einen positiven Zusammenhang mit dem Schlickanteil (Abbildung 39b). Ab Schwellenwerten <10% Schlick lag die Auftretswahrscheinlichkeit von Bäumchenröhrenwürmern unter dem vorhergesagten Mittelwert.

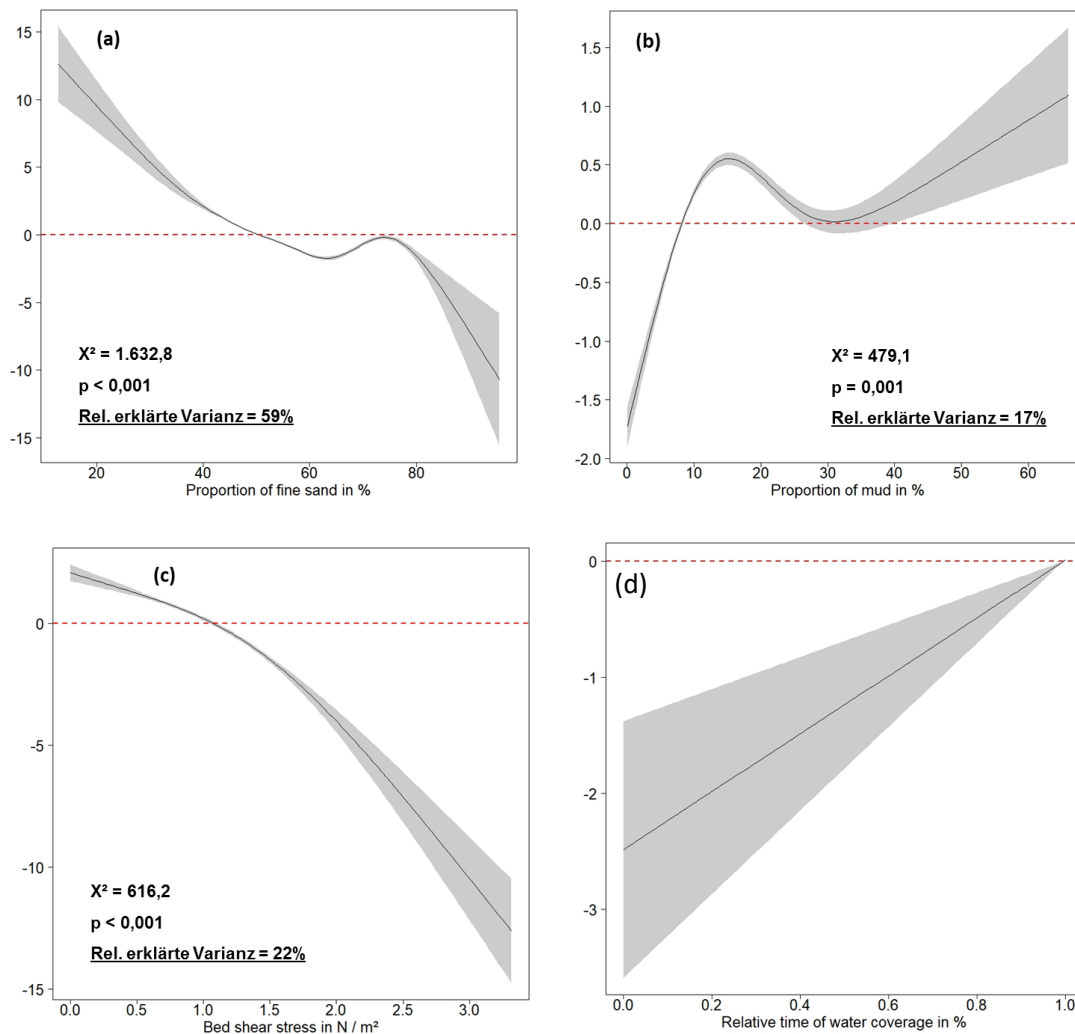


Abbildung 39: Antreffwahrscheinlichkeit von Bäumchenröhrenwürmern in Bezug zu (a) Feinsandanteil, (b) Schlickanteil, (c) Schubspannung und (d) Überflutungsdauer. Schwarze Linie: Modellkurve des GAM, grauer Bereich: 95% Vertrauensintervall, rote gestrichelte Linie: mittlere Antreffwahrscheinlichkeit von Bäumchenröhrenwürmern. Y-Achse: relative Skala, welche die Abweichung der Modellkurve gegenüber dem gesamten Mittelwert (rote gestrichelte Linie) bei gegebener Ausprägung der Umweltvariable (x-Achse) wiedergibt.

Die Schubspannung hatte eine relative erklärte Varianz von 22%. Es zeigte sich ein deutlich negativer Effekt steigender Schubspannungswerte auf die Antreffwahrscheinlichkeit von *Lanice* (Abbildung 39c). Ab einem Schwellenwert von etwa 1 N/m² ist mit geringeren Wahrscheinlichkeiten des Antreffens von Bäumchenröhrenwürmern zu rechnen als im vorhergesagten Mittel. Den geringsten Anteil relativer erklärter Varianz hatte die Überflutungsdauer inne (1%). Die Antreffwahrscheinlichkeit von *Lanice* ist im ständig überfluteten Bereich am höchsten (Abbildung 39d). Allerdings legt das breite Konfidenzintervall nahe, dass sich der Verlauf der Modellkurve nicht sicher interpretieren lässt. Ein Effekt der Überflutungszeit auf das Auftreten von Bäumchenröhrenwürmern kann somit nicht mit Sicherheit abgeleitet werden.

Trifft man mit Hilfe der Umweltparameter eine räumliche Vorhersage, liegen die Habitate, die für Bäumchenröhrenwürmer am geeignetsten sind fast ausschließlich im Offshore-Bereich des Untersuchungsgebietes. Besonders im Norden westlich der Insel Sylt und im Bereich der Amrum Bank sowie an einigen Stellen vor der Halbinsel Eiderstedt werden geeignete Bereiche vorhergesagt (Abbildung 40). Das innere Wattenmeer Nordfrieslands sowie der Offshore-Bereich um die Insel Helgoland wird nicht als geeigneter Lebensraum für Bäumchenröhrenwürmer ausgegeben.

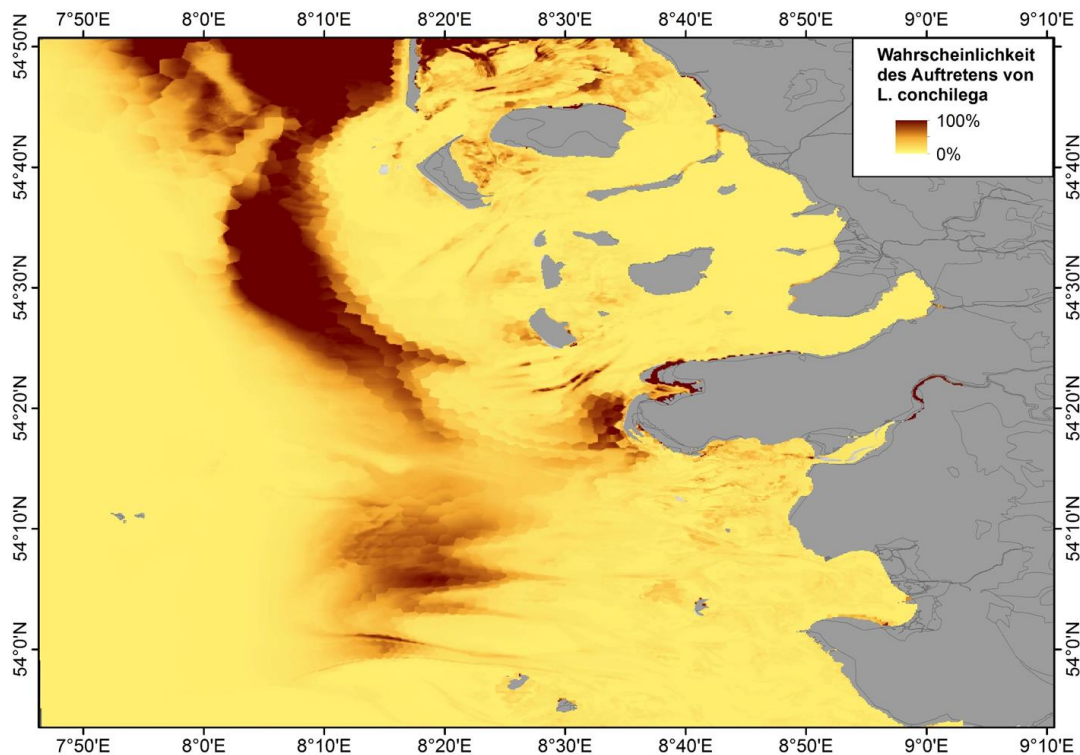
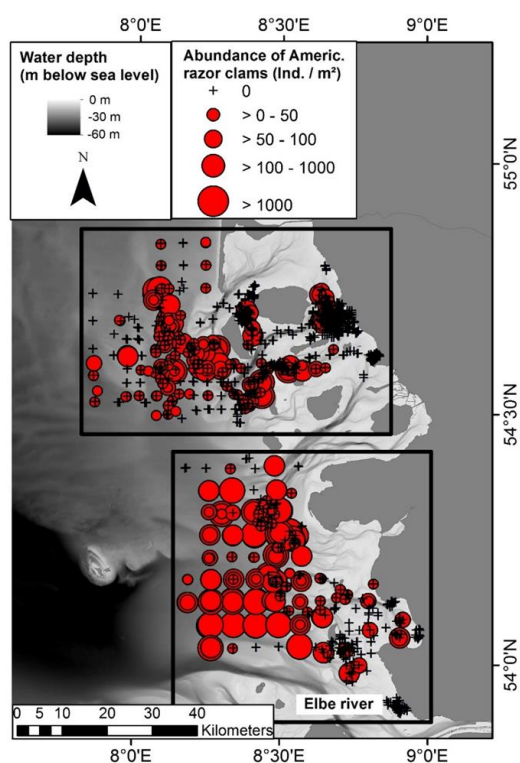


Abbildung 40: Vorhergesagtes Habitatpotenzial von Bäumchenröhrenwürmern (*Lanice conchilega*).

Habitatmodell: Amerikanische Schwertmuscheln (*Ensis leei*)

Die Amerikanische Schwertmuschel zählt zu den invasiven Arten im Wattenmeer und wurde 1979 vermutlich mit Ballastwasser aus Nordamerika eingeschleppt. Seitdem kam es zu einer flächigen Ausbreitung entlang der gesamten Nordsee. Jüngere Studien belegen die hohe Relevanz der Amerikanischen Schwertmuschel als Nahrungsquelle für Vögel. Das günstige Fleisch / Schalenverhältnis macht diese Muschelart zu einer lohnenden Nahrung für See- und Küstenvögel. Bisher fehlen Studien zur möglichen Überlappung dieser Art mit der heimischen Benthosfauna. Insbesondere stellte sich die Frage, wie Schwertmuscheln mit Bäumchenröhrenwürmern interagieren bzw. wie sich die Habitatansprüche beider Arten unterscheiden, da beide Arten vor allem im Sublitoral große Dominanzbestände ausbilden können. Daher wurde das Vorhersagemodell der räumlichen Verteilung von Bäumchenröhrenwürmern (s.o.) zur Modellierung von Schwertmuscheln als ein weiterer Prediktor herangezogen.

Betrachtet man die Rohdaten, erkennt man deutliche Schwerpunkte dieser Art vom küstennahen Offshore-Bereich bis in tiefer gelegene Gebiete (Abbildung 41). Auffällig ist das Fehlen von Schwertmuscheln in tiefen Rinnen sowie auf höher gelegenen Wattflächen im inneren Wattenmeer.



Schon in den Rohdaten werden unterschiedliche Muster im nördlichen im Gegensatz zum südlichen Untersuchungsgebiet deutlich: Während Schwertmuscheln im Norden vor allem in einem distinkten Streifen entlang der äußeren Wattenmeerinseln vorkamen, zeigte sich im südlichen Bereich eher eine flächendeckende Verbreitung im Offshorebereich. Um sowohl diesen unterschiedlichen Mustern als auch den unterschiedlichen geomorphologischen Gegebenheiten in beiden Gebieten (Norden: keine Überprägung durch Flussmündungen, große Prielsysteme entlang der Inseln; Süden: starker Einfluss der Elbe, weniger tiefe Prielsysteme und kaum Inseln) Rechnung zu tragen, wurden jeweils einzelne Modelle für den nördlichen und südlichen Bereich (s. Boxen in Abbildung 41) durchgeführt. Die Ergebnisse beider Modelle werden (jeweils für die Abundanz und für die Biomasse von Schwertmuscheln) im Folgenden einander gegenübergestellt.

Abbildung 41: Auftreten der Amerikanischen Schwertmuschel (*Ensis leei*) in Benthosproben im Eu- und Sublitoral.

Das Modell zur Schwertmuschel-**Abundanz** für das Nordgebiet zeigte mit 49,2 % eine etwas höhere erklärte Gesamtvarianz als das Südmodell (45,6%). Im **Nordgebiet** trugen alle fünf Prediktoren signifikant zur Erklärung des Auftretens von Schwertmuscheln im Untersuchungsgebiet bei. Der Generalised Cross validation score (GCV; Wood 2017) betrug für das Modell 0.089.

Das Auftreten von Bäumchenröhrenwürmern erklärte den größten Anteil in der Variabilität der Daten, während die übrigen Prediktoren kleinere relative erklärte Varianzen zeigten. Der Zusammenhang zwischen *Ensis* Abundanz und Bodenschubspannung im **Nordgebiet** folgte einer Optimumkurve. Demnach können höchste Schwertmuschelabundanzen bei Schubspannungswerten von etwa 1,5 N/m² erwartet werden (Abbildung 42a). Die Schwellenwerte für eine erhöhte Auftretswahrscheinlichkeit von Schwertmuscheln lagen zwischen 1 und 2 N/m². In Gebieten mit geringerer oder höherer Schubspannung lag die Auftretswahrscheinlichkeit deutlich unter dem vorhergesagten Mittelwert. In Orten mit hohen Überflutungszeiten war die Antreffwahrscheinlichkeit für Schwertmuscheln besonders hoch (Abbildung 42b). Der Schwellenwert lag hier etwa bei 95% Zeit der Wasserbedeckung. Dies macht deutlich, dass *Ensis* sublitorale Habitate bevorzugt bzw. höchstens am Übergangsbereich zum Eulitoral zu finden ist. Es gab einen negativen Zusammenhang zwischen der Abundanz von *Ensis* und dem Feinsandanteil (ein klarer Schwellenwert war hier nicht auszumachen) sowie einen fast linear negativen Zusammenhang mit dem Schlickanteil (Abbildung 42d; höhere Antreffwahrscheinlichkeiten bis zu einem Schlickgehalt von 12%). Diese Ergebnisse legen nahe, dass *Ensis* v.a. in gröberen Sänden mit Korngrößen $\geq 250 \mu\text{m}$ gefunden werden kann. Die *Ensis* Abundanz zeigte einen positiven Zusammen-

hang mit der Auftretswahrscheinlichkeit von Bäumchenröhrenwürmern, bis zu einer Wahrscheinlichkeit von 60%. Bei höheren Auftretswahrscheinlichkeiten der Würmer verringerte sich die Wahrscheinlichkeit *Ensis* anzufinden dramatisch. Schwellenwerte für eine hohe Antreffwahrscheinlichkeit von *Ensis* lagen etwa zwischen 20% und 80% Antreffwahrscheinlichkeit von Bäumchenröhrenwürmern. Dies legt nahe, dass Schwertmuscheln und Bäumchenröhrenwürmer ähnliche Habitate nutzen. In Dominanzbeständen des Bäumchenröhrenwurms kommt die Schwertmuschel aber offensichtlich nur relativ selten vor.

Vier von fünf Prediktoren trugen signifikant zur Erklärung des Auftretens von Schwertmuscheln im **Südgebiet** bei. Der GCV betrug 0.037.

Im Gegensatz zum Nordgebiet hatte die Auftretswahrscheinlichkeit von Bäumchenröhrenwürmern keinen signifikanten Einfluss auf die Schwertmuschelabundanz (Abbildung 42j), während der Feinsandanteil den höchsten Anteil der Varianz erklärte, gefolgt von der Überflutungsdauer, der Bodenschubspannung und dem Schlickanteil.

Tabelle 9: Modellergebnisse des GAM für die Abundanz von Schwertmuscheln. Relative prop. var. explained = relative erklärte Varianz an der Gesamtvarianz (49,2% für das Nordgebiet, 45,6% für das Südgebiet); edf=geschätzte Anzahl Freiheitsgrade; Ref.df= Anzahl der in Beziehung gesetzten Freiheitsgrade.

Northern site	edf	Ref.df	χ^2	p-value	Relative prop. var. explained
Bed shear stress	2.64	2.91	5.54	0.001	0.12
Duration of water coverage	2.87	2.99	6.77	< 0.001	0.22
Proportion of fine sand	3.00	3.00	3.22	0.021	0.06
Proportion of mud	2.55	2.87	9.86	< 0.001	0.17
Presence of <i>L. conchilega</i>	2.95	3.00	17.21	< 0.001	0.43
Southern site	edf	Ref.df	χ^2	p-value	Relative prop. var. explained
Bed shear stress	2.893	2.988	8.17	< 0.001	0.19
Duration of water coverage	2.212	2.583	7.648	< 0.001	0.27
Proportion of fine sand	2.537	2.86	15.015	< 0.001	0.41
Proportion of mud	2.916	2.992	4.348	0.007	0.11
Presence of <i>L. conchilega</i>	1.207	1.381	1.552	0.179	0.02

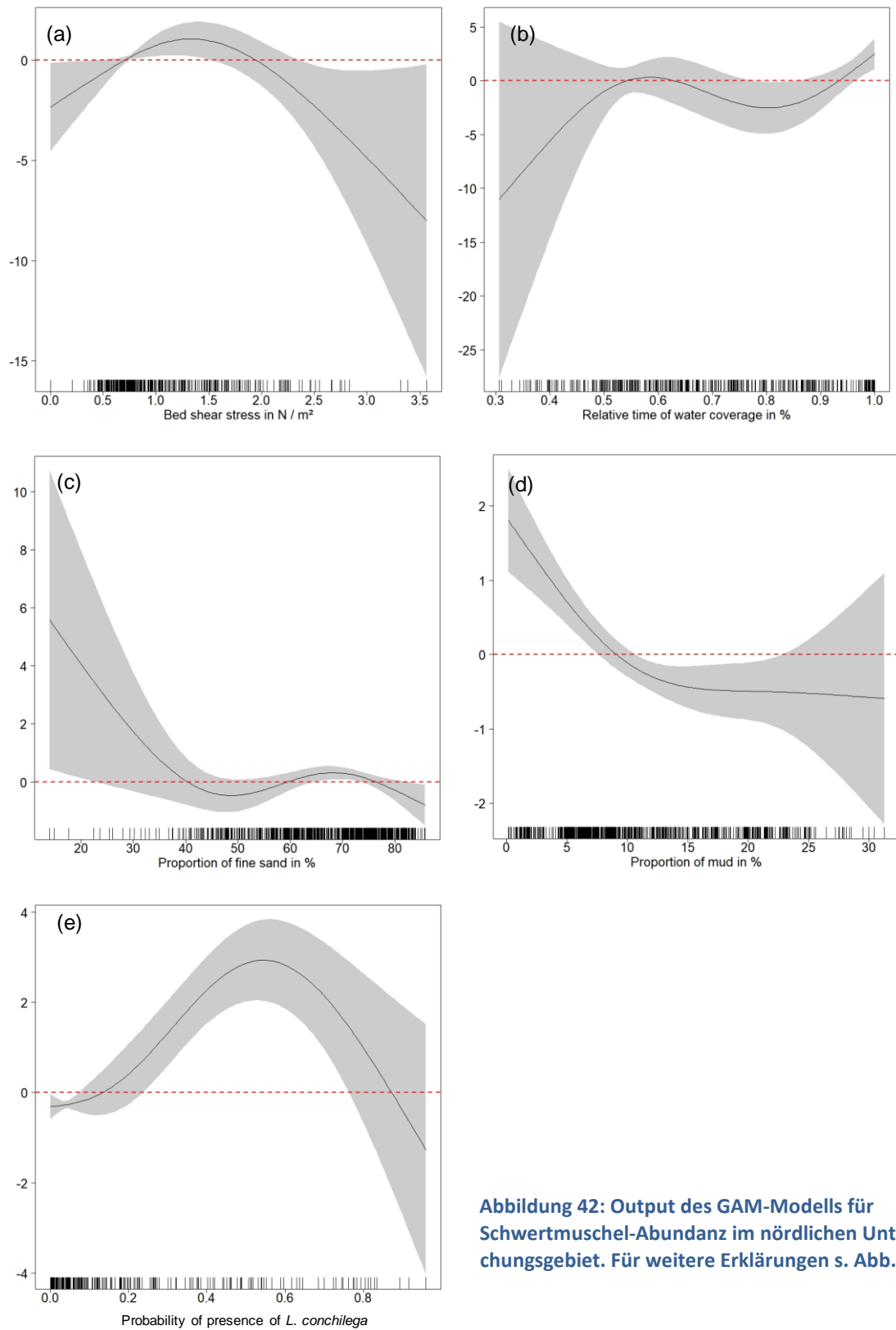


Abbildung 42: Output des GAM-Modells für Schwertmuschel-Abundanz im nördlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.

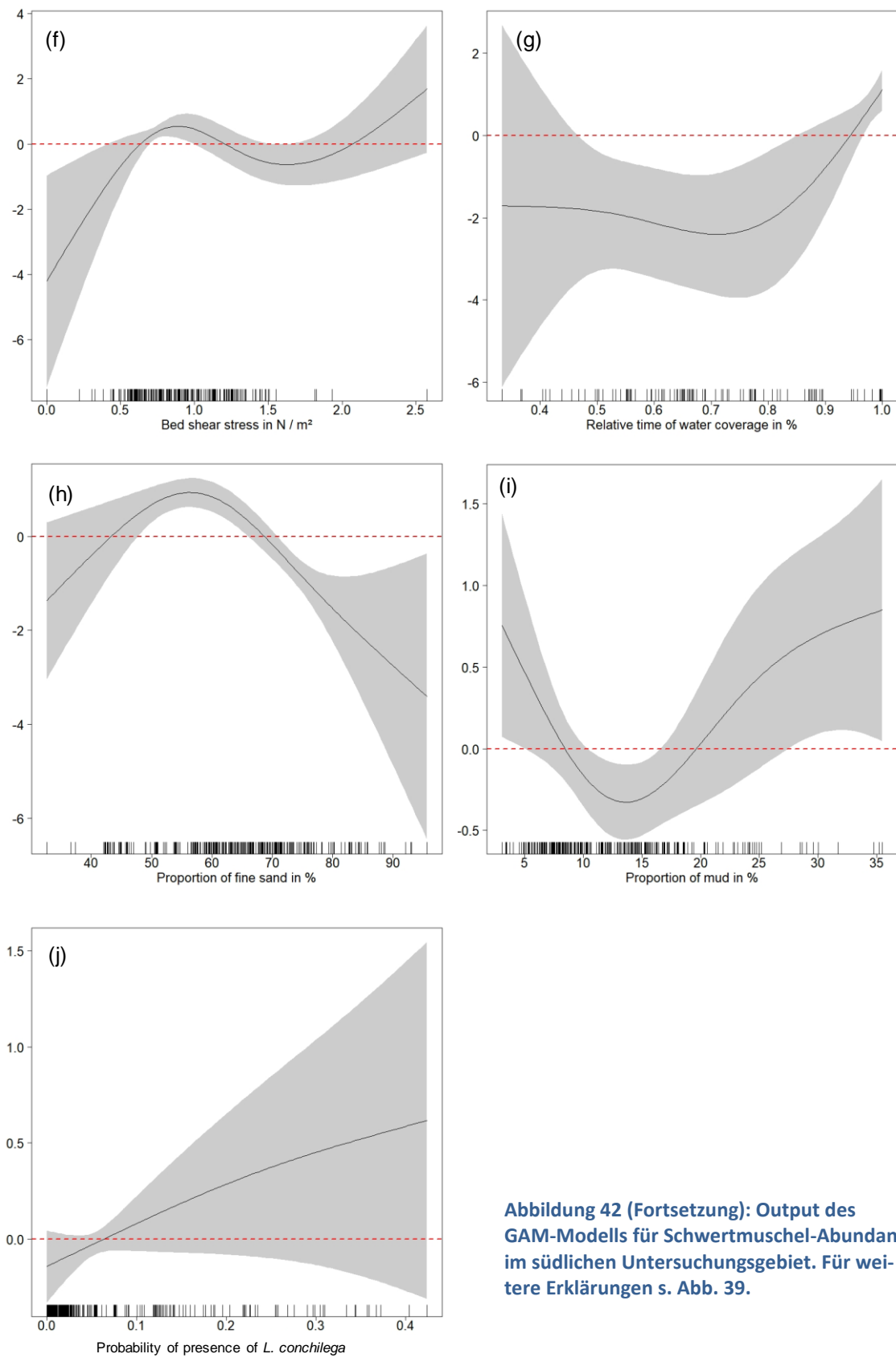


Abbildung 42 (Fortsetzung): Output des GAM-Modells für Schwertmuschel-Abundanz im südlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.

Genau wie im Nordgebiet folgte der Zusammenhang zwischen *Ensis* Abundanz und Bodenschubspannung im **Südgebiet** annähernd einer Optimumkurve. Allerdings war die Kurve weniger ausgeprägt, mit einem geringeren Maximum um 1.0 N/m². Außerdem war der Zusammenhang bei minimalen und maximalen Schubspannungen unsicher, wie an dem breiten Konfidenzintervall zu erkennen ist (Abbildung 42f). Ebenfalls genau wie im Nordgebiet zeigte *Ensis* auch im Südgebiet eine erhöhte Antreffwahrscheinlichkeit bei hohen Überflutungsdauern (Abbildung 42g). Der Schwellenwert lag hier bei etwa 95% Überflutungsdauer. Maximale Schwertmuschelabundanzen traten in Gebieten mit mittleren Feinsandanteilen auf (ein Maximum lag bei 60%, mit Schwellenwerten einer erhöhten Antreffwahrscheinlichkeit zwischen 50% und 70% Feinsandanteil; Abbildung 42h). Im Gegensatz zum Nordgebiet zeigte sich eine erhöhte Antreffwahrscheinlichkeit von *Ensis* in Gebieten mit hohen und geringen Schlickgehalten (Abbildung 42i). Schwellenwerte lagen hier unter 10% und über 30% Schlickanteil.

Das Modell zur Schwertmuschel-**Biomasse** für das Nordgebiet zeigte mit 44,0 % eine etwas höhere erklärte Gesamtvarianz als das Südmodell (41,0%).

Im **Nordgebiet** trugen alle Prediktoren (Tabelle 10) in etwa gleicher Höhe zur Erklärung der Varianz der Daten bei. Ähnlich wie bei der Schwertmuschelabundanz lag die höchste Wahrscheinlichkeit zum Auftreten maximaler *Ensis*-Biomassen bei Bodenschubspannungswerten von etwa 1.5 N/m² (Abbildung 43a). Zusätzlich zeigte sich ein annähernd linear positiver Zusammenhang zwischen Schwertmuschelbiomasse und Überflutungszeit (Abbildung 43b). Höhere Biomassen als im vorhergesagten Mittel traten ab Überflutungszeiten von etwa 90% auf.

Tabelle 10: Modellergebnisse des GAM für die Biomasse von Schwertmuscheln. Relative prop. var. explained = relative erklärte Varianz an der Gesamtvarianz (44,0% für das Nordgebiet, 41,0% für das Südgebiet); edf=geschätzte Anzahl Freiheitsgrade; Ref.df= Anzahl der in Beziehung gesetzten Freiheitsgrade.

Northern site	edf	Ref.df	χ^2	p-value	Relative prop. var. explained
Bed shear stress	2.95	3.00	52.10	< 0.001	0.2
Duration of water coverage	1.24	1.43	15.38	< 0.001	0.30
Proportion of fine sand	3.00	3.00	66.10	< 0.001	0.25
Proportion of mud	2.49	2.83	5.00	0.008	0.02
Presence of <i>L. conchilega</i>	2.98	3.00	65.60	< 0.001	0.23
Southern site	edf	Ref.df	χ^2	p-value	Relative prop. var. explained
Bed shear stress	2.98	3.00	15.49	< 0.001	0.2
Duration of water coverage	1.43	1.71	5.25	0.005	0.24
Proportion of fine sand	2.47	2.83	22.08	< 0.001	0.31
Proportion of mud	2.75	2.95	15.22	< 0.001	0.18
Presence of <i>L. conchilega</i>	2.68	2.93	6.70	< 0.001	0.07

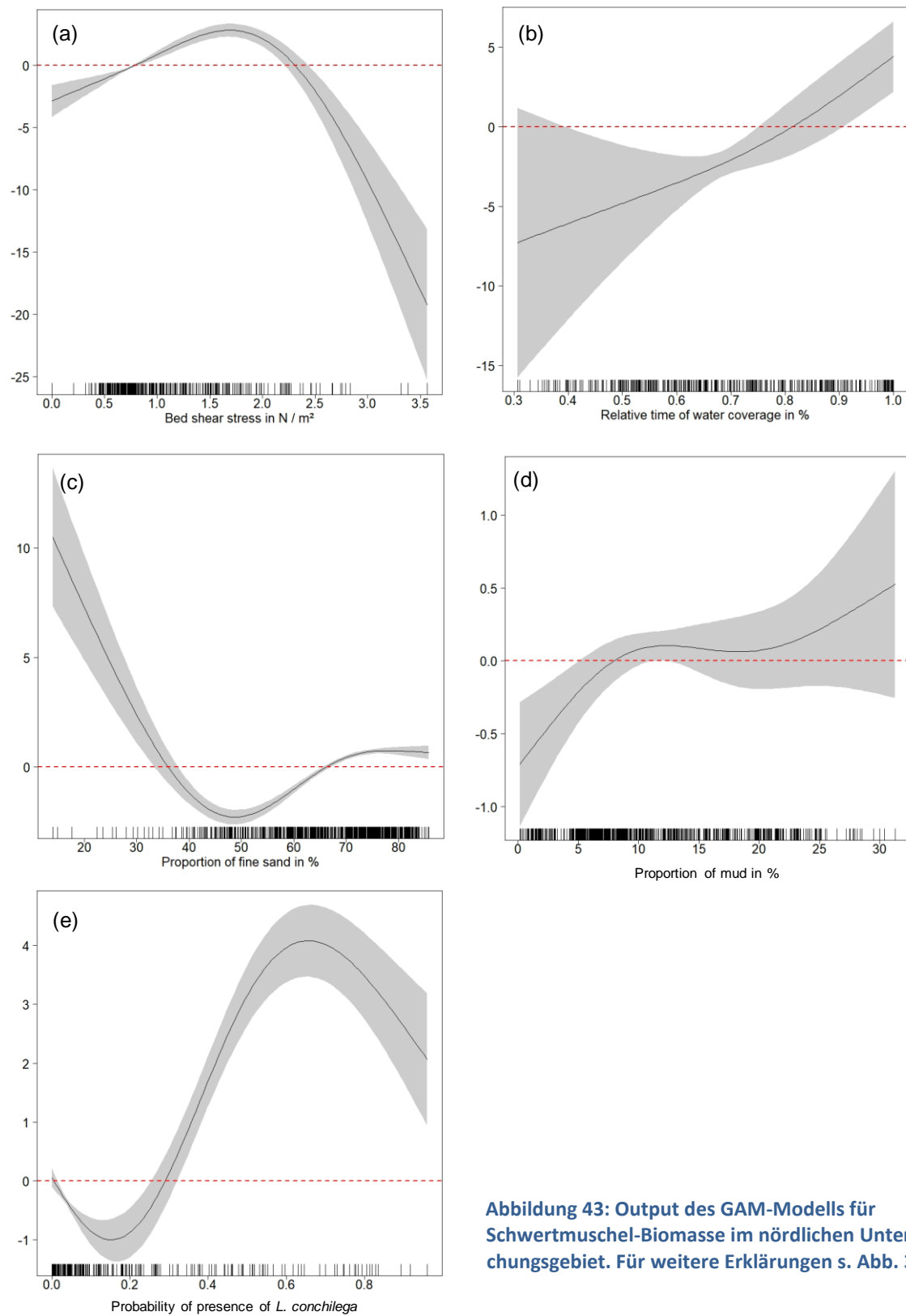


Abbildung 43: Output des GAM-Modells für Schwertmuschel-Biomasse im nördlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.

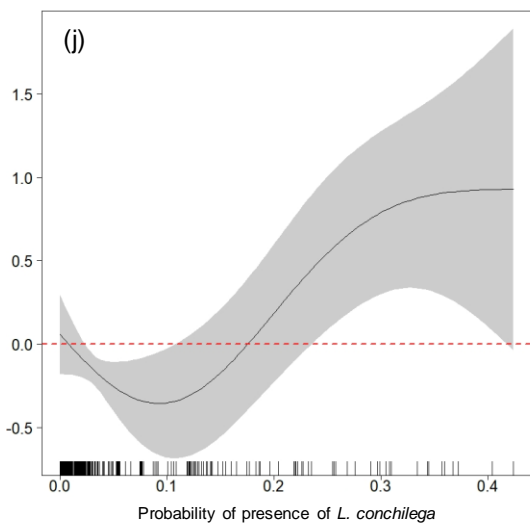
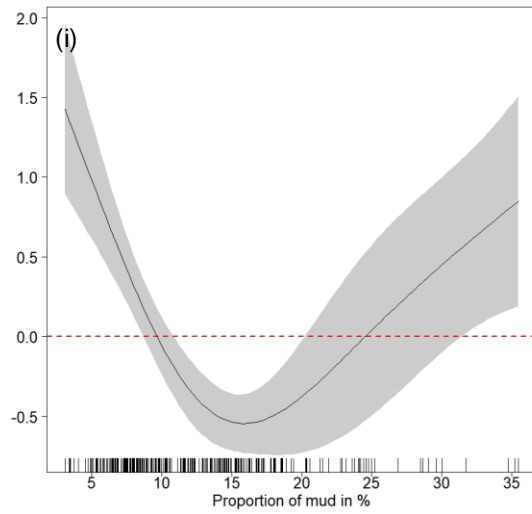
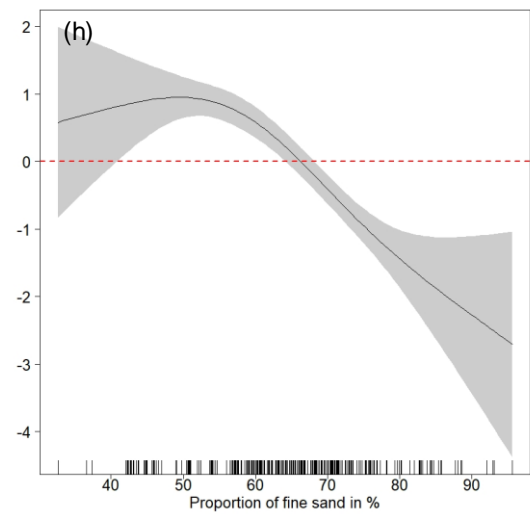
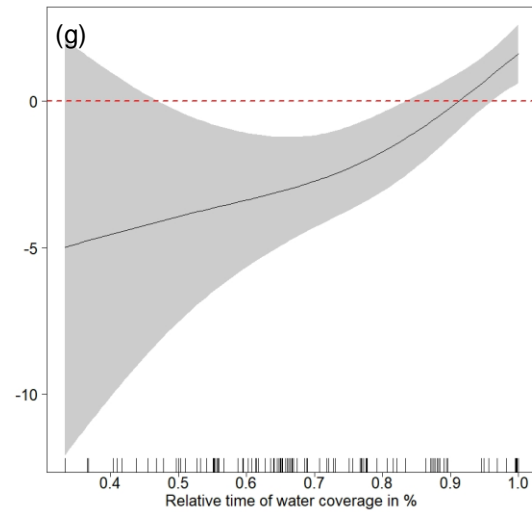
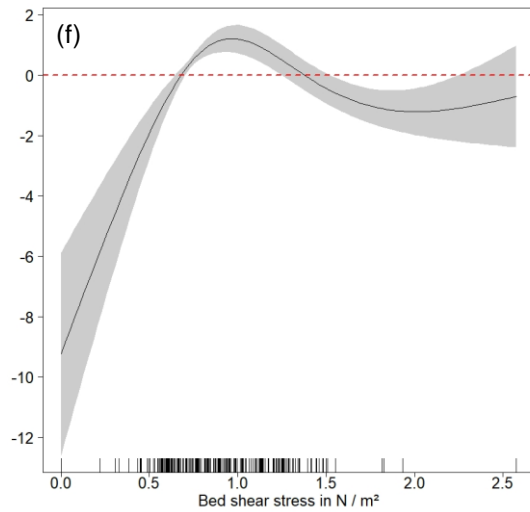


Abbildung 43 (Fortsetzung): Output des GAM-Modells für Schwertmuschel-Biomasse im südlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.

Genau wie für die Abundanz, so zeigte sich auch für die Biomasse ein negativer Zusammenhang mit dem Feinsandanteil (Abbildung 43c). Die Antreffwahrscheinlichkeit für hohe Biomassen war besonders unterhalb 35% Feinsandanteil besonders hoch. Es zeigte sich zudem ein positiver Zusammenhang zwischen *Ensis*-Biomasse und Schlickgehalt (Abbildung 43d). Allerdings war der Zusammenhang nicht besonders deutlich ausgeprägt, wie an dem breiten Konfidenzintervall zu erkennen ist. Ähnlich wie bei der Schwertmuschelabundanz stieg die Wahrscheinlichkeit hoher Schwertmuschelbiomassen mit zunehmender Antreffwahrscheinlichkeit von Bäumchenröhrenwürmern zunächst stark an (Abbildung 43e). Ab einem Schwellenwert einer Antreffwahrscheinlichkeit von *Lanice* von mehr als 30% waren höhere Biomassen als im vorhergesagten Mittel zu erwarten. Ähnlich wie bei der Schwertmuschelabundanz, sank jedoch die Antreffwahrscheinlichkeit hoher Schwertmuschelbiomassen mit hoher Antreffwahrscheinlichkeit von *Lanice* wieder deutlich ab. Dies verdeutlicht erneut die mögliche Überlappung der ökologischen Nische beider Arten.

Im **Südgebiet** trug vor allem der Feinsandanteil am stärksten zur Erklärung der Varianz der Daten bei, während alle übrigen Prediktoren (bis auf die Antreffwahrscheinlichkeit von Bäumchenröhrenwürmern) ähnlich hohe Anteile an der erklärten Varianz hatten (Tabelle 10). Der GCV-Wert betrug für das Biomassemodell im Südgebiet 0.035. Genau wie für die Schwertmuschelabundanz zeigte die Schwertmuschelbiomasse einen maximalen Wert bei Bodenschubspannungswerten von etwa $1.0 \text{ N} / \text{m}^2$ (Abbildung 43f). Genau wie im Nordgebiet zeigte sich ein positiver Zusammenhang zwischen Schwertmuschelbiomassen und Überflutungsdauer (Abbildung 43g). Ab einem Schwellenwert von etwa 90% Überflutungsdauer traten besonders hohe Schwertmuschelbiomassen auf. Darüber hinaus gab es einen negativen Zusammenhang mit dem Feinsandanteil (Abbildung 43h). Mit hohen Schwertmuschelbiomassen war demnach v.a. zwischen 45% und 70% Feinsand zu rechnen. Hohe *Ensis*-Biomassen wurden zudem für Bereiche vorhergesagt, in denen der Schlickgehalt entweder besonders niedrig oder erhöht war (Abbildung 43i). Schwellenwerte lagen hier bei $<10\%$ und bei $>30\%$ Schlickanteil. Schließlich zeigte sich ein statistischer Trend von erhöhten *Ensis*-Biomassen bei steigenden Antreffwahrscheinlichkeiten von Bäumchenröhrenwürmern (Abbildung 43j). Dieser Zusammenhang war jedoch nicht signifikant und unsicher, wie am breiten Konfidenzintervall abzulesen ist.

Mit Hilfe der Prediction Funktion des GAM wurde zunächst **die räumliche Verteilung der Schwertmuschelabundanz vorhergesagt**. Nutzt man nur Daten aus dem südlichen oder nur welche aus dem nördlichen Gebiet, treten deutliche Unterschiede in den vorhergesagten Schwerpunkten der Schwertmuscheln auf. Wird nur der Datensatz des nördlichen Gebietes verwendet, jedoch auf das gesamte Untersuchungsgebiet eine Vorhersage getroffen, wird ein Schwerpunkt im nordwestlichen Gebiet vorhergesagt, der auch sehr gut zu den Rohdaten passt (schwarze Kreise in Abbildung 44a). Des Weiteren wurde ein hohes Habitatpotenzial westlich der Halbinsel Eiderstedt vorhergesagt. Der Vorhersagefehler des Modells betrug ± 0.37 Individuen / m^2 . Nutzt man für die Vorhersage lediglich nur Daten aus dem Südgebiet, wird ein noch größerer Schwerpunkt im Nordwesten des Untersuchungsgebietes vorhergesagt, der nicht komplett zu den Rohdaten passt (Abbildung 44: 44b). Im Gegensatz dazu deckten sich die Vorhersagen mit den Rohdaten im südlichen Untersuchungsgebiet gut. Der Vorhersagefehler für dieses Modell betrug ± 3.91 Individuen / m^2 und war damit sogar höher als der Fehler für ein mögliches Gesamtmodell, das nicht zwischen Nord- und Süddaten unterscheidet (± 1.21 Individuen / m^2).

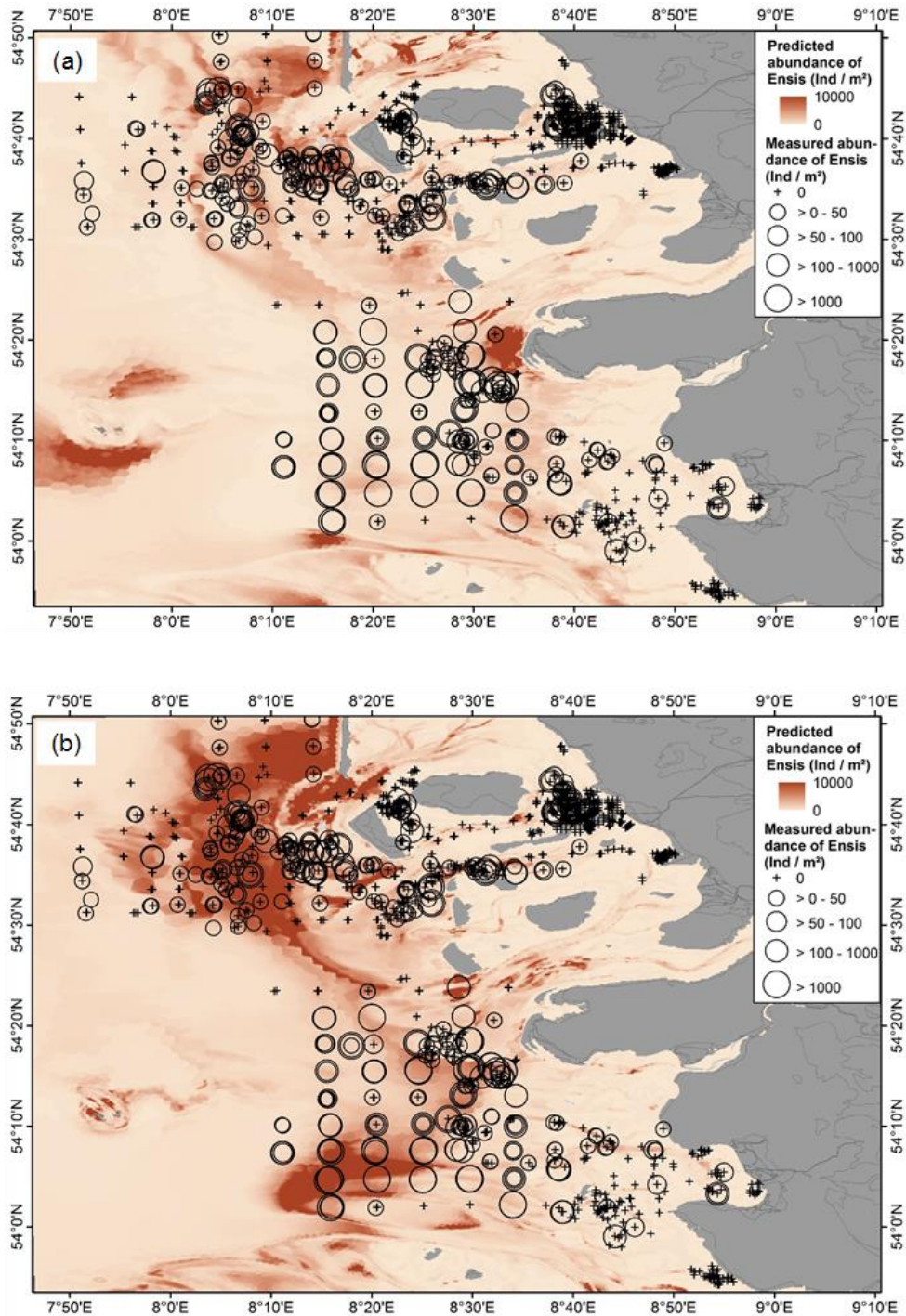


Abbildung 44: Vorhergesagte räumliche Verteilung der Schwertmuschelabundanz für das gesamte Untersuchungsgebiet unter Verwendung der nördlichen (a) und der südlichen Rohdaten (b).

Vorhersagen für die *Ensis*-Biomasse, die auf Daten des Nordgebietes beruhen, sagten Schwerpunkte im zentralen Norden voraus, die gut mit den Rohdaten übereinstimmten (Abbildung 45a). Zusätzlich wurde eine hohe *Ensis*-Biomasse in einer Linie von Eiderstedt nach Süden in Richtung Elbmündung vorhergesagt. Der Vorhersagefehler des Modelles betrug ± 0.07 g AFDW / m². Nutzt man nur Daten aus

dem Südgebiet, liegen die Hotspots für hohe Schwertmuschelbiomassen weiter im Offshore-Bereich (Abbildung 45b). Die Überlappung mit den Rohdaten ist sowohl nahe des Wattenmeeres als auch im Seebereich mäßig. Der Vorhersagefehler für dieses Modell lag bei $\pm 0.04 \text{ g AFDW} / \text{m}^2$. Der Vorhersagefehler für ein mögliches Gesamtmodell, für das alle Daten zusammen verwendet werden betrug $0.1 \text{ g AFDW} / \text{m}^2$.

Die Vorhersagemodelle hatten die Tendenz, die Abundanzen und Biomassen über das gesamte Untersuchungsgebiet eher zu überschätzen (s. hohe Anzahl von negativen Residuen in Abbildung 46). Während die Überschätzung v.a. im Küstengebiet hoch war, kam es stellenweise zu einer Unterschätzung im Offshore-Bereich. Dies galt vor allem für das südlichen Untersuchungsgebiet. Daher ist es möglich, dass die tatsächlichen Werte von Abundanz und Biomasse von *Ensis* im Untersuchungsgebiet etwas geringer sind.

Die Modellergebnisse zeigen erwartungsgemäß, dass die Umweltparameter im gesamten Untersuchungsgebiet nicht konstant waren. Daten aus dem nördlichen und südlichen Gebiet produzierten verschiedene Vorhersagen für Abundanz und Biomasse der Schwertmuschel. Dies verdeutlicht die breite ökologische Nische dieser Art und die räumliche Variabilität in der realisierten ökologischen Nische. Unterschiede in der realisierten Nische sind höchstwahrscheinlich auf die verschiedenen morphologischen Gegebenheiten im nördlichen und südlichen Gebiet zurück zu führen: Während die hydrodynamischen Prediktoren ähnliche Effekte in beiden Gebieten zeigten, hatte das Auftreten von Bäumchenröhrenwürmern lediglich einen starken Einfluss im Norden. Im Gegensatz dazu hatten die beiden sedimentologischen Prediktoren im Süden den größten Effekt auf das Modell. Der Feinsandanteil zeigte durchgehend negative Zusammenhänge mit der *Ensis*-Abundanz und Biomasse in beiden Gebieten. Im Gegensatz dazu wurde *Ensis* v.a. in schlickreichen Gebieten im Süden, jedoch in gröberen Sedimenten im Norden gefunden. Daher kann gefolgert werden, dass es nötig war, die Vorhersagemodelle für beide Untersuchungsgebiete zu kombinieren. Erst durch diese Kombination entstand die stärkste Überlappung zwischen vorhergesagten und Rohdaten (Abbildung 47). Dies führt vor Augen, dass es wichtig ist, einen solchen Modellansatz über ein ausreichend großes Untersuchungsgebiet durchzuführen, denn das Modell wäre deutlich unschärfer gewesen, wenn eine Vorhersage mit weniger Daten auf das gesamte Untersuchungsgebiet getroffen worden wäre. Ein universelles Modell für das gesamte Untersuchungsgebiet musste daher aus verschiedenen Modellen für beide Untergebiete konstruiert werden (Abbildung 47).

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu bedenken, dass Schwertmuscheln mit dem van Veen Greifer im Sublitoral nur schwer zu beproben sind, da sie z.T. sehr lange Wohnröhren haben. Vor allem bei adulten Individuen kann dies dazu führen, dass der Greifer nur den oberen Teil einer Schwertmuschel erwischt oder dass sich die Tiere schnell in den Röhren nach unten bewegen und somit gar nicht von dem Greifer beprobt werden können. Abbildung 48 zeigt die Probe eines Großkastengreiferst, der deutlich tiefer in das Sediment eindringen kann. Hier wird deutlich, dass der kleinere van Veen Greifer vor allem adulte Schwertmuscheln möglicherweise häufig nicht erfassen kann.

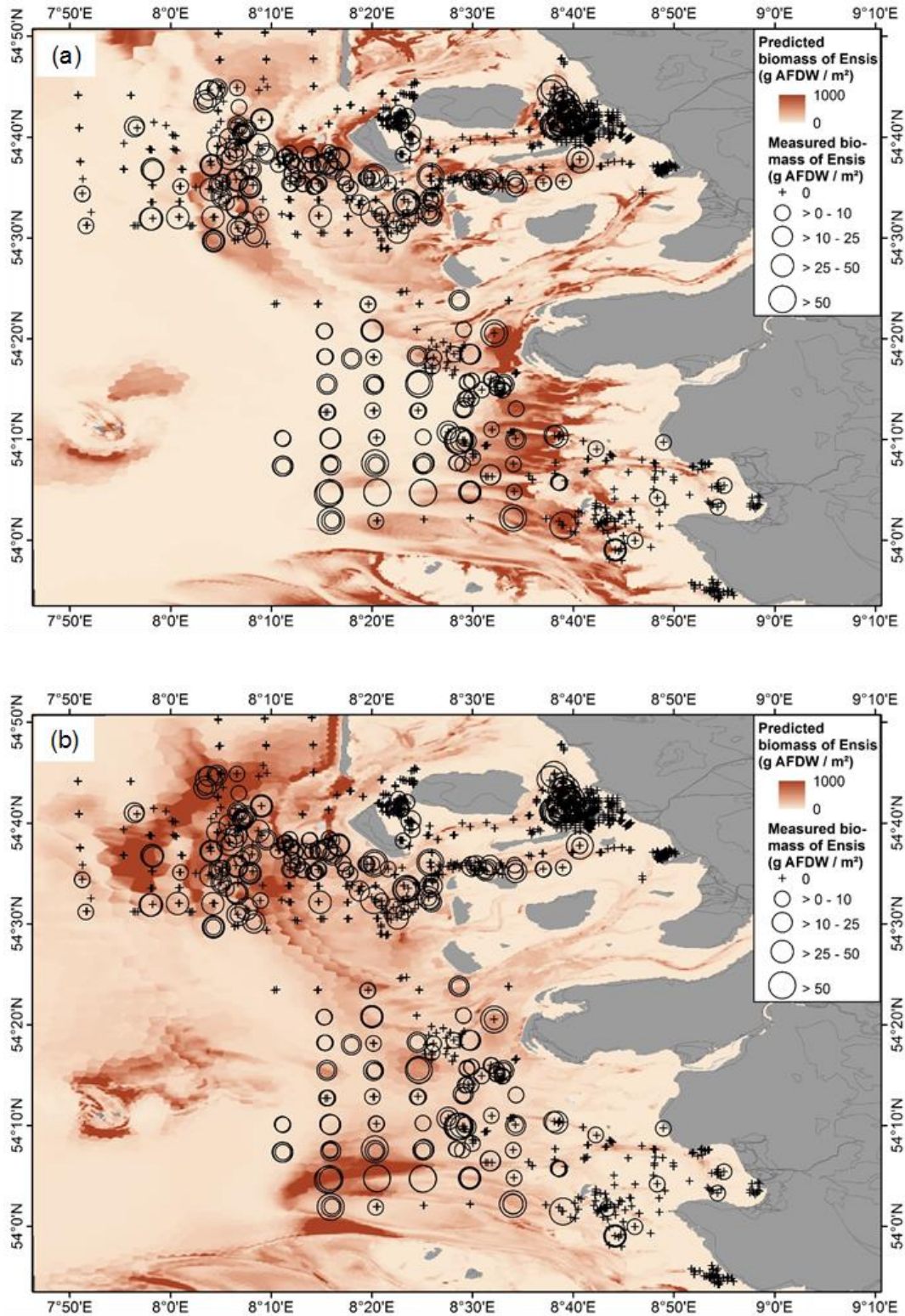


Abbildung 45: Vorhergesagte räumliche Verteilung der Schwertmuschelbiomasse für das gesamte Untersuchungsgebiet unter Verwendung der nördlichen (a) und der südlichen Rohdaten (b).

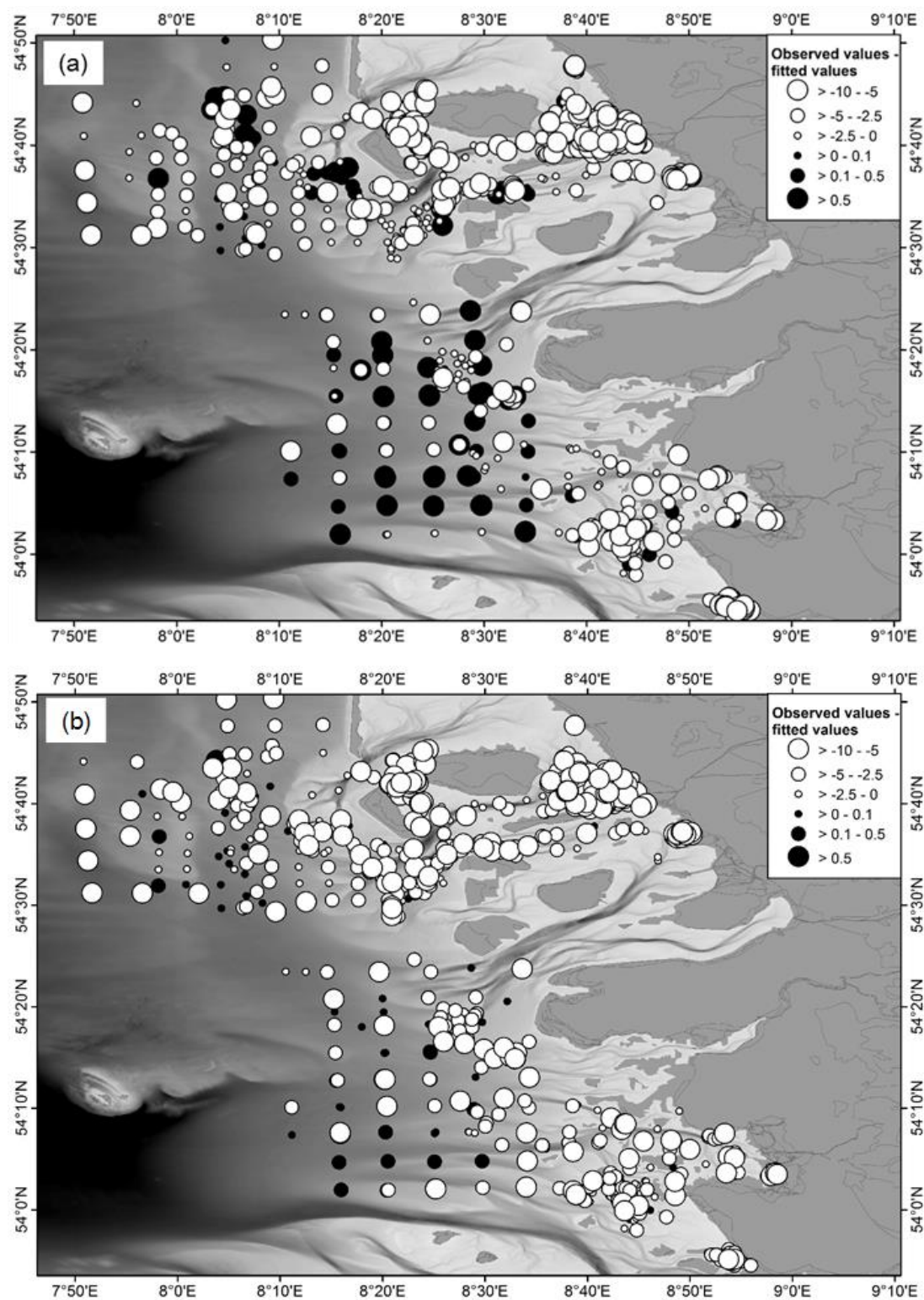


Abbildung 46: Räumliche Verteilung der Modellresiduen für (a) Abundanz und (b) Biomasse von Schwertmuscheln (Residuen für ein Gesamtmodell aus Nord- und Süddaten).

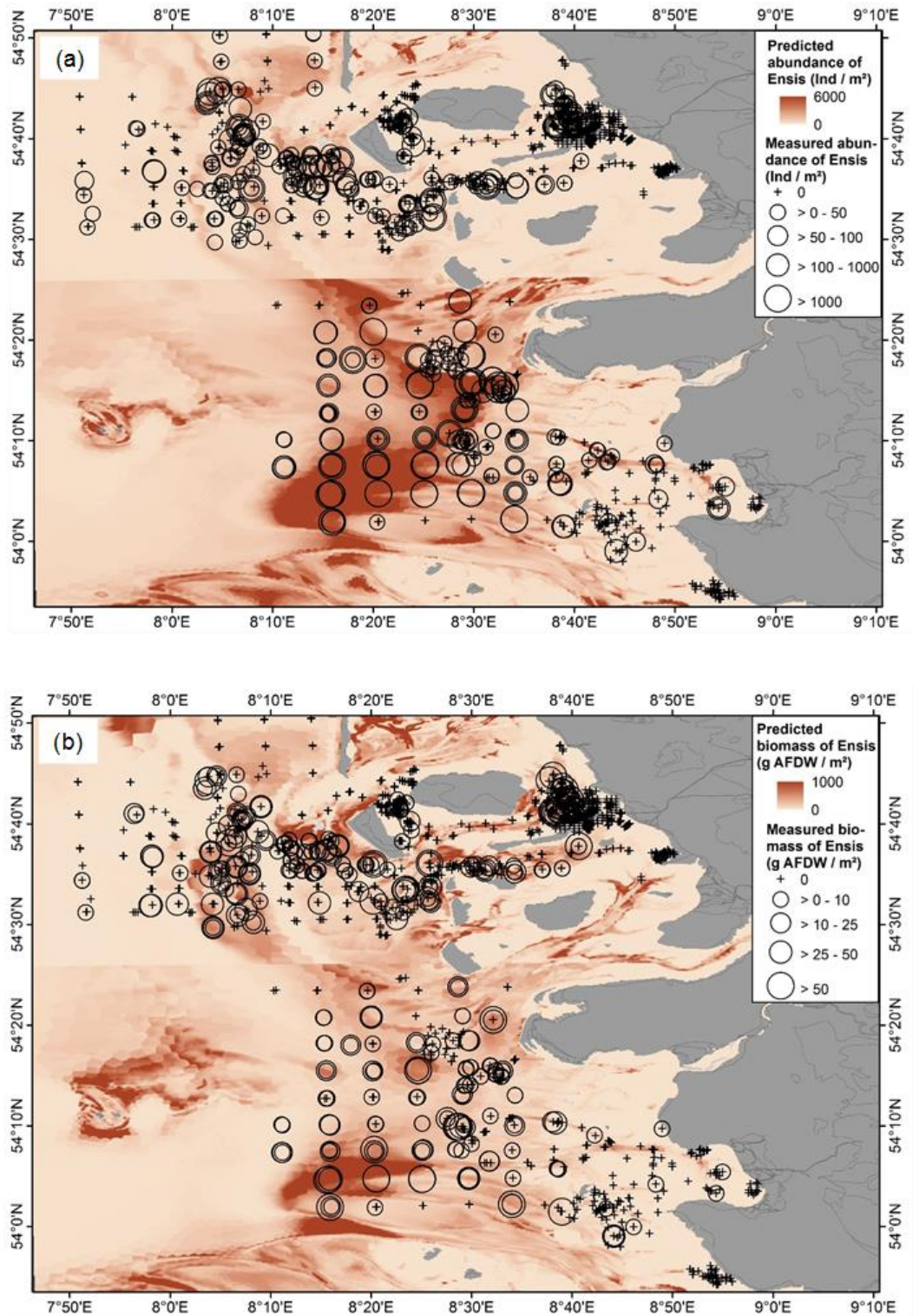


Abbildung 47: Vorhergesagte räumliche Verteilung der Schwertmuschelabundanz (a) und –biomasse (b) für das gesamte Untersuchungsgebiet unter Verwendung der nördlichen Daten für das nördliche Gebiet und der südlichen Daten für das südliche Gebiet.



Abbildung 48: Probe eines Großkastengreifers, in der lebende Schwertmuscheln gefunden wurden. Zahlreiche adulte Schwertmuscheln haben sich in den unteren Bereich ihrer Röhre zurückgezogen und können nur schwer mit kleineren Greifern erfasst werden.

Habitatmodell: Herzmuscheln (*Cerastoderma edule*)

Herzmuscheln gehören zu den prägenden Arten des Eulitoral. Sie bilden eine besonders wichtige Nahrungsquelle für Vögel, weshalb sie im Rahmen der Habitatmodellierung genauer betrachtet wurden. Wie auch für die Schwertmuschel (s.o.) wurde der zur Verfügung stehende Datensatz in einen nördlichen und südlichen Teil aufgesplittet, um den unterschiedlichen geomorphologischen Bedingungen im Untersuchungsgebiet Rechnung zu tragen.

Das Modell zur Herzmuschel-**Abundanz** für das Nordgebiet zeigte mit 34,5 % eine etwas geringere erklärte Gesamtvarianz als das Südmodell (39,1%).

Im **Nordgebiet** trugen alle fünf Prediktoren signifikant zur Erklärung des Auftretens von Herzmuscheln im Untersuchungsgebiet bei. Der GCV-Wert betrug für das Modell 0.7. Der bei weitem größte Anteil der Variabilität der Daten wurde durch die Überflutungszeit erklärt. Die Modellkurve zeigte eine typische Optimumkurve, was nahelegt, dass Herzmuscheln in erster Linie bei mittleren Überflutungsdauern einen geeigneten Lebensraum finden (Schwellenwerte lagen zwischen etwa 50% und 90% Überflutungsdauer; Abbildung 49b). Die Herzmuschelabundanz zeigte zudem einen leicht negativen Zusammenhang mit der Schubspannung sowie mit dem Auftreten von Bäumchenröhrenwürmern (Abbildung 49a,e; jeweils keine klaren Schwellenwerte abgrenzbar). Dahingegen stieg die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Herzmuscheln mit zunehmendem Feinsandanteil (Abbildung 49c; erhöhte Auftrittswahrscheinlichkeit bei Feinsandanteilen >50%), während ein umgekehrter Effekt für den Schlickanteil festgestellt wurde (deutlich reduzierte Auftrittswahrscheinlichkeit ab einem Schlickgehalt von >10%).

Im **Südgebiet** trugen drei der fünf Prediktoren signifikant zur Erklärung des Auftretens von Herzmuscheln im Untersuchungsgebiet bei. Der GCV-Wert betrug für das Modell 0.45. Anders als im Nordgebiet nahm die Bodenschubspannung den größten Anteil der relativen erklärten Varianz ein, gefolgt von der Überflutungsdauer. Genau wie im Nordgebiet zeigten Schwertmuscheln mit der Schubspannung einen negativen Zusammenhang mit geringeren Antreffwahrscheinlichkeiten ab einem Schwellenwert von etwa 1,5 N/ m² (Abbildung 49f). Auch der Zusammenhang mit der Überflutungsdauer war ähnlich

wie der im Nordgebiet, allerdings war das Modell im Südgebiet mit deutlich mehr Unsicherheit behaftet. Trotz dieser Unsicherheit konnten auch hier ganz ähnliche Schwellenwerte wie im Nordgebiet abgeleitet werden (Abbildung 49g). Schließlich lag ein positiver Zusammenhang zwischen Herzmuschelabundanz und Feinsandanteil vor. Aber auch dieser war mit einer großen Unsicherheit behaftet, sodass keine klaren Schwellenwerte abgeleitet werden konnten (Abbildung 49h). Der Schlickanteil sowie das Auftreten von Bäumchenröhrenwürmern hatten keinen signifikanten Effekt auf die Abundanz von Herzmuscheln (Abbildung 49i,j).

Das Modell zur Herzmuschel-**Biomasse** für das Nordgebiet zeigte mit 36,9% eine etwas geringere erklärte Gesamtvarianz als das Südmodell (42,8%).

Im **Nordgebiet** trugen vier der fünf Prediktoren signifikant zur Erklärung der Verteilung der Herzmuschelbiomasse im Untersuchungsgebiet bei. Der GCV-Wert betrug für das Modell 0.25. Genau wie bei der Herzmuschel-Abundanz wurde auch bei der Biomasse der bei weitem größte Anteil der Variabilität der Daten durch die Überflutungszeit erklärt. Auch hier war die Optimumkurve des Modells klar erkennbar und es traten genau die gleichen Schwellenwerte auf wie für die Herzmuschelabundanz (Abbildung 50b). Auch alle anderen Prediktoren zeigten fast die gleichen Ausprägungen für die Biomasse wie für die Abundanz und hatten gleiche Schwellenwerte inne (Abbildung 50a,d-e).

Im **Südgebiet** trugen alle fünf Prediktoren signifikant zur Erklärung der Herzmuschelbiomasse bei. Wie schon bei der Herzmuschelabundanz zeigte die Bodenschubspannung die höchste erklärte Varianz und einen deutlichen negativen Einfluss (Schwellenwert bei 1.5 N/ m²; Abbildung 50 f). Der zweitwichtigste Prediktor im Südgebiet war die Überflutungsdauer, die genau wie bei der Abundanz in beiden Gebieten eine typische Optimumkurve und die gleichen Schwellenwerte zeigte (Abbildung 50g).

Der Feinsandanteil zeigte einen positiven Zusammenhang mit der Herzmuschelbiomasse und einen Schwellenwert für höhere Auftretswahrscheinlichkeiten bei etwa 60% (Abbildung 50h). Schlickanteil und Auftreten von Bäumchenröhrenwürmern beeinflussten die Herzmuschelbiomassen im Südgebiet auf ähnliche Weise wie im Nordgebiet (Abbildung 50i,j).

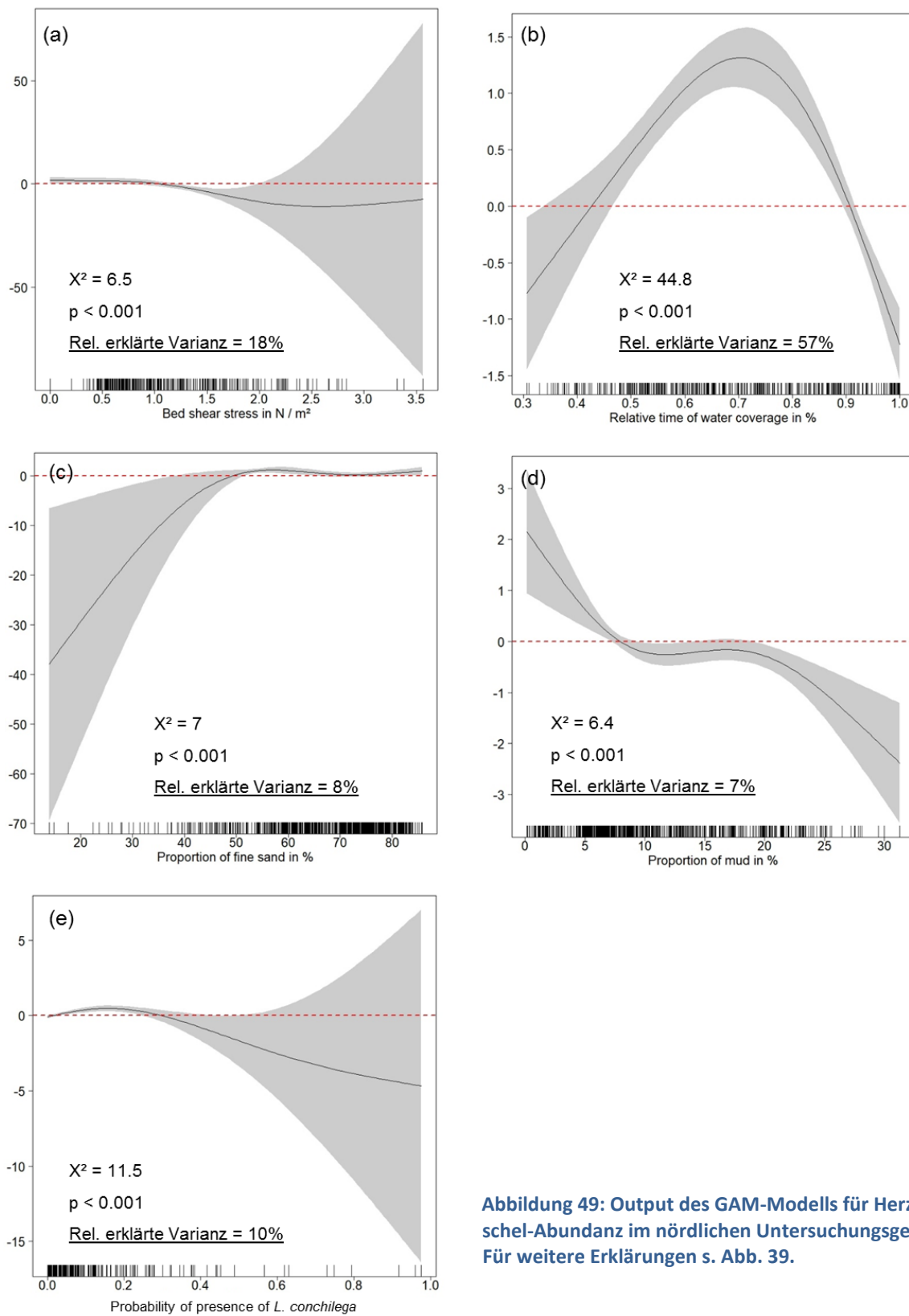


Abbildung 49: Output des GAM-Modells für Herzmuschel-Abundanz im nördlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.

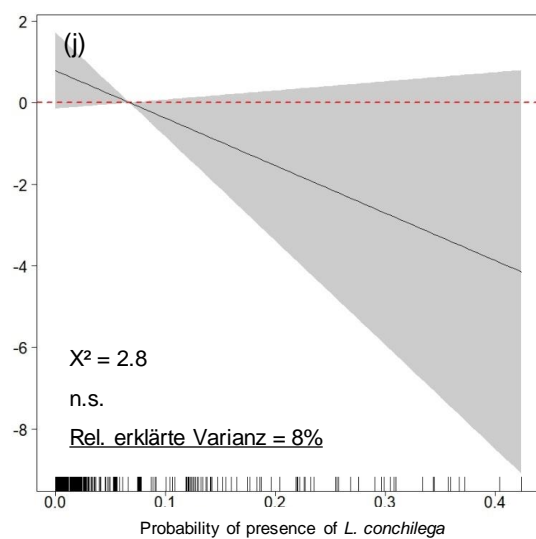
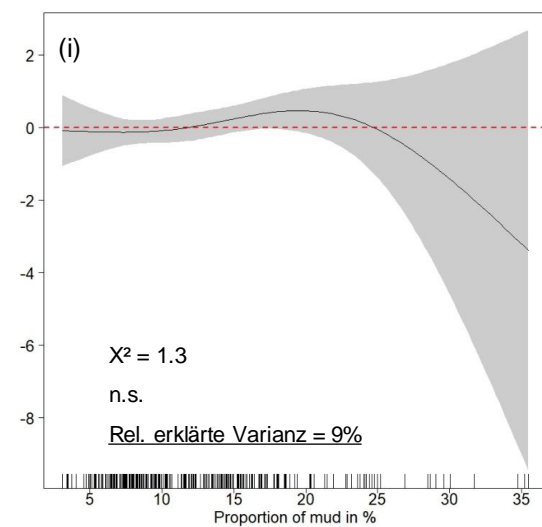
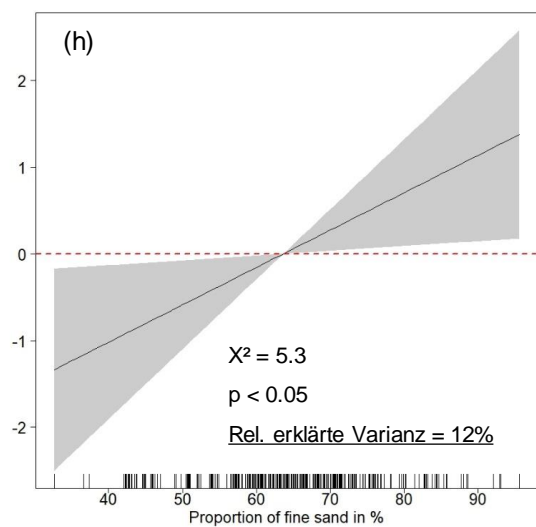
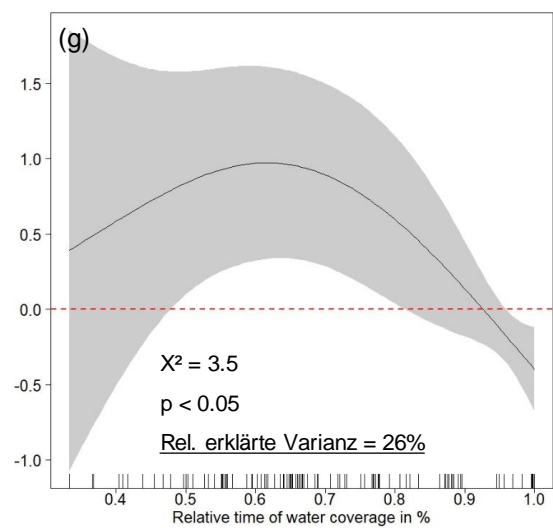
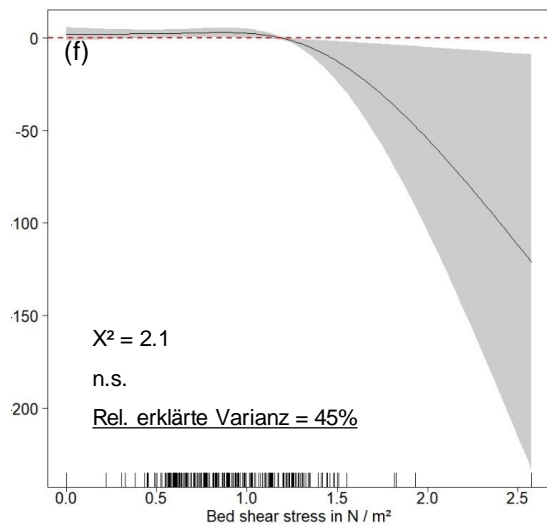


Abbildung 49 (Fortsetzung): Output des GAM-Modells für Herzmuschel-Abundanz im südlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.

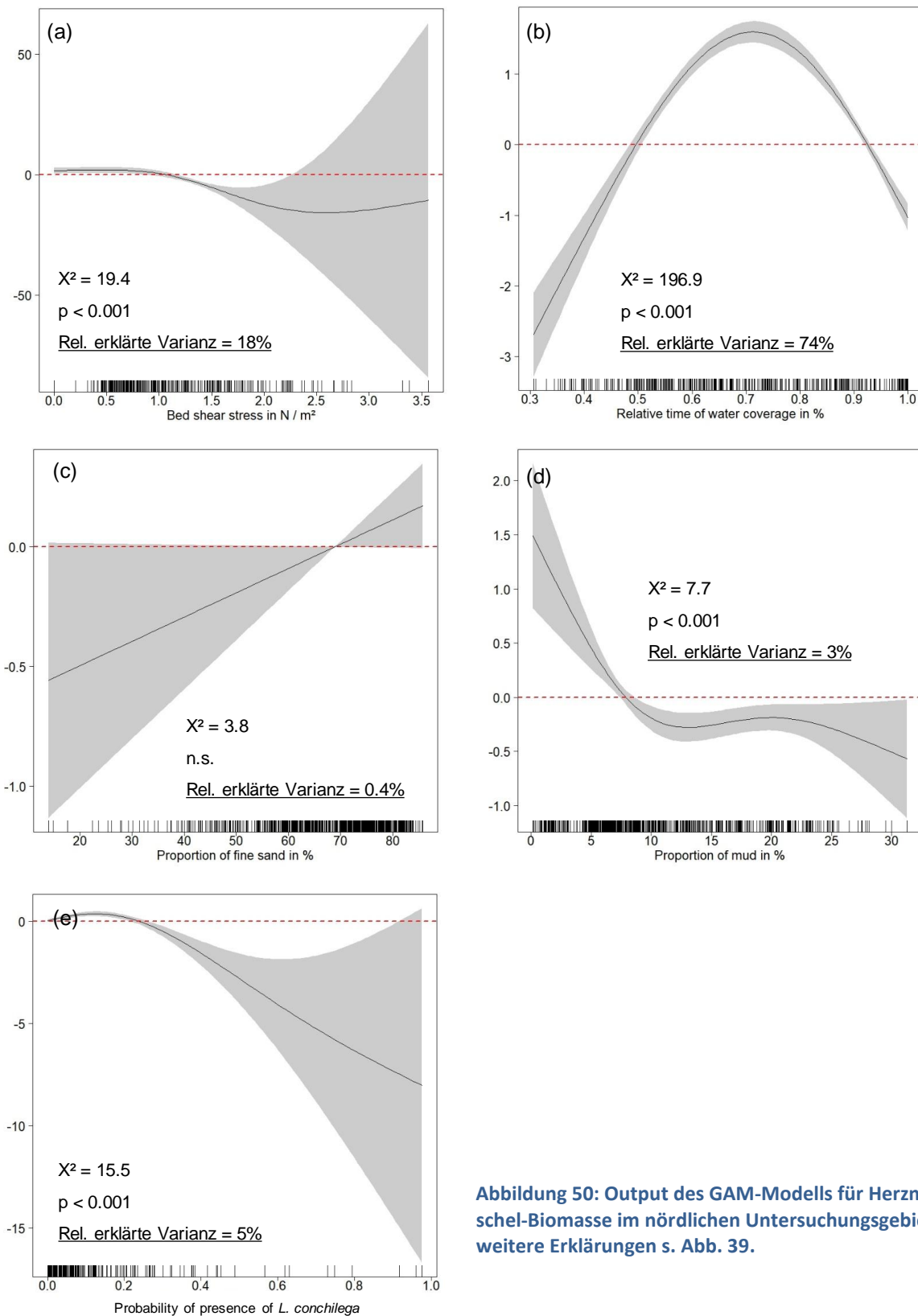


Abbildung 50: Output des GAM-Modells für Herzmuschel-Biomasse im nördlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.

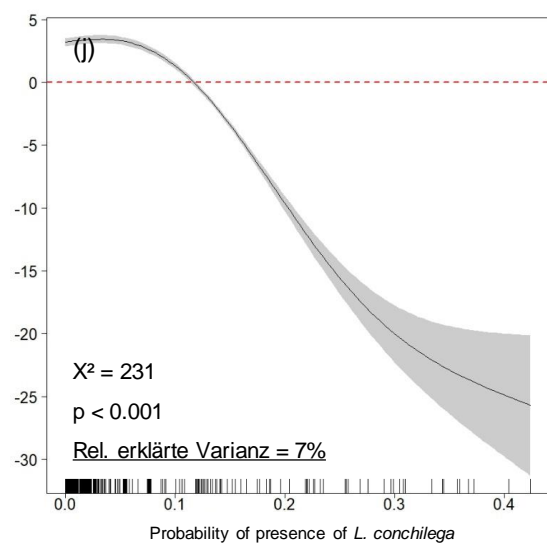
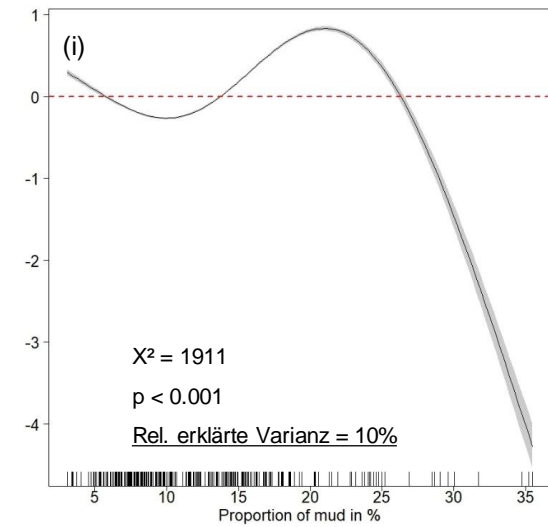
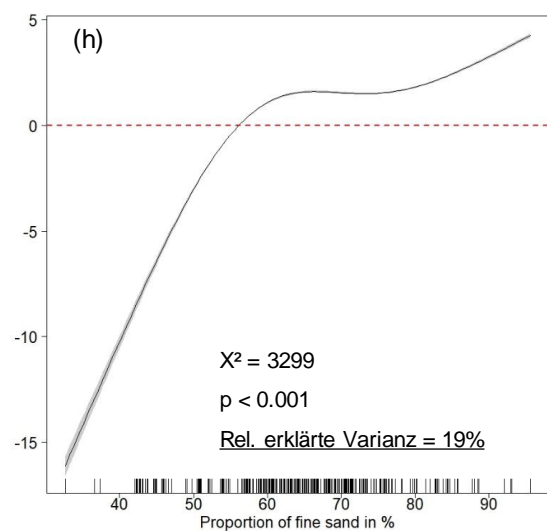
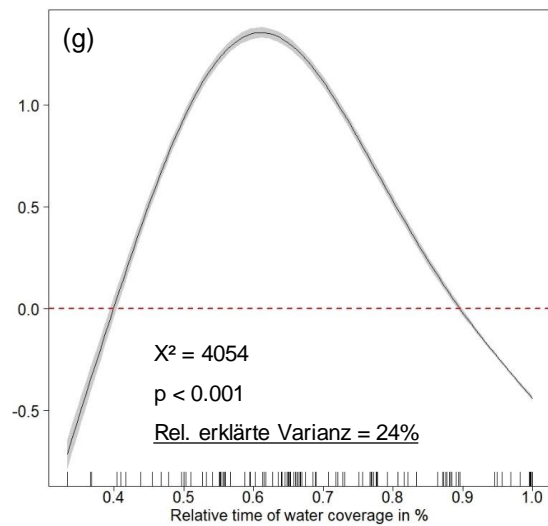
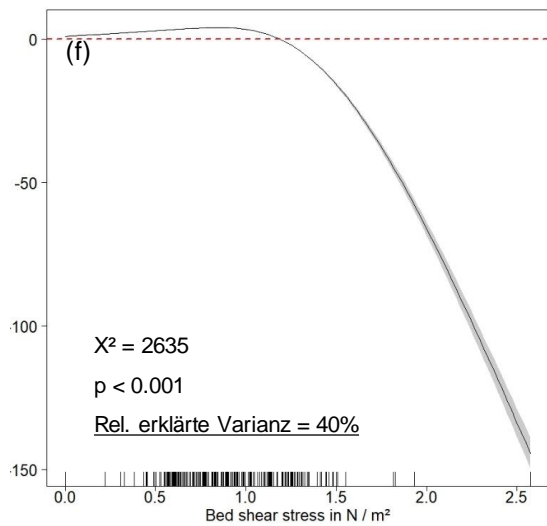


Abbildung 50 (Fortsetzung): Output des GAM-Modells für Herzmuschel-Biomasse im südlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.

Mit Hilfe der oben beschriebenen Prediktoren wurde eine Vorhersage auf das gesamte Untersuchungsgebiet vorgenommen. Wie bei Schwertmuscheln wurde auch für die Herzmuscheln die Vorhersage des Nordgebietes mit den Rohdaten aus dem Norden vorgenommen und die Vorhersage auf das Südgebiet wurde mit den Rohdaten aus dem Süden durchgeführt. In der Habitatpotenzialkarte ist deutlich zu erkennen, dass die Überflutungsdauer der relevanteste Prediktor für die Herzmuschelverbreitung darstellte (Abbildung 51). In einem engen Streifen entlang der Inseln und des Festlandes ist das Habitatpotenzial gering. Dort befinden sich meist die hoch gelegenen Wattflächen, die nur geringe Überflutungszeiten aufweisen. Herzmuscheln finden hier keinen geeigneten Lebensraum. In etwas weiterer Entfernung von den Inseln und dem Festland ist dann das Potenzial für Herzmuscheln am höchsten, während in Richtung der großen Prielsysteme und in Richtung des Offshorebereiches ein besonders geringes Habitatpotenzial vorhergesagt wird. Diese Orte markieren die Bereiche mit sehr langen Überflutungszeiten. In allen Bereichen lag eine sehr gute Überlappung der Vorhersage mit den Rohdaten vor.

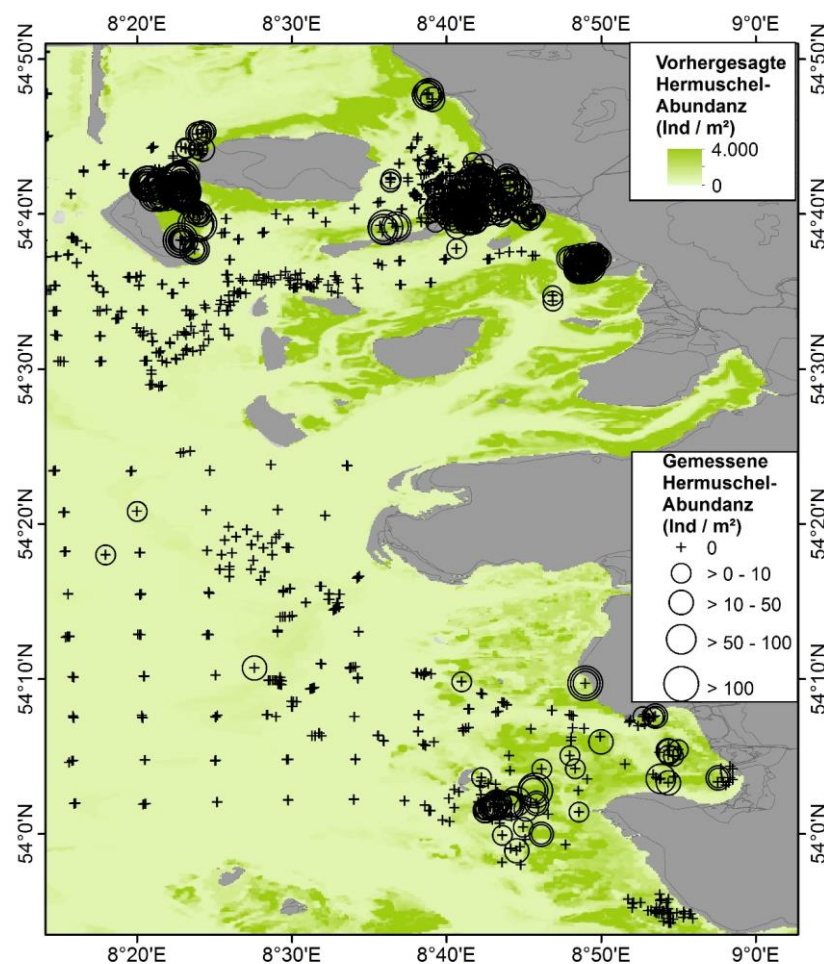


Abbildung 51: Vorhergesagte räumliche Verteilung der Herzmuschelabundanz für das küstennahe Untersuchungsgebiet (der Offshorebereich ist nicht dargestellt, weil hier das Habitatpotenzial gegen Null tendiert), unter Verwendung der nördlichen Daten für das nördliche Gebiet und der südlichen Daten für das südliche Gebiet.

Da in beiden Untersuchungsgebieten die jeweiligen Prediktoren den gleichen Effekt auf Schwertmuschelabundanz und Biomasse hatten, war die räumliche Vorhersagekarte für die Herzmuschelbiomasse fast identisch zur Vorhersagekarte für die Herzmuschelabundanz (Abbildung 51). Daher wird auf eine extra Darstellung des Potenzials für Herzmuschelbiomassen verzichtet.

Habitatmodell: Baltische Plattmuschel (*Limecola balthica*)

Baltische Plattmuscheln sind eine charakteristische Art des Eulitorals und flachen Sublitorals. Ähnlich wie die Schwertmuschel besitzen sie ein für Vögel sehr günstiges Fleisch / Schalenverhältnis.

Das Modell zur Plattmuschel-**Abundanz** für das Nordgebiet zeigte mit 12,3% eine weitaus geringere erklärte Gesamtvarianz als das Südmodell (31,7%).

Im **Nordgebiet** trug lediglich die Überflutungsdauer signifikant zur Erklärung des Auftretens von Baltischen Plattmuscheln im Untersuchungsgebiet bei. Der GCV-Wert betrug für das Modell 0.72. Die Überflutungsdauer erklärte 75% der relativen Varianz und zeigte einen fast linear negativen Zusammenhang mit der Abundanz von Baltischen Plattmuscheln (Abbildung 52b).

Es sollte hieraus aber kein Schwellenwert abgeleitet werden, da die Vorhersagen des Gesamtmodells zu unsicher waren. Auch von allen anderen Prediktoren konnten im Nordgebiet keine weiteren Schwellenwerte abgeleitet werden.

Im **Südgebiet** erklärten Feinsandanteil und Schubspannung die höchste relative Varianz, gefolgt von Schlickanteil. Die beiden übrigen Prediktoren hatten keinen signifikanten Effekt. Baltische Plattmuscheln traten im Südgebiet vor allem bei geringen Bodenschubspannungen auf (Abbildung 52f). Ab einem Schwellenwert von etwa 1 N/ m² war die Antreffwahrscheinlichkeit geringer als im vorausgesagten Mittel. Plattmuscheln traten vor allem bei mittleren und höheren Feinsandanteilen auf (der Schwellenwert lag hier bei etwa 55% Feinsandanteil; Abbildung 52h). In Übereinstimmung damit bevorzugte die Baltische Plattmuschel Bereiche mit geringen Schlickgehalten (Abbildung 52i). Der Schwellenwert lag hier bei ca. 12%.

Genau wie für die Abundanz zeigte das Modell zur Plattmuschel-**Biomasse** für das Nordgebiet mit 9,3% eine extrem geringe erklärte Gesamtvarianz, die deutlich unter der des Südmodells lag (31,7%).

Im **Nordgebiet** trugen drei der fünf Prediktoren signifikant zur Erklärung der Verteilung der Plattmuschelbiomasse im Untersuchungsgebiet bei. Der GCV-Wert betrug für das Modell 0.1. Ähnlich wie für die Abundanz sollte das Modell mit Vorsicht interpretiert werden, da die erklärte Gesamtvarianz sehr gering war. Daher sollten von diesem Modell auch keine Schwellenwerte abgeleitet werden. Ähnlich wie bereits bei der Abundanz zu erkennen, lagen jedoch negative Zusammenhänge der Plattmuschelbiomasse mit der Schubspannung sowie mit der Überflutungsdauer und zusätzlich mit dem Auftreten von Bäumchenröhrenwürmern vor (Abbildung 53a-e).

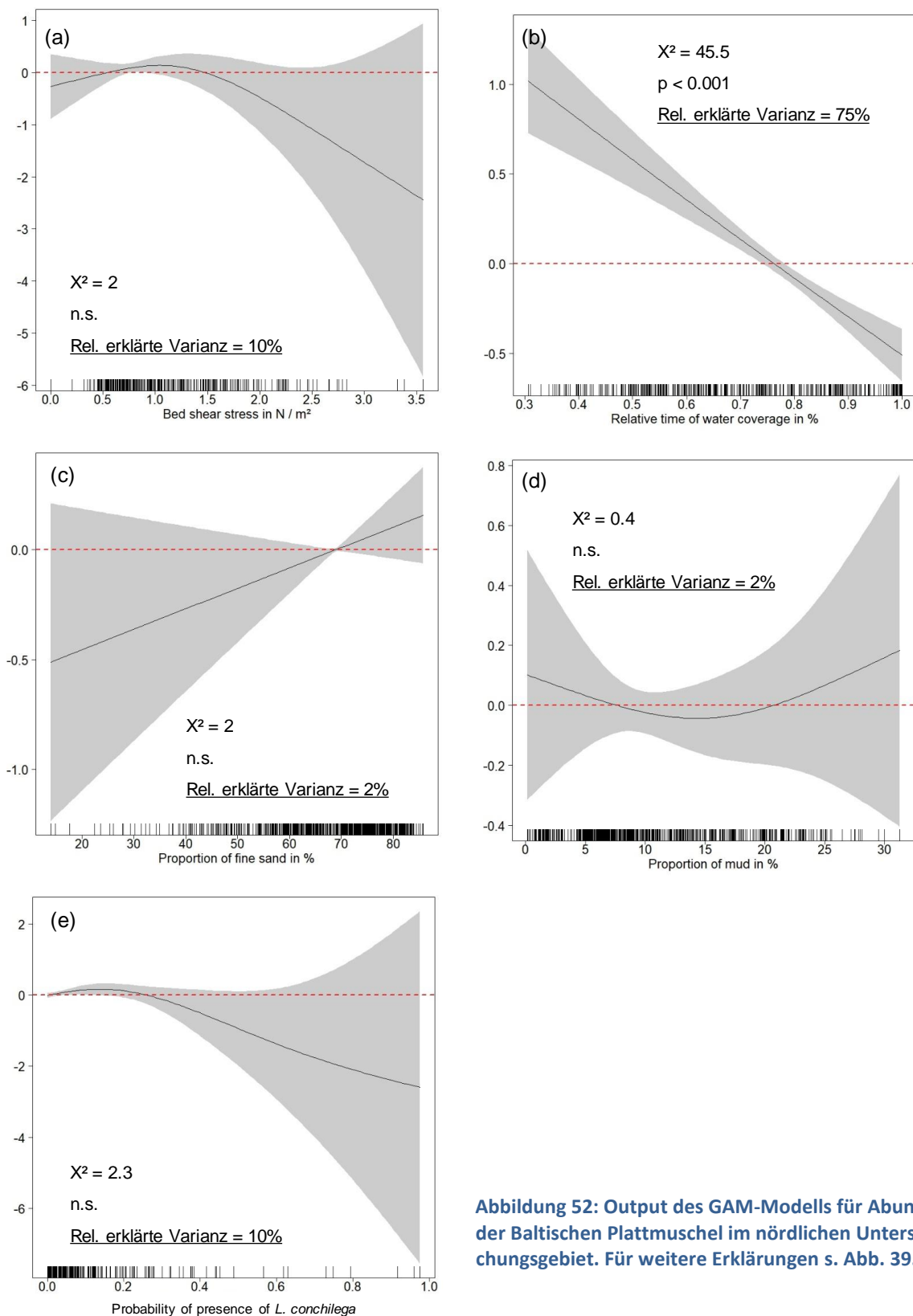


Abbildung 52: Output des GAM-Modells für Abundanz der Baltischen Plattmuschel im nördlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.

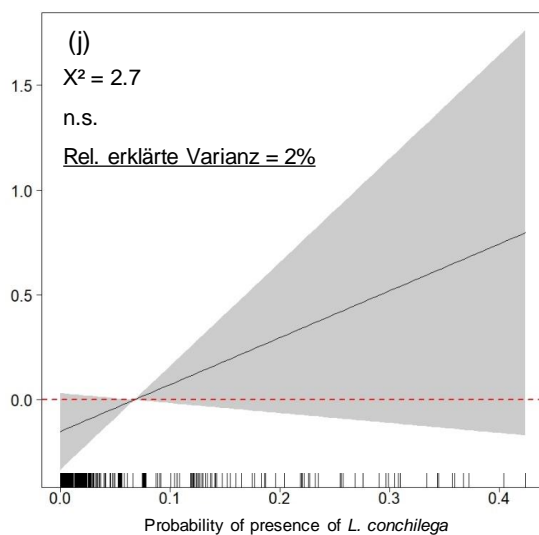
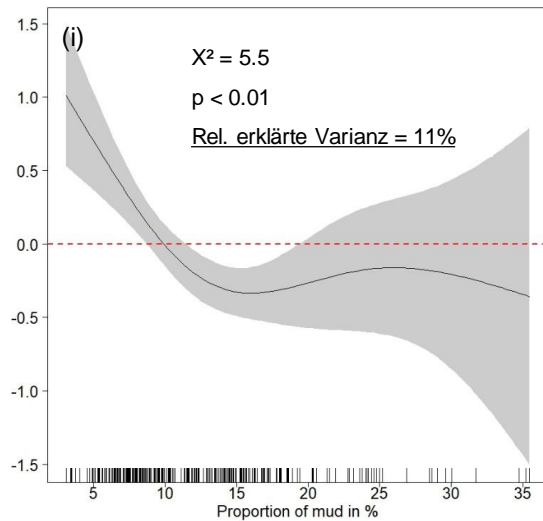
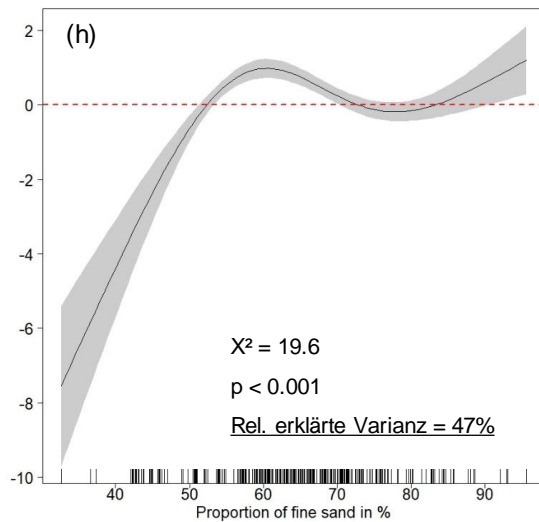
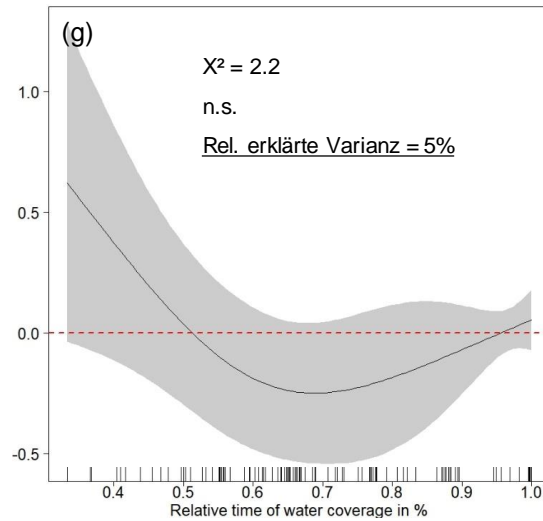
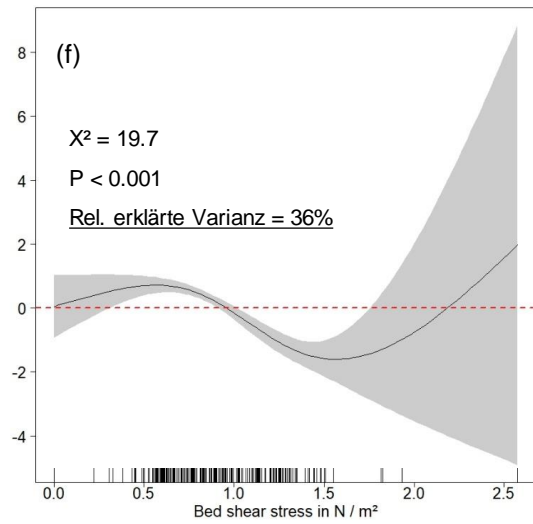


Abbildung 52 (Fortsetzung): Output des GAM-Modells für Abundanz der Baltischen Plattmuschel im südlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.

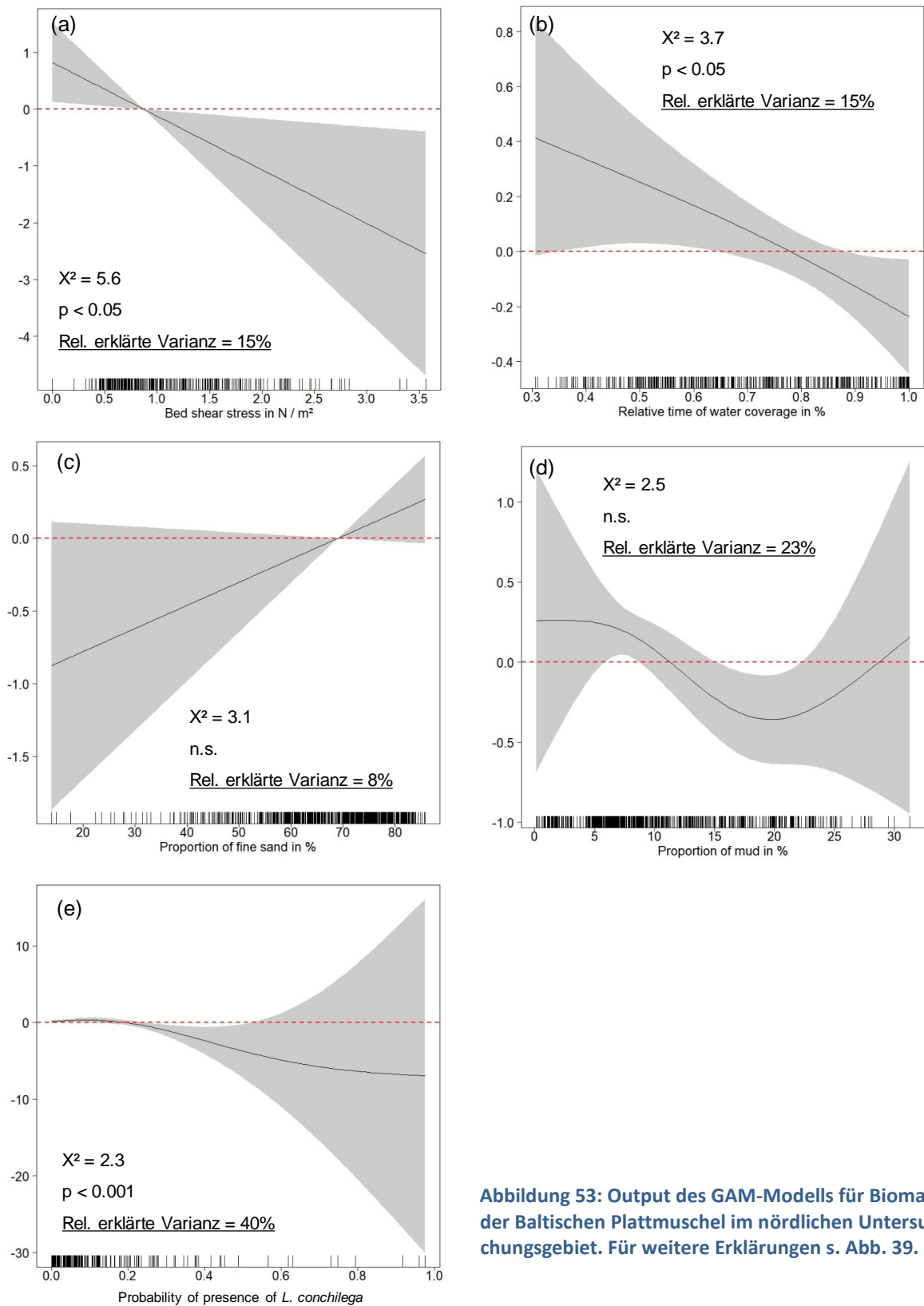


Abbildung 53: Output des GAM-Modells für Biomasse der Baltischen Plattmuschel im nördlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.

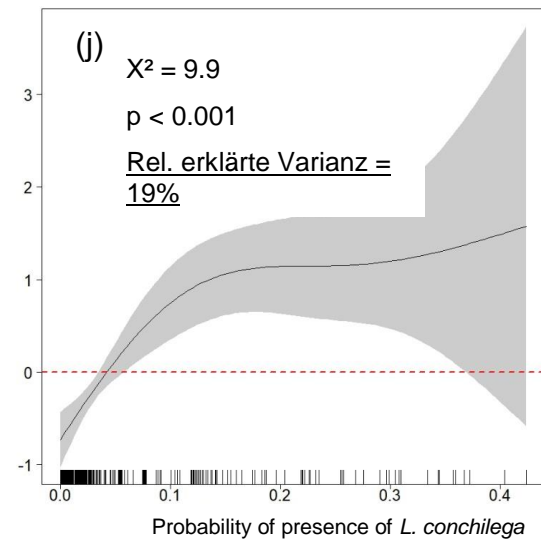
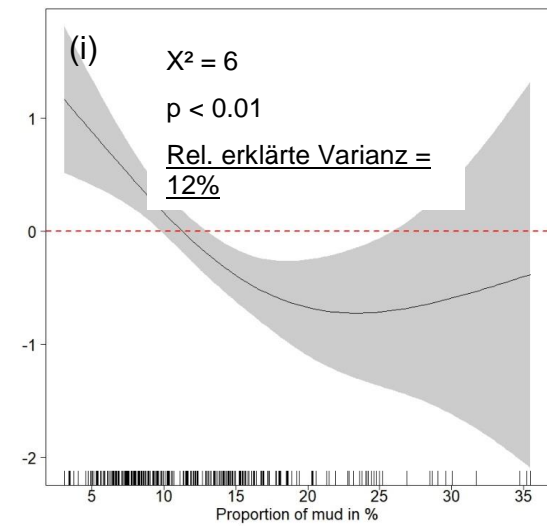
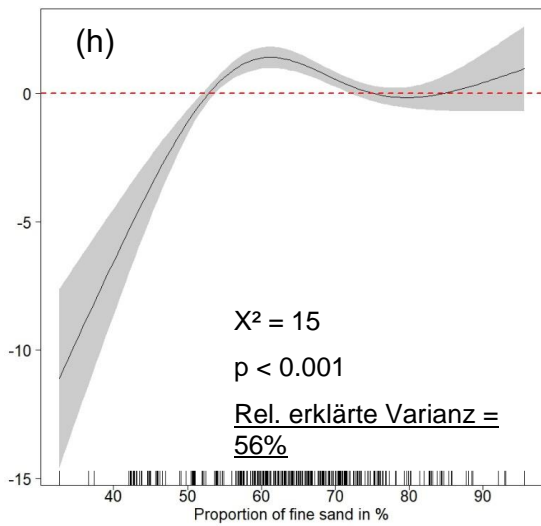
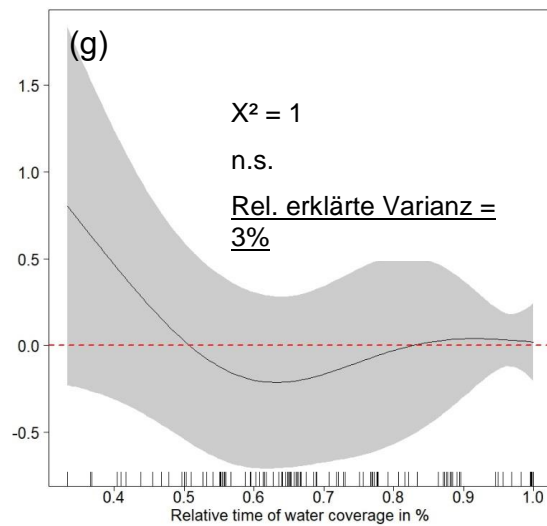
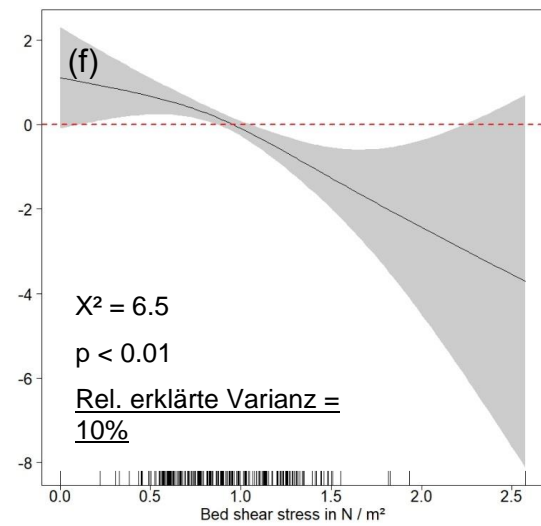


Abbildung 53 (Fortsetzung): Output des GAM-Modells für Biomasse der Baltischen Plattmuschel im südlichen Untersuchungsgebiet. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.

Außer der Überflutungszeit trugen im **Südgebiet** alle Prediktoren signifikant zur Erklärung der Verteilung der Plattmuschelbiomasse im Untersuchungsgebiet bei. Der GCV-Wert betrug für das Modell 0.04. Die Prediktoren für Biomasse hatten einen sehr ähnlichen Einfluss wie für die Plattmuschela-bundanz. Auch für die Abundanz hatte der Feinsandanteil die höchste relative erklärte Varianz inne und zeigte einen positiven Zusammenhang mit der Plattmuschelbiomasse. Ein Schwellenwert für eine erhöhte Biomasse lag bei > 55% Feinsandanteil (Abbildung 53h). Ähnlich wie bei der Plattmuschela-bundanz zeigte sich bei der Biomasse ein negativer Zusammenhang mit der Schubspannung (Abbildung 53f). Aufgrund des niedrigen Signifikanzniveaus und der geringen erklärten Varianz sollte hiervon aber kein Schwellenwert abgeleitet werden. Ähnliches gilt für den Schlickanteil (Abbildung 53i). Das Auftreten von Bäumchenröhrenwürmern beeinflusste die Plattmuschelbiomassen positiv. Schon bei geringen Wahrscheinlichkeiten Bäumchenröhrenwürmer zu finden, stieg auch die Wahrscheinlichkeit von erhöhten Plattmuschelbiomassen an (Abbildung 53j).

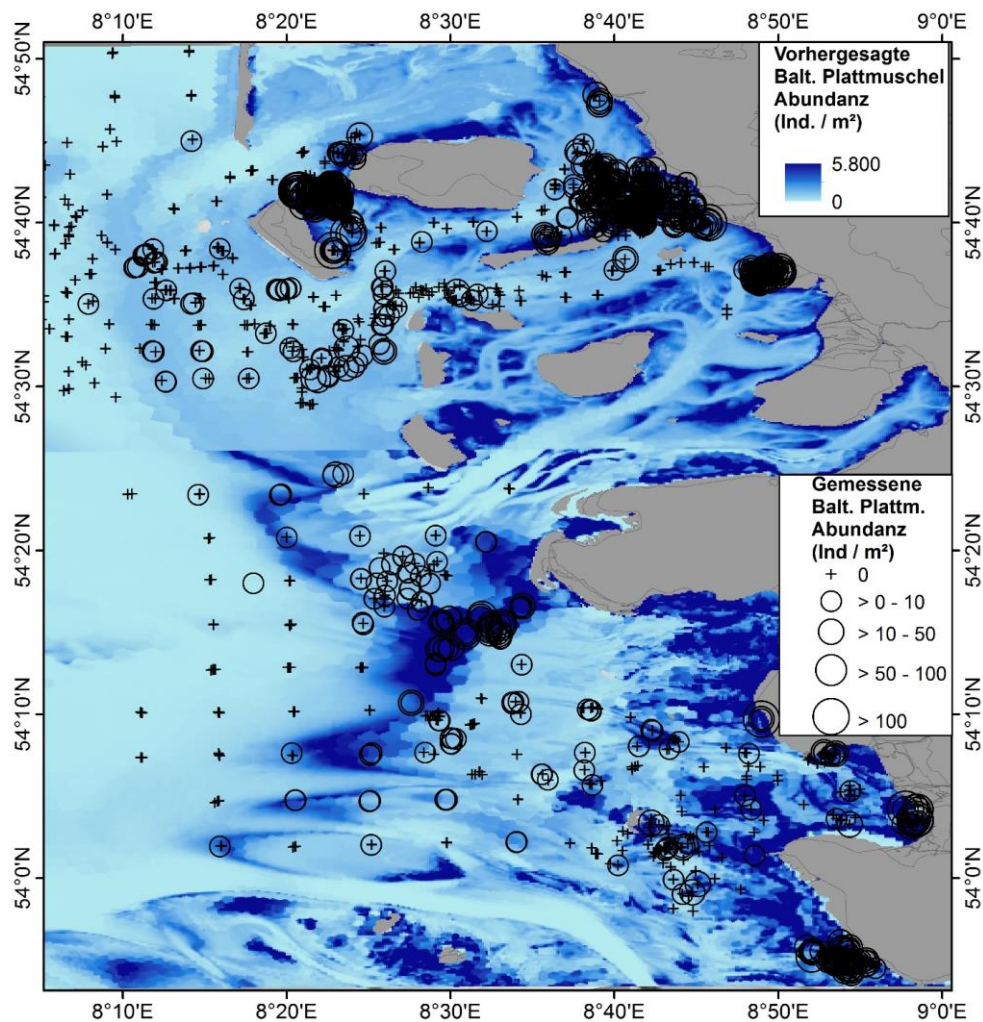


Abbildung 54: Vorhergesagte räumliche Verteilung der Plattmuschelabundanz für das küstennahe Untersuchungsgebiet (der Offshorebereich ist nicht dargestellt, weil hier das Habitatpotenzial gegen Null tendiert), unter Verwendung der nördlichen Daten für das nördliche und der südlichen Daten für das südliche Untersuchungsgebiet.

Wie für die oben beschriebenen Arten wurden wiederum separate Vorhersagen für das Habitatpotenzial mit Daten aus dem Nordgebiet und Südgebiet berechnet. Im gesamten Untersuchungsgebiet zeigten sich Schwerpunkte im inneren Wattenmeer, die aber nicht so stark auf die Wattflächen konzentriert waren, wie bei der Herzmuschel (Abbildung 54). Im Süden des Untersuchungsgebietes zeigten sich auch wichtige Schwerpunkte bis einige Kilometer über das innere Wattenmeer hinaus. Vor allem fiel ein Schwerpunkt in der Nähe der Halbinsel Eiderstedt auf. Im nördlichen Teil reichten die Schwerpunkte nicht so weit nach Westen wie im südlichen Teil. Plattmuschelabundanz und –biomasse zeigten ein sehr ähnliches Habitatpotenzial, weshalb auf eine separate Darstellung verzichtet wird.

Habitatmodell: Miesmuschel (*Mytilus edulis*)

Miesmuscheln sind eine bedeutende Art des Eulitorals im Wattenmeer. Die sublitoralen Bereiche an denen Miesmuscheln siedeln sind zu vernachlässigen. Miesmuschelbänke sind die produktivsten und biomassereichsten Strukturen im Wattenmeer. Zusätzlich bilden sie selbst ein Mosaik für eine typische und diverse Begleitfauna und haben besondere Relevanz für die Ernährung von See- und Küstenvögeln. Aufgrund des geclusterten Vorkommens von Miesmuscheln im Eulitoral wurden diese nicht mit Hilfe von Begehungen beprobt, sondern die Lage von Miesmuschelbänken aus Satelliten-Fernerkundungsdaten bestimmt (Abbildung 55). Genau wie bei der Modellierung der Bäumchenröhrenwürmer (s.o.) wurde das Habitatpotenzial von Miesmuscheln also mit Präsenz-Absenz-Daten durchgeführt.

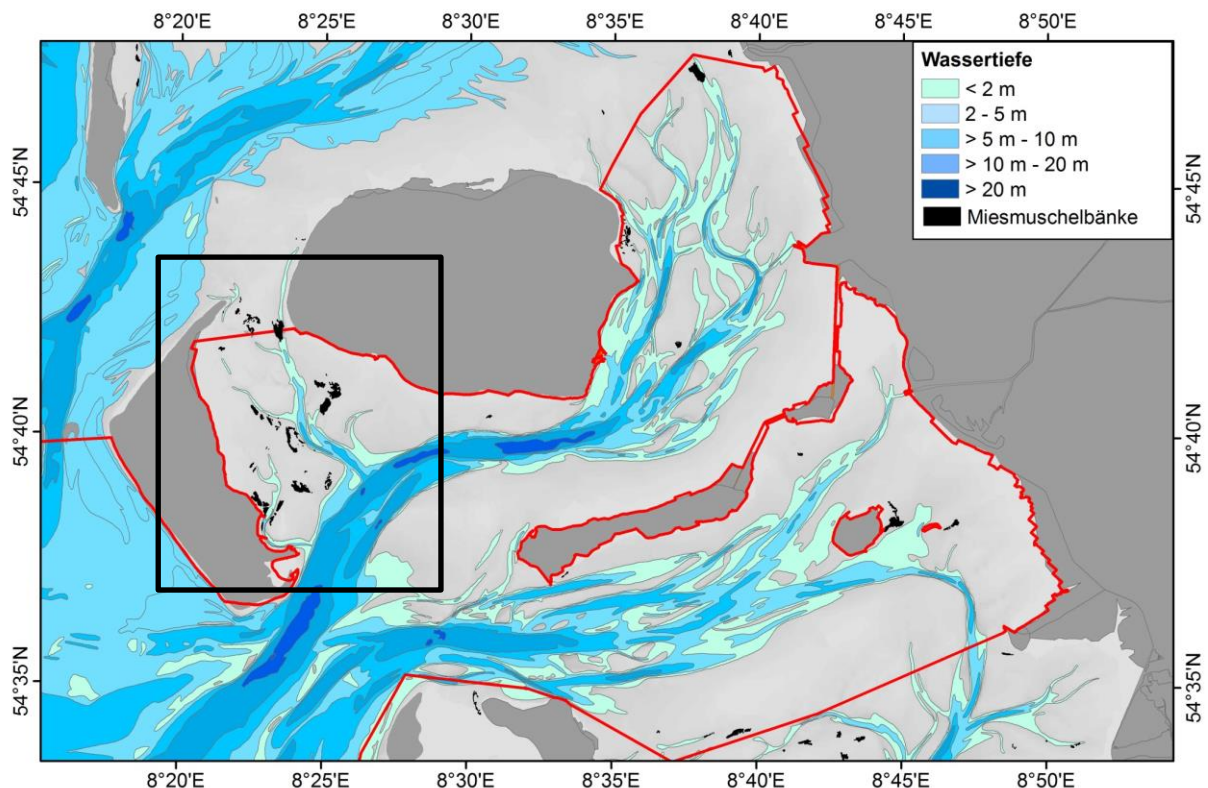


Abbildung 55: Lage von Miesmuschelbänken um Eulitoral, ermittelt aus Satelliten-Fernerkundung. Schwarze Box: Bereich, der für die Habitatmodellierung verwendet wurde.

Miesmuschelbänke kamen nicht an genügend vielen Stellen im Eulitoral vor, um ein valides Modell für die gesamte Küstenzone Schleswig-Holsteins berechnen zu können. Daher wurde ein Gebiet im Rückseitenwatt der Insel Amrum (schwarzer Kasten in Abbildung 55) verwendet, um die ökologische Nische von Miesmuscheln und ihr Habitatpotenzial in diesem Bereich zu bestimmen. Anders als bei den oben dargestellten Modellen der übrigen Benthosarten, fiel durch den Test auf Kollinearität der Prediktor Feinsandanteil heraus. Die Prediktoren Wassertiefe und BSSI konnten im Modell verbleiben.

Das Modell für die Auftrittswahrscheinlichkeit von Miesmuscheln erklärte 28,9% der Varianz der Daten. Den höchsten Anteil der relativen erklärten Varianz nahm die Überflutungszeit ein. Die Auftrittswahrscheinlichkeit von Miesmuscheln stieg mit zunehmender Überflutungszeit signifikant an und erreichte einen Schwellenwert höherer Auftrittswahrscheinlichkeit als im vorhergesagten Mittel bei etwa 70% Überflutungszeit (Abbildung 56b). Dabei ist jedoch zu beachten, dass das Modell lediglich für das Eulitoral aufgesetzt wurde. Da im Sublitoral so gut wie keine Miesmuscheln vorkommen, wäre damit zu rechnen, dass bei Einbeziehung aller Flächen mit 100% Überflutungszeit ein deutliches Absinken der Antreffwahrscheinlichkeit von Miesmuscheln eintreten würde. Der zweitwichtigste Prediktor war der Zeitanteil kritischer Schubspannung (BSSI). Hier zeigte sich eine typische Optimumkurve mit Schwellenwerten höheren Auftretens zwischen 40% und 80% Zeitanteil kritischer Schubspannung (Abbildung 56c). Dies lässt darauf schließen, dass Miesmuscheln vor allem Bereiche präferieren, in denen in mittleren Häufigkeiten starke Schubspannungswerte und erosive Prozesse auftreten. Die übrigen Prediktoren hatten auch alle einen signifikanten Einfluss auf das Auftreten von Miesmuscheln, jedoch jeweils mit geringerer relativer erklärter Varianz. Die Bodenschubspannung zeigte einen linear negativen Zusammenhang mit dem Auftreten von Miesmuscheln, und ein Schwellenwert lag hier bei $< 1.5 \text{ N} / \text{m}^2$ (Abbildung 56a). Miesmuscheln zeigten außerdem einen positiven Zusammenhang mit dem Schlickanteil (Abbildung 56d). Der Schwellenwert lag hier bei ca. 5% Schlickgehalt. Allerdings ist zu beachten, dass im Amrumer Rückseitenwatt nur Schlickanteile in einem Bereich von 0-18% vorlagen. Daher kann nicht sicher bestimmt werden, wie Miesmuscheln auf sehr schlickige Bereiche reagieren. Schließlich zeigte sich ein linear negativer Zusammenhang mit der Wassertiefe (Abbildung 56e). Miesmuscheln kamen ab einem Schwellenwert von $> -5\text{m}$ Wassertiefe in höherer Wahrscheinlichkeit vor. Dies illustriert die sehr geringe Auftrittswahrscheinlichkeit von Miesmuscheln in tiefen Sublitoralgebieten.

Wie es die Zusammenhänge mit den Prediktoren Überflutungsdauer und Wassertiefe deutliche machen, liegen die Bereiche mit dem höchsten Habitatpotenzial für Miesmuscheln dicht entlang der Prielsysteme des Amrumer Rückseitenwattes (Abbildung 57). Die durch die Satellitenfernerkundung detektierten Miesmuschelbänke liegen fast ausschließlich in dem Bereich mit dem am höchsten vorhergesagten Habitatpotenzial.

Die Datengrundlage war nicht ausreichend, um eine Vorhersage des Habitatpotenzials für den gesamten Eulitoralbereich des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres vorzunehmen. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass im restlichen Wattenmeer morphologisch ähnliche Bereiche durch Miesmuscheln bevorzugt werden.

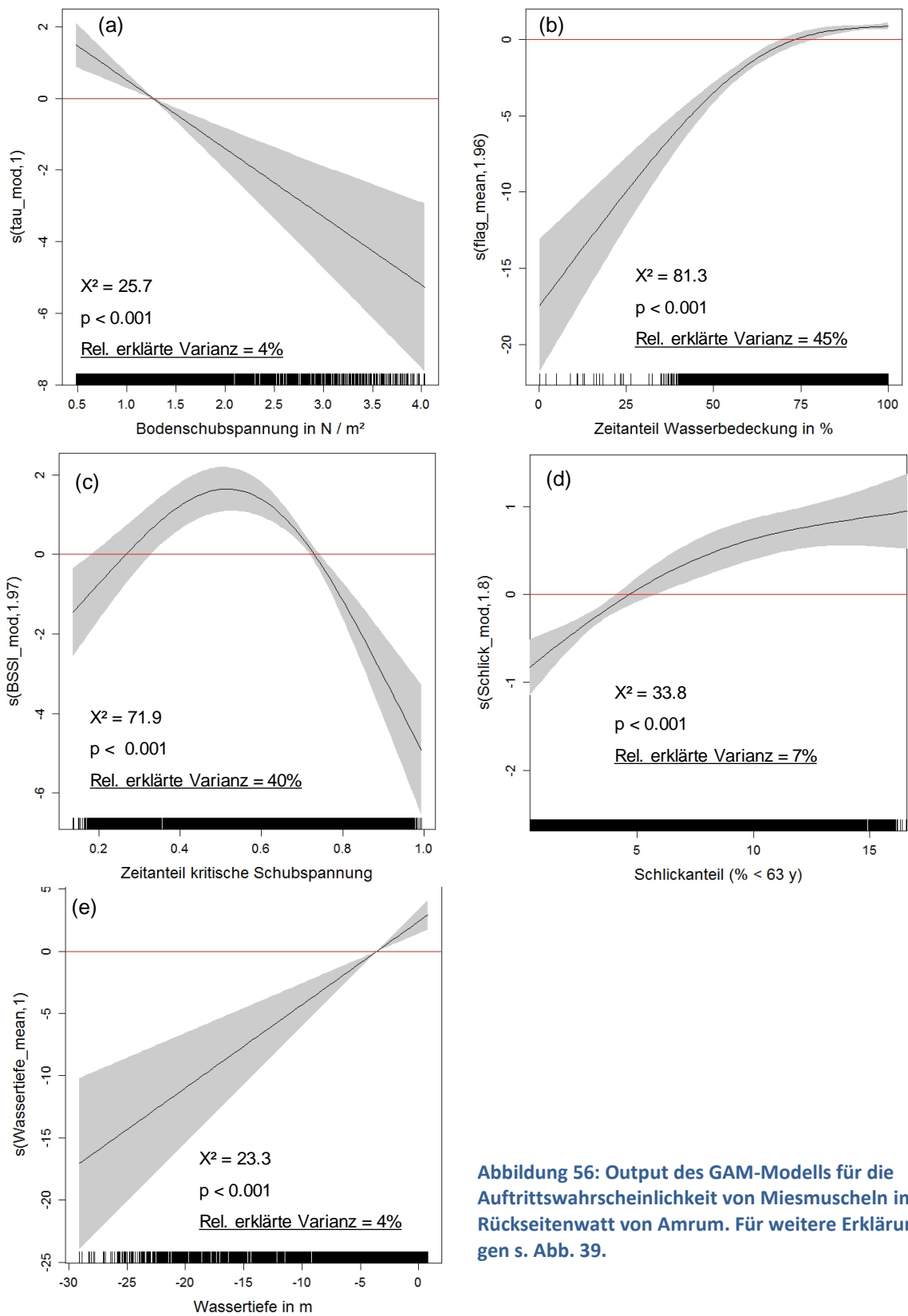


Abbildung 56: Output des GAM-Modells für die Auftretswahrscheinlichkeit von Miesmuscheln im Rückenwatt von Amrum. Für weitere Erklärungen s. Abb. 39.

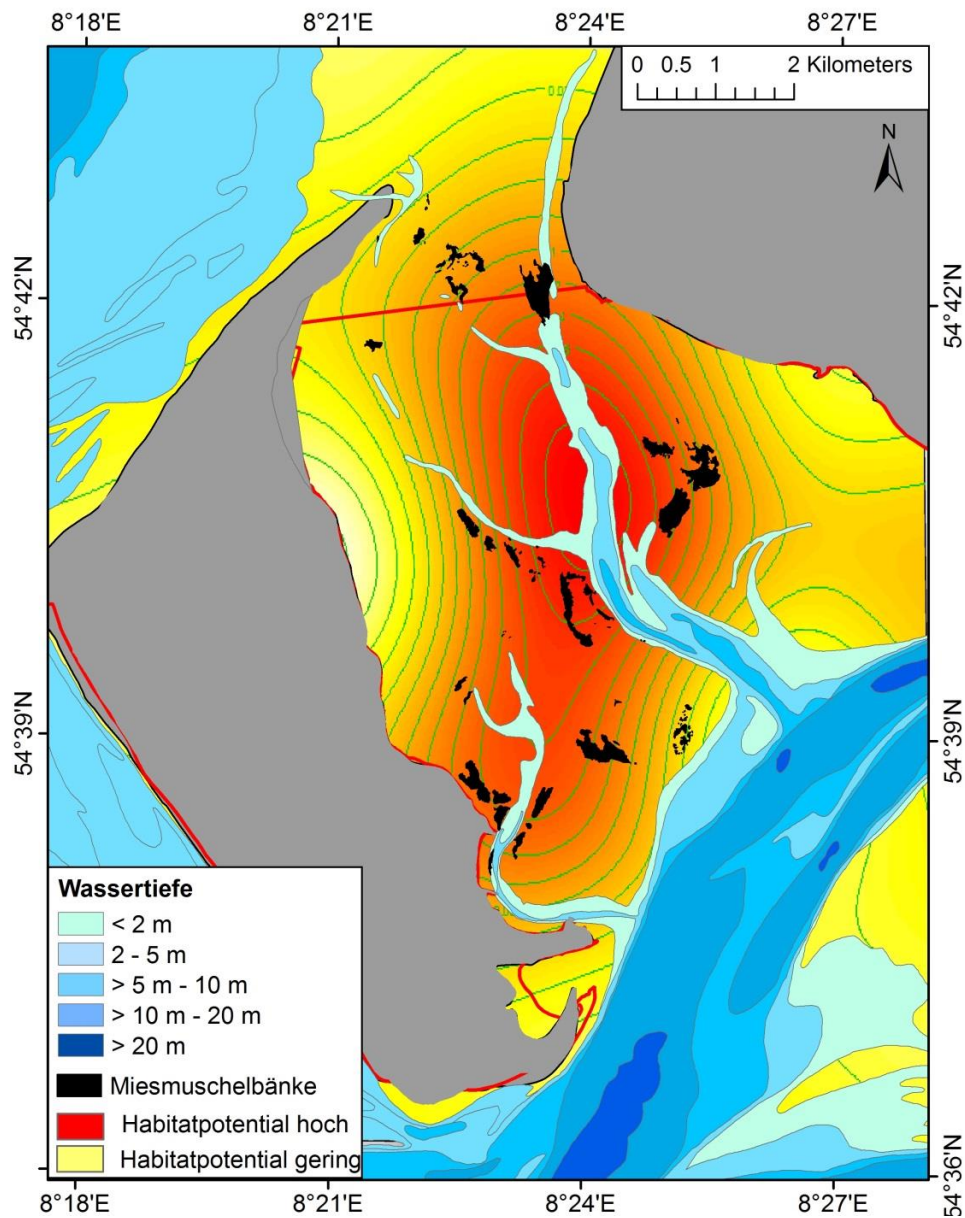


Abbildung 57: Habitatpotential von Miesmuscheln im Rückseitenwatt der Insel Amrum. In schwarz sind Miesmuschelbänke eingezeichnet, die über Satelliten-Fernerkundung detektiert wurden.

Aus dem Arbeitspaket Habitatmodelle sind während des Berichtszeitraumes die Veröffentlichungen zur Habitatnutzung von Trauerenten (Schwemmer et al. 2019) sowie zum Habitatpotential von Amerikanischen Schwertmuscheln (Schwemmer et al., under review) hervorgegangen. Weitere Details können diesen beiden Publikationen entnommen werden.

2.1.4 ÖKOLOGISCHE NETZWERKANALYSE (ENA) (AP3)

Modellierung ausgewählter Habitate und Vergleich von Nahrungsnetzen verschiedener Tidenbecken

Im Rahmen des AP3 wurden 3 unterschiedliche Lebensräume (Sandwatt, Schlickwatt, Elbeeinzugsgebiet) im Projektgebiet ausgewählt und ihre Bedeutung für nahrungssuchende Vögel betrachtet (Abbildung 58). Neben einer saisonalen Beprobung der benthischen Organismen erfolgte eine monatliche Zählung der nahrungssuchenden Vögel in den Gebieten. Auf Grundlage dieser Daten wurde zudem die trophodynamischen Beziehungen des Elbe-Einzugsgebiet mit Hilfe der ökologischen Netzwerkanalyse (ENA) untersucht und mit bereits vorhandenen Studien zu Nahrungsnetzen im Wattenmeer verglichen. ENA stellt hierbei unterschiedliche Indizes zur Verfügung, um die Nahrungsnetze im Hinblick auf Struktur, Organisation, Resilienz und Nachhaltigkeit beschreiben.

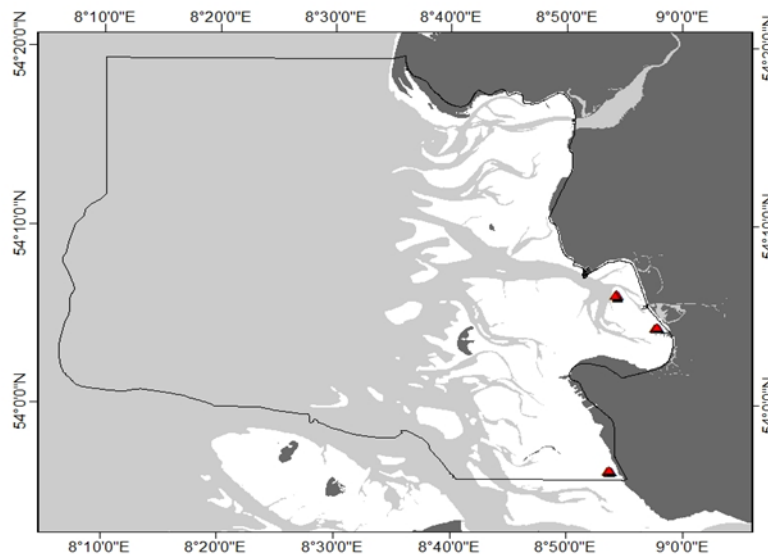


Abbildung 58: Im Projektgebiet ausgewählte Gebiete zur Probenahme für die intertidale Nahrungsnetzanalyse, 1=Sandwatt, 2=Schlickwatt, 3=Elbeeinzugsgebiet.

Die drei untersuchten Gebiete unterscheiden sich in der Zusammensetzung ihrer benthischen Gemeinschaft, zeigten jedoch keine einheitlichen, saisonalen Muster in der Biomasse (Abbildung 59):

Im Sandwatt wurde die höchste Biomasse im Frühling gefunden, die niedrigsten Werte wurden im Herbst festgestellt. Die Gemeinschaft wurde von der Biomasse des Wattwurms (*Arenicola marina*) dominiert. Im Frühling wurden des Weiteren hohe Biomasse-Werte für die Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*), im Sommer, Herbst und Winter hingegen überwog die Biomasse der Herzmuschel (*Cerastoderma edule*)

Im Schlickwatt wurde die höchste Biomasse im Sommer festgestellt, der niedrigste Wert wurde im Winter erreicht. Das Schlickwatt wird von der Biomasse des Schlickkrebsses (*Corophium* spp.) dominiert, gefolgt vom Kotpillenwurm (*Heteromastus filiformis*).

Im Elbeeinzugsgebiet wurde die höchste benthische Biomasse im Herbst festgestellt, der niedrigste Wert hingegen im Frühling. Die Biomasse wurde vom Seeringelwurm (*Hediste diversicolor*) und der baltischen Plattmuschel (*Limecola balthica*) dominiert.

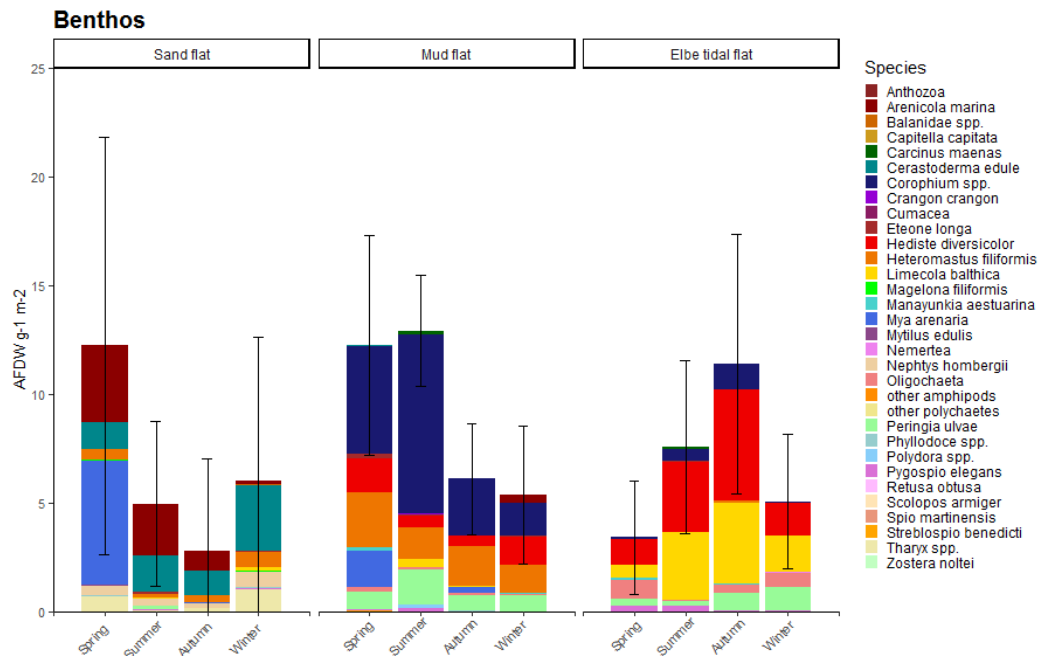


Abbildung 59: Saisonale Verteilung der benthischen Biomasse in den drei untersuchten Gebieten unterteilt nach taxonomischer Identifikation.

Die Ergebnisse der Vogelzählungen legen dar, dass es zwischen den Monaten zu starken Schwankungen in der Nutzung der Fläche durch nahrungssuchende Vögel kommt (Abbildung 60). Weiterhin sind die Migrationsmuster in den Frühjahrs- und Herbstmonaten gut zu erkennen. Die höchsten Vogelzahlen wurden im Elbeeinzugsgebiet festgestellt, überwiegend hervorgerufen durch hohe Abundanzen des Alpenstrandläufers (*Calidris alpina*).

Das Schlickwatt zeichnete sich mit 30 unterschiedlichen Arten durch die höchste Diversität nahrungssuchender Vögel aus. Besonders häufig kamen hierbei Pfeifenten (*Anas penelope*), Brandgänse (*Tadorna tadorna*) und Lachmöwen (*Chroicocephalus ridibundus*) vor.

Im Sandwatt wurden 12 Arten bei der Nahrungssuche beobachtet. Die höchsten Abundanzen erreichte hier ebenfalls der Alpenstrandläufer (*C. alpina*). Andere häufige Arten waren die Lachmöwe (*C. ridibundus*) und der Austernfischer (*Haematopus ostralegus*). Es wurden keine signifikanten Unterschiede in den Voglgemeinschaften gefunden, die auf den jeweiligen Wattflächen fressen, trotz der unterschiedlichen benthischen Zusammensetzung.

Die Analyse des Nahrungsnetzes des Elbeeinzugsgebietes im Vergleich mit aus früheren Studien bekannten Nahrungsnetzmodellen (de la Vega et al., 2018) liefert interessante Einsichten in die Struktur und Funktion des untersuchten Areals (Tabelle 11).

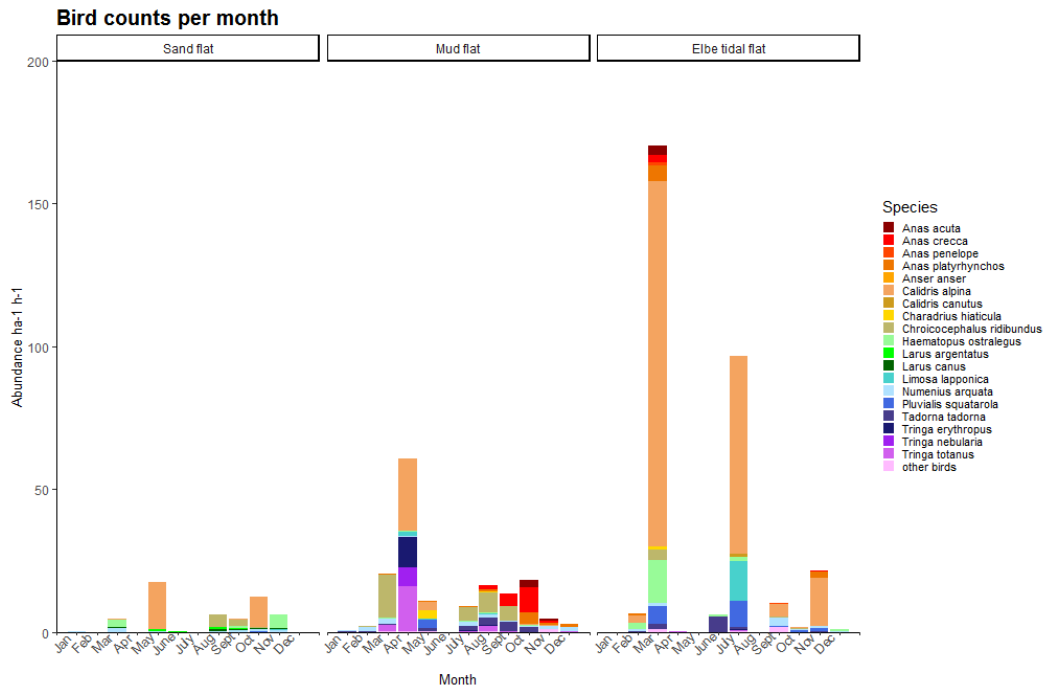


Abbildung 60: Abundanzen der monatlich, gezählten, nahrungssuchenden Vögel auf den untersuchten Flächen, unterteilt nach taxonomischer Identifikation.

Das Elbeeinzugsgebiet zeigt mehr Gemeinsamkeiten mit dem niedersächsischen Jadebusen, der deutlich schlickiger ist, als die nördlichen Wattgebiete Sylt-Rømø Bucht und Norderaue Tidebecken (SToPP I-Gebiet). Der Energieumsatz (Total System Throughput) des Elbeeinzugsgebiets ist vergleichbar mit dem des Jadebusens und deutlich geringer als jener der nördlichen Wattbereiche. Auch überwiegen detritivore über herbivore Nahrungspfade, was auf eine bedeutende Rolle des Detritus im System hinweist. Das Verhältnis von Relative Ascendency zu Relative Overhead deutet darauf hin, dass im Elbeeinzugsgebiet unorganisierte Energieflüsse überwiegen und noch Entwicklungspotenzial im System besteht. Dies, in Kombination mit weiteren ENA-Indizes (z.B. Average Path Length, relative Redundancy) lassen den Schluss zu, dass das Nahrungsnetz des Elbeeinzugsgebiets starken Belastungen ausgesetzt ist.

Szenarien veränderter Umwelteinflüsse

Zukünftige Klimaszenarien wurden für ein besonders gut untersuchtes Tidebecken, die Sylt-Rømø Bucht, an der schleswig-holsteinischen Westküste mit Hilfe von ENA modelliert (Baird et al. 2019). Drei quantitative Netzwerkmodelle (jedes aus 67 Kompartimenten bestehend) wurden für je 4 Beobachtungsjahre (1995, 2007, 2011, 2013) aufgestellt. Ein Basismodell mit der entsprechenden mittleren jährlichen Temperatur sowie Szenarien mit +3°C und +5°C über der mittleren Jahrestemperatur wurden konstruiert und dem ENA Protokoll folgend berechnet (insgesamt 12 Modelle). Es zeigte sich deutlich eine Intensivierung der Detritus-Produktion und -Konsumption, jedoch ein Rückgang in der Konsumption von Phytoplankton und Makrophyten. Die Gesamtsystemaktivität stieg unter Erwärmungs-

Szenarien deutlich an (gemessen als Total System Throughput, TSTP), wie auch die „Systembetriebskosten“ (gemessen als Total Overhead) anstiegen. Eine Erhöhung der Gemeinschaftsrespiration, sowie ein Anstieg des P/B und R/B- Verhältnisses wurden modellhaft ermittelt. Die mittlere, relative Ascendency, die den Grad der Organisation in einem System beschreibt (z.B. Grad der Spezialisierung, Sukzessionsstufe) ging in den +3°C und +5°C Netzwerkmodellen zurück. Es zeigte sich, dass zusätzliche Erwärmung bei gleichbleibender Artenzusammensetzung eine geringere Organisation des Systems bewirkt. Gleichzeitig verliert das System mehr Energie und verlagert seinen Schwerpunkt auf Detritus-basierte Nahrungsketten.

Tabelle 11: Ergebnisse der Ökologischen Netzwerkanalyse des Elbeinzugsgebiets im Vergleich mit drei in de la Vega et al. (2018) untersuchten Wattgebieten.

Ecosystem attribute	Sylt-Rømø Bight	Norderaue tidal basin	Jade Bay	Elbe tidal flat
Total system throughput (mgC m ⁻² d ⁻¹)	13790.8	11499.3	3634.4	3759.9
Detritivory over Herbivory ratio	0.90	0.87	2.44	2.31
Average path length (trophic steps)	2.3	2.1	4.3	2.3
Finn cycling index (%)	5.7	4.5	26.7	10.3
Relative Ascendency (%)	43.1	47.3	38.9	34.5
Relative Overhead (%)	56.9	52.7	61.1	65.5
Relative redundancy (%)	32.2	31.0	37.9	29.2
Flow diversity	4.2	3.5	5.0	4.9

2.1.5 BEWERTUNG, SYNTHESE UND MANAGEMENT (AP4)

Die Arbeiten zur Habitatmodellierung (AP2) mündeten direkt in die Bewertung und Synthese des Vorhabens. Durch die Modellierungen wurden Habitatpotenzialkarten für die wichtigsten benthischen Organismen im Untersuchungsgebiet erstellt. Diese geben über Bereiche Auskunft, in denen die betrachteten Arten aufgrund der verwendeten Umweltparameter einen geeigneten Lebensraum vorfinden sollten. Des Weiteren gelang es, mit Hilfe der Habitatmodelle, Schwellenwerte abzugrenzen innerhalb

derer die betrachteten Organismen geeignete Lebensbedingungen vorfinden. Somit war es möglich, die ökologische Nische der einzelnen Arten genauer zu beschreiben. Die Arbeiten zur Habitatmodellierung (AP2) sind eng mit der Bewertung (AP4) verknüpft. Habitatmodelle können die Grundlage für die Entwicklung von Bewertungskriterien für die MSRL, Deskriptor 6 bilden, um zukünftig präzisere Aussagen zum Status und dem Potential des Meeresbodens zu erhalten.

Silbermöwen als Indikatoren eulitoraler Muschelbänke

Sowohl im SToP-I als auch im SToP-Synthese-Vorhaben hatte sich gezeigt, dass die Raumnutzung von Silbermöwen ein idealer Indikator für die Lage benthischer Habitate ist. In SToP-Synthese zeigten Silbermöwen die Lage von Schwertmuschel- und Miesmuschelbänken an. In SToP-I hatten Silbermöwen der nordfriesischen Inseln Bänke Amerikanischer Schwertmuscheln aufgedeckt. Im Rahmen des StopP-Synthesevorhabens wurde ein statistisches Verfahren entwickelt, um mit Hilfe der Bewegungsmuster telemetrierter Silbermöwen das Habitatpotenzial von eulitoralern Muscheln aufzuzeigen. Hierzu wurden sogenannte Point-Process-Modelle angewendet, die in der Lage sind den Telemetriedatensatz auf das gesamte Untersuchungsgebiet zu extrapolieren und mit Grundlagendaten zum Makrozoobenthosvorkommen zu verschneiden. Der modellierte Telemetriedatensatz von Silbermöwen im Bereich der nordfriesischen Inseln zeigte ein hohes Habitatpotenzial für das Auftreten eulitoralern Muscheln im Bereich der Föhrer Ley (Abbildung 61). Dort konnten während der Benthosbeprobungen zahlreiche Schwertmuschelfelder aufgedeckt werden. Zusätzlich wurden wichtige Bereiche südlich der Hallig Oland sowie an der Nordspitze der Insel Amrum angezeigt (jeweils bedeutende Bereiche für Herzmuschelbänke). Dieser Modellierungsansatz, in dem es möglich war, Bewegungsmuster von Vögeln für die Vorhersage der Lage eulitoralern Muschelflächen zu nutzen, beweist eindrucksvoll, wie gut Vögel als Bioindikatoren genutzt werden können. Diese Möglichkeit sollte im Rahmen von Bewertungen des Habitatpotenzials häufiger zum Einsatz kommen.

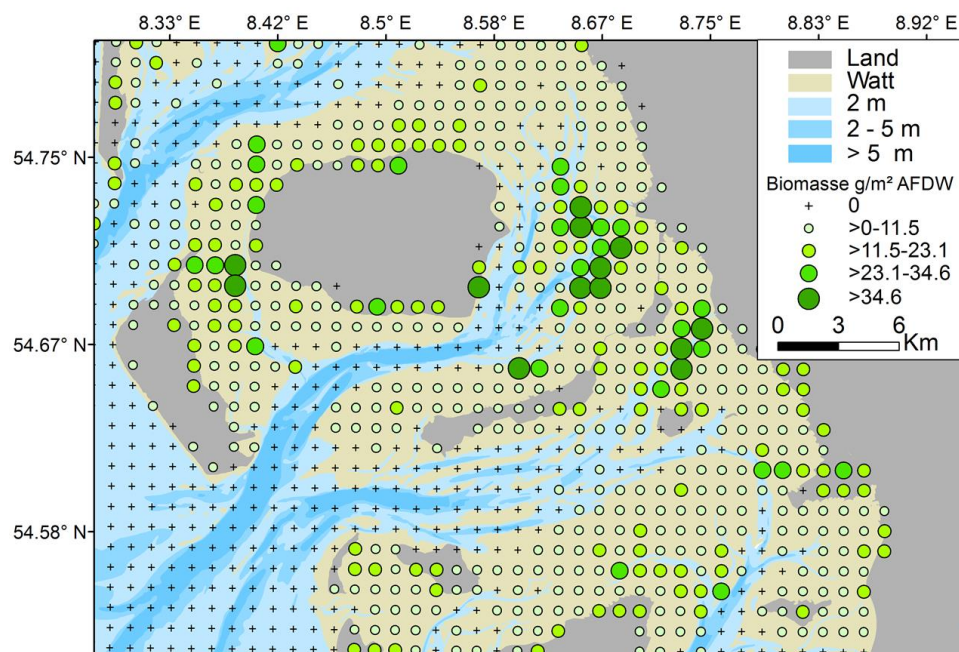


Abbildung 61: Habitatpotenzial von eulitoralern Muscheln (ausgedrückt als vorhergesagte Biomasse) aus einem modellierten Telemetriedatensatz von Silbermöwen. Mit Hilfe dieses Ansatzes ist es möglich, aus der Raumnutzung von Vögeln die Lage benthischer Habitate vorherzusagen.

Bedeutung strukturgebender Habitate für die Bewertung der Deskriptoren D1 und D6

Die erhöhten *Lanice*-Vorkommen vor allem im SToPP-See Arbeitsgebiet können als Biodiversitäts-Hotspots betrachtet werden, in denen die Artenvielfalt stark von derjenigen der umgebenden Sedimente abhängt. Röhrenbildende Wurmarten wie u.a. *Lanice conchilega*, *Sabellaria alveolata*, *Serpula vermicularis* oder *Ficopomatus enigmaticus* können dichte Aggregationen von miteinander verbundenen Röhren entwickeln, die zu großen Strukturen führen. Solche Strukturen bewirken die Stabilisierung von Sedimenten und erhöhen die Deposition von organischem Material während die Röhren der Organismen selbst komplexe Lebensräume für die Anhaftung von festsitzenden Organismen bieten. Die biogenen Strukturen stellen zudem Zuflucht oder eine Nahrungsquelle für höhere trophische Level wie Epifauna, Fische und Vögel dar.

Strukturgebende Habitate sind daher von hoher Bedeutung für die ökologische Funktionsfähigkeit der Lebensräume und Gebiete, in denen sie vorkommen, und deshalb für Bewertungsfragestellungen und den Naturschutz von besonderem Interesse.

Allerdings haben unsere Studien gezeigt, dass Aggregationen von *L. conchilega* nicht stabil sind, im Sinne einer konstanten Anwesenheit bei kontinuierlich hohen Wohnrohrdichten über lange Zeiträume. Die Populationen zeigen erheblich zeitliche Schwankungen was vermutlich auf eine fehlgeschlagene Rekrutierung sowie natürliche und anthropogene Störungen zurückzuführen ist.

Bedeutung strukturgebender Habitate für die Nahrungsnetzbewertung (Deskriptor D4)

Angesichts der bekannten Bedeutung von *L. conchilega* für die Biodiversität und die Gemeinschaftszusammensetzung eines Lebensraums kann davon ausgegangen werden, dass *L. conchilega*-Aggregationen wichtige Ökosystemleistungen für das Gebiet erbringen.

Inwieweit die Anwesenheit dichter *Lanice*-Aggregationen Einfluss auf Status, Struktur und Funktion eines Nahrungsnetzes nimmt, wurden im SToPP Vorhaben überprüft. Unter Verwendung der Ökologischen Netzwerkanalyse (ENA) wurden Nahrungsnetzmodelle für die Bewertung von Nahrungsnetzen im Sinne der MSRL und OSPAR, in Gebieten mit und ohne *Lanice*-Besiedlung berechnet. Die ENA-Indikatoren, die sich für eine Bewertung von Nahrungsnetzen eignen, wurden im Rahmen eines Experten-Workshops erarbeitet und publiziert (Fath et al., 2019, siehe Publikationsliste).

Exemplarisch werden in Abbildung 62 zwei Indikatoren, der Finn Cycling Index (%) und die Flow Diversity, dargestellt. Der Finn Cycling Index gibt an wie viel Prozent des Materials (Kohlenstoff) in einem Nahrungsnetz wiederverwendet (recycled) wird. Dieser Indikator, der sowohl von Fath et al. (2019) als auch von Safi et al. (2019) als Index für Nahrungsnetzbewertungen im Sinne von OSPAR und MSRL vorgeschlagen wird, zeigt die (Un-)Abhängigkeit des Nahrungsnetzes bzw. des Systems von zusätzlichen Kohlenstoffeintrags (Import) an. Je größer der FCI Wert desto mehr wird wiederverwendet, daraus folgt, dass mehr Energie zurückgehalten werden kann. Nahrungsnetze mit *Lanice*-Besiedlung weisen signifikant niedrigere FCI Werte auf, sind also abhängig von zusätzlichen Importen was zu einer erhöhten Empfindlichkeit gegenüber externen Störungen führt.

Ähnliche Ergebnisse zeigen Nahrungsnetze anderer biogener Strukturen wie Herzmuschelfeld oder Miesmuschelbank (Horn et al., 2017). Ob es sich um einen generalisierten Trend handelt müssen weitere Studien zeigen. Zudem ist noch nicht klar, was der optimale FCI-Wert sein könnte und welche generalisierten FCI-Werte oder Wertebereich auf ein gut funktionierendes System (GES) hinweisen.

Verschiedene Studien weisen darauf hin, dass höhere FCI Werte für ein gestörtes bzw. gestresstes System stehen.

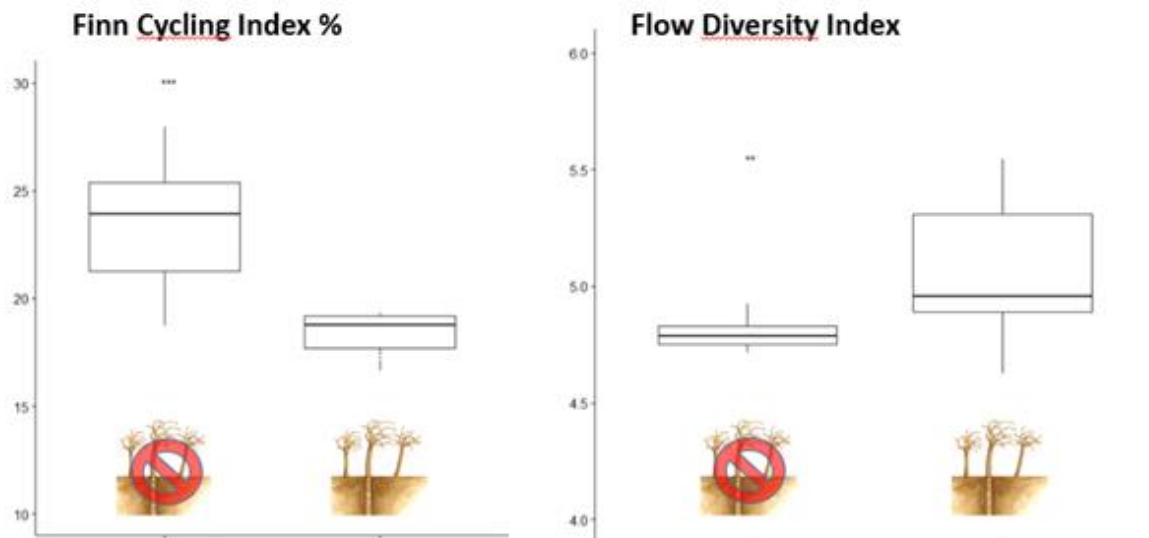


Abbildung 62: Finn Cycling Index (links) und Flow Diversity Index (rechts) für Gebiete mit und ohne Besiedlung des Bäumchenröhrenwurms (*Lanice conchilega*).

Die Flow Diversity ist ein Maß für die Anzahl der Interaktionen und der Gleichmäßigkeit der Energieflüsse in einem Nahrungsnetz. Ähnlich der Diversität steigt der Anzahl der Interaktionen im Laufe der Entwicklung eines Systems an. Daher kann man bei einem höheren Wert auf ein stabileres System schließen. Nahrungsnetze mit *Lanice*-Besiedlung weisen signifikant höhere Werte auf, was auf eine höhere Diversität zurückzuführen ist. Dies ist ein wichtiges Ergebnis in der Bewertung von Nahrungsnetzen im Rahmen des Bewertungskriteriums D4C1 der Meeresstrategierahmenrichtlinie.

In Abbildung 63 sind die Ergebnisse der Lindeman Spines für Gebiete mit und ohne Besiedlung des Bäumchenröhrenwurms (*Lanice conchilega*) dargestellt. Der Lindeman Spine ist eine lineare Darstellung des Nahrungsnetzes in dem die Arten in trophische Level zugeordnet werden. So fallen die Primärproduzenten (Mikrophytobenthos, Phytoplankton) und Detritus in das trophische Level 1, während alle herbivoren und detritivoren Arten (bzw. Energieflüsse) in das trophische Level 2 fallen. Durch die dichte Besiedlung des „interface-feeders“ *Lanice conchilega*, der sowohl aus der Wassersäule als auch vom Boden Nahrung aufnimmt, steigt die Konsumption an Primärproduzenten und Detritus und folglich die trophische Effizienz zwischen den trophischen Leveln 1 und 2 zwischen besiedelten und unbesiedelten Gebieten. Im Vergleich zu Gebieten ohne Bäumchenröhrenwurm stieg die trophische Effizienz des trophischen Levels 3-5 an. Eine Begründung hierfür ist, dass räuberische Endo- und Epibenthische Arten wie *Liocarcinus holsatus*, *Phyllodoce groenlandica*, *Eteone longa* oder *Eumida sanguinea* aufgrund eines erhöhten Nahrungsangebotes davon direkt profitieren.

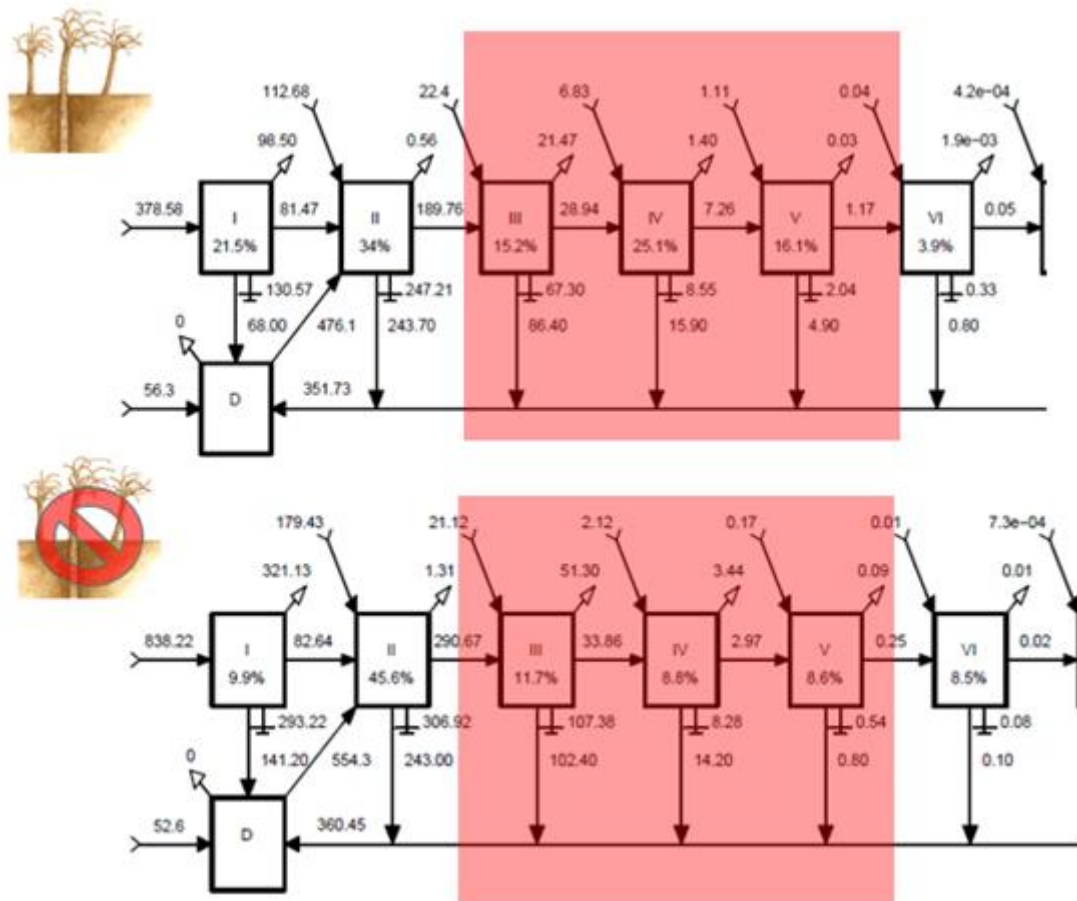


Abbildung 63: Lindeman Spine für Gebiete mit und ohne Besiedlung des Bäumchenröhrenwurm (*Lanice conchilega*). Der Lindeman Spine gibt die Energieflüsse im Nahrungsnetz an, wobei die einzelnen Boxen verschiedenen trophische Level repräsentieren (hier bis TL6 dargestellt).

Es kann festgehalten werden, dass *Lanice conchilega* als strukturgebende Art eine Schlüsselfunktion für den Gesamtzustand dieses Biotops erfüllt und als wichtiger Biotoptyp für die Bewertung des Lebensraumtypes LRT 1160 in Betracht gezogen werden sollte. Er dient für die Bewertung sowohl benthischer Lebensräume im Rahmen von Deskriptor 1 als auch für die Bewertung des Meeresbodens im Rahmen von des Bewertungskriteriums D6C5 von Deskriptor 6. Inwieweit diese Ergebnisse auch auf andere strukturgebende Biotope zutreffen wird zukünftig weiter getestet und generalisiert werden.

Zudem entspricht die Topologie der Nahrungsnetze den Festlegungen der Kriterien und methodischen Standards für die Beschreibung eines guten Umweltzustandes von Meeresgewässern und von Spezifikationen und standardisierten Verfahren für die Überwachung und Bewertung von Nahrungsnetzen (D4) nach dem Beschluss der EU Kommission COM 2017/848.

Folgende Bedingungen wurden erfüllt:

- a) Es müssen mindestens drei trophische Gilden erfasst sein;
- b) Bei zweien davon muss es sich um Nicht-Fisch-Gilden handeln;
- c) Bei mindestens einer davon muss es sich um einen Primärproduzenten handeln;
- d) Die Gilden repräsentieren vorzugsweise zumindest den oberen, den mittleren und den unteren Teil der Nahrungskette

Festlegung von Schwellenwerte für den „guten Zustand“ (GES) am Beispiel des OSPAR POSH Habitats Miesmuschelbank

Intertidale Miesmuschelbänke gehören zu den nach OSPAR gefährdeten und/oder abnehmenden Arten und Lebensräumen.

Um eine Störung oder Veränderung des Nahrungsnetzes zu erfassen, müssen die ENA-Indikatoren identifiziert werden, die sensibel auf Störungen reagieren (pressure-state relationship). Dazu wurden 1713 Nahrungsnetzmodelle basierend auf empirischen Daten aus dem Miesmuschelmonitoring berechnet und analysiert. Ziel des Monitoringprogramms ist es, einen jährlichen Überblick über Aufbau und Struktur der eulitoralen Muschel- und Austernbestände sowie deren Begleitfauna zu erfassen und Veränderungen zwischen einzelnen Jahren sowie langfristige Entwicklungen zu beschreiben.

Die Nahrungsnetzmodelle repräsentieren den Zustand von 1999 bis 2015 bei unterschiedlicher „Belastung“ durch den Stressor: Pazifische Auster. Exemplarisch wird der zeitliche Verlauf der Relative Ascendency dargestellt (Abbildung 64), ein Indikator der für Organisation und Effizienz im Nahrungsnetz steht. Dieser Indikator ist ebenfalls einer von 7 Indikatoren, die auf einer „short list“ im Rahmen eines Experten-Workshops als potentielle Indikatoren für Nahrungsnetz-Bewertungen im Sinne von Deskriptor 4 (OSPAR FW9: Ecological Network Analysis (ENA) vorgeschlagen wurden (Schückel et al., 2018).

Mittels Trendanalyse wurden signifikante „change points“ für die Jahre 2003 und 2009 gefunden (Abbildung 64). Die Relative Ascendency ist signifikant positiv korreliert mit Veränderungen in der Bankfläche ($r = 0,64$, $p < 0,001$) sowie Veränderungen der Biomasse der Miesmuschel ($r = 0,78$, $p < 0,001$). Ein Anstieg der Biomasse der Pazifischen Auster führt dagegen zu einem schlechteren Wert ($r = 0,47$, $p < 0,1$).

Die signifikanten Korrelationen bestätigen, dass Veränderungen im Nahrungsnetz zurückzuführen sind auf den Anstieg der Pazifischen Auster (Biomasse) und weiterer Begleitarten (pressure-state relationship).

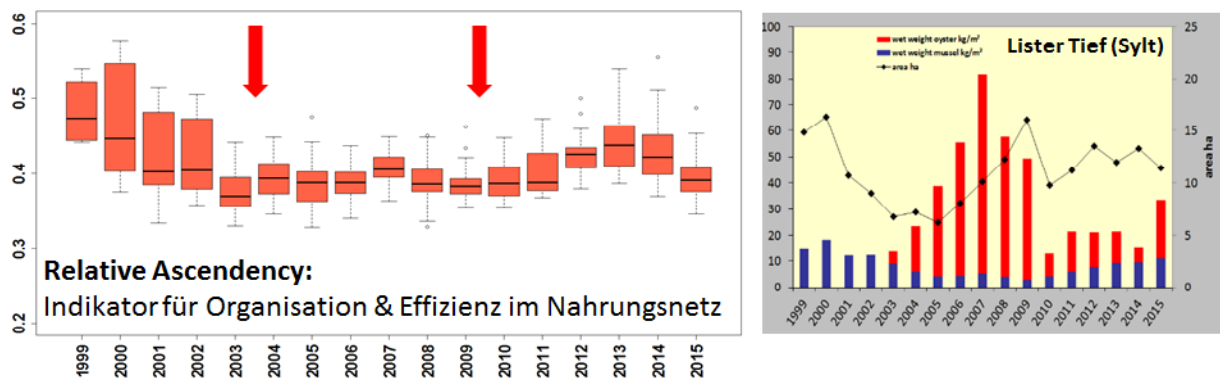


Abbildung 64: Zeitliche Variabilität der Relative Ascendency (links) und Biomasse-Entwicklung (Lebendnassgewicht kg/m²) der Pazifischen Auster (rot), Miesmuschel (blau) und der Größe der Bank (ha) am Beispiel des Lister Tiefs. Die roten Pfeile repräsentieren die "change points".

Um eine erste Einschätzung über den Status machen, zu können wurde auf den Ansatz von van Loon et al. (2016) zur Bewertung des Deskriptor 6 „Meeresbodenintegrität“ der MSRL zurückgegriffen. Dieser Ansatz wird derzeit auch für andere OSPAR Indikatoren aus der OSPAR bird expert group und OSPAR fish group verwendet und getestet.

Als Referenzwerte werden die Werte bezeichnet die für einen guten bis sehr guten ökologischen Zustand zu erreichen wären. Es wird aus allen Werten das 90% Perzentil als Referenzwert gewählt.

Die tatsächlichen Werte werden dann mit den Referenzwerten in Relation gesetzt. Überträgt man diesen Ansatz auf die Relative Ascendency war die Miesmuschelbank 1999 und 2000 in einem „guten“ Zustand (Abbildung 65). 2003 wurde der „schlechteste“ Wert erreicht. Nach dem kalten Winter 2009/2010 kam es zu einer kurzzeitigen Verbesserung, der Referenzwert wurde aber nicht erreicht.

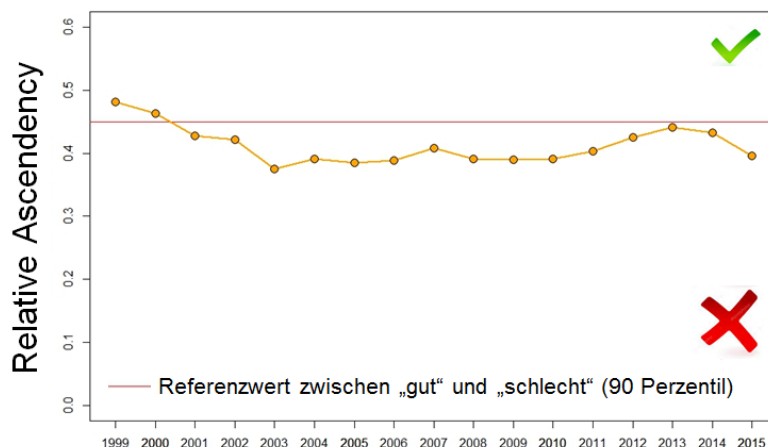


Abbildung 65: Referenzwertbestimmung des Indikators Relative Ascendency zur Einschätzung des Status der Miesmuschelbank im Lister Tief.

2.1.6 SONSTIGE ARBEITEN

Die Verbundleitung des STopP-Synthese Vorhabens war intensiv in die Arbeiten des KüNO-Verbunds (s. <http://www.deutsche-kuestenforschung.de/>) eingebunden. Im Rahmen des KüNO-Verbunds wurden zahlreiche Aktivitäten zur Intensivierung des Austausches zwischen den beteiligten Verbundvorhaben BACOSA, MOSSCO, NOAH, SECOS und STopP vom Lenkungsausschuss initiiert und in die Vorhaben getragen. So wurde auf den regelmäßigen Treffen des Lenkungsausschusses der gemeinsame Internetauftritt abgestimmt, Vorgaben zu den Arbeiten am gemeinsamen Datenportal entwickelt, gemeinsame Presseerklärungen erstellt und die öffentlichen Jahrestreffen oder die KüNO Summer School des Verbunds gestaltet (vgl. Tabelle 1). Zudem wurde das Dachprojekt in Fachfragen und bei der Erstellung der gemeinsamen Broschüre „KüNO – Gemeinsam forschen für Nord- und Ostsee“ unterstützt.

2.2 WICHTIGSTE POSITIONEN DES ZAHLENMÄSSIGEN NACHWEISES

Aufgrund der Konstruktion des STopP-Synthese Vorhabens haben die beteiligten Partner den zahlenmäßigen Nachweis mit den entsprechenden Positionen gemäß der Einzelbewilligungen einzeln zu erbringen. An dieser Stelle wird daher darauf verwiesen.

2.3 NOTWENDIGKEIT UND ANGEMESSENHEIT DER GELEISTETEN ARBEIT

Durch die Beteiligung von insgesamt sechs verschiedenen Arbeitsgruppen (FTZ-Eco, FTZ Geo, IfG, AWI, LLUR und NPV) am STopP-Synthese-Vorhaben waren Personalmittel zur Koordinierung der Arbeiten und Sicherstellung des Projektverlaufs inklusive aller organisatorischen, administrativen und logistischen Aufgaben erforderlich.

Eines der Ziele des Vorhabens war die Optimierung des Zusammenspiels zwischen den verschiedenen naturwissenschaftlichen (Teil-)Disziplinen (Geologie, Benthologie, Ornithologie) einerseits und der Einbindung behördlicher Aktivitäten (Monitoring) und Anforderungen (nationale und internationale Gesetze und Richtlinien/Konventionen) andererseits. Hierfür waren eine genauere Erfassung und Beschreibung von Eu- und Sublitoral durch umfangreiche Geländearbeiten zwingend notwendig. Spezielle Fragestellungen konnten nur durch Auswertungen von Fernerkundungs- und Geländedaten, die soweit möglich zeitgleich und von den verschiedenen Disziplinen erhoben worden sind, beantwortet werden. Die erfassten Geländeinformationen waren auch wesentliche Grundlage für die umfangreichen Modellierungsarbeiten (Habitatmodelle und ökologische Nahrungsnetzanalyse), die letztendlich eine quantitative und qualitative Einschätzung der Biotoptypen des Untersuchungsgebiets ermöglichten und als Grundlage für einen Anwendungsbezug dienen. Hierzu bildeten die vier Promotionsstellen und die beiden behördlichen Projektangestellten ein hervorragendes interdisziplinäres Team, das die Bearbeitung dieser Arbeiten sicherstellte.

Abschließend wurden Datenzusammenstellungen und -analysen in der Vorhabendatenbank an der NPV durchgeführt. Dies umfasste zum einen die Auswahl, Zusammenstellung und Aufbereitung von Monitoringdaten und zum anderen auch Analysen, dessen Ergebnisse zur weiteren Verwendung an die Vorhabenpartner geschickt wurden.

2.4 VERWERTBARKEIT DER ERGEBNISSE

Der STopP-Verbund war von Beginn an auf eine enge Verzahnung von Wissenschaft und Verwaltung ausgelegt. Aus diesem Grund sind neben den wissenschaftlichen Instituten auch Behörden Forschungsnehmer. Damit ist sichergestellt, dass wissenschaftlicher Output schnellstmöglich auch in die nationalen und internationalen Entwicklungen zur Umsetzung der relevanten EU-Naturschutzrichtlinien eingebunden wird.

Die bisherigen Ergebnisse in der Entwicklung der funktionalen Modelle haben aufgezeigt, dass sowohl die Habitatmodellierung als auch die Ökologische Nahrungsnetzanalyse geeignet sind, Grundlagen für die erforderlichen Arbeiten zur Umsetzung der einschlägigen EU-Richtlinien bereit zu stellen.

Die Anwendbarkeit von ENA-Indikatoren für die Zustandsbewertung von Nahrungsnetzen wurde anhand verschiedener Habitate getestet und diskutiert. Weiterhin wurde die Empfindlichkeit der ENA Indikatoren auf Störungen (z.B. invasive Arten) unterschiedlicher Belastungsstärke (pressure-state relationship) analysiert.

Um die Entwicklung eines geeigneten Bewertungsinstruments auf Grundlage der ökologischen Netzwerkanalyse voranzutreiben, wurde gemeinschaftlich ein internationaler Workshop vom Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung und dem Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein (LKN, NPV) organisiert. Der Workshop fand vom 25.09.2017 bis zum 27.09.2017 an der Wattenmeerstation Sylt des Alfred-Wegener-Instituts in List statt. Insgesamt fanden sich 37 Experten aus 9 unterschiedlichen Ländern ein, um mögliche Ansätze zur Bewertung von Nahrungsnetzen zu diskutieren. Ein wichtiges Ziel war die Identifizierung und Diskussion geeigneter Nahrungsnetz-Indikatoren aus der Ökologischen Netzwerkanalyse (ENA). Der Workshop konzentrierte sich hierbei insbesondere auf die fortlaufenden Anforderungen der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) in Europa zur ganzheitlichen Bewertung und Bewirtschaftung von Meeresökosystemen.

Als Hauptergebnis des Workshops wurde eine erste kurze Liste von Indikatoren definiert:

- Detritivory/Herbivory ratio (D/H)
- Finn Cycling Index (FCI)
- Mean trophic level (MTL)
- Average Path Length (APL)
- Total System Throughput (TSTp)
- Ascendency and related ones (relative Ascendency, relative Overhead)
- Structural Information (SI)
- Keystone Species

Diese Indikatoren haben das Potenzial eine gute Vorhersage über den Status des Ökosystems allein oder in Kombination zu machen.

Eine detaillierte Zusammenfassung der Ergebnisse des Workshops findet sich im Workshop Report:

Schückel Ulrike, de Jonge Victor, Ludovisi Alessandro, Giebels Diana, Horn Sabine, Niquil, Nathalie, Asmus Harald, Asmus Ragnhild, Igor Eulaers, Scharler Ursula (2018) Use of coastal and estuarine food web models in policy making and management: the need for an entire approach, 26 pp

Darüber hinaus wurden die Ergebnisse des Workshops in dem Sonderband "Use of coastal and estuarine food web models in politics and management: The need for an entire ecosystem approach" des Journals Ocean and Coastal Management publiziert, s. Veröffentlichungsliste.

Die in 2017 erzielten Ergebnisse und Empfehlungen wurden 2018 auf dem 2. ENA Workshop „Network models for (socio-) ecological system assessment and management – comparing tropical and temperate contexts“ (ZMT, Bremen) fortgesetzt und in einem weiteren Workshop Report zusammengefasst:

Wolff, M., Stäbler, M., Kluger, L.C., Schückel, U. (2019) Network models for (socio-) ecological system assessment and management – comparing tropical and temperate contexts, ZMT, 26 pp

Empfehlungen sollen auf fortführenden Workshop weiterentwickelt und diskutiert werden.

Durch die Fähigkeit, mit Hilfe der Nahrungsnetzmodelle lange Zeitreihen zu rechnen, aber auch Prognosen vornehmen zu können, lassen sich Schwellenwerte ermitteln, die nachhaltige Änderungen im System anzeigen. In einem ersten Ansatz gemäß OSPAR und MSRL wurde der Ansatz des 90% Perzentil (e.g. van Loon et al., 2016) getestet. Dieser Ansatz wird derzeit auch für eine Reihe weiterer OSPAR Indikatoren angewandt (FW3, FW4).

Die Nationalparkverwaltung (Dr. Ulrike Schückel) hat seit November 2018 die Leitung der OSPAR food web expert group übernommen und den „lead“ über den OSPAR Indikator FW9: Ecological Network Analyses (ENA). Entwicklungen von Bewertungsansätzen werden fortgesetzt und mit den zuständigen regionalen Konventionen (z. B. OSPAR) und Verwaltungen weiter diskutiert.

Die erstellten Datenbank-Tabellen (Arten-Attributtabelle, Nahrungsmatrix) werden als „living documents“ auch nach dem Vorhaben weiter ergänzt und u.a. in die OSPAR Trophic Level Datenbank für die Bewertung des OSPAR Indikators FW4: Mean Trophic level integriert.

Der langfristige Zugang auf die Projektdaten wird durch eine zentrale Datenhaltung sichergestellt. Über die Anbindung an den schleswig-holsteinischen MDI-DE-Infrastrukturknoten MDI-SH (Marine Dateninfrastruktur) werden Metadaten, Daten und Dienste zukünftig standardkonform verfügbar sein.

2.5 STAND VON WISSENSCHAFT UND TECHNIK

Vergleichbare Arbeiten wurden über die in 1.4. beschriebenen bei anderen Stellen nicht durchgeführt.

2.6 VERÖFFENTLICHUNGEN

Im Rahmen des Projektes sind unter der Federführung bzw. unter Beteiligung der Vorhabenpartner folgende Veröffentlichungen entstanden:

1. Veröffentlichungsliste zum Workshop zur Ökologischen Netzwerkanalyse, s. Kapitel 2.1.5

Special Issue in Ocean and Coastal Management: "Use of coastal and estuarine food web models in politics and management: The need for an entire ecosystem approach" edited by R. Asmus and V. N. de Jonge.

- Fath, B.D., Asmus, H., Asmus, R., Baird, D., Borrett, S.R., de Jonge, V.N., Ludovisi, A., Niquil, N., Scharler, U., Schückel, U., Wolff, M., 2019. The need for an entire ecosystem approach in management and policy. *Ocean and Coastal Management*, 174, 1-14.
- Safi, G., Giebels, D., Arroyo, L., Heymans, J., Preciado, I., Raoux, A., Schückel, U., Tecchio, S., de Jonge, V.N., Niquil, N. Vitamine ENA: A framework for the development of ecosystem-based indicators for decision-makers, 2019. *Ocean and Coastal Management*, 174, 116-130.
- Lebreton, B., Rivaud, A., Picot, L., Prevost, B., Barillé, L., Sauzeau, T., Pollack, J.B., Lavaud, J., 2019. From ecological relevance of the ecosystem services concept to its socio-political use. The case study of intertidal bare mudflats in the Marennes-Oléron Bay, France. *Ocean and Coastal Management*, 172, 41-54.
- Paar, M., de la Vega, C., Horn, S., Asmus, R., Asmus, H., 2019. Kelp belt ecosystem response to a changing environment in Kongsfjorden (Spitsbergen). *Ocean and Coastal Management* 167, 60-77.
- Armada, N., Bacalso, R., Rosales, R.M., Lazarte, A., 2018. Right-sizing as a strategy for allocating fishing effort in a defined marine ecosystem: A Philippines case study. *Ocean and Coastal Management*, 165, 167-184.
- Stäbler, M., Kempf, A., Temming, A., 2018. Assessing the structure and functioning of the southern North Sea ecosystem with a food-web model. *Ocean and Coastal Management*, 165, 280-297.
- De la Vega, C., Schückel, U., Horn, S., Kröncke, I., Asmus, R., Asmus, H., 2018. How to include Ecological Network Analysis results in management? A case study of three tidal basins of the Wadden Sea, south-eastern North Sea. *Ocean and Coastal Management*, 163, 401-416.
- De Jonge, V.N., Schückel, U., 2019. Exploring effects of dredging and organic waste on the functioning and the quantitative biomass structure of the EMS estuary food web by applying Input Method balancing in Ecological Network Analysis. *Ocean and Coastal Management*, 174, 38-55.

2. Gemeinsame Publikation des STopP-Synthese-Projektes:

STopP II-Special Issue in Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2019-2020: "From single ecological interactions to holistic assessments of coastal habitats in the Wadden Sea." Edited by R. Asmus, U. Schückel, K. Eskildsen, K. Ricklefs, S. Garthe

- Ricklefs, K., Büttger, H., Stage, M., Asmus, H., 2020. Occurrence, stability and species associated with remaining subtidal mussel beds in the North Frisian Wadden Sea (German North Sea Coast). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (under revision).
- Kohlus, J., Stelzer, K., Müller, G., Smollich, S., 2020. The observation of the seagrass in the Schleswig-Holstein Wadden Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (under revision).
- Schückel, U., Damaris, M., Kottsieper, J., Kanniess, J., Schwemmer, P., Ricklefs, K., Stage, M., Eskildsen, K., 2020. Comparison of trophic structure and functioning of coastal food webs in

different North Sea broad scale habitats. Estuarine, Coastal and Shelf Science (under revision).

Horn, S., Schwemmer, P., Enners, L., Asmus, R., Garthe, S., Asmus, H., 2020. Species composition of foraging birds in association with benthic fauna in four intertidal habitats. Estuarine, Coastal and Shelf Science (under revision).

Enners, L., Guse, N., Schwemmer, P., Chagas, A.L.J., Voigt, C., Garthe, S., 2019. Habitat use and diet of Eurasian spoonbills (*Platalea leucordia*) in the north-eastern Wadden Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science (und revision).

Enners, L., Chagas, A.L.J., Ismar-Rebitz, S.M.H., Schwemmer, P., Garthe, S., 2019. Foraging patterns and diet composition of avocets (*Recurvirostra avosetta*) in the German Wadden Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science (und revision).

Kottsieper, J., Schückel, U., Schwemmer, P., Fox, A.D., Garthe, S., 2019. Comparison of bivalve communities between moulting and wintering areas used by Common Scoter *Melanitta nigra* in the German North Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science (und revision).

Schwemmer, P., Adler, S., Enners, L., Volmer, H., Kottsieper, J., Ricklefs, K., Stage, M., Schwarzer, K., Wittbrodt, K., Reimers, H.-C., Binder, K., Asmus, R., Asmus, H., Horn, S., Schückel, S., Kohlus, J., Eskildsen, K., Klingbeil, K., Gräwe, U., Garthe, S., 2019. Modelling and predicting habitats for the neobiotic American razor clam *Ensis leei* in the Wadden Sea: a matter of scale. Estuarine, Coastal and Shelf Science (und revision).

Hartmann, K., Stock, M., 2019. Long-term development in habitat characteristics and vegetation succession in an ungrazed natural versus man-made estuarine salt marsh. Estuarine, Coastal and Shelf Science (accepted).

Schwemmer, P., Volmer, H., Enners, L., Reimers, H.-C., Binder, K., Horn, S., Adler, S., Fox, A.D., Garthe, S., 2019. Modelling distribution of common scoter (*Melanitta nigra*) by its predominant prey, the American razor clam (*Ensis leei*) and hydrodynamic parameters. Estuarine, Coastal and Shelf Science, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106260>

Horn, S., de la Vega, C., Asmus, R., Schwemmer, P., Enners, L., Garthe, S., Haslob, H., Binder, K., Asmus, H., 2019. Impact of birds on intertidal food webs assessed with ecological network analysis. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 219, 107-119.

3. Weitere Publikationen:

Baird, D., Asmus, H., Asmus, R., Horn, S., de la Vega, C., 2019. Ecosystem response to increasing ambient water temperature due to climate warming in the Sylt-Rømø Bight, northern Wadden Sea, Germany. Estuarine, Coastal and Shelf Science, doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106322>.

Kottsieper J, Schwemmer P, Markones N, Fox AD, Garthe S (under review) An invasive alien bivalve apparently provides a novel food source for moulting and wintering benthic feeding sea ducks. Helgoland Marine Research (under review).

- Enners L, Schwemmer P, Corman A-M, Voigt CC, Garthe S (2018) Inter-colony variations in movement patterns and foraging behaviours among herring gulls (*Larus argentatus*) breeding in the eastern Wadden Sea. *Ecology and Evolution*. doi: 10.1002/ece3.4167.
- Fox AD, Kotttsieper J, Petersen IK, Markones N, Schwemmer P, Garthe S (under review) Large scale depth-related seasonal dispersal patterns of a benthic-feeding sea duck in two contrasting marine systems. *Marine Ecology Progress Series* (under review).
- Horn S, de la Vega C, Asmus R, Schwemmer P, Enners L, Garthe S, Binder K, Asmus H (2017) Interaction between birds and macrofauna within food webs of six intertidal habitats of the Wadden Sea. *PlosOne*. doi: 10.1371/journal.pone.0176381.
- Schwemmer P, Corman A-M, Koch D, Borrmann RM, Voigt CC, Koschorreck J, Garthe S (2019) Charakterisierung der Habitatwahl von Silbermöwen (*Larus argentatus*) durch GPS-Datenlogger zur Einschätzung der Schadstoffbelastung an der deutschen Nordseeküste. *Vogelwarte* 57: 13-30.
- Schwemmer P, Weiel S, Garthe S (2017) A fundamental study revisited: Quantitative evidence for territory quality in oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) using GPS data loggers. *Ecology and Evolution* 7: 285-294.
- Schwemmer P, Voigt CC, Corman A-M, Adler S, Garthe S (2016) Body mass change and diet switch tracked by stable isotopes indicate time spent at a stopover site during autumn migration in dunlins (*Calidris alpina*). *Journal of Avian Biology* 47: 806-814.
- Schwemmer P, Enners L, Garthe S (2016) Migration routes of curlews (*Numenius arquata*) resting in the eastern Wadden Sea based on GPS telemetry. *Journal of Ornithology* 157: 901-905.
- Schwemmer P, Güpner F, Adler S, Klingbeil K, Garthe S (2016) Modelling small-scale foraging habitat use in breeding Eurasian oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) in relation to prey distribution and environmental predictors. *Ecological Modelling* 320: 322-333.
- de la Vega C, Horn S, Baird D, Hines DE, Borrett S, Jensen L, Schwemmer P, Asmus R, Siebert U, Asmus H (2018) Seasonal dynamics and functioning of the Sylt-Rømø Bight, northern Wadden Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 203: 100-118.

Berichte, Pressemitteilungen, Zeitungsartikel

- Der Speiseplan der Seevögel - Büsumer Wissenschaftler untersuchen das Nahrungssystem im Wattenmeer. *Dithmarscher Landeszeitung*, 28.05.2013.
- Kubetzki U (29.05.2013) Vom Watt bis zu den Seevögeln - Bundesministerium für Bildung und Forschung bewilligt neues Verbundprojekt. *Presseinformation 146/2013 der Universität Kiel*.
- Ermittler – Nationalparknachrichten (8/2013) der Nationalparkverwaltung.
- Büsumer Forscher stechen in See - Wissenschaftler erkunden die Nahrungskette von Meerestieren und Enten. *Dithmarscher Landeszeitung*, (10.09.2014).

Gemeinsam forschen für Nord- und Ostsee. – KüNO-Broschüre (06/2015).

Vom Wattenmeer nach Russland - Büsumer Forscher entschlüsseln die Flugrouten der Großen Brachvögel. Dithmarscher Landeszeitung, 25.04.2016.

Studentische Abschlussarbeiten, die im Rahmen von STopP erstellt wurden:

Lomparski, J. (in prep) Impact of multiple stressors on food web characteristics in coastal North Sea food webs, Masterarbeit, Ruhr-Universität Bochum.

Behrens M (2019) Nahrungswahl von Alpenstrandläufern (*Calidris alpina*) und Knutts (*Calidris canutus*) im Wattenmeer. Masterarbeit, Universität Hamburg.

Margaritis, D. (2019) Comparison of trophic structure and function of different food webs in the subtidal of the Wadden Sea by using Ecological Network Analysis (ENA), Masterarbeit, Georg-August-Universität Göttingen, 42 pp

Grievesson I (2018) Foraging behaviour of the Eurasian oystercatcher in a challenging breeding site. Masterarbeit, Universität Kiel.

Bange A (2017) Nahrungswahl von Eiderenten (*Somateria mollissima*) und Brandgänsen (*Tadorna tadorna*) im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. Bachelorarbeit, Universität Kiel.

Schenke L (2017) Habitat choice of brent geese (*Branta bernicla*) at the German Wadden Sea. Pre-module der Masterarbeit in Environmental Management, Universität Kiel.

Promotionen, die im Rahmen von STopP erstellt wurden:

Horn, S. 2016. Feed and fly - A model study about the relationship between coastal birds and intertidal food webs Universität Kiel

2.7 VERTRAULICHKEIT

Dieser Bericht enthält keine Bestandteile, die zur Wahrung berechtigter Interessen des Zuwendungsempfängers oder Dritter oder aus anderen sachlichen Gesichtspunkten vertraulich zu behandeln sind.