

Benthosökologische Auswirkungen von Offshore-Windenergieparks in Nord- und Ostsee.

BeoFINO 2

Prozesse im Nahbereich der Piles - Ostsee

Michael L. Zettler & Falk Pollehne

Endbericht Mai 2008

<http://www.windows.ucar.edu/earth/climate/images/windfarm.jpg>



Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit unter dem Förderkennzeichen 0329974B gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

BeoFINO 2 Endbericht

Das diesem Projekt zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit unter dem Förderkennzeichen 0329974B gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Autoren:

Dr. Michael L. Zettler

Dr. Falk Pollehne

Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde, Seestraße 15, 18119 Rostock-Warnemünde

Der Abschlussbericht zum Teilprojekt A „Benthosökologische Auswirkungen von Offshore-Windenergieparks in Nord- und Ostsee. Prozesse im Nahbereich der Piles – Nordsee“ (Förderkennzeichen 0329974A) ist zu beziehen über

Dr. Lars Gutow

Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Am Handelshafen 12, 27570 Bremerhaven

Inhaltsverzeichnis

I Einleitung	3
II Projektbeschreibung	4
III Ziele des Vorhabens	5
IV Projektstruktur und beteiligte Institute	5
1. Prozesse im Nahbereich der Piles in der Ostsee	7
1.1 Aufgabenstellung	7
1.2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde	7
1.3 Planung und Ablauf des Vorhabens	8
1.3.1 Untersuchungsgebiet	9
1.3.2 Material und Methoden	10
1.3.3 Beprobung	16
1.4 Ergebnisse	17
1.4.1 Physikalische Randbedingungen	17
1.4.2 Bewuchsexperimente	19
A Aufwuchs auf dem SRZ (Kratzproben)	20
B Bewuchsexperimente mit den Bewuchseilen	25
1.4.3 Änderung der kleinräumigen Besiedlung	34
A Stechrohruntersuchung (Untersuchungsfeld 5 m)	34
B Greiferuntersuchung (Untersuchungsfeld 100 m)	35
1.4.4 Substratänderungen	36
A Sedimentumlagerungen	36
B „Muschelbeet“-Untersuchungen	37
1.4.5 Video- und Foto-Untersuchungen	38
1.4.6 Modellierung des Biomasseexports von Windkraftanlagen-Fundamenten	39
A Driftmodell	39
B Wassertiefen, lokale Bedingungen	40
C Strömungsdaten	40
D Partikel-Bewegung „Random-Walk“	40
E Diffusionskonstanten	41
F Partikelsinkgeschwindigkeiten	42
G Driftdistanzen / Ergebnisse des Drift-Modells	43
1.4.7 Zusammenfassung der Ergebnisse	44
1.5 Literatur	53
V Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse	55
VI Wissenschaftliche Fortschritte	55
VII Veröffentlichung der Ergebnisse aus den BEOFINO-Projekten	55
i Anhänge	
a. Artenliste	56

I Einleitung

Seit Beginn der BeoFINO-Projekte hat sich die Errichtung von Offshore-Windenergieanlagen (WEA) aus dem Stadium von Pilotprojekten zu einem feststehenden und ständig expandierenden Faktor in der Stromerzeugung entwickelt. Bei der Extrapolation der Preise für fossile Energieträger ist schnell eine verbesserte Wirtschaftlichkeit der Investitionen zu erwarten, so dass sich der Trend zur Errichtung größerer Felder im gesamten Schelfmeer sicher noch fortsetzen wird. Es ist deshalb umso wichtiger, die ökologische Wirkung dieser Anlagen auf räumlichen und zeitlichen Skalen zu untersuchen, die nicht nur unmittelbare, punktuelle Effekte einer Anlage beschreiben, sondern es ermöglichen, den Einfluss auf das gesamte komplexe Küstenökosystem mit seinen vielfältigen Interaktionen zu abzuschätzen.

Im IOW wurden die benthischen Besiedlungsmuster auf den Trägerkonstruktionen und im Umfeld der Piles untersucht und die daraus resultierenden Folgen für die marine Umwelt abgeleitet. Im Kern der Untersuchung standen dabei die Fragen, ob das natürliche benthische Habitat im Umfeld der Anlagen durch veränderte Strömungsbedingungen stark verändert und ob die direkte Wirkung der Strukturen als künstliches Besiedlungssubstrat richtig eingeschätzt wird. Hierzu wurden zwischen 2005 und Ende 2007 die Sukzession auf Hartsubstraten und die Veränderung epibenthischer Gemeinschaften über mehrere Jahreszyklen untersucht. Im größeren räumlichen Kontext wurde aus diesen Daten heraus die Bedeutung der mit dem Bau von WEA eingebrachten neuen Bewuchsflächen für die Stoffflüsse zwischen der Oberflächenschicht des Meeres und den Bodenbereichen betrachtet.

Die Studie wurde, wie auch schon im Vorgängerprojekt, im Verbund mit dem Alfred-Wegener-Institut Bremerhaven durchgeführt, das die entsprechenden Prozesse an Anlagen in der Nordsee untersuchte. Aus dem gemeinsamen Datensatz der Projektpartner konnte gerade durch den Vergleich der Besiedlungsdynamik zwischen einem ungeschichteten und einem geschichteten Randmeer Schlüsse gezogen werden, die nicht nur relevante Fragen der ökologischen Wirkung des WEA-Baus in Küstenmeeren klärt, sondern auch von hohem wissenschaftlichem Wert für die benthologische Grundlagenforschung sind. Dementsprechend wurden und werden die Ergebnisse der Projekte auf Tagungen und in Journalen vorgestellt, die sich mit der Umweltrelevanz dieser Großanlagen beschäftigen, sie finden aber auch Eingang in die rein meereskundliche Fachliteratur.

II Projektbeschreibung

Auf Grund der Verzögerungen in der Fertigstellung der Ostsee-Forschungsplattform (FINO 2) im Untersuchungszeitraum wurde bereits in BeoFINO 1 im Messfeld des IOW an der Darßer Schwelle ein Fundamentmodell (Stahlrohrzylinder=SRZ) platziert. Auch im vorliegenden Projekt wurden die meisten Untersuchungen an diesem SRZ wie auch im direkten Umfeld durchgeführt. Hinzu kam ein Parallelansatz im Gebiet des Künstlichen Riffs vor Nienhagen. Beide Gebiete liegen ca. 45 sm auseinander und unterscheiden sich sowohl in der Hydrographie als auch in der biologischen Besiedlung. Diese Felduntersuchungen sollten zur Klärung spezieller Fragestellungen möglicher Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen, und hier insbesondere des Einflusses der Fundamente, auf die Meeresumwelt in der Ostsee dienen.

III Ziele des Vorhabens

Technisches Ziel dieses Vorhabens war es, die in 2003 und 2004 durchgeführten Untersuchungen aus BeoFINO 1 weiterzuführen und abzuschließen. Die vorliegende Studie enthält den Teilaspekt der Arbeiten in der Ostsee, die vom IOW (Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde) durchgeführt wurden und die als Arbeitspaket „Prozesse in Nahbereich der Piles“ beantragt wurden. Die Notwendigkeit der Untersuchungen begründet sich aus dem folgenden Ansatz: Ökologische Prozesse finden auf unterschiedlichen Zeitskalen statt. Während einige Prozesse auf täglicher oder wöchentlicher Skala stattfinden, gibt es andere, die saisonale oder jährliche Oszillationen aufweisen. In den bis jetzt durchgeführten Untersuchungen, sowohl auf FINO1 als auch in der Ostsee, wurden schon solche Phänomene auf längeren zeitlichen Skalen beobachtet. Zum Beispiel ändern sich die Dichten der Organismen auf dem untersuchten Pile auf FINO 1 und auf dem experimentellen Flächen in der Ostsee auf monatlicher Basis, wobei bis jetzt keine Stabilisierung beobachtet werden konnte. Ähnliches gilt auch für die Entwicklung der Biomasse sowie auch für abiotische Prozesse wie die Auskolkung und Schillanreicherung. Solche Phänomene können nicht allein mit den Beobachtungen eines Jahres interpretieren werden, da hier die interanuelle Variabilität eine wichtige Rolle in der Dynamik des Systems spielt. Abiotische Faktoren wie Klima, Wassertemperatur, Salinität, Strömung u. a. zeigen interanuelle Unterschiede, die prägende Einflüsse auf biologische Prozesse und ökologische Entwicklungen gerade bei der längerlebigen Makrofauna haben.

Abgesehen von den lokalen Phänomenen, die bei den bisherigen Untersuchungen erfasst werden, ist bei den geplanten Windparks mit kumulativen Effekten zahlreicher Anlagen zu rechnen. Auswirkungen auf die umgebende Weichbodenfauna sind nicht nur lokal in der direkten Umgebung der Piles zu erwarten, sondern auch in einem mittelskaligen Bereich um die Anlagen herum. Die Reichweite dieses Einflussbereichs kann bisher schwer abgeschätzt werden.

Es ist nicht möglich, aus einer regional begrenzten Prozessstudie eine räumlich aufgelöste Darstellung von präferentiellen Eignungs- bzw. Ausschlussgebieten für Offshore-WEA zu entwickeln. Dennoch gibt es in einem geschichteten Meeresgebiet, wie der westlichen Ostsee, vertikale Prozessabläufe, die in unterschiedlichen Bereichen zu grundlegend unterschiedlichen Transportmustern führen. Es sollte daher geprüft werden, ob sich aus diesen grundsätzlichen Erwägungen Unterschiede in der Eignung bestimmter Areale ergeben.

Inhaltliches Ziel des Vorhabens war es, die möglichen Auswirkungen von zukünftigen Offshore-Windenergieanlagen auf die marine Umwelt der Ostsee (hier insbesondere auf das Makrozoobenthos und deren Lebensraum) zu untersuchen und mögliche klein- und mesoskalige Effekte aufzuzeigen.

1. **Wie verändert sich die benthische Biodiversität durch Einbringung von künstlichen Hartsubstraten (Fundamente)?**
2. **Wie groß ist die Produktion (bzw. Biomasse) dieser Hartsubstrat-Lebensgemeinschaften?**
3. **Gibt es regionale Unterschiede entlang des Salzgehaltgradienten?**
4. **Sind vertikale Zonierungen erkennbar?**
5. **Welche Hauptfaktoren beeinflussen Artenzusammensetzung und Produktion?**
6. **Welche biologischen Effekte sind im Nahbereich der Fundamente erkennbar?**
7. **Sind nachhaltige Effekte auch im großräumigen Areal denkbar?**
8. **Lassen sich aus dieser Prozessstudie generelle Hinweise für die Eignung von Seegebieten für Offshore-WEA in der westlichen Ostsee ableiten ?**

IV Projektstruktur und beteiligte Institute

Die Untersuchung wurde in folgende fünf Schwerpunkte gegliedert:

SP1: Bewuchsexperimente

Das zusätzliche Angebot von Hartsubstrat durch die Fundamente der Windkraftanlagen bietet einer Vielzahl von Organismen Lebensraum, was u.a. zu einer Akkumulation von Biomasse in den Windkraftfeldern führt. Auswirkungen wurden mit Besiedlungsmodellen untersucht.

SP2: Änderung der kleinräumigen Besiedlung

Im kleinflächigen Umfeld der Fundamente von Windkraftanlagen kommt es durch Strömungsänderungen und Biomasseeintrag (siehe oben) zu veränderten Faunenzusammensetzungen. Es wurden kleinskalige Endofaunauntersuchungen durchgeführt.

SP3: Substratänderungen

Strömungsänderungen und Verwirbelungen an den Fundamenten verursachen Substratänderungen, die wiederum organismische Effekte auslösen können. Durch Video und Taucher wurden Umlagerungen dokumentiert.

SP4: Video- und Foto-Untersuchungen

Sowohl tauchergestützte als auch autonome Video- und Fotosysteme wurden eingesetzt um Sukzession, Substratveränderungen und Faunenvariabilitäten festhalten zu können.

SP5: Modellierung des Biomasseexports von Windkraftanlagen-Fundamenten

Die Fundamente der Windkraftanlagen dienen einer Vielzahl von Organismen als Siedlungssubstrat. Dabei spielen die Miesmuschel und die Seepocken die dominanten Rollen in der Ostsee. Abfallende Biomasse und Stoffwechselprodukte werden durch Strömung exportiert.

Alle Arbeiten wurden am Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) durchgeführt. Teilaspekte der Studie erfolgten in enger Kooperation mit dem Alfred-Wegener-Institut Bremerhaven (AWI).

1. Prozesse im Nahbereich der Piles in der Ostsee

1.1 Aufgabenstellung

Inhaltlich gliederten sich die fünf Forschungsschwerpunkte wie folgt:

SP1: Bewuchsexperimente

Alle 3 bis 4 Monate wurde eine Bewuchsleine geborgen, so dass sowohl interannuelle als auch saisonale Schwankungen der Hartbodensukzession erfasst werden. Die Platten (20 x 20 cm) waren in den Wassertiefen 5, 8, 11, 14 und 17 m exponiert. Am Stahlrohrsegment wurden ebenfalls Proben (je 2x jeweils in Strömungsrichtung und rechtwinklig dazu in 19 m Wassertiefe gewonnen). Die Schwankungen der akkumulierten Biomasse und des Artenspektrums wurden über Zeit- und Tiefenskalen integriert, so dass quantitative Aussagen über die zeitliche Sukzession und die Abschätzung des Fundamentbewuchses möglich sind. Zum Vergleich wurde neben dem Untersuchungsgebiet an der Darßer Schwelle auch im Seegebiet vor Nienhagen am Künstlichen Riff die gleiche Versuchsanordnung ausgebracht.

SP2: Änderung der kleinräumigen Besiedlung

Alle 3 bis 4 Monate wurde vom Stahlrohzyylinder in jede Himmelsrichtung ein Transekt gelegt und durch Taucher mit Stechrohren (10 cm Durchmesser) im Abstand von jeweils 0,5 m 5 Proben gewonnen. Es wurde so das Sediment in den Abständen von 0,5 m, 1 m, 1,5 m, 2 m und 2,5 m vom Pile untersucht. Die Probenahmetiefe betrug dabei mindestens 15-20 cm. Damit sollte festgestellt werden, ob und wie sich die kleinräumigen Besiedlungsmuster um den „Pile“ ändern.

SP3: Substratänderungen

Durch Strömungen am Rohrsegment (Pile-Modell) entstehen Sedimentumlagerungen, die in den bisherigen Untersuchungen bereits dokumentiert werden konnten. Bedingt durch die Hauptströmungsrichtung entstehen beidseitig Kolke mit Tiefen von bis zu 50 cm. Der Sand und die Organik sind dabei weitestgehend entfernt, es kommt zu augenscheinlichen Schillanreicherungen. Der weggespülte Sand lagert sich an den anderen Seiten an. Taucher protokollierten alle

3 bis 4 Monate die Substratumlagerungen und auffällige Veränderungen am SRZ sowie an den Bewuchsleinen.

SP4: Video- und Foto-Untersuchungen

Bei der turnusmäßigen Beprobung wurde mit Hilfe von Tauchern alle 4 Monate sowohl vom Stahlrohrsegment, dessen Bewuchs, den Auskolkungen und Sedimentumlagerungen als auch von den Bewuchsleinen Foto- und Video-Dokumentationen erstellt. Des Weiteren wurde jeweils über einen längeren Zeitraum (1-3 Monate) eine Kamera autonom im Messfeld stationiert, die Sukzession, Strömungsverhältnisse, Trübung und Besiedlungsverhalten dokumentieren sollte. Dabei wurde jede Stunde für 10 Sekunden eine Aufnahme gemacht, womit dann ein Tag in 240 Sekunden, eine Woche in 28 Minuten und ein Monat in 112 Minuten zusammengefasst wurde.

SP5: Modellierung des Biomasseexports von Windkraftanlagen-Fundamenten

Sowohl durch direkten Abfall von Biomasse (z. B. Abrutschen von Miesmuschelklumpen) als auch durch Produktion von Faeces (Kot, Nahrungsreste etc.) gelangen in unmittelbarer Umgebung von den Fundamentstrukturen organische Aggregate ins Wasser und letztendlich auf den Meeresboden. Es soll versucht werden, sowohl die Menge als auch die Reichweite dieses „Biomasseexports“ modellhaft abzuschätzen.

1.2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Die Durchführung des Arbeitspaketes, der sich auf die benthologischen Prozesse im Nahbereich der Piles in der Ostsee konzentriert, war an die Errichtung einer Forschungsplattform (FINO 2) gekoppelt. Während der Projektphase wurde deutlich, dass die zeitlichen Perspektiven des Baus der Forschungsplattform Ostsee sich über die geplante Projektdauer hinaus verschieben würde. Durch diese veränderten Grundbedingungen mussten die Versuchsansätze und der Zeitplan modifiziert werden.

1.3 Planung und Ablauf des Vorhabens

Der gesamten Projektaufbau basiert auf den Untersuchungen am Fundamentmodell (Stahlrohrzylinder) im Messfeld des IOW (A) an der Darßer Schwelle und am Künstlichen Riff vor Nienhagen (B) (siehe **Abb. 1**). Aus der unten dargestellten Karte

geht auch hervor, wo die zur Zeit bestehenden, genehmigten und geplanten Windkraftfelder liegen.

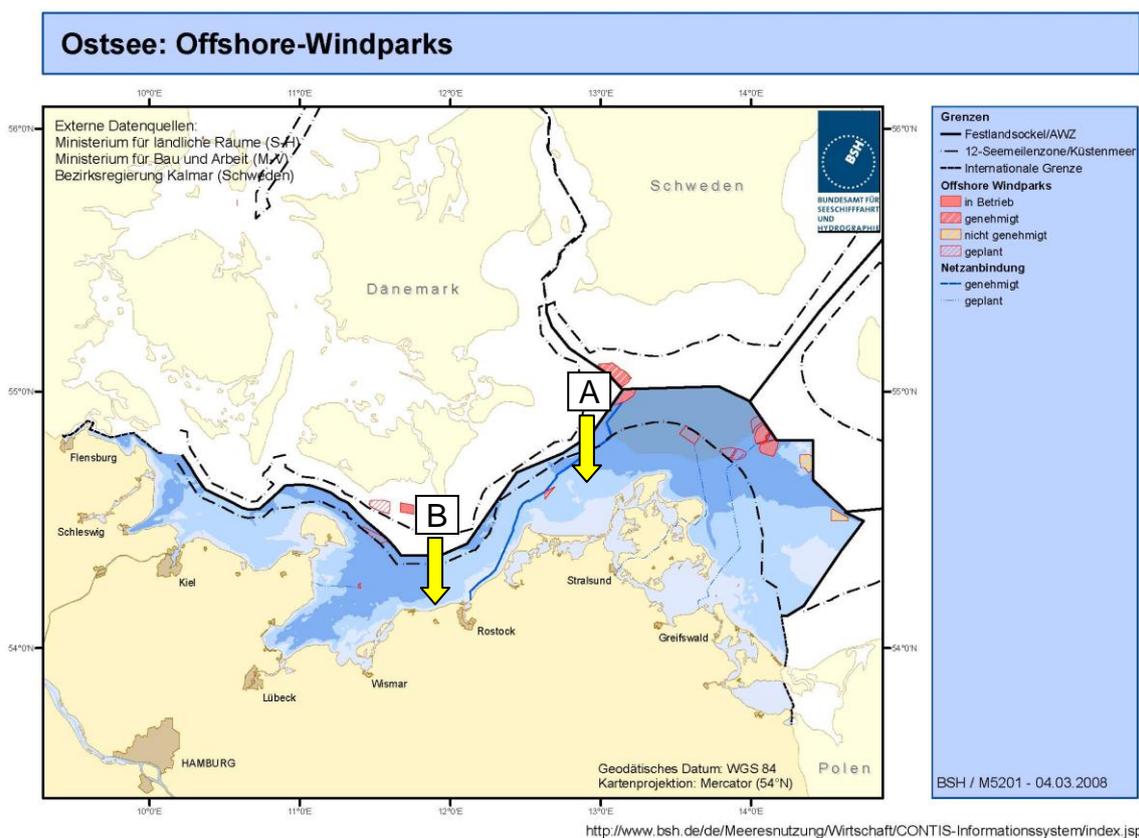


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete für BeoFINO 2 (Pfeile). Sie liegen etwa 45 sm auseinander und unterscheiden sich hauptsächlich hinsichtlich der Hydrographie. Im Messfeld an der Darßer Schwelle (A) wurden das Fundamentmodell (Stahlrohrzylinder) und die Bewuchsplatten ausgebracht. Am Künstlichen Riff vor Nienhagen (B) wurden zum Vergleich ebenfalls Bewuchsplatten exponiert.

1.3.1 Untersuchungsgebiet

Die hydrographischen Bedingungen in beiden Seegebieten (siehe **Abb. 1**) unterscheiden sich bezüglich der Wassertiefe, der Schichtung, des Salzgehaltes, der Strömung und der Sauerstoffversorgung (**Tab. 1**).

Tab. 1: Hydrographische Bedingungen an den beiden Expositionsstandorten für die Bewuchsleinen

	Darßer Schwelle am Stahlrohrsegment	Künstliches Riff Nienhagen
Wassertiefe	22 m	11 m
Salzgehalt	16-24 psu	8-12 psu
Strömung	teilweise stark, gerichtet und wechselnd durch Ein- und Ausstromereignisse bedingt	schwach, eher durch Wellengang bedingt
Sauerstoffgehalt	variierend, zum Teil unter 3 mg/l	stabil über 5 mg/l

1.3.2 Material und Methoden

Im Messfeld an der Darßer Schwelle wurde eine einfache Konstruktion im Bodenbereich ausgebracht, die aus unbeschichtetem Stahlblech besteht, um den für hydrodynamische Effekte im umgebenden Sediment wichtigen Sockelbereich der Plattform zu simulieren. Die Stahlkonstruktion (Durchmesser ca. 2,2 m und 2,5 m hoch) sollte einen Pile einer WEA simulieren (**Abb. 2**).



Abb. 2: Stahlrohrzylinder (SRZ), welches in BeoFINO 1 (im April 2003) im Messfeld des IOW an der Darßer Schwelle ausgebracht wurde, um ein Fundament einer WEA zu simulieren. Rechts ist der SRZ nach ca. 2 Jahren Exposition unter Wasser zu sehen.

Die veränderten hydrodynamischen Prozesse im Nahbereich der Konstruktion wurden durch visuelle (Video) und tauchergeführte Beprobungen untersucht. Neben dieser Konstruktion wurden in verschiedenen Tiefen der Wassersäule Eisenplatten an sogenannten Bewuchsleinen montiert, die die sukzessive Besiedlung durch Makrofauna erfassen sollten (**Abb. 3**). Sowohl die Rohrkonstruktion als auch die Eisenplatten wurden erstmalig im April 2003 ausgebracht (siehe Endbericht BeoFINO 1). **Tabelle 2** gibt eine Übersicht über das Ausbringen bzw. Beprobungen des Stahlrohsegmentes und der Bewuchsleinen im Projektzeitraum.

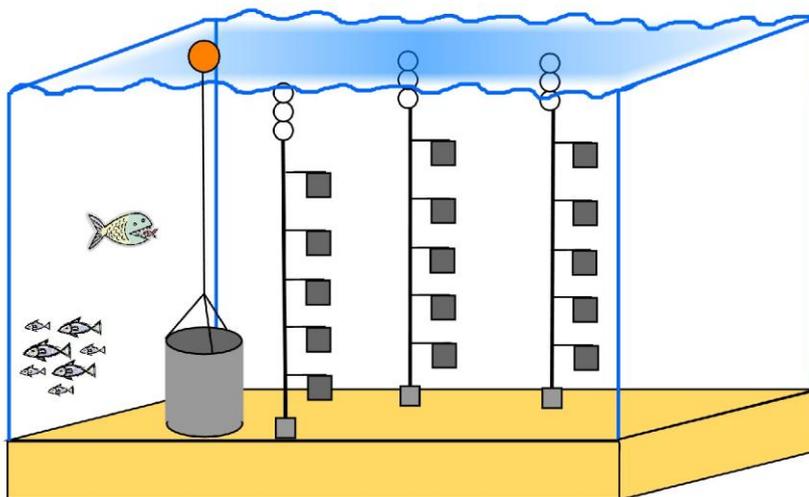
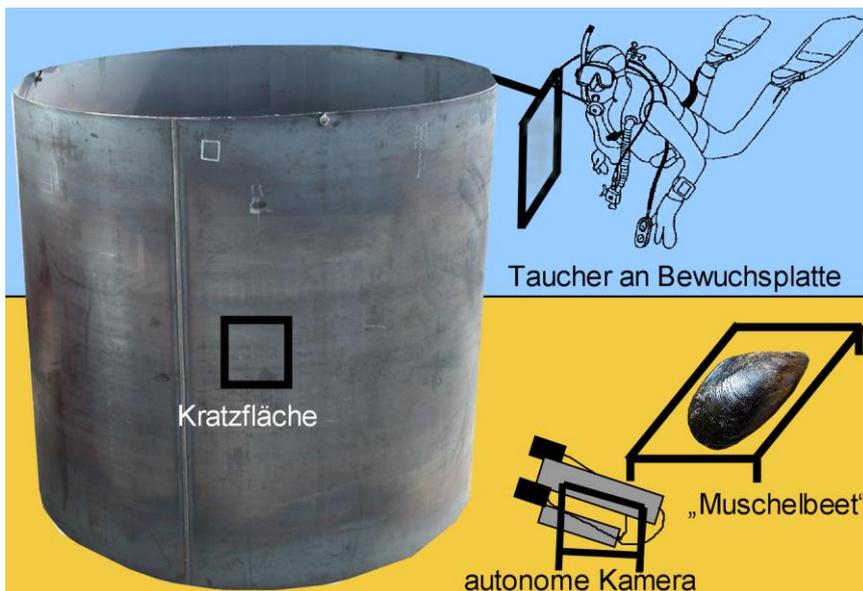


Abb. 3: Schema der Versuchsanordnung an der Darßer Schwelle. Oben sind der Stahlrohrzylinder (2,2 x 2,5 m) (SRZ) und die gekoppelten Versuchsanordnungen dargestellt. Unten ist ebenfalls das Stahlrohrsegment zu sehen. Die Markierungsboje liegt an der Wasseroberfläche. An den 3 Bewuchsleinen sind jeweils 5 Stahlplatten montiert. Die Auftriebskörper befinden sich 5 m unter Wasser. Die Platten sind in Abständen von 3 m angebracht.

Tab. 2: Übersicht über die Tätigkeiten im Untersuchungszeitraum im Messfeld (MF) des IOW an der Darßer Schwelle und am Künstlichen Riff (KR).

Tätigkeit	Datum	Bemerkungen
Ausbringen 3 Bewuchsleinen mit den 5 Platten im MF	22.07.2004	während BeoFINO 1
Beprobung und Video Rohrsegment und Platten im MF	15.01.2005	
Sedimentuntersuchung im Umfeld des SRZ	04.03.2005	
Beprobung und Video Rohrsegment und Platten, Sedimentuntersuchung im Umfeld des SRZ	06.04.2005	
Beprobung und Video Rohrsegment und Platten, Sedimentuntersuchung im Umfeld, Ausbringen von Rohrsegment und 3 Bewuchsleinen im MF	17.08.2005	Leine 3 verloren
Beprobung und Video Rohrsegment und Platten, Sedimentuntersuchung im Umfeld, Greiferbeprobung im Umfeld des SRZ	23.04.2006	Leine 2 und 3 verloren

Beprobung und Video Rohrsegment, Kratzproben, Sedimentuntersuchung im Umfeld des SRZ	02.07.2006	
Beprobung und Video Rohrsegment, Kratzproben, Sedimentuntersuchung im Umfeld, Ausbringen von Rohrsegment und 3 Bewuchsleinen im MF	07.08.2006	
Verankerung der 3 Bewuchsleinen am Künstlichen Riff	20.09.2006	
Beprobung der Bewuchsleine am Künstlichen Riff	14.02.2007	
Beprobung und Video Rohrsegment und Platten im MF	20.02.2007	
Beprobung und Video Rohrsegment und Platten, Sedimentuntersuchung im Umfeld, Greiferbeprobung im Umfeld des SRZ	10.06.2007	
Beprobung der Bewuchsleine am Künstlichen Riff	14.06.2007	
Beprobung und Video Rohrsegment und Platten im MF	23.09.2007	Leine 3 verloren
Beprobung der Bewuchsleine am Künstlichen Riff	25.09.2007	

Am Künstlichen Riff vor Nienhagen wurde eine ähnliche Verankerungstechnik verwendet wie an der Darßer Schwelle, jedoch musste sie auf Grund der geringeren Wassertiefe modifiziert werden (**Abb. 4**).

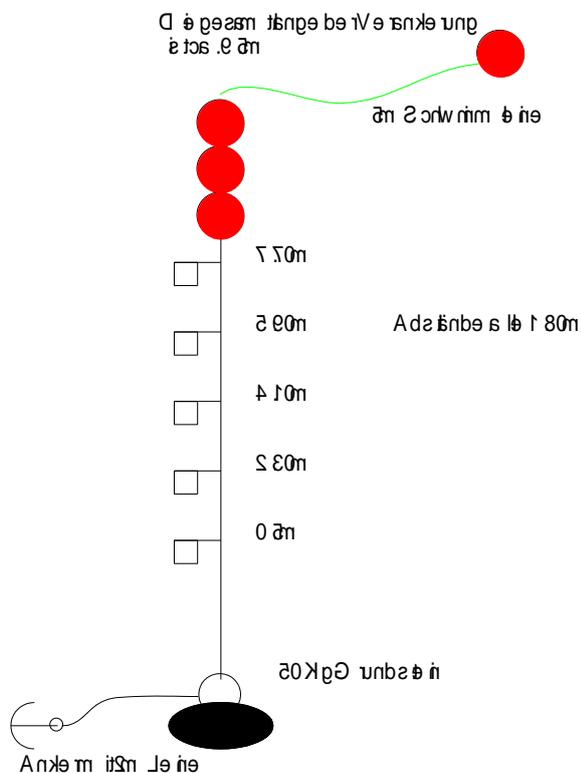


Abb. 4: Verankerung der Bewuchsleinen am Künstlichen Riff am 20.09.2006

Die autonom arbeitende UW-Videokamera wurde im August 2005, im August 2006 und im Juli/August 2007 eingesetzt. Dabei wurde sie jeweils in 1 bis 2 m Entfernung zum Stahlrohrzylinder positioniert (**Abb. 5**). Dadurch konnte sowohl die Sukzession des Hartsubstrates als auch die Trübung, die Strömung und das Räuberverhalten ausgewählter Arten (Seesterne, Krabben und Dorsche) beobachtet werden. Die Expositionszeit betrug jeweils 1 Monat.

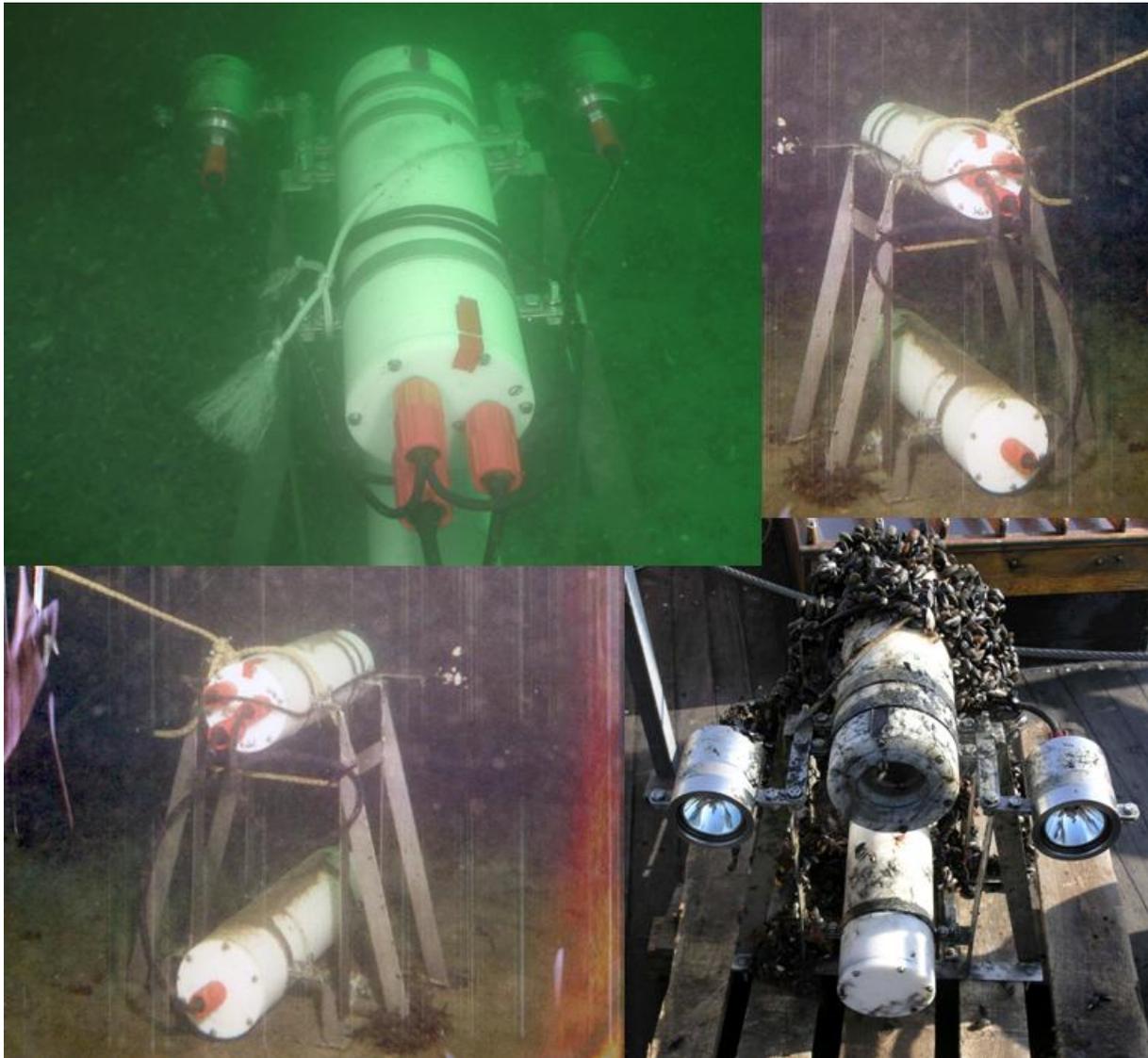


Abb. 5: Exposition der autonom arbeitenden UW-Videokamera vor dem Stahlrohrzylinder in 20 m Wassertiefe an der Darßer Schwelle. Nach ca. 1 Monat musste die Kamera jeweils geborgen werden, um zum einen das Video auszulesen und zum anderen die Kamera vom Bewuchs zu befreien (links unten).

Sowohl die Foto- und Videodokumentation als auch die Beprobung der Sedimente und Hartsubstrate am SRZ an der Darßer Schwelle wurden mit Tauchern durchgeführt (**Abb. 6**). Die einzelnen Beprobungsschritte (siehe auch Tabelle 2) der Taucher an den Terminen waren wie folgt gestaffelt:

1. Video- und Fotodokumentation des SRZ vor der Probenahme
2. Stechrohrbeprobung in allen Himmelsrichtungen (siehe **Abb. 7**)
3. Kratzproben am SRZ
4. Sicherung (Einpacken im Netzbeutel) und Bergung der Bewuchsplatte am SRZ (**Abb. 8**)
5. Sicherung (Einpacken im Netzbeutel) der 5 Bewuchsplatten und Bergung der gesamten Bewuchssleine

6. Ausbringen neuer Bewuchsleinen
7. Beprobung des Umfeldes mit van Veen Greifern
8. Sonderaufgaben (z.B. Muschelbeet)



Abb. 6: Taucher führt Untersuchungen am SRZ durch. Deutlich sichtbar sind die Bewuchsplatte am SRZ und die Stelle der Kratzprobe am SRZ zu sehen.

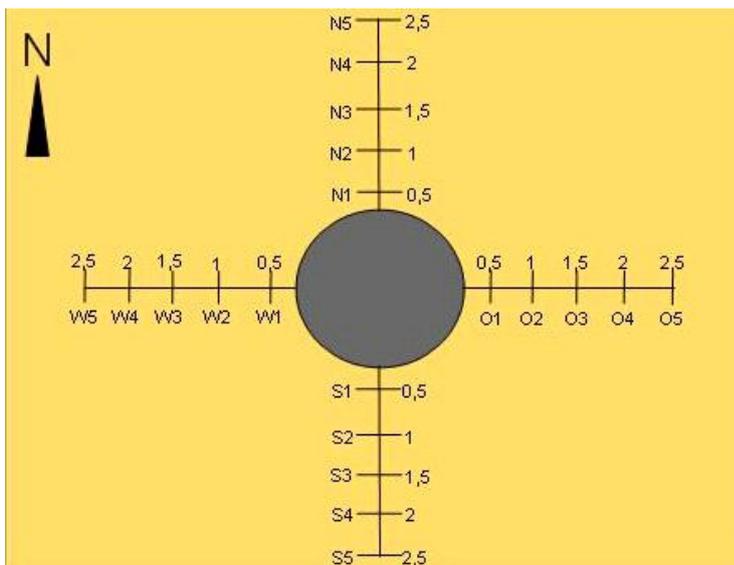


Abb. 7: Die mit Tauchern durchgeführte Probenahme der Sedimente im Umfeld des SRZ. In der Mitte (grau) ist der Zylinder. In einem Abstand von jeweils 0,5 m in allen 4 Himmelsrichtungen sind die Proben genommen worden. Die Proben-Nomenklatur ist mit W1 bis W5 usw. angegeben.

Die an der Darßer Schwelle und am Künstlichen Riff ausgebrachten Bewuchsleinen hatten jeweils 5 Bewuchsplatten, die in definierten Abständen zueinander in der

gesamten Wassersäule angebracht waren. Vor der Bergung durch den Schiffskran mussten durch Taucher die an der Leine befestigten Platten (**Abb. 8**) mit Netzbeuteln gesichert werden, damit bei der Bergung keine Organismen entweichen können.



Abb. 8: An Bewuchslinien befestigte Platten wurden zum Teil über 1 Jahr im Freiwasser exponiert, um die Besiedlungseffekte abschätzen und die Biomasseakkumulation berechnen zu können.

In einem Sonderexperiment sollte der Einfluss von abgefallener und akkumulierter Biomasse (von den Fundamenten) untersucht werden. Dazu wurden im Umfeld der Darßer Schwelle große Mengen von Miesmuscheln gedreht (**Abb. 9a**) und diese dann in einem sogenannten „Muschelbeet“ in der Nähe des SRZ deponiert. Das „Muschelbeet“ hatte die Ausmaße von 2 m mal 1,5 m und hatte eine Rahmenhöhe von 15 cm über dem Meeresboden (**Abb. 9b**).



Abb. 9: Vor der Exposition im „Muschelbeet“ (rechts) wurden im Umfeld der Darßer Schwelle ca. 250 kg Miesmuscheln gedreht (links). Die ca. 15 cm hoch aufgeschütteten Miesmuscheln sollten einen Biomasseexport von den Fundamenten simulieren.

Insbesondere sollte die Sauerstoffzehrung bei diesem Versuch im Vordergrund stehen. Dazu wurde die Sauerstoffzehrung sowohl im umgebenden Sediment als

auch in „Muschelkernen“ gemessen (**Abb. 10**) und zusätzlich das Redoxpotential und deren Verschiebung im Sediment festgestellt.



Abb. 10: Inkubationskerne zur Messung von Sauerstoffzehrungsraten im Sediment und in mit Muscheln angereicherten Kernen.

Generell ist zu bemerken, dass man in wissenschaftlichen Publikationen meistens mit dem aschefreien Trockengewicht arbeitet, da nur dieser Wert mit anderen Regionen und Zeiten vergleichbar bleibt. Das liegt daran, dass hierbei der Wassergehalt und auch anorganische Bestandteile (Schalen etc.) herausgerechnet werden. Die Frischmasse wiederum veranschaulicht den Zuwachs in sehr deutlicher Weise. Insbesondere bei den Zuwachsraten an Hartsubstraten sind Frischmassen relevanter, da sie sowohl den organischen als auch den anorganischen Zuwachs im System widerspiegeln. Beides landet nach dem Abfallen auf dem Meeresboden und muss verarbeitet bzw. deponiert werden.

1.3.3 Beprobung

Die Bergung der Besiedlungsplatten erfolgte in Abständen von 3 bis 4 Monaten durch den Einsatz von Tauchern (siehe **Tab. 2**). Die erste Leine mit 5 Bewuchsplatten wurde im Januar 2005 geborgen. Gleichzeitig wurden dann durch

die Taucher Videoaufnahmen gemacht, die sowohl den Bewuchs der Platten und des Stahlrohrzylinders als auch eventuelle Sedimentumlagerungen am Stahlzylinder dokumentieren sollten. An zwei Untersuchungsterminen wurden durch Taucher zusätzlich Kratzproben vom Stahlrohrzylinder genommen. Mittels eines Rahmens, daran befestigter Gaze und eines Spachtels konnte der Zylinder direkt beprobt werden. Die Beprobungsfläche betrug jeweils 20 x 20 cm und untersuchte die Besiedlung des Piles in Abstand von 1 m über dem Sedimentboden. Außerdem wurden Sedimentproben im Umkreis des Stahlrohrzylinders gewonnen. In regelmäßigen Zeitintervallen wurden um den Stahlzylinder herum in den 4 Haupthimmelsrichtungen mit Einsatz von Tauchern Stechrohrproben in Abständen von 0,5; 1,0; 1,5; 2,0 und 2,5 m vom Zylinder genommen (**Abb. 7**). Das Stechrohr hatte eine Eindringtiefe von ca. 15 cm. Die Proben wurden mit 0,5 mm gesiebt und danach in 4%igem Formol fixiert. Die Probenauswertung erfolgte im Labor. Für den Vergleich der Weichbodenbesiedlung wurden im April 2006 und im Juni 2007 Greiferbeprobungen (jeweils 3 in jeder Himmelsrichtung 50 m vom SRZ entfernt) durchgeführt. Die Beprobung erfolgte mit einem van Veen Greifer (0,1 m²). Die Siebung wurde mit einem Sieb mit 1 mm Maschenweite durchgeführt. Fixierung und Laborauswertung ist mit dem bereits geschilderten Verfahren identisch.

Die zur Interpretation der abiotischen Umweltbedingungen wichtigen Daten von Salzgehalt, Temperatur und Strömung wurden am IOW-Messmast Darßer Schwelle unmittelbar neben der Benthosstation permanent aufgezeichnet und freundlicherweise von der Gruppe Messtechnik des IOW zur Verfügung gestellt (**Abb. 11**).

1.4 Ergebnisse

1.4.1 Physikalische Randbedingungen

Im Vergleich der Jahresgänge wird für die Salinität deutlich, dass 2005 und 2006 deutlich höhere Werte im bodennahen Bereich gemessen wurden als 2007 (**Abb. 11**). Im Durchschnitt wurden in den ersten beiden Jahren in den unteren 5 m fast das ganze Jahr 20 PSU festgestellt. 2006 wurden mit über 24 psu die höchsten Werte in der Mitte des Jahres gemessen. Im Jahr 2007 wurden dieser Wert nur sporadisch erreicht und lag mit 8 bis 14 psu deutlich unter den Werten der Vorjahre (siehe auch BeoFINO 1-Endbericht). Bei der Temperatur stellten sich die Werte im gesamten

Untersuchungszeitraum ähnlich dar. Grundsätzlich wird klar, dass durch die fast andauernde Dichteschichtung der Wassersäule auch die Besiedlungs- und Wachstumsdynamik der Benthosorganismen beeinflusst wird. Während 2005 und 2006 hauptsächlich marine Arten günstige Bedingungen vorfanden, sind im Jahr 2007 die Salzgehaltswerte zu niedrig und begünstigen die Brackwasserarten.

Die Messung der Strömungsrichtung ergab deutliche Ausrichtungen auf der Süd-West und Nord-Ost Achse (**Abb. 12**). Es fanden sowohl Einstromlagen (nach NO) als auch Ausstromlagen (nach SW) statt. Die Strömungsstärke betrug im Mittel 20 bis 30 cm/s. Maximale Werte lagen bei 80 cm/s.

Die hier gezeigten allgemeinen und langfristigen Strömungsbedingungen können direkt mit den am Fuß des WEA-Fundament-Modells gefundenen Sedimentumlagerungen (s.u.) in Bezug gesetzt werden.

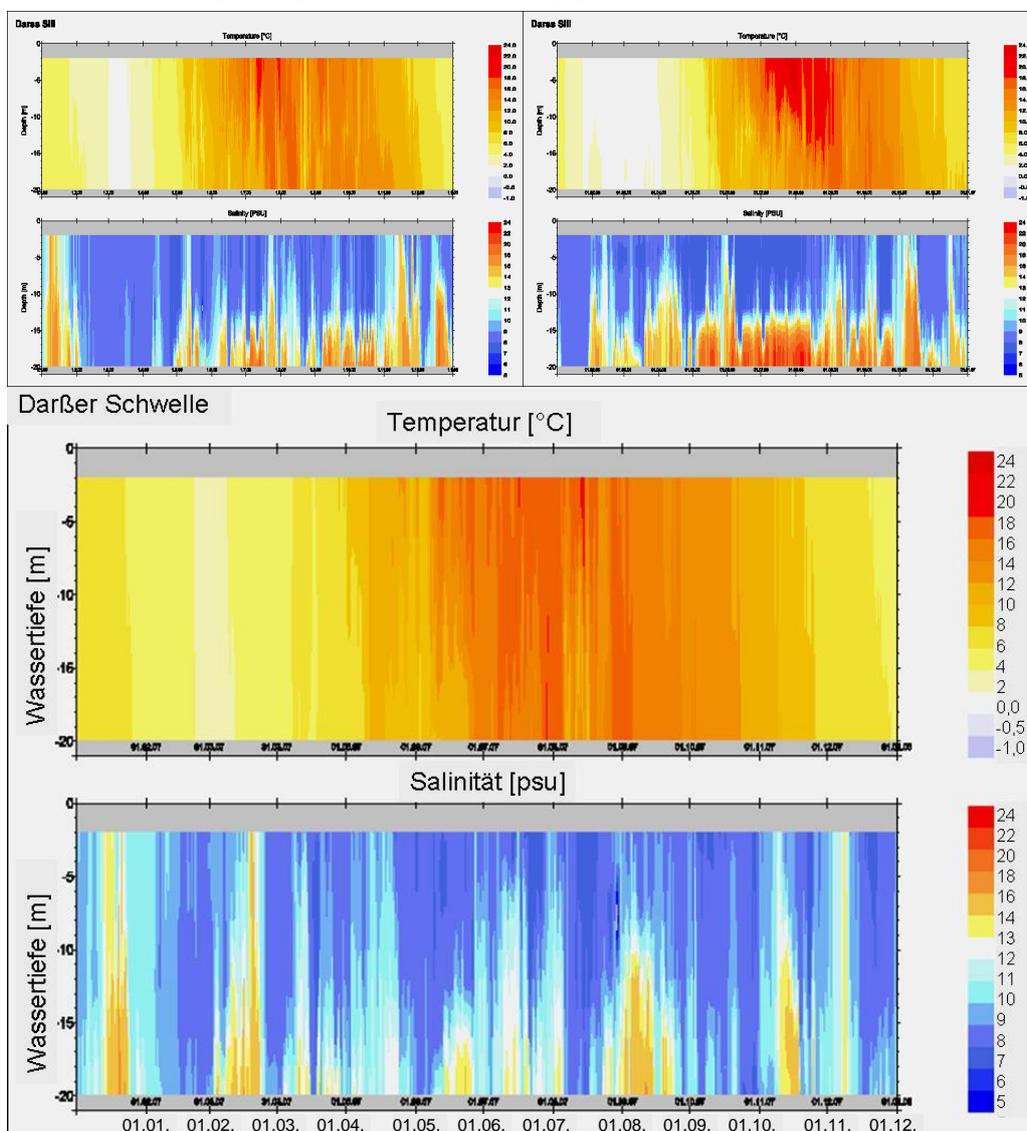


Abb. 11: Temperatur und Salzgehalt im Messfeld an der Darßer Schwelle in den Jahren 2005 (oben links), 2006 (oben rechts) und 2007 (unten). Die Ergebnisse stammen vom IOW-Messmast, der ca. 300 m neben dem Fundamentmodell steht. Achsenbeschriftungen der oberen beiden Grafiken sind identisch mit der unteren.

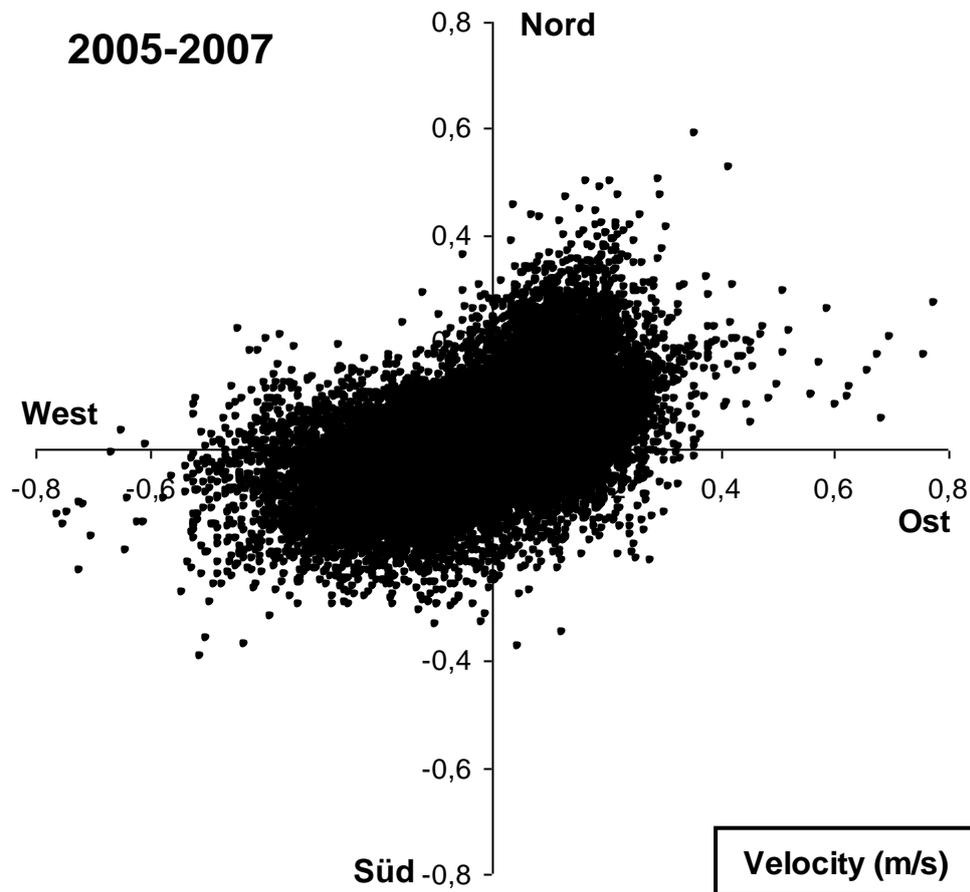


Abb. 12: Strömungsrichtung und -stärke im bodennahen Wasserkörper (18 m Tiefe) im Messfeld an der Darßer Schwelle in den Jahren 2005 bis 2007. Die Ergebnisse stammen vom Messmast, der ca. 300 m vom Fundamentmodell entfernt steht.

1.4.2 Bewuchsexperimente

Ein Schwerpunkt der vorliegenden Untersuchung war die Erfassung und Darstellung der sukzessiven Besiedlung der Hartsubstrate durch das Makrozoobenthos. Die dazu im Messfeld des IOW an der Darßer Schwelle ausgebrachten Substrate (Stahlrohrzylinder und Bewuchsplatten) wurden regelmäßig beprobt. Die Ergebnisse der zehn Beprobungstermine (**Tab. 2**) werden im Folgenden aufgelistet. Die Artenzusammensetzung, die Abundanzen und Biomassen werden zusammengefasst dargestellt. Es werden der Aufwuchs auf dem Stahlrohrzylinder (Exposition dauert seit April 2003 an) und die der Bewuchsplatten (die Leinen mit den Platten werden durchschnittlich 1 Jahr exponiert) getrennt betrachtet. Bei dem SRZ handelte es sich um eine fortlaufende Besiedlung, die am Ende des Untersuchungszeitraumes über 4 Jahre andauerte.

A Aufwuchs auf dem SRZ (Kratzproben)

Das Windkraftfundamentmodell (der Stahlrohrzylinder=SRZ) wurde während BeoFINO 1 am 7. April 2003 im Messfeld des IOW an der Darßer Schwelle ausgebracht. Seitdem wird es sukzessive besiedelt. In Abständen von 3 bis 4 Monaten erfolgte mit Hilfe von Tauchern die Beprobung des SRZ in etwa in der Mitte des 2 m hohen Zylinders in einem Abstand von ca. 1 m vom Boden, so dass die Proben aus einer Wassertiefe von 19 m stammen. Dazu wurden ein Beprobungsrahmen (20 x 20 cm), ein Netzbeutel (0,5 mm Maschenweite) und ein Spachtel verwendet. An insgesamt 10 Beprobungsterminen wurden auf diese Weise Proben gewonnen.

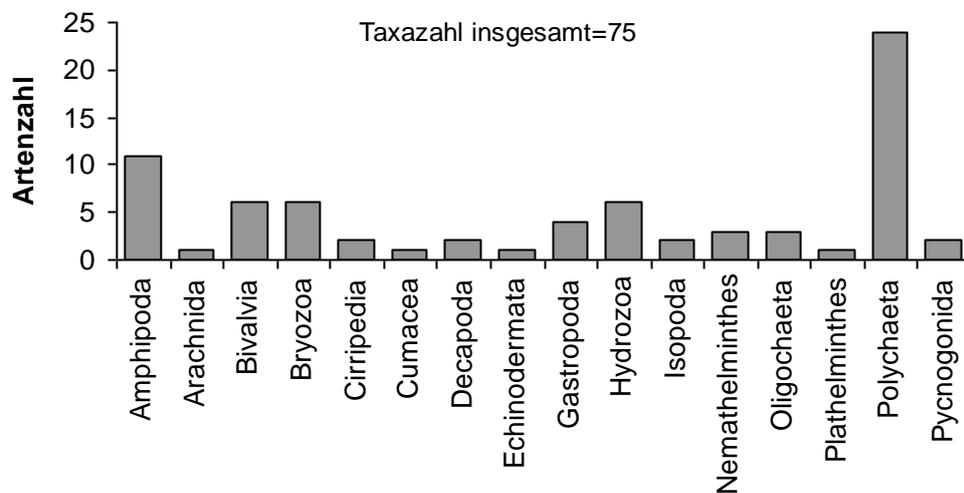


Abb. 13: Zusammenfassung aller in den Jahren seit der Exposition (April 2003 bis September 2007) auf dem Fundamentmodell (Stahlrohrzylinder) an der Darßer Schwelle festgestellten Artenzahlen je Artengruppe.

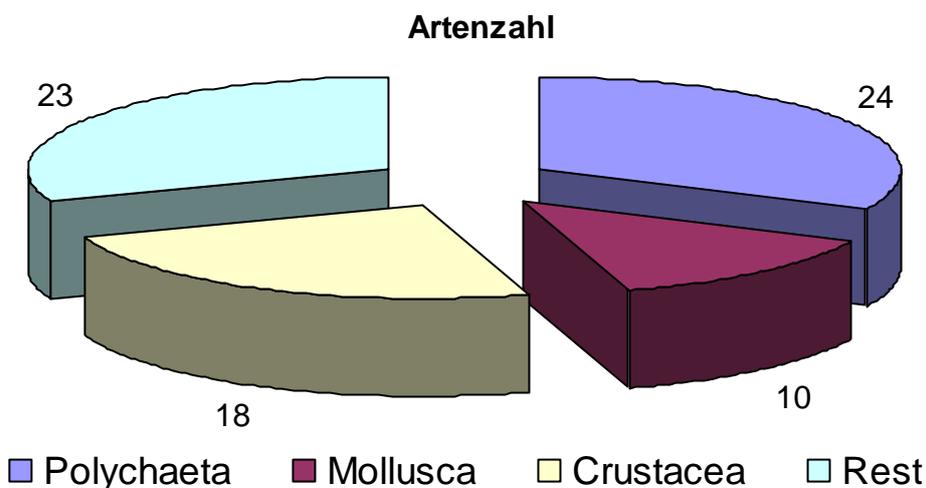


Abb. 14: Artenzahl-Anteil der Hauptgruppen und der Restgruppe in den Jahren seit der Exposition (April 2003 bis September 2007) auf dem Fundamentmodell (Stahlrohrzylinder) an der Darßer Schwelle.

Seit dem Ausbringen des Fundamentmodells wurden insgesamt 75 Arten von 16 taxonomischen Hauptgruppen festgestellt (**Abb. 13, Tab. 3**). Dabei stellten sich die Polychaeta (24 Arten) als die artenreichste Gruppe heraus. Mit 11 Arten waren die Amphipoda und mit je 6 Arten die Bivalvia, Hydrozoa und Bryozoa die zweitdiversesten Gruppen. Alle anderen Organismengruppen waren nur mit wenigen Arten vertreten. In der zusammenfassenden Übersicht (**Abb. 14**) sind die Verhältnisse noch einmal mit übergeordneten taxonomischen Einheiten im Diagramm dargestellt.

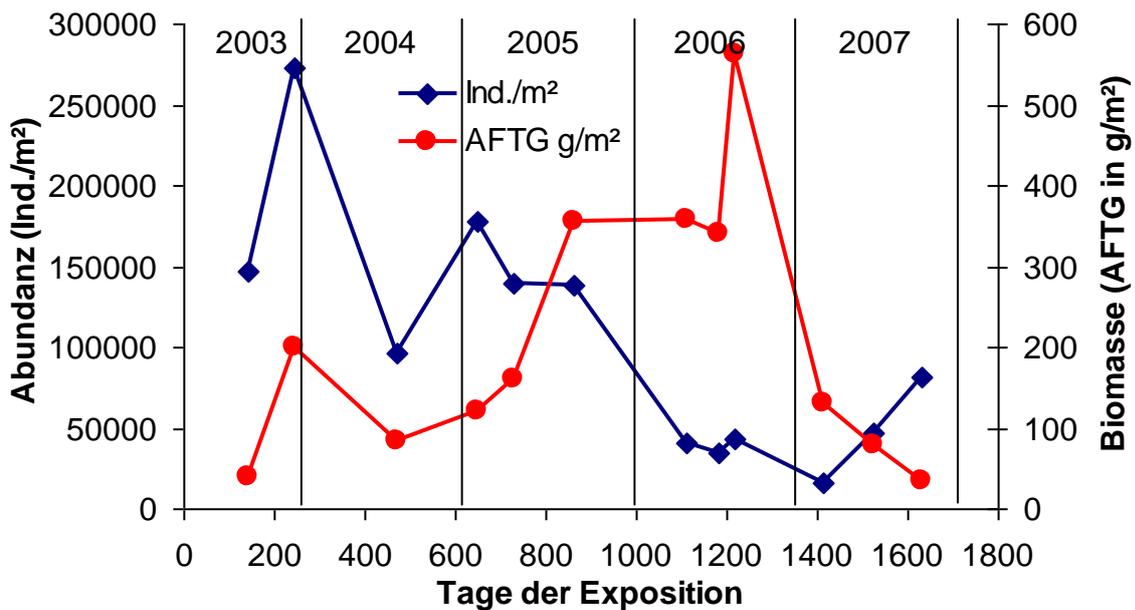


Abb. 15: Entwicklung der Hartsubstratbesiedlung durch das Makrozoobenthos am Fundamentmodell an der Darßer Schwelle von April 2003 bis September 2007. Dargestellt sind die Abundanz (Ind./m²) und die Biomasse (aschefreies Trockengewicht in g/m²). Das Feuchtgewicht liegt etwa um den Faktor 10 bis 15fach höher.

Seit dem Ausbringen des Fundamentmodells im Jahre 2003 wurde der Zylinder sukzessive von Vertretern des Makrozoobenthos als Siedlungsraum genutzt. Während die Abundanz nur anfänglich rapide zunahm und bereits ab Anfang 2004 im Trend regelmäßig abnahm, wurde bei der Biomasse eine Zunahme bis August 2006 beobachtet (**Abb. 15**). Die anfänglich hohen Abundanzen von über 250.000 Individuen je Quadratmeter sind in erster Linie auf den Brutfall von Seepocken und Miesmuscheln zurückzuführen. Anschließendes Wachstum und Wegfraß verursachten deutliche Abnahmen in der Abundanz auf der einen und deutliche Zunahme bei der Biomasse auf der anderen Seite. Kleinere Zunahmen in der Abundanz wie Anfang 2005 und Anfang 2007 sind auf erneute Brutfälle bei der Miesmuschel zurückzuführen. Im Jahre 2006 war das Jungmuschelaufkommen von

Mytilus edulis vernachlässigbar. Wie im Antrag schon vermutet, stellt sich nach einer gewissen Zeit ein Gleichgewicht ein. 3 Jahre nimmt die Biomasse sukzessiv zu. Erst im 4. Jahr kommt es dann zu „stabilen“ Verhältnissen (Konkurrenz, Prädation, Raummangel), so dass die biomasserelevanten Arten (hier *Mytilus* und *Balanus*) drastisch abnehmen. Man kann sagen, dass sich die Lebensgemeinschaft und damit auch die Räuber (Seesterne, Strandkrabben, Dorsche) auf dieses neue Strukturelement mit seinem Aufwuchs eingestellt haben. Andere Organismen haben ebenfalls ihren Platz auf dem Stahlzylinder gefunden, so dass es für Erstbesiedler wie *Mytilus* und *Balanus* schwerer wird. Erst wenn durch abfallende Rostplacken oder anderswie Siedlungsstellen wieder frei werden, werden diese auch wieder exponentiell stark von diesen Gruppen genutzt.

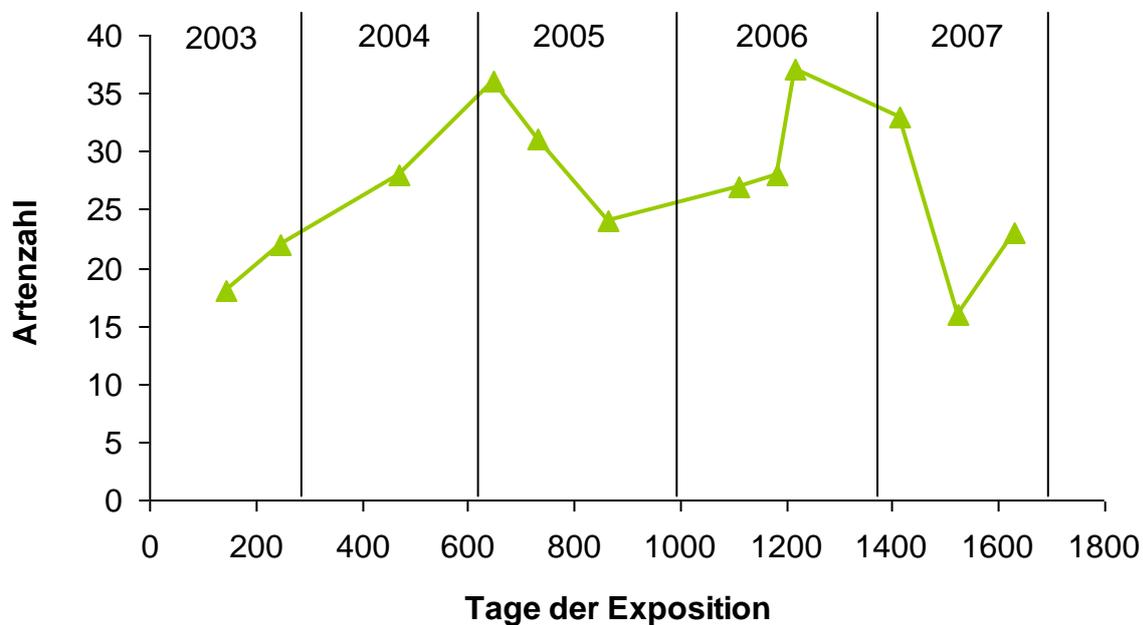


Abb. 16: Entwicklung der Hartsubstratbesiedlung durch das Makrozoobenthos am Fundamentmodell an der Darßer Schwelle von April 2003 bis September 2007. Dargestellt ist die Artenzahl.

Bei der Artenzahl kann keine eindeutige Trendaussage getroffen werden (**Abb. 16**). Nach ca. 1,5 Jahren war der erste Peak mit 36 Arten erreicht. Danach kam es zu einer Artenreduktion, bis es Mitte 2006 erneut zu einer Artenzunahme kam und 37 Spezies gefunden wurden. Insbesondere bei der Artenvielfalt scheint es zu keinem Klimax-Stadium zu kommen, sondern eher eine sehr hohe, jahreszeitlich bedingte Variabilität zu geben. Ein wesentlicher Einflussfaktor scheint auch der Salzgehalt zu sein, denn insbesondere 2007 lag die Salinität mit 8 bis 14 psu deutlich niedriger als in den Vorjahren (siehe **Abb. 11**). Marine Arten verschwanden und nur ubiquitäre Brackwasserarten konnten sich halten bzw. etablieren. Nur wenige Taxa (11 von

insgesamt 75) waren an fast allen Beprobungsterminen anzutreffen. Dazu gehörten Hydrozoa (*Hartlaubelle gelatinosa*), Plathelminthes (Turbellaria indet.), Nemathelminthes (*Lineus ruber*), Mollusca (*Mytilus edulis*), Crustacea (*Balanus crenatus*, *B. improvisus*, *Gammarus salinus*), Arachnida (Halacaridae indet.), Polychaeta (*Polydora ciliata*) und Bryozoa (*Alcyonidium polyoum*, *Electra crustulenta*).

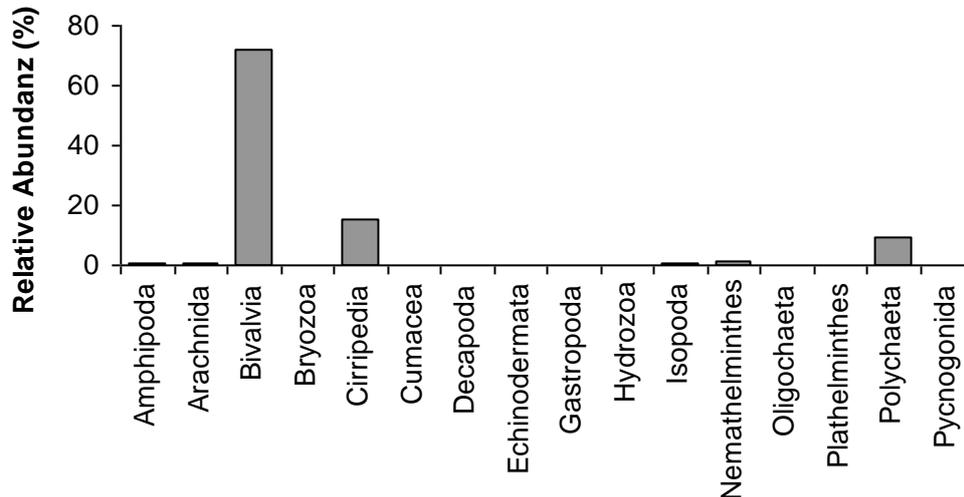


Abb. 17: Zusammenfassung aller in den Jahren seit der Exposition (April 2003 bis September 2007) auf dem Fundamentmodell (Stahlrohrzylinder) an der Darßer Schwelle festgestellten Abundanzen je Artengruppe.

Im Gegensatz zu der Artenverteilung (siehe **Abb. 13**) stellte sich die Situation bei der Abundanz anders dar (**Abb. 17**). Nur 3 Gruppen (Bivalvia, Cirripedia und Polychaeta) erreichten nennenswerte Abundanzen im Gesamtzeitraum. Mit über 70 % dominierten die Bivalvia, wobei hier nur die Miesmuschel (*Mytilus edulis*) als wirkliche Größe zu nennen wäre. Die anderen 5 Muschelarten traten nur sporadisch auf. Neben der Miesmuschel kamen die beiden Seepockenarten (Cirripedia=*Balanus crenatus* und *B. improvisus*) in großen Dichten (15 % der relativen Abundanz) vor. Bei den Polychaeta (mit 9 %) ist hauptsächlich *Polydora ciliata* zu nennen. Gelegentlich wurde noch *Neanthes succinea* in etwas höheren Dichten angetroffen.

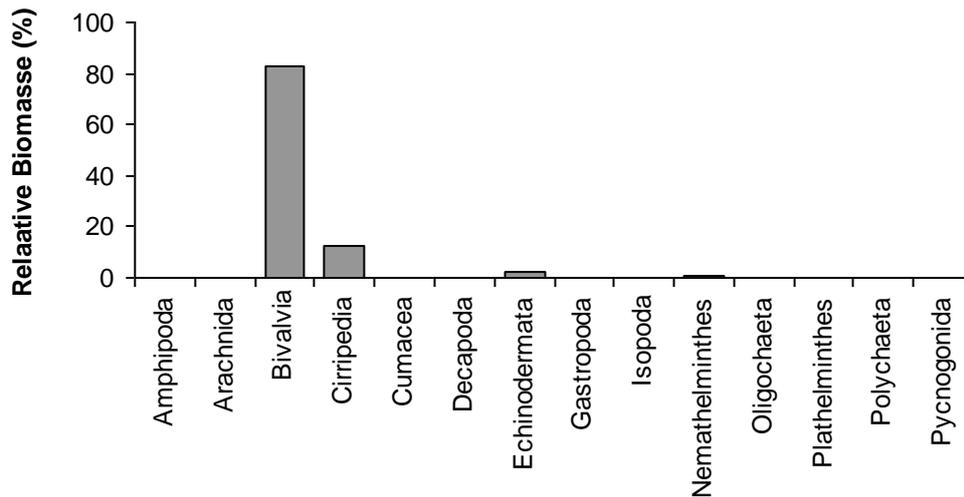


Abb. 18: Zusammenfassung aller in den Jahren seit der Exposition (April 2003 bis September 2007) auf dem Fundamentmodell (Stahlrohrzylinder) an der Darßer Schwelle festgestellten Biomassen je Artengruppe

Die größten Biomassen im Untersuchungszeitraum erreichten wiederum die Bivalvia (**Abb. 18**). Über 80 % der Gesamtbiomasse wurde durch die Miesmuschel (*Mytilus edulis*) gestellt. Mit knapp 13 % waren die Seepocken an der Gesamtbiomasse beteiligt. Alle anderen Gruppen waren bezüglich der Biomasse vernachlässigbar.

Tab. 3: Makrozoobenthos-Taxa, die am Stahlrohrzylinder an der Darßer Schwelle von April 2003 bis September 2007 in Kratzproben nachgewiesen wurden. Die stark frequenten Haupttaxa sind farblich hervorgehoben. Präsenz beschreibt die Stetigkeit des Auftretens der Arten bei den Beprobungsterminen (maximal 10).

Gruppe	Arten	Präsenz	Gruppe	Arten	Präsenz
Amphipoda	<i>Ampithoe rubricata</i>	1	Hydrozoa	<i>Lafoenia tenuis</i>	2
Amphipoda	<i>Calliopius laeviusculus</i>	1	Hydrozoa	<i>Opercularella lacerata</i>	6
Amphipoda	<i>Corophium insidiosum</i>	5	Isopoda	<i>Idotea balthica</i>	2
Amphipoda	<i>Gammarus homari</i>	2	Isopoda	<i>Jaera albifrons</i>	8
Amphipoda	<i>Gammarus oceanicus</i>	3	Nemathelminthes	<i>Cyanophthal. obscura</i>	1
Amphipoda	<i>Gammarus salinus</i>	9	Nemathelminthes	<i>Lineus ruber</i>	10
Amphipoda	<i>Gammarus zaddachi</i>	2	Nemathelminthes	<i>Nemertini indet.</i>	6
Amphipoda	<i>Hyperia galba</i>	1	Oligochaeta	<i>Oligochaeta indet.</i>	3
Amphipoda	<i>Melita palmata</i>	2	Oligochaeta	<i>Tubifex costatus</i>	1
Amphipoda	<i>Metopa pusilla</i>	2	Oligochaeta	<i>Tubificoides benedii</i>	3
Amphipoda	<i>Microdeut. gryllotalpa</i>	4	Plathelminthes	<i>Turbellaria indet.</i>	10
Arachnida	<i>Halacardidae indet.</i>	9	Polychaeta	<i>Arenicola marina</i>	7
Bivalvia	<i>Cerastoderma glaucum</i>	2	Polychaeta	<i>Aricidea minuta</i>	1
Bivalvia	<i>Hiatella arctica</i>	3	Polychaeta	<i>Bylgides sarsi</i>	7
Bivalvia	<i>Macoma balthica</i>	2	Polychaeta	<i>Capitella capitata</i>	2
Bivalvia	<i>Musculus discors</i>	1	Polychaeta	<i>Eteone longa</i>	3
Bivalvia	<i>Mya arenaria</i>	2	Polychaeta	<i>Eumida sanguinea</i>	1
Bivalvia	<i>Mytilus edulis</i>	10	Polychaeta	<i>Harmothoe imbricata</i>	5
Bryozoa	<i>Alcyonidium polyoum</i>	9	Polychaeta	<i>Harmothoe impar</i>	4
Bryozoa	<i>Callopora lineata</i>	1	Polychaeta	<i>Hediste diversicolor</i>	1
Bryozoa	<i>Electra crustulenta</i>	9	Polychaeta	<i>Lagis koreni</i>	1
Bryozoa	<i>Electra pilosa</i>	2	Polychaeta	<i>Lepidon. squamatus</i>	1
Bryozoa	<i>Eucretea loricata</i>	3	Polychaeta	<i>Neanthes succinea</i>	6

Bryozoa	<i>Farrella repens</i>	3	Polychaeta	<i>Nereimyra punctata</i>	2
Cirripedia	<i>Balanus crenatus</i>	10	Polychaeta	<i>Nereis pelagica</i>	1
Cirripedia	<i>Balanus improvisus</i>	10	Polychaeta	<i>Pherusa plumosa</i>	1
Cumacea	<i>Diastylis rathkei</i>	1	Polychaeta	<i>Pholoe assimilis</i>	4
Decapoda	<i>Athanas nitescens</i>	1	Polychaeta	<i>Phyllodoce maculata</i>	3
Decapoda	<i>Carcinus maenas</i>	5	Polychaeta	<i>Phyllodoce mucosa</i>	2
Echinodermata	<i>Asterias rubens</i>	4	Polychaeta	<i>Platynereis dumerilii</i>	1
Gastropoda	<i>Acanthodoris pilosa</i>	2	Polychaeta	<i>Polydora ciliata</i>	10
Gastropoda	<i>Hydrobia ulvae</i>	3	Polychaeta	<i>Polydora cornuta</i>	4
Gastropoda	<i>Odostomia rissoides</i>	3	Polychaeta	<i>Pygospio elegans</i>	5
Gastropoda	<i>Stiliger vesiculosus</i>	4	Polychaeta	<i>Scoloplos armiger</i>	1
Hydrozoa	<i>Clava multicornis</i>	5	Polychaeta	<i>Streptosyllis websteri</i>	1
Hydrozoa	<i>Coryne tubulosa</i>	5	Pycnogonida	<i>Callipall. brevirostris</i>	1
Hydrozoa	<i>Halithol. yoldia-arcticae</i>	4	Pycnogonida	<i>Nymphon grossipes</i>	2
Hydrozoa	<i>Hartlaubella gelatinosa</i>	9			

B Bewuchsexperimente mit den Bewuchsleinen

Sowohl an der Darßer Schwelle als auch am Künstlichen Riff vor Nienhagen wurden im Laufe der Jahre Bewuchsleinen mit jeweils 5 Bewuchsplatten ausgebracht. Die Bewuchsplatten waren in unterschiedlichen Wassertiefen exponiert, um das Bewuchspotential von Hartsubstraten in diesen Seegebieten erfassen zu können. Vermutlich auf Grund von Fischerei oder Schifffahrt gingen im Bereich der Darßer Schwelle 4 Bewuchsleinen verloren. Insgesamt konnten 3 Jahrgänge an der Darßer Schwelle und einer am Künstlichen Riff ausgewertet werden, die nachfolgend aufgezeigt werden.

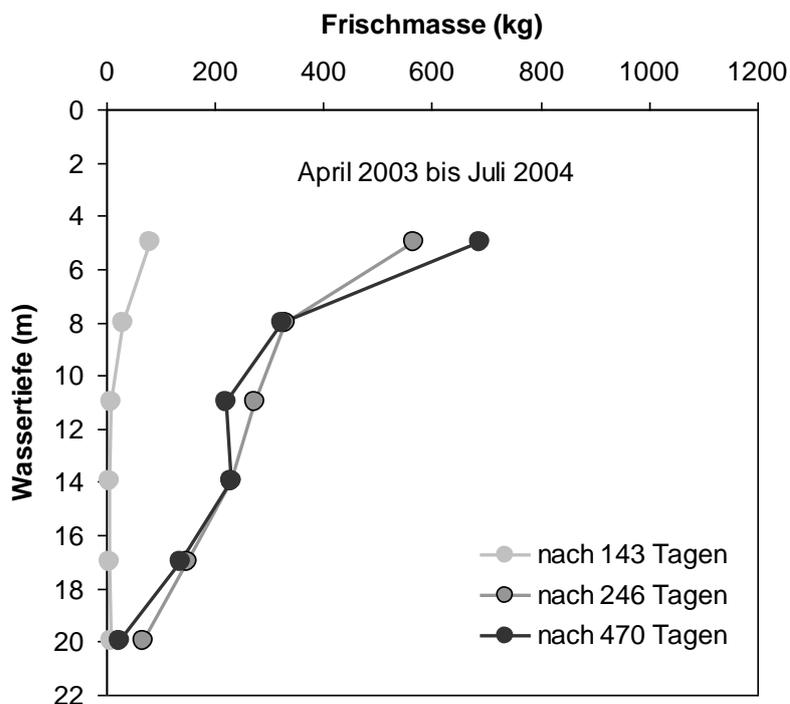


Abb. 19: Ergebnisse aus dem Bewuchsplattenexperiment von April 2003 bis Juli 2004 an der Darßer Schwelle, was im Ergebnis von BeoFINO 1 entstanden ist und hier als Vergleich herangezogen werden soll. Die Daten wurden mit den Bewuchsplatten gewonnen, um das Besiedlungspotential

fiktiver Windkraftfundamente zu simulieren. Es wird ein Fundament mit 2 m Durchmesser auf 20 m Wassertiefe angenommen. Nach jeweils 143, 246 bzw. 470 Tagen wurden Biomassen (Frischmasse in kg) je Wassertiefe kalkuliert und interpoliert.

Zieht man die Besiedlungszahlen der Bewuchsleinen je Zeiteinheit heran, können Biomassen an den Fundamenten je Wassertiefe kalkuliert werden. Die höchsten Biomassen wurden im oberflächennahen Bereich gemessen (**Abb. 19-21**). Nach einem Jahr sind 500 bis über 1000 kg in den oberen 5 m eines Fundamentes mit 2 m Durchmesser gewachsen. Werden alle Daten über die Wassersäule summiert, ergibt sich eine **Biomasseproduktion von 3,5 Tonnen pro Jahr je 2 m Fundament über 20 m Tiefe. Die höchsten Zuwachsraten wurden im Sommer und Herbst beobachtet (Abb. 22).**

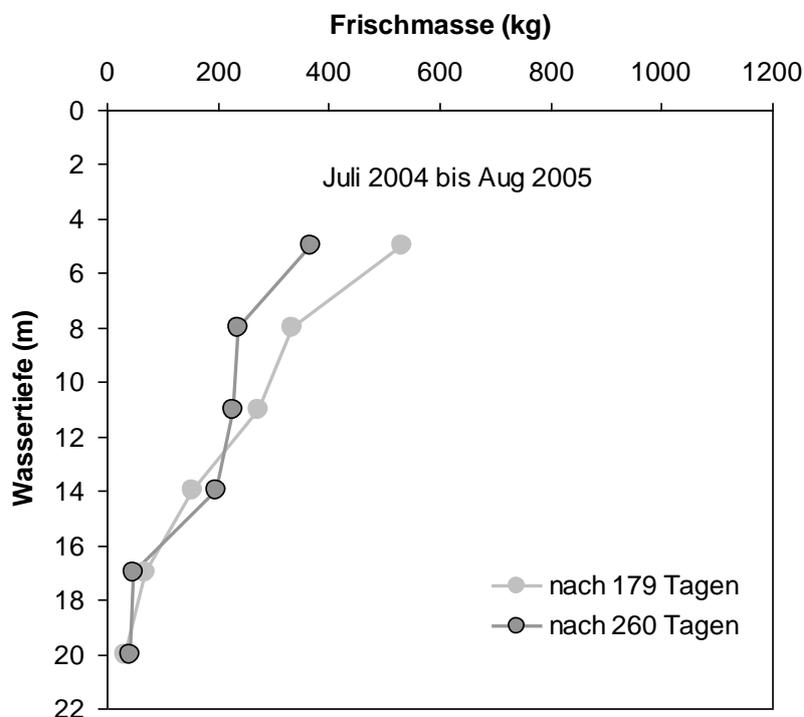


Abb. 20: Ergebnisse aus dem Bewuchsplattenexperiment von Juli 2004 bis August 2005 an der Darßer Schwelle. Die Daten wurden mit den Bewuchsplatten gewonnen, um das Besiedlungspotential fiktiver Windkraftfundamente zu simulieren. Es wird ein Fundament mit 2 m Durchmesser auf 20 m Wassertiefe angenommen. Nach jeweils 179 bzw. 260 Tagen wurden Biomassen (Frischmasse in kg) je Wassertiefe kalkuliert und interpoliert.

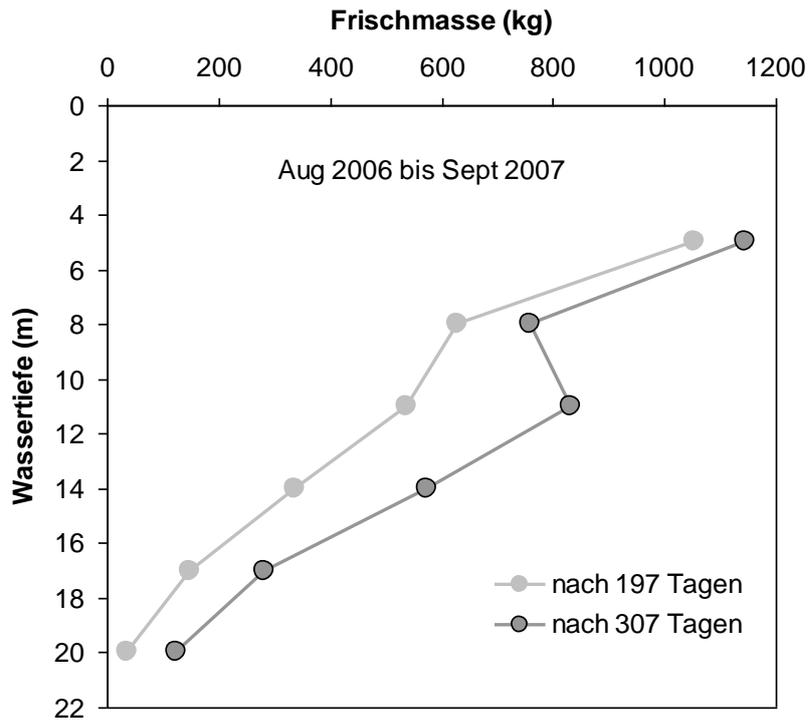


Abb. 21: Ergebnisse aus dem Bewuchsplattenexperiment von August 2006 bis September 2007 an der Darßer Schwelle. Die Daten wurden mit den Bewuchsplatten gewonnen, um das Besiedlungspotential fiktiver Windkraftfundamente zu simulieren. Es wird ein Fundament mit 2 m Durchmesser auf 20 m Wassertiefe angenommen. Nach jeweils 197 bzw. 307 Tagen wurden Biomassen (Frischmasse in kg) je Wassertiefe kalkuliert und interpoliert.

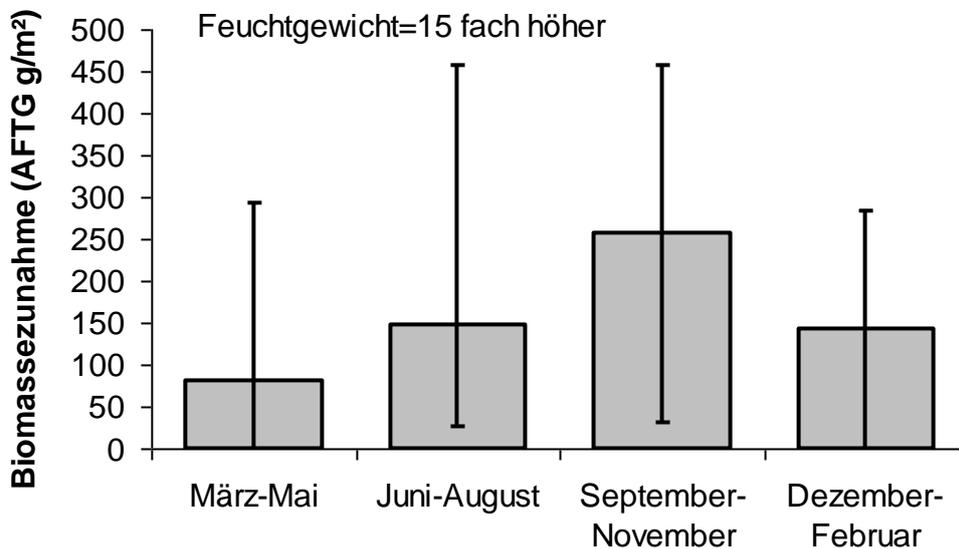


Abb. 22: Zunahme der Biomasse (aschefreies Trockengewicht) auf dem Harts substrat an der Darßer Schwelle in Abhängigkeit von der Saison. Die höchsten Zuwachsraten wurden im Sommer und Herbst beobachtet.

Während **Abb. 15** die Verhältnisse auf dem Stahlrohrzylinder anzeigt, sind in **Abb. 22** die Mittel-Werte aller Bewuchsplattenexperimente zu sehen. Beide sind sehr unterschiedlich zu werten. Beim Zylinder stellt sich wie gesagt nach einer gewissen Zeit (3-4 Jahre) eine Plateau bzw. Stabilität ein, während die Platten nie länger als 1

Jahr im Wasser hingen und immer in der exponentiellen Zuwachphase den Bewuchs dokumentieren. Außerdem liegt der Zylinder in 20 m Wassertiefe und die Platten wurden über die gesamte Wassersäule exponiert.

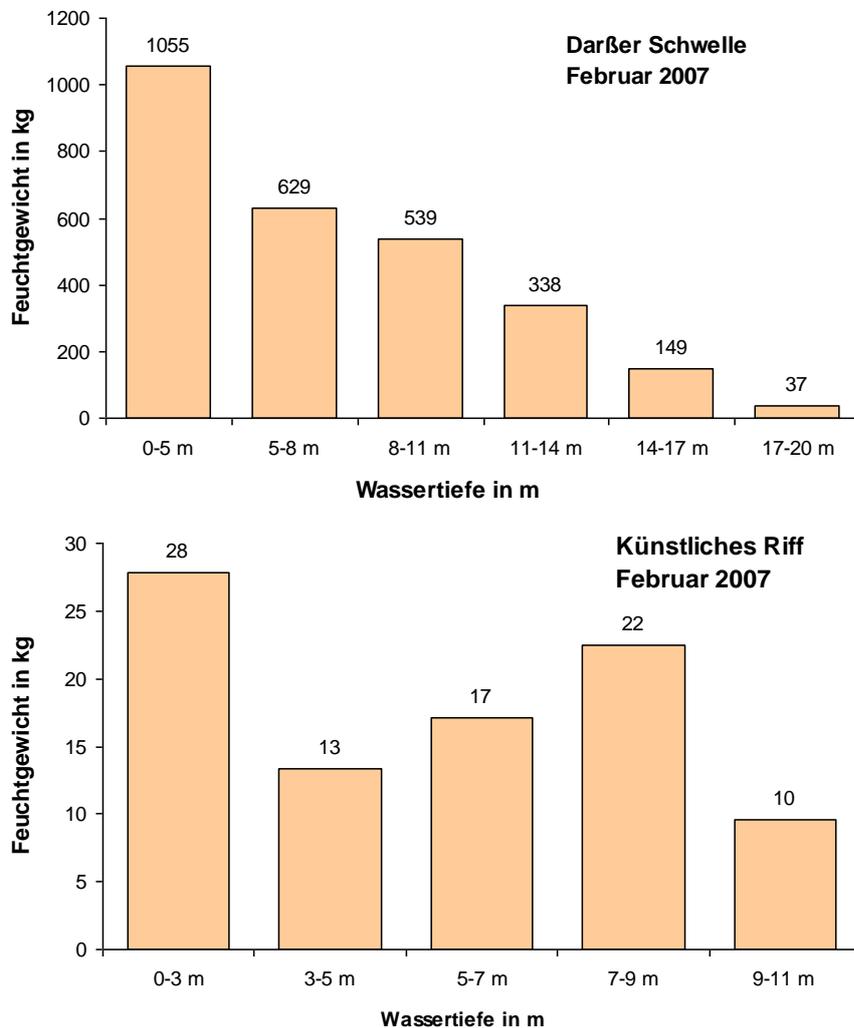


Abb. 23: Im Februar 2007 wurde die erste von drei Bewuchsleinen an der Darßer Schwelle und am Künstlichen Riff geborgen. Die unterschiedlichen hydrographischen Bedingungen spiegeln sich deutlich im Aufwucherfolg des Makrozoobenthos wider. Insbesondere im Bereich zwischen 0 und 5 m Wassertiefe lag die Biomasse an der Darßer Schwelle um ein vielfaches höher als am Künstlichen Riff vor Nienhagen.

Die unterschiedlichen Tiefen (siehe **Abb. 23**) wurden gewählt, weil es am Künstlichen Riff nur 10 und an der Darßer Schwelle 20 m tief ist. Dennoch wurden jeweils 5 Platten in unterschiedlichen Tiefenhorizonten angebracht. Die unterschiedliche Skalierung ergibt sich dadurch von selbst. Im Künstlichen Riff ist die obere Tiefenzonierung 3 m während bei der Darßer Schwelle 5 m gewählt wurden.

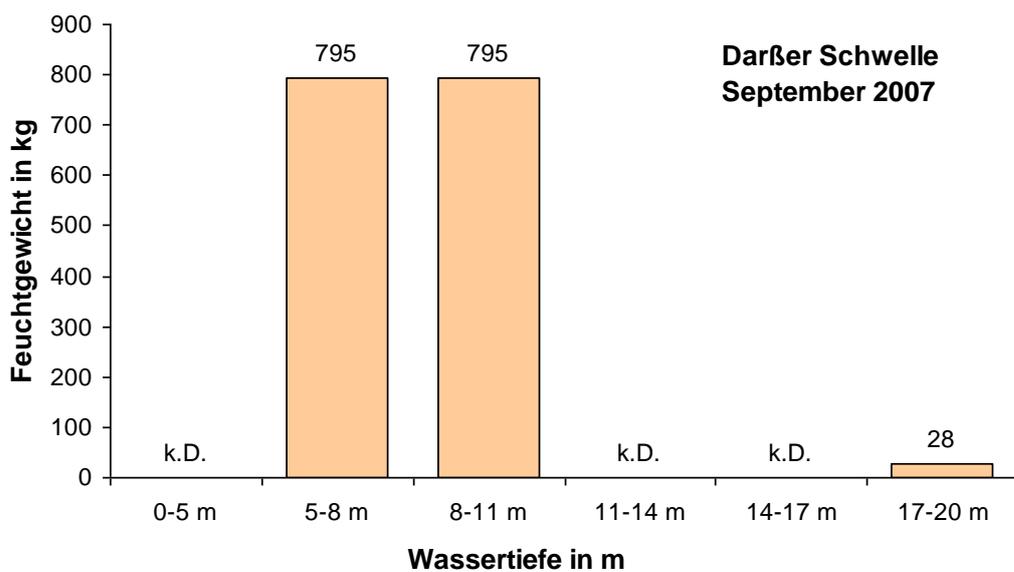
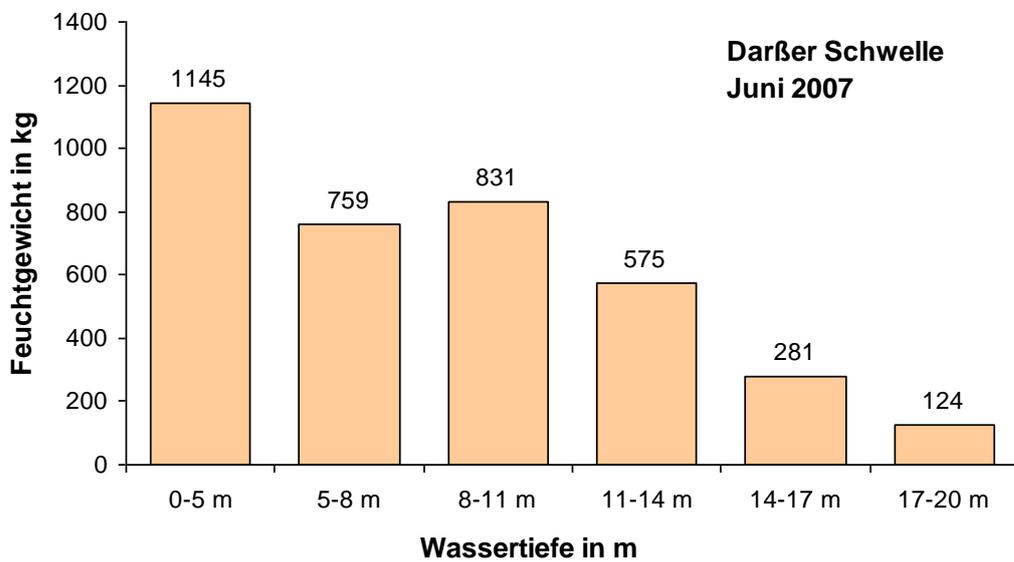
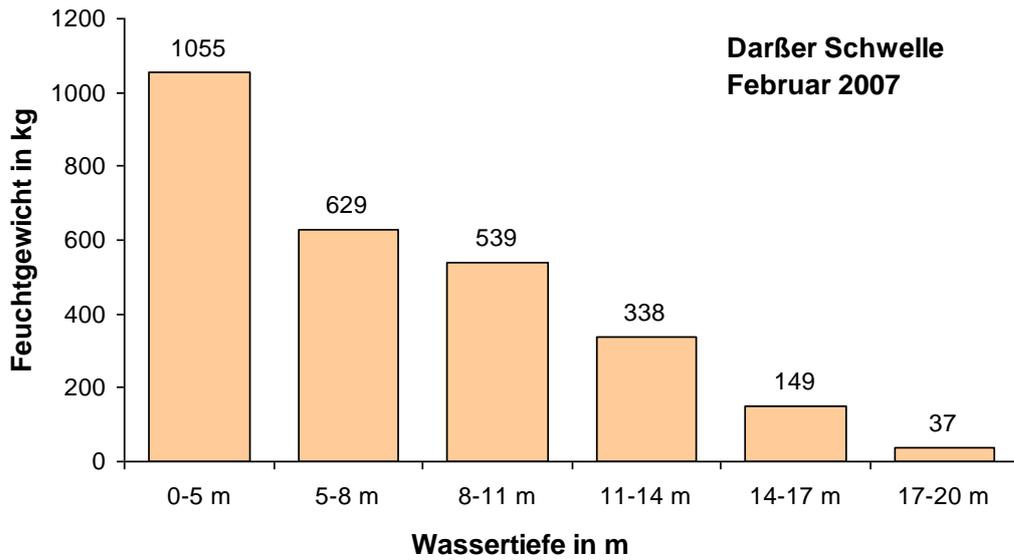


Abb. 24: Entwicklung der Biomasse im Aufwuchs auf den Bewuchsplatten an der Darßer Schwelle von Februar bis September 2007. Durch den Verlust von Bewuchsleinen liegen für 3 Tiefenbereiche keine auswertbaren Ergebnisse vor. Beprobungstermine siehe Tab. 2.

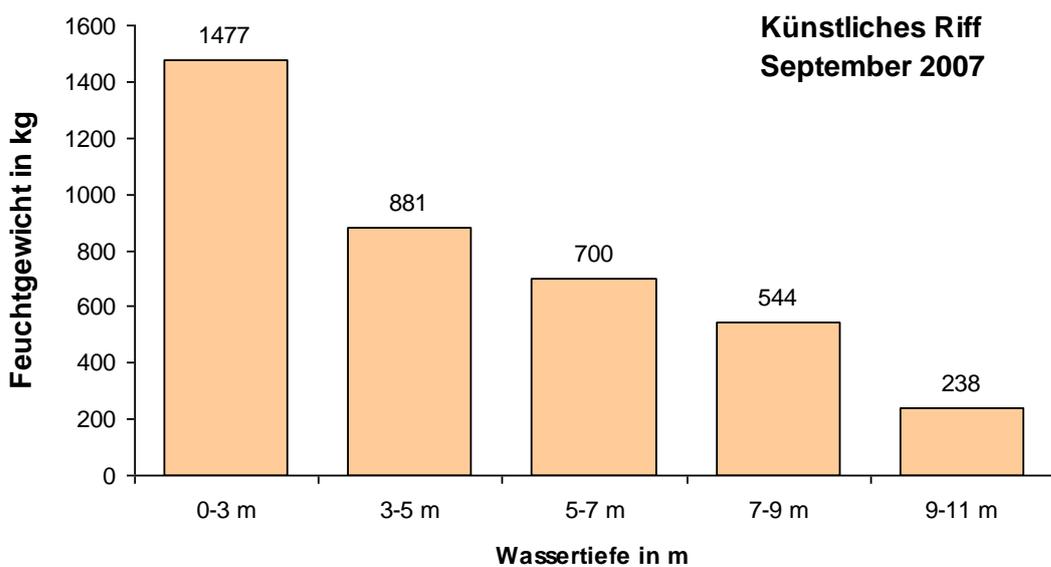
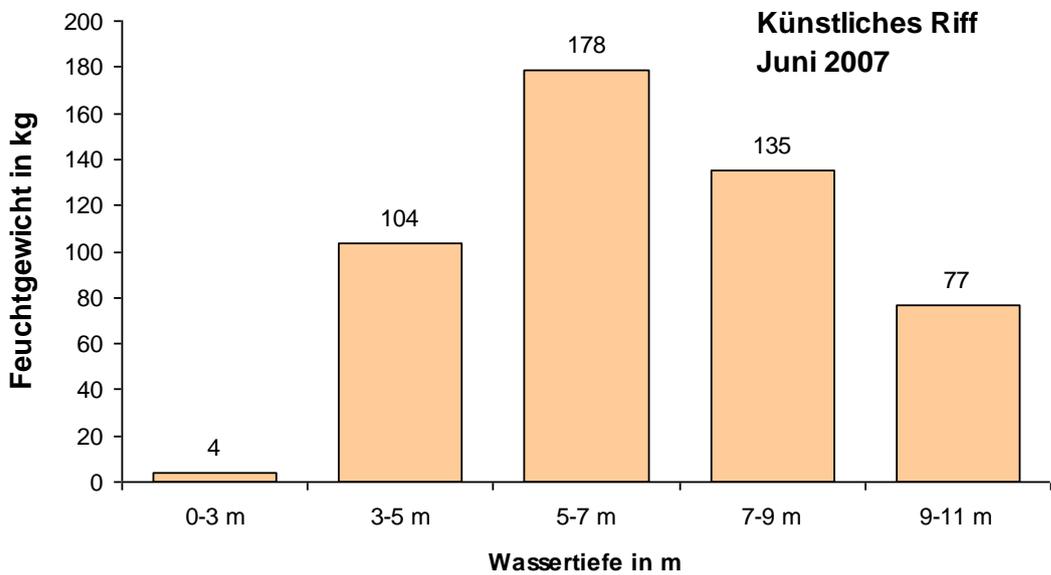
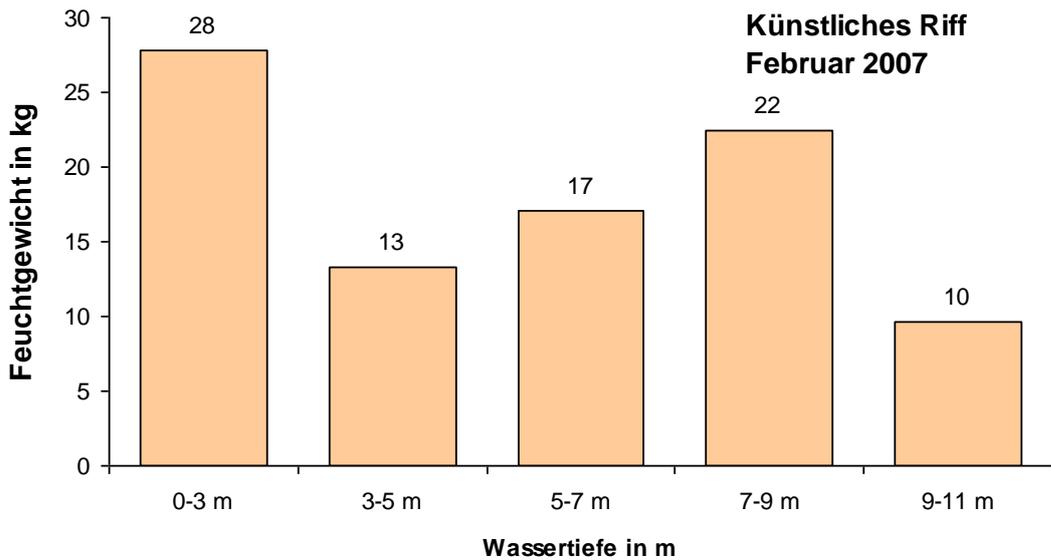


Abb. 25: Entwicklung der Biomasse im Aufwuchs auf den Bewuchsplatten des Künstlichen Riffes vor Nienhagen von Februar bis September 2007. Beprobungstermine siehe Tab. 2.

Im Projekt wurden für den Vergleich von zwei benachbarten aber hydrographisch unterschiedlichen Seegebieten die gleichen Experimente bezüglich der Exposition von Bewuchsleinen durchgeführt. Im August bzw. im September 2006 wurden jeweils 3 Leinen mit jeweils 5 Bewuchsplatten in unterschiedlichen Wassertiefen sowohl im Bereich des Messfeldes an der Darßer Schwelle als auch am Künstlichen Riff vor Nienhagen ausgebracht (**Abb. 1**). Die hydrographischen Bedingungen in beiden Gebieten unterscheiden sich bezüglich der Wassertiefe, der Schichtung, des Salzgehaltes, der Strömung und der Sauerstoffversorgung (**Tab. 1**). Der Bewuchserfolg bezüglich der Biomasse zwischen Darßer Schwelle und Nienhagen unterschied sich erheblich (**Abb. 23 - 25**). Auf welche Ursache das auffallend geringe Feuchtgewicht im Juni 2007 in 0-3 m Wassertiefe am Künstlichen Riff zurückzuführen ist, wissen wir leider nicht. Eventuell können Sturmereignisse dafür verantwortlich gemacht werden. Die Unterschiede in der Biomasse sind insbesondere durch die unterschiedliche Größenverteilung der Miesmuscheln begründet, die den Hauptanteil am Bewuchs ausmachten (**Abb. 26**). Erst im September 2007 wurden ähnliche Biomasseverhältnisse in beiden Untersuchungsgebieten erreicht (**Abb. 24 & 25**). Die Miesmuscheln hatten dann Größen von bis zu 40 mm (nicht grafisch dargestellt).

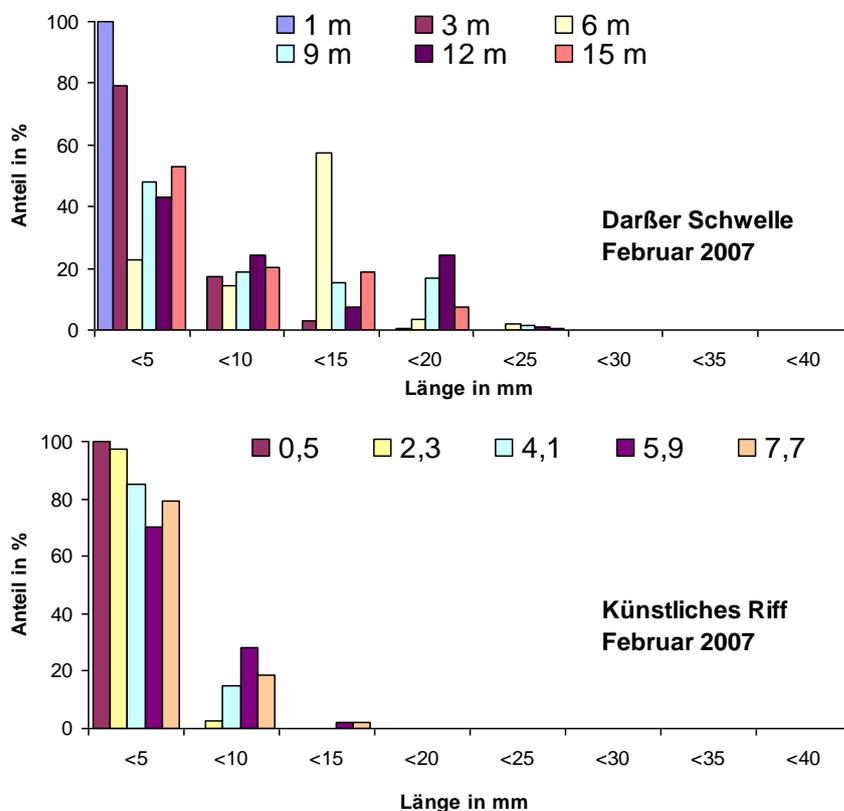


Abb. 26: Längenverteilung der Miesmuscheln auf den Bewuchsplatten an der Darßer Schwelle und am Künstlichen Riff im Februar 2007 sortiert nach unterschiedlichen Wassertiefen.

Die großen Unterschiede machten sich nicht nur bei der Biomasse, sondern auch beim Fauneninventar bemerkbar (**Abb. 27**). Während die Bewuchsplatten an der Darßer Schwelle mit insgesamt 34 Arten besiedelt waren, wurden am Künstlichen Riff nur 14 Arten festgestellt. Allerdings wurden in beiden Untersuchungsgebieten die gleichen Großtaxa beobachtet. Die Unterschiede in der Besiedlung sind generell dem Salinitätsregime und dem damit verbundenen Faunendifferenzen der beiden Untersuchungsgebiete geschuldet. Es bleibt allerdings zu bemerken, dass das Besiedlungspotenzial bei weitem noch nicht ausgeschöpft ist. Vermutlich dauert die Sukzession im Flachwasser länger als im off-shore Bereich.

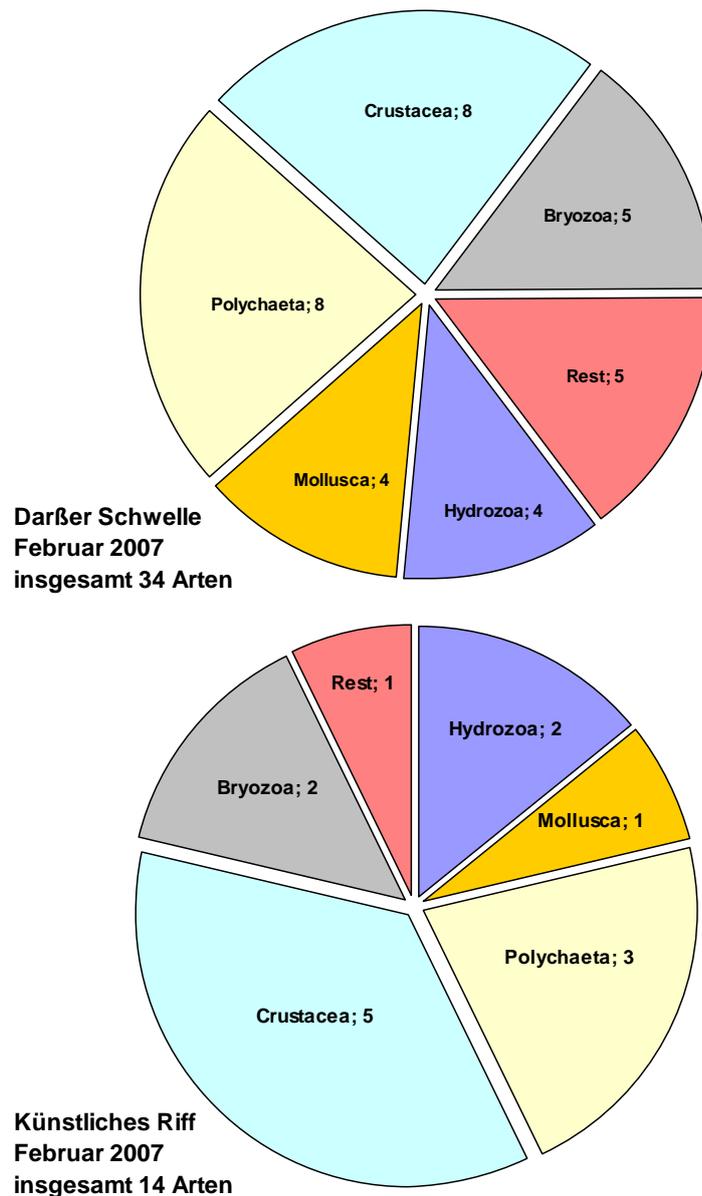


Abb. 27: Makrozoobenthische Besiedlung der Bewuchsplatten an der Darßer Schwelle und am Künstlichen Riff im Februar 2007.

Tauchergeführte Videoaufnahmen und Unterwasserfotographie wurden bei jeder Beprobung durchgeführt. Anbei sind einige beispielhafte Aufnahmen, die sowohl die Experimentanordnung als auch die Besiedlung durch das Makrozoobenthos verdeutlichen sollen (**Abb. 28 & 29**).



Abb. 28: Bewuchsplatten am Künstlichen Riff im März 2007. Zu diesem Zeitpunkt erfolgte eine tauchergestützte Video- und Fotodokumentation, jedoch keine Beprobung.



Abb. 29: Bewuchsleine vom Künstlichen Riff (links) und von der Darßer Schwelle (rechts) vom Februar 2007. Die Unterschiede in der Besiedlung sind offensichtlich.

1.4.3 Änderung der kleinräumigen Besiedlung

A Stechrohruntersuchung (Durchmesser des Untersuchungsfeldes 5 m)

Die Beprobung des Weichbodens mit tauchergeführten Stechrohren am Stahlrohrzylinder wurde im März, April und August 2005 sowie April, Juli, August 2006 und im Juli 2007 durchgeführt (siehe **Tab. 2**). Das Material wurde komplett ausgewertet. Beispielphaft werden einige der gewonnenen Ergebnisse hier vorgestellt.

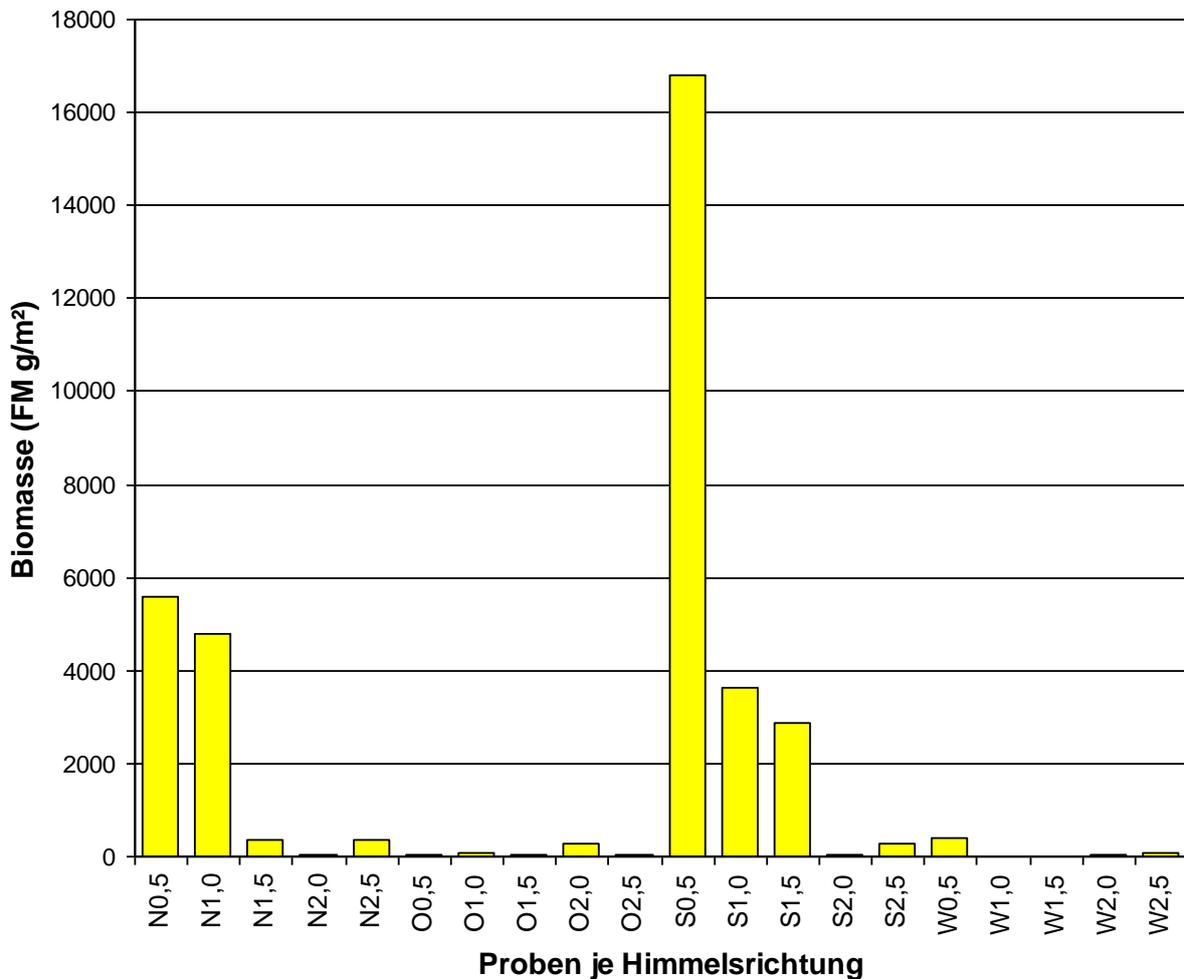


Abb. 30: Biomasse des Makrozoobenthos im Weichboden in der unmittelbaren Umgebung des Stahlrohrzylinders im August 2005. [N=Nord, O=Ost, S=Süd, W=West. Die Zahl vor der Himmelsrichtung gibt die Entfernung von Stahlrohrzylinder an.]

Im August 2005 schwankten die Artenzahlen im Umfeld des Zylinders zwischen 9 und 21 und stellten sich als relativ ausgewogen dar. Insgesamt wurden 53 Taxa bei der Beprobung im Weichboden festgestellt.

Die Abundanz (nicht gezeigt) und die Biomasse war im unmittelbaren Bereich von 0,5 bis 1,5 m in der Nord-Süd-Achse am höchsten und erreichte hier Werte, die ca. 100 bis 1000fach höher lagen als in den anderen Bereichen (**Abb. 30**). Da die Werte im März und April zum Teil deutlich abwichen, ist festzustellen, dass die Biomasse maßgeblich vom Abfallen sogenannter Plaggen vom Stahlrohrzylinder abhängig ist.

Die Plaggen bestehen aus Miesmuschelklumpen, die zusammen mit der obersten Rostschicht auf Grund des Eigengewichtes bzw. durch Strömung abfallen und die Biomasse am Boden im Umfeld des Zylinders bestimmen.

B Greiferuntersuchung (Durchmesser des Untersuchungsfeldes 100 m)

Um einen Vergleich der Makrozoobenthosbesiedlung im Nahbereich (bis 2,5 m) des Fundamentmodells mit der Umgebung zu haben, wurden neben der Stechrohrbeprobung (siehe oben) auch mehrfach eine van-Veen-Greiferbeprobung in einem Abstand von 50 m zum Stahlrohrzylinder (SRZ) durchgeführt. Bei der Abundanz wird sehr deutlich, dass die Werte in Nahbereich des SRZ wesentlich höher liegen als im Fernbereich (**Abb. 31**).

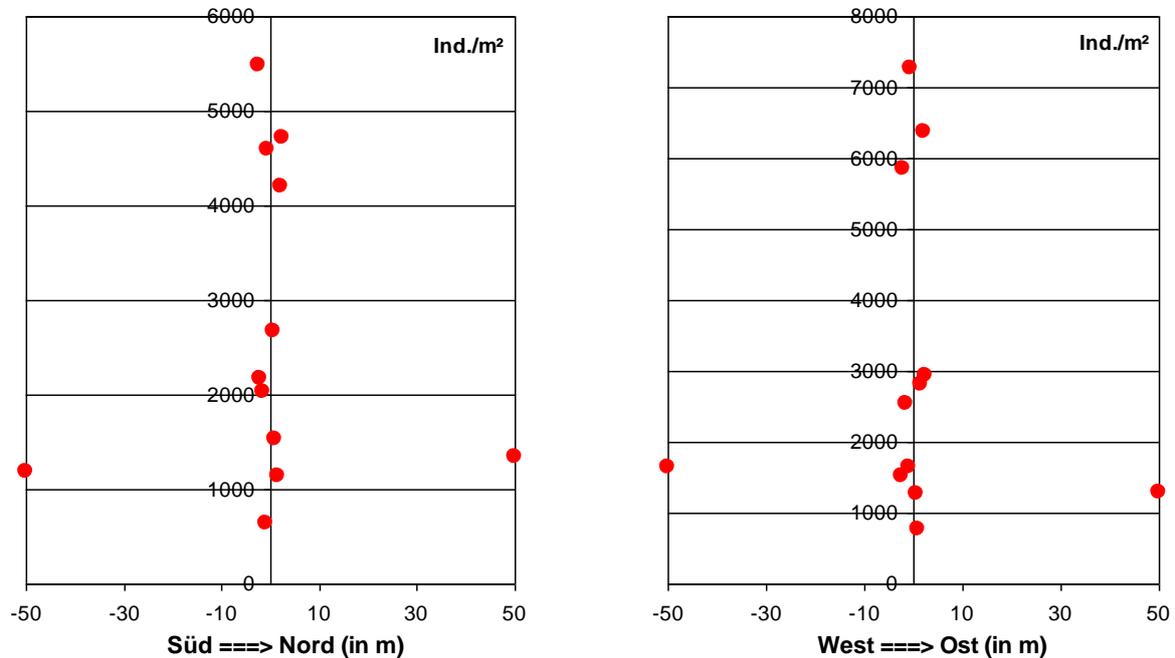


Abb. 31: Abundanzen der Weichböden in Transekten am 10. Juni 2007 in unmittelbarer Nähe (0,5 bis 2,5 m) zum SRZ (gewonnen mit Stechrohr 78,5 cm²) und in einem Abstand von 50 m (gewonnen mit van Veen 0,1 m²) in allen vier Himmelsrichtungen.

Die durchschnittliche Abundanz lag im Abstand von 50 m bei ca. 1000 bis 1500 Ind./m². Im Nahbereich des SRZ hingegen wurden Werte von mehr als 2000 bis zu 7000 Ind./m² beobachtet (**Abb. 31**). Die Himmelsrichtung und damit die Strömungsexposition spielte dabei keine Rolle.

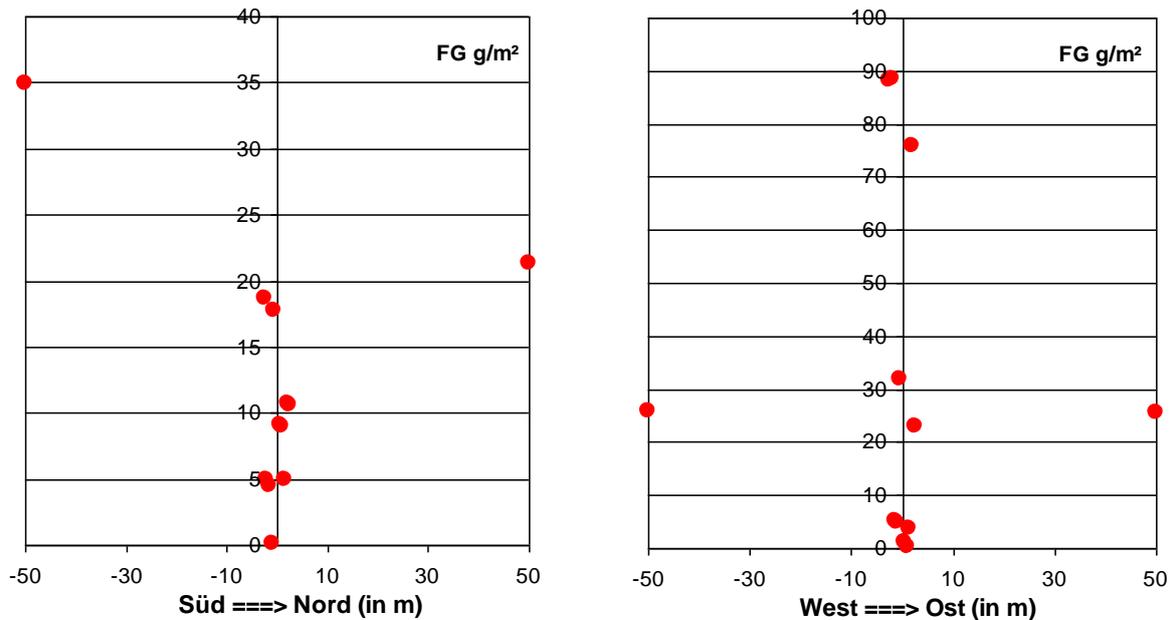


Abb. 32: Abundanzen der Weichböden in Transekten am 10. Juni 2007 in unmittelbarer Nähe (0,5 bis 2,5 m) zum SRZ (gewonnen mit Stechrohr 78,5 cm²) und in einem Abstand von 50 m (gewonnen mit van Veen 0,1 m²) in allen vier Himmelsrichtungen.

Bei der Biomasse sahen die Verhältnisse etwas anders aus (**Abb. 32**). Das war hauptsächlich durch das Auftreten größerer Bivalvia (*Macoma balthica*) in den van-Veen-Greifer-Proben im Süd-Nord-Transekt bedingt. Im West-Ost-Transekt lagen die Werte im Nahbereich wieder deutlich (3fach) höher. **Je nachdem wie oft, wie viel und welches Material vom Fundament abfällt, können die Abundanzen und insbesondere die Biomassen die unmittelbare Umgebung stark beeinflusst werden.**

1.4.4 Substratänderungen

A Sedimentumlagerungen

Sowohl auf dem Video als auch auf den Unterwasserfotos konnte die fortschreitende Sedimentumlagerung und Auskolkung am Stahlrohrsegment beobachtet werden. Bereits nach wenigen Monaten kam es zu eindeutigen Effekten, verursacht durch das Fundamentmodell. Zum einen kam es zu Auskolkungserscheinungen nordwestlich und südöstlich vom Stahlrohrsegment. Die Auskolkungen erreichten Tiefen von 30 bis 40 cm bei einer Ausdehnung von 50 bis 100 cm. Zum anderen lagerte sich das abgetragene Sediment kurz vor bzw. hinter dem Stahlrohrsegment ab. Auf Grund wechselnder Strömungsrichtungen an der Darßer Schwelle konnten diese Phänomene beidseitig entlang der Hauptströmungsrichtung beobachtet

werden. Die Auskolkungen betragen 30 bis 40 cm Sedimenttiefe. Die leichteren Feinsande und organischen Bestandteile wurden ausgespült, nur die Schillablagerungen blieben zurück. Auch bei den darauffolgenden Taucher-Besichtigungen und Unterwasservideoaufnahmen zeigte sich das gleiche Bild. Allerdings nahm die Anreicherung von Muschelschill mit der Zeit deutlich zu. Außerdem drifteten mehr und mehr Pflanzen (Rot- und Braunalgen) in die Kolke ein. Auch Miesmuscheln und abgefallene Balanus-Placken vom Stahlrohrsegment akkumulierten am Modell-Pile. Durch stärkere Ein- bzw. Ausstromereignisse (bis zu 80 cm/s) kam es immer wieder zu Ausspülungen des sedimentierten Materials, so dass sich die Situation am Fundamentfuß sich bei jeder Beprobung anders darstellte. Die Ansammlungen von Biomasse im Kolkbereich schien ein Attraktionszentrum für eine Reihe von Räubern zu sein. Auf den tauchergeführten Videotransekten wurde deutlich, dass eine Konzentration von Seesternen (*Asterias rubens*), Strandkrabben (*Carcinus maenas*) und Dorschen (*Gadus morhua*) am Stahlrohrsegment stattfand. Der umgebene Sandboden schien bei weitem nicht so „attraktiv“ zu sein, wie die nahrungsreichen Areale um das Segment herum.

B „Muschelbeet“-Untersuchungen

Um die Effekte zu untersuchen, die entstehen, wenn größere Mengen von Miesmuscheln abfallen und am Meeresboden für hohe Sauerstoffzehrungsraten sorgen, wurde im August 2006 ein Experiment gestartet. Ein offener Kasten (2 x 1,5 m) wurde in der Nähe des Stahrohrzylinders versenkt und mit 300 Litern Miesmuscheln 10 cm hoch aufgefüllt (**Abb. 9 & 33**). Die große Biomasse sorgte für hohe Abbauraten in den tieferen Muschellagen. Bereits nach einem Monat wurden ausgedehnte *Beggiatoa*-Flecken auf dem Muschelbeet festgestellt, die hohe Bildungsraten von Schwefelwasserstoff indizieren. Messungen des Redoxpotentials ergaben bereits an der Oberfläche 0-Werte. Wie aus den bisherigen Ergebnissen abgeleitet, würden also die von den Windkraftfundamenten abfallenden Miesmuscheln dafür sorgen, dass im Umfeld der Anlagen Biomasse akkumuliert und zu erhöhten Sauerstoffzehrungen im Sediment führt. Starke Strömungen führten allerdings nach 3 Monaten zu einem völligen „Freispülen“ des Muschelbeetes, so dass dieses Experiment danach abgebrochen wurde.



Abb. 33: Muschelbeet: Im August 2006 wurde ein offener Metallkasten (10 cm hoch und 2 x 1,5 m breit) auf den Meeresboden gelegt und mit lebenden Miesmuscheln aufgefüllt (links). Bereits nach 1 Monat stellten sich Sauerstoffmangelzonen im Beet heraus (rechts).

1.4.5 Video- und Foto-Untersuchungen

Von April bis Mai 2005 wurde am Stahlrohrsegment an der Darßer Schwelle in 21 m Wassertiefe eine autonom arbeitende Kamera mit Hilfe von Tauchern stationiert. Nach ca. 1 Monat wurde das Filmmaterial ausgewertet. Es stellten sich Probleme heraus, die bis zur nächsten Versuchsanordnung (August 2005) behoben wurden. Insbesondere die hohe Schwebstofffracht und die Stromversorgung waren zu berücksichtigen. Im August 2005 wurde die Kamera ein zweites Mal ausgesetzt und es gelang über 4 Wochen autonome Aufnahmen von Stahlrohrsegment zu speichern. Jede Stunde wurde für 3-5 Sekunden die Kamera eingeschaltet.

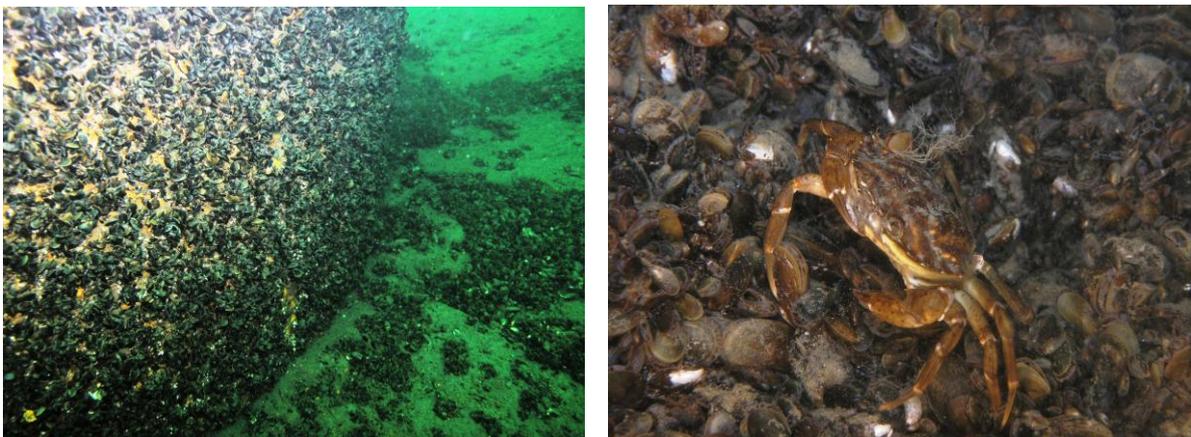


Abb. 34: Links: Stahlrohrzylinder im August 2005 (863 Tage nach seiner Exposition). Deutlich ist der Bewuchs mit Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) zu erkennen. Abgefallene Miesmuscheln liegen im unmittelbaren Umfeld des Zylinders, akkumulieren dort bzw. werden übersandet. Rechts: Räuber wie die Strandkrabbe (*Carcinus maenas*) fressen Miesmuscheln, tragen jedoch kaum zur Dezimierung bei.

Die Aufnahmen dokumentieren die Sukzession der Konstruktion in anschaulicher Weise. Deutlich waren der Größenzuwachs und damit die Zunahme im Deckungsgrad bei der Miesmuschel zu beobachten. Andere Arten wurden verdrängt

bzw. traten in den Hintergrund. Ebenfalls auf dem Video nachzuweisen war zum einen die Fraßaktivitäten von Muschelräubern (*Carcinus maenas*) und die hohe Akkumulation von Jungfischen am Segment (**Abb. 34**).

Vom 10. bis 26. August 2006 wurde vor dem Stahlrohrsegment erneut eine autonom arbeitende UW-Kamera stationiert, die jede Stunde für 10 Sekunden eine Videoaufnahme gemacht hat. Auch wenn im Nachhinein einige Schwierigkeiten auftraten, konnte dem Bildmaterial jedoch entnommen werden, dass insbesondere Seesterne, Strandkrabben und Dorsche den Zylinder in größerer Zahl aufsuchen und dort auch fressen.



Abb. 35: Seesterne sind die Hauptfraßfeinde der Miesmuscheln im Bereich der Darßer Schwelle. Hier das Stahlrohrsegment im August 2006 und im August 2007.

Der letzte Einsatz der autonom arbeitenden UW-Videokamera erfolgte im Juli/August 2007. Am auffälligsten bei diesen Aufnahmen war die starke Anhäufung von adulten Dorschen, die sowohl aktiv am Fundament fraßen als es auch für Ruhephasen nutzten. So konnte beobachtet werden, dass ein Dorsch (ca. 45 cm) für 5 Nächte immer den gleichen Platz aufsuchte und dort für mehrere Stunden „schlieft“. Andere Räuber wie Seesterne konzentrierten sich am Fundament ebenfalls sehr auffällig (**Abb. 35**).

1.4.6 Modellierung des Biomasseexports von Windkraftanlagen-Fundamenten

A Driftmodell

Um die Verdriftung von Partikel zu beurteilen, die von der Fouling-Gemeinschaft der FINO stammen würde ein Partikel-Drift Modell entwickelt. Für das Driftmodell wird ein so genanntes „Random-Walk-Model“ genutzt. Dabei wird die Bewegung von einzelnen Partikeln durch den Raum verfolgt, bis diese den Meeresboden erreichen. Die Bewegung aufgrund von Strömungen wird hierbei mit einer zufälligen

Komponente überlagert, die die unvorhersehbaren Bewegungen durch kleinräumige Turbulenzen, Abweichungen der individuellen Partikel von der angenommenen Ideal-Form und ähnlichen unbekanntem Größen darstellt.

Aufgrund der entstehenden Partikeldichten lassen sich bei Kenntnis der Zusammensetzung der Partikel schließlich qualitative und quantitative Aussagen machen.

B Wassertiefen, lokale Bedingungen

Das umgebende Gebiet besitzt annähernd eine einheitliche Tiefe. Im Modell wird daher von einer konstanten Wassertiefe von 30 m ausgegangen.

C Strömungsdaten

Das Modell verwendet als Grundlage Strömungsdaten aus dem Zeitraum 2004. Um für jeden Zeitpunkt im Modell die entsprechenden Strömungsdaten zu berechnen, wird linear zwischen den beiden nächstgelegenen Datenpunkten (zeitlich bzw. räumlich) interpoliert. Zusätzlich wird angenommen, dass sich zwischen Meeresoberfläche und erstem Messpunkt in 4 m Wassertiefe die Strömung weder in Richtung noch in der Stärke ändert. Für die Strömung zwischen dem letzten Messpunkt (in 28 m Wassertiefe) und dem Meeresboden (angenommen 30 m) wird angenommen, dass sich die Strömungsrichtung nicht ändert. Die Stärke der Strömung nimmt allerdings aufgrund der sich ausbildenden Grenzschicht ab. Dabei wird die Strömung v in der Tiefe **Depth** zwischen der Maximaltiefe D_{max} und der Tiefe D_{upper} des nächsten darüber liegenden Messpunktes und dessen Strömungsgeschwindigkeit v_{upper} wie folgt berechnet:

$$v = v_{upper} * \left(\frac{D_{max} - Depth}{D_{max} - D_{upper}} \right)^{0.2}$$

Es wird angenommen, dass die Plattformstruktur die Strömung generell nicht beeinflusst und dass die berechneten Strömungsprofile für das gesamte betrachtete Gebiet gelten.

D Partikel-Bewegung „Random-Walk“

Das Modell berechnet die Bewegung der Partikel in diskreten Zeiteinheiten δt gemäß einem "nativen" Random-Walk Modell (sensu Hunter 1993) nach der folgenden Formel:

$$P_t = P_{t-1} + V\delta t + R\sqrt{6 * K\delta t}$$

Dabei ist P_t die Position (x,y,z) des Partikels P zum Zeitpunkt t . Diese ergibt sich aus der Position vor einem Zeitschritt (P_{t-1}) und der Verdriftung gemäß den lokalen Strömungsbedingungen V (bzw. Strömungsgeschwindigkeiten V_x, V_y, V_z) und einer zufälligen Bewegung. Diese zufällige Bewegung berechnet sich aus einer Zufallszahl R (gleichverteilt aus dem Intervall [-1..+1], d.h. Erwartungswert $E=0$ und Varianz=1/3), der Dauer des Zeitintervalls und der jeweiligen räumlichen Diffusionskonstanten K .

E Diffusionskonstanten

Leider liegen keine experimentell ermittelten Werte für Größe der Diffusions- bzw. Turbulenzen vor. Generell werden diese Werte von den räumlichen und zeitlichen Aspekten der betrachteten Phänomene bestimmt (Eddy-Größen, zeitliche Auflösung). Die sogenannte „apparent diffusivity“ K und die charakteristische Längenskala l , also die durch die der turbulenten Bewegung hervorgerufene räumliche Ausdehnung im betrachteten Zeitraum, zeigen gewöhnlich einen exponentiellen Zusammenhang. Dieser wird oft durch die Formel $K = c * l^b$ ausgedrückt. Dabei sind c und b numerische Konstanten. In der Literatur wird oft der Wert $b=4/3$ angegeben und dieser funktionelle Zusammenhang daher auch als das „4/3 law of oceanic diffusion“ bezeichnet (Stommel, Okubo).

Aufgrund der Überprüfung einer großen Anzahl von experimentellen Daten hat Okubo (1971) alternativ den Zusammenhang $K[cm^2 s^{-1}] = 0.0103 * l[cm]^{1.15}$ vorgeschlagen, welchen wir in dieser Arbeit verwenden.

Da wir an relativ kleinskaligen Transportvorgängen in der Größenordnung von wenigen 10 bis zu einigen 100 Metern interessiert sind, haben wir 3 unterschiedliche horizontale Diffusionskonstanten festgelegt: *low*: $K_h = 0.001 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$, *normal*: $K_h = 0.01 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$ und *high*: $K_h = 0.1 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$. Die charakteristischen Längen betragen also ungefähr 4 m, 29 m und 217 m (s. Tabelle 1).

Vertikale Turbulenzen bzw. Diffusionskonstanten, also Eigenschaften der vertikalen Durchmischung, sind in der Regel geringer als horizontale und werden entscheidend von möglichen Schichtungen beeinflusst. Der jahreszeitliche Verlauf der an der Messstation in verschiedenen Tiefen gemessenen Wassertemperaturen legt nahe,

dass es sich hier fast über das ganze Jahr hinweg um einen sehr gut durchmischten Wasserkörper handelt. Daher haben wir eine vertikale Diffusionskonstante K_v von $K_v = 0.01 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$ angenommen, bei der die charakteristische Länge ungefähr der vorliegenden Wassertiefe entspricht.

Tab. 3: Apparent diffusivity

	$K [\text{m}^2\text{s}^{-1}]$	$K [\text{cm}^2\text{s}^{-1}]$	approx. length scale [m]*
K_h (low)	0.001	10	4
K_h (normal)	0.010	100	29
K_h (high)	0.100	1000	217
K_v	0.001	100	29
*calculated as $l[\text{cm}] = \left(\frac{K[\text{cm}^2 \text{s}^{-1}]}{0.0103} \right)^{\frac{1}{1.15}}$			

F Partikelsinkgeschwindigkeiten

Partikel mit einer höheren Dichte als die des umgebenden Mediums sinken mit der Geschwindigkeit V_s zu Boden. Für das Modell haben wir die Sinkgeschwindigkeiten der verschiedenen Partikel aus Literaturwerten und wenn möglich mit eigenen Messungen bestimmt. Es wurden drei verschiedene Partikelklassen definiert, die jeweils eine bestimmte Fraktion der an der FINO entstehenden biogenen Partikel charakterisieren. Dies sind langsam sinkende Partikel mit $V_s=0.005 \text{ m s}^{-1}$, schnell sinkende Partikel mit $V_s=0.064 \text{ m s}^{-1}$ und extrem schnell sinkende Partikel mit $V_s=0.21 \text{ m s}^{-1}$. Die langsam sinkenden Partikel repräsentieren Faeces und Pseudofaeces, hauptsächlich von *Mytilus edulis*. Die angegebene Sinkgeschwindigkeit wurde mit Hilfe entsprechender Literaturangaben zur Sinkgeschwindigkeit von Muschel-Faeces und Pseudofaeces bestimmt.

Die Sinkgeschwindigkeit von extrem schnell sinkenden Partikel ($V_s=0.210 \pm 0.05 \text{ m s}^{-1}$) entspricht der gemessenen Sinkgeschwindigkeit von lebenden *Mytilus* Exemplaren von der FINO 1 (Einzeltiere und zusammenhängende Exemplare) (s. nachfolgendes Kapitel).

Um natürliche Variationen zu berücksichtigen, wurde die Sinkgeschwindigkeit eines Partikels im Modell normalverteilt um $\pm 25\%$ von dem oben angegebenen Werten variiert.

G Driftdistanzen / Ergebnisse des Drift-Modells

Um die Driftmuster verschiedener Partikel aus verschiedenen Tiefenzonen im Bereich der Darßer Schwelle zu berechnen, wurden die Bewegungspfade einer großen Anzahl von Partikeln über einen längeren Zeitraum bestimmt, über die entsprechende Zone (0-5 m bzw. 5-30 m). Bedingt durch die vorherrschende Strömungsrichtung liegt eine Partikeldrift mit Nord-Südausrichtung vor (**Abb. 36**). Der Haupttransport umfasst einen Größenbereich von 250 m im Radius. Maximal werden die Partikel über eine Distanz von über 2 km verdriftet.

Diese Ergebnisse stellen eine erste Näherung dar, da die Einteilung in nur drei Partikelklassen den natürlichen Gegebenheiten nicht gerecht wird. Ebenso geht die Abschätzung der kleinräumigen Turbulenzbedingungen von theoretischen und nicht gemessenen Werten aus. Die Modellergebnisse sind daher eher als Leitlinie für die Partikelverteilung zu verstehen. Für eine belastbare quantitative Aussage bedarf es einer Validierung der im Modell gerechneten Teilprozesse durch Messungen, die den geplanten Umfang des Projektes aber weit überschritten hätten.

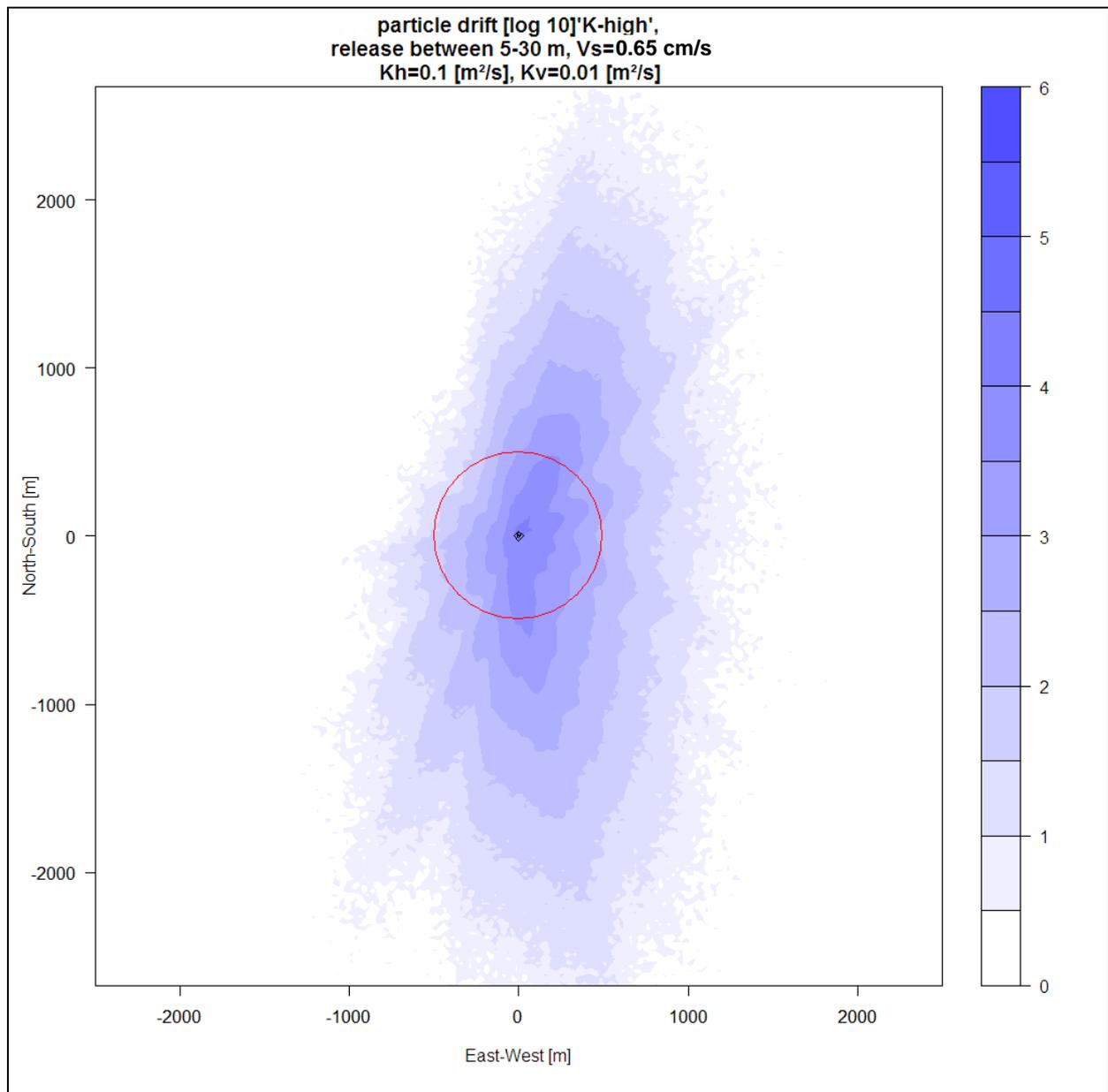
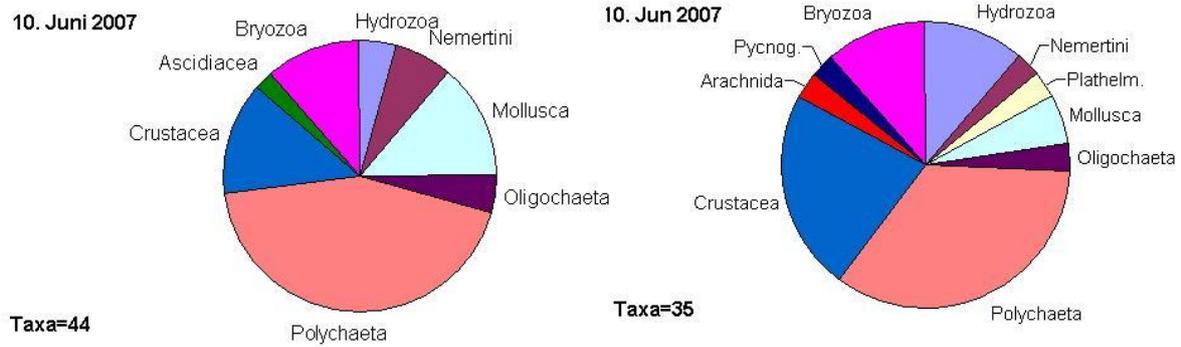


Abb. 36: Partikeldrift im Bereich der Darßer Schwellen (Wassertiefe 30 m) modelliert anhand der gemessenen Strömungsdaten von 2004. In der Mitte zeigt der Punkt ein Fundament eines Windrades. Der rote Kreis indiziert einen Durchmesser von 500 m. Die Abbildung zeigt die Ausbreitung von leichten Partikel (Sinkgeschwindigkeit 0,0065 m/s, also 0,65 cm/s). Im Modell werden zuerst "virtuelle" Partikel verbreitet und ihr Absinken verfolgt. Die Abbildung zeigt das am Boden resultierende Ausbreitungsmuster dieser Partikel (ohne Resuspensionseffekte!). Die Skala ist eine einfache Dichte, sprich Partikel pro Fläche.

1.4.7 Zusammenfassung der Ergebnisse

In einer Grafik (**Abb. 37**) wird dargestellt, welche Hauptveränderungen bezüglich des Überangebotes von Hartboden durch die Windkraftfundamente in Arealen mit ursprünglichem Weichboden am Beispiel der Darßer Schwellen stattfinden.



Weichbodengemeinschaft versus Hartbodengemeinschaft

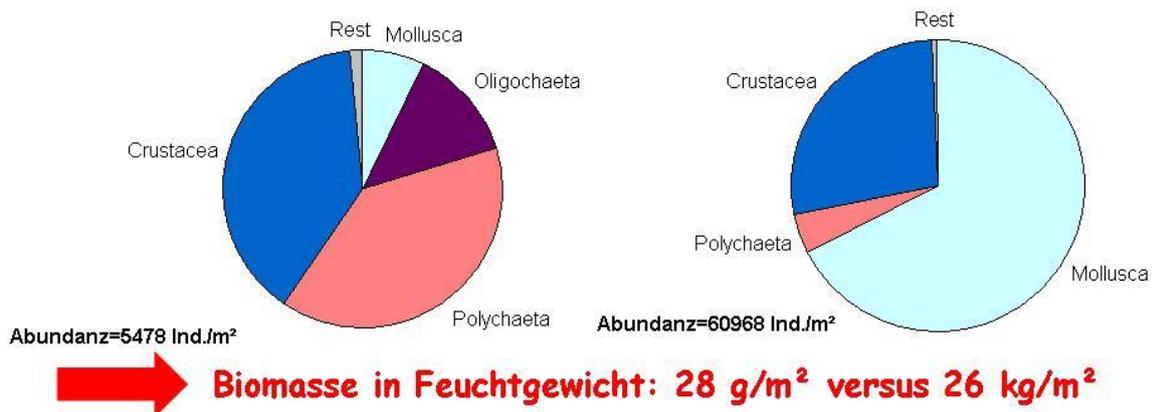


Abb. 37: Wie verändern Windkraftfundamente die Makrozoobenthoszönose in Arealen mit hauptsächlich Weichboden? Am Beispiel der Untersuchungen im Bereich der Darßer Schwelle sind zum einen Verschiebungen in der Artenzusammensetzung und zum anderen deutliche Zunahmen in Abundanz und Biomasse zu erwarten. Die Probenahmenstellen von Weich- und Hartboden liegen ca. 50 m auseinander. Die Ausgangsbedingungen beider Areale waren identisch. Beide Angaben beziehen sich auf 1 m² Oberfläche (links=Meeresboden, rechts=Pile-Fläche). In die Auswertung wurden nur die jeweils beprobten Fläche (Weichboden oder am Pile) einbezogen und keine Angaben aus dem Umfeld berücksichtigt.

Es ergibt sich hier ein Unterschied von drei Größenordnungen im Auftreten räumlich eng konzentrierter Makrofaunabiomasse. Das bezieht sich auf den Unterschied in der Biomasse pro Quadratmeter Oberfläche Weichboden (28 g/m²) oder Hartsubstrat (26 kg/m², wobei noch nicht berücksichtigt ist, dass das Hartsubstrat auf einer dreidimensionalen Struktur mit relativ geringerer Bodenfläche sitzt. Die Berechnung der über die Gesamttiefe von 20 m integrierten Produktionsraten ergibt bei der Annahme von Monopile-Anlagen¹ mit 6 m Durchmesser eine Jahresproduktion von über 10 Tonnen Biomasse pro Pile und damit von über 1000 Tonnen in einem Windfeld mit 100 Masten. Der maximale Planungsabstand

¹ Hier muss eindeutig betont werden, dass die dargestellten Zahlen nur eine Variante von vielen ist. Sowohl unterschiedliche Fundamenttypen (Monopile, Tripod, Jacket, Schwerkraft), die verschiedenen Durchmesser, sowie der Abstand zwischen den Windrädern (500 bis 1000 m) als auch die Wassertiefe und das Seegebiet sind Einflussgrößen, die sich sehr schwer kalkulieren lassen. Die angegebene Schätzung ist daher nur als Annäherungswert und keineswegs als gegebenes Muss zu verstehen.

zwischen Windrädern beträgt 1 km (auch hier sind erhebliche Variationen in den Planungen vorhanden, siehe Fußnote 1). Das bedeutet, dass ein Windfeld mit 100 Anlagen auf einer Fläche von ca. 100 km² steht. Die Biomasse, die durch den Weichboden produziert wird, beträgt nach Abzug der Fläche der Fundamente (ca. 28 m² je Pile) ca. 3000 t/100 km² [28 g/m² mal (10⁸m² minus 2826 m²)]. Auf der Oberfläche der Fundamente entsteht pro Jahr eine zusätzliche Biomasse von etwa 1000 t/100 Anlagen (bezogen auf Windfeldfläche = 100 km²). Das bedeutet, dass ein Drittel mehr Biomasse (bezogen auf die Windfeldfläche) produziert wird. Erneut soll darauf hingewiesen werden, dass diese Zahl erheblich nach oben variieren kann, wenn andere Fundamenttypen, größere Durchmesser, dichtere Abstände zwischen den WKA bestehen. Beim Vorliegen entsprechender Randbedingungen birgt diese hohe Produktion von Biomasse in einem geschichteten Randmeer wie der Ostsee Gefahren, die zu großräumigen Folgen über die eigentlichen Windparkareale hinaus führen können. Durch das zusätzliche Hartsubstrat in Form von WEA-Fundamenten werden Makrofaunaorganismen in einem Gebiet konzentriert, in dem sie vorher nicht oder kaum zu finden waren. Jedes Fundament dient als Besiedlungsplatz für zahlreiche benthische Organismen, die, wie gezeigt, erhebliche Biomassen aufkonzentrieren können. Je nach Wassertiefe, Umfang der Fundamentkonstruktionen und Anzahl und Lage im Gebiet können diese Biomassen stark variieren. In allen Fällen liegen sie aber deutlich höher als vorher auf reinen Sanden bzw. Schlickern.

Insbesondere in den westlichen Übergangsbereichen der Ostsee steigen seit den 1950er Jahren die trophischen Bedingungen kontinuierlich an. Der Grund sind die seit ca. 50 Jahren kontinuierlich ansteigenden Fluss- und atmosphärischen Einträge, die mit intensivierter Landnutzung, Industrialisierung und erhöhten kommunaler Abwassereinleitung einhergehen (Helcom 2002). Belege dafür sind die Anreicherung von Eutrophierungs-Endprodukten. Dazu gehört auch die gesamte Akkumulation von organischer Substanz am Meeresboden, die entweder als ins Sediment eingelagerte „Faulstoffe“ oder als lebende Biomasse (Bakterien, Meiofauna und eben auch Makrofauna) auftreten. Zum Beispiel zeigte sich in der Pommerschen Bucht, dass die Makrofaunabiomasse seit dem zweiten Weltkrieg in gleichem Masse wie die Stickstoffeinträge aus der Oder um den Faktor 6 zugenommen hat (**Abb. 38**).

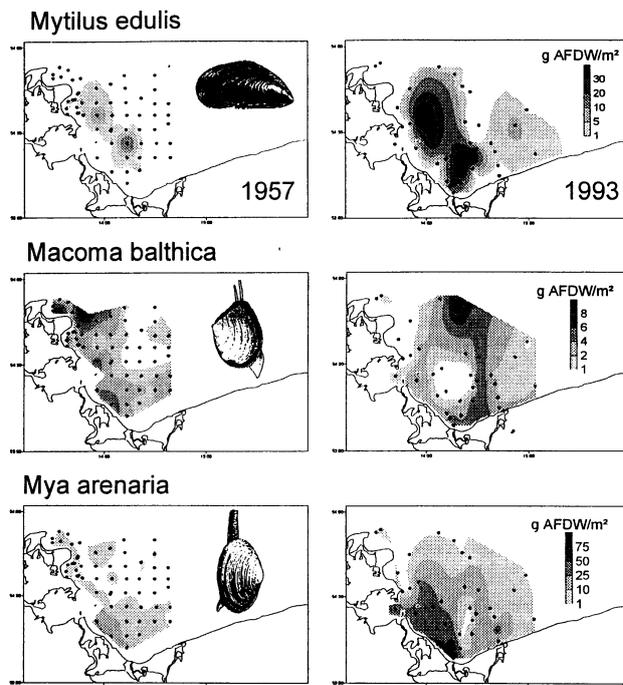


Abb. 38: Veränderung der Biomassen dominanter Muschelarten (AFDW m⁻²) in der Pommerschen Bucht zwischen 1957 (Löwe 1963) und 1993 (Projekt TRUMP: Bodungen et al. 1995, Pollehne 2000).

Diese Zunahme von Biomasse in den Randmeeren ist ein weltweites Phänomen und trotz der damit verbundenen höheren Respirationsraten nicht allzu problematisch, solange das Sediment im Überschuss mit Sauerstoff versorgt wird. Das ist noch in vielen Küstenmeeren der Fall, wobei es in vielen allerdings im Sommer mit der Entwicklung einer thermischen Schichtung auch schon Sauerstoffmangel im Bodenwasser (z. B. Adria) geben kann. Der Übergangsbereich der westlichen Ostsee ist durch das Auftreten von salzreichem Einstromwasser in die Tiefe und salzarmen Ausstromwasser an der Oberfläche ein fast permanent geschichtetes Meeresgebiet. Es hat durch die bisherige Eutrophierungsgeschichte mit dem damit zusammenhängenden Anwachsen organischer Belastung und benthischer Biomasse hohen Sauerstoffbedarf in der Bodenwasserschicht entwickelt, der auch jetzt schon oft nicht mehr gedeckt werden kann. Die Zeitspanne, in der genügend Sauerstoff zur Verfügung steht, wird immer kürzer, weil er durch die größere Gesamtbiomasse schneller als vorher aufgebraucht wird. Das Phänomen tritt damit häufiger auf. Die Intervalle der Wiederbelüftung und damit der Regeneration von Makrozoobenthos-Populationen sind kürzer. Die Sukzession bleibt im ersten sogenannten Opportunistenstadium stehen.

Ist der Sauerstoff einmal verbraucht, wird die organische Substanz weiter über sulfatreduzierende Bakterien abgebaut, die als ein Endprodukt ihrer metabolischen Aktivität den für höhere Organismen hochgiftigen Schwefelwasserstoff abscheiden. Die benthische Faunengemeinschaft wird durch dieses Gas abgetötet und erhöht den weiteren bakteriellen Abbau durch die eigene große Biomasse, wobei

entsprechend weitere Mengen an freiem Sulfid entstehen. Wird dieser sulfidreiche Bodenkörper durch moderate Strömung weitertransportiert, die nicht für intensive vertikale Vermischung sorgt, kommt es zu einem eskalierenden Domino-Effekt. Dieser kann schnell große Teile des Meeresgebietes ergreifen und dann die gesamte höhere Fauna, zu der auch Fischbestände gehören, in Gefahr bringen (Schema **Abb. 39**).

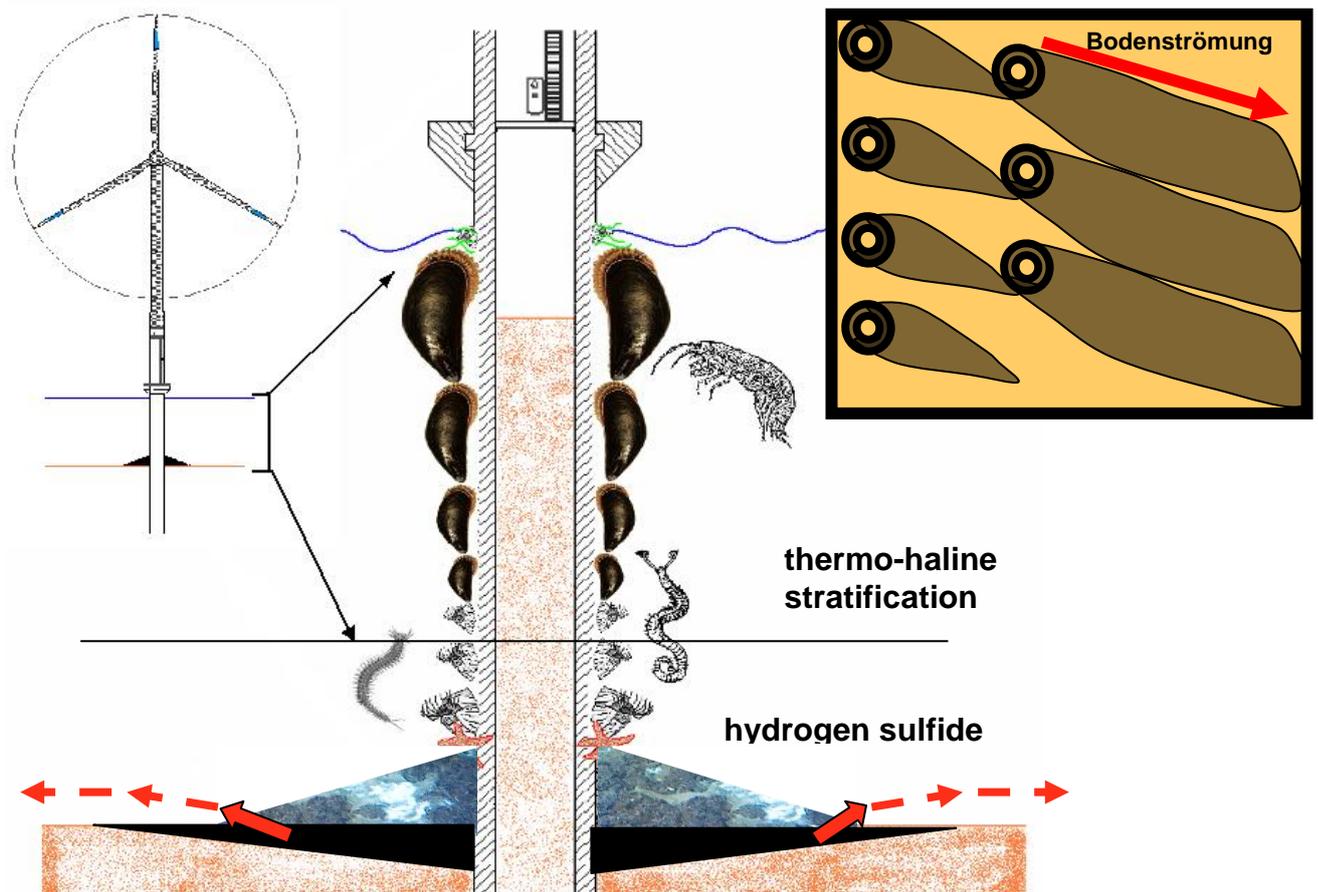


Abb. 39: Gründung einer WEA als potentieller Nukleus für die Entstehung von großflächigen Bodenanoxien: Die Biomasse ist an der Wasseroberfläche am größten. Hauptbesiedler sind die Miesmuschel (*Mytilus edulis*) und Seepocken (*Balanus* spp.). Nach dem Abfall der Biomasse wird die Fauna durch das emittierten und von der Bodenströmung transportierte H₂S vergiftet und bildet mit ihrer großen Biomasse wiederum ein vermehrtes Potential für neue Bildung von H₂S: Dominoeffekt !

Im Jahr 1994 wurde in der westlichen Pommernbucht beobachtet, dass aus einer kleinen Depression heraus, in der Tiefenwasser anoxisch wurde, in kurzer Zeit die gesamte Bucht sulfidisch wurde und einen großen Teil der Makrofauna verloren ging (Powilleit & Kube 1999). Grund für dieses Ereignis waren damals allerdings nicht erhöhte Biomasseeinträge über Gründungsstrukturen - wie in Abb. 39 dargestellt - sondern ein natürlicher Prozess mit der längeren Stagnation des salzreichen Bodenkörpers in einem kleinen Areal. Da beide Randbedingungen jedoch in die gleiche Richtung wirken, stellt das im Jahr 2004 beobachtete Ereignis auch ein

geeignetes Modell für Folgen dar, die aus erhöhten Biomasseeinträgen über Fundamente von Offshore-Windenergieanlagen resultieren können.

In einem solchen Schichtungsszenario zusätzlich Biomasse einzutragen, ist also nicht unkritisch. Die Effekte der abgefallenen Muschelbestände schon an unserem Modellpile, der nur 3 m hoch war und 2 m Durchmesser hatte waren schon in dem gut durchströmten Versuchsgebiet auf der Darßer Schwelle nicht zu übersehen (**Abb. 40**).



Abb. 40: Anoxische Bodenbereiche am Fuß des Stahlzylinders nach 2 Jahren Exposition

Die Wirkung eines gesamten Windparks auf den Sauerstoffhaushalt des Tiefenwassers in einer weniger gut belüfteten Randlage könnte damit ähnlich ausfallen. Ein weiterer verstärkender Faktor für den Eintrag von Biomasse durch die Piles in der Ostsee ist biologisch begründet. Im produktiven oberflächennahen Bereich der Konstruktionen können auf Grund der niedrigen Salzgehalte, viele natürliche Feinde (Seesterne, Dorsch) der Miesmuschel als dominierendem Bewuchs nicht mehr vorkommen. Das Wachstum ist damit, wie durch die Bewuchsplattenexperimente gezeigt werden konnte, biologisch nicht kontrolliert und damit, anders als in der Nordsee und im Basisbereich der Ostseeanlagen, extrem hoch. Damit ist natürlich auch der durch das eutrophierungsbedingte Nahrungsangebot erhöhte Export von Biomasse nicht mehr biologisch begrenzt und damit in der Lage, die bodennahe Sauerstoffzehrung zu beschleunigen. Durch die filtrierenden Organismen wird Biomasse aus einem großen Umfeld konzentriert und

punktuell in das Bodenwasser transportiert. Einen groben Überblick über potentiell gefährdete Areale und damit Regionen, die einer besonderen Prüfung bei der Planung von WEA-Feldern bedürfen, gibt **Abb. 41**. Hier sind bei einer Modellsimulation von Einstromereignissen und darauf folgenden Perioden Gebiete zu erkennen, in denen sich die Bodenwassersalzgehalte und damit die Bodenwasserschichtung über längere Perioden hält. Diese Skizzen ersetzen allerdings in keinem Fall die genaue Prüfung durch Messung oder Modellierung der vertikalen Schichtungsbedingungen an den Planungsstellen. Sie sollen nur die räumlichen Dimensionen eventuell gefährdeter Gebiete verdeutlichen.

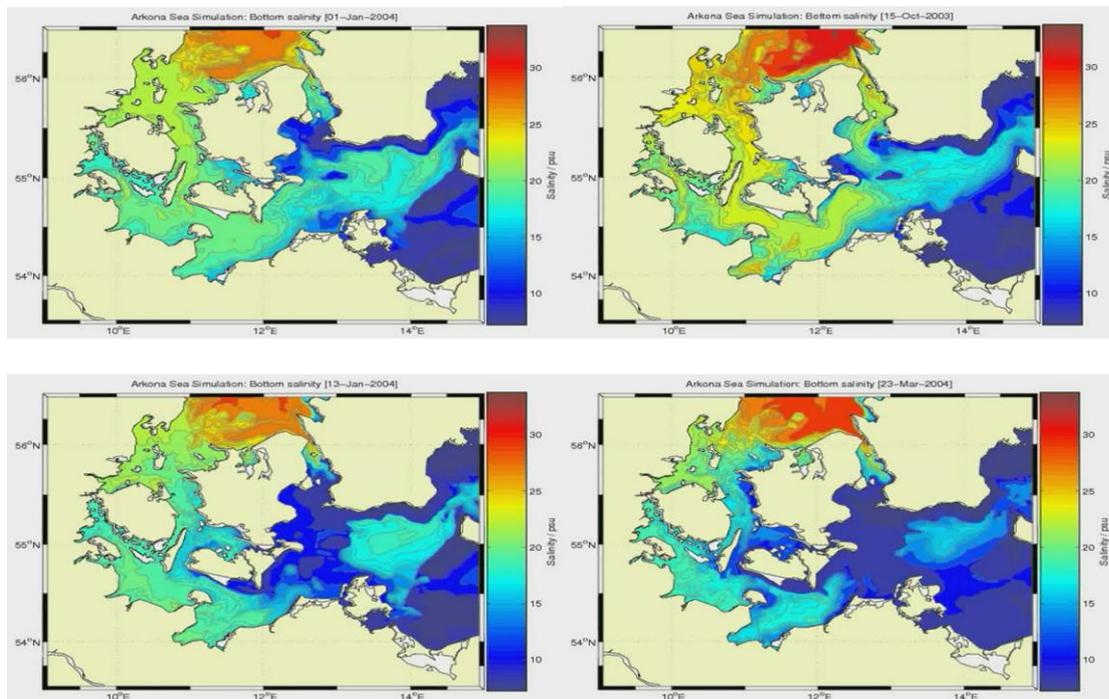


Abb. 41: Modellsimulationen des Bodenwasser-Salzgehaltes aus dem vom BMU (Fkz: 0329957) geförderten Projekt QuantAS-OFF (H. Rennau, unpubl.). Die oberen Szenen zeigen starke Einströme und entsprechend hohe Bodensalzgehalte, die aber bei Verringerung der Einstromlagen (in den unteren Szenen) nicht überall durch vertikale Vermischung reduziert werden. In diesen, hier in hellblau/grün gefärbten Arealen in den Übergangsbereichen der westlichen Ostsee können sich potentiell länger anhaltende vertikale Schichtungen entwickeln, die eine Grundlage für Sauerstoffdefizite am Meeresboden sind. Bei Planungen in diesen Arealen sollte der zeitliche Aspekt der Bodenwasserstabilität besonders kritisch betrachtet werden. Nicht berücksichtigt sind in dieser Modellstudie der Süßwassereinstrom durch die Oder und die Schichtung in der Pommernbucht, die in gleicher Richtung wirksam werden können.

Es ist daher in jedem Fall schon bei der Planung von Offshore-WEA zu empfehlen, die möglicherweise herabfallende Biomasse zu berechnen und mit dem potentiell zur Verfügung stehenden Angebot an Sauerstoff im Bodenwasser und dem physikalischen Umfeld zu vergleichen oder die Betreiber generell zu präventiven Maßnahmen zu verpflichten. Den Bewuchs durch Antifowlingbeschichtung zu verhindern, verbieten die hohen Emissionen von hochgiftigen Schadstoffen aus

diesen Beschichtungen. Ein wesentlich nachhaltigeres Konzept ist es, den Aufwuchs der oberen 10 bis 15 m regelmäßig abzuernten und die Anlagen technisch entsprechend auszulegen. Eine solche Maßnahme verhindert zum Einen die beschriebenen Sauerstoffprobleme im Bodenwasser und wirkt zum Anderen dem Grundproblem der Küsteneutrophierung grundsätzlich entgegen. Unter der kostenfreien Mithilfe filtrierender Organismen werden dem Oberflächenwasser eutrophierende Substanzen entzogen und einer anthropogenen Nutzung an Land (als eiweißreiches Tierfutter oder zur Nutzung als Energieträger) zugeführt. Falls einfache technische Konzepte (Bewuchstextilien oder -Netze) entwickelt werden können, die unter den auf See herrschenden Bedingungen zu handhaben sind, sind die Kosten solcher Maßnahmen eventuell mit Gewinnen zu verrechnen und in jedem Fall geringer, als der volkswirtschaftliche Schaden für Fischerei und vor allem Tourismus im Küstenraum.

In der nachfolgenden Auflistung sollen die Hauptzielfragen (siehe Punkt III) übersichtlich beantwortet werden.

→Wie verändert sich die benthische Biodiversität durch Einbringung von künstlichen Hartsubstraten (Fundamente)?

-Veränderung einer Weichbodengemeinschaft zu Gunsten der Hartbodenfauna mit entsprechenden Effekten in einem ansonsten an Hartsubstraten armen Ökosystem

→Wie groß ist die Produktion (bzw. Biomasse) dieser Hartsubstrat-Lebensgemeinschaften?

-bis zu über 1000fach erhöhte Biomasse und Produktion gegenüber den natürlich vorkommenden Sandböden

→Gibt es regionale Unterschiede entlang des Salzgehaltsgradienten?

-je nach geografischer Lage entlang des Salzgehaltsgradienten und Wassertiefe kann sich sowohl die Sukzession als auch der Biomassezuwachs erheblich unterscheiden

→Sind vertikale Zonierungen am Pile erkennbar?

-deutliche Vertikalzonierung, höchste Biomassen in den oberen Wasserschichten

→ Welche Hauptfaktoren beeinflussen Artenzusammensetzung und Produktion?

-Salzgehalt und Strömung (und auch saisonale Veränderungen davon) sind maßgebliche Faktoren. Sowohl die Strömungsrichtung als auch die Stärke der Strömung haben außerdem Einfluss auf die Sedimente und die Lebewesen am Fundamentfuß.

→ Welche biologischen Effekte sind im Nahbereich der Fundamente erkennbar?

-Abfall von Biomasse bewirkt Sauerstoffzehrung im Nahbereich der Fundamente
 -Strömungen und Biomasseeintrag verändern Sedimentqualität (Schill, Organik, Korngröße etc.)

→ Sind nachhaltige Effekte auch im großräumigen Areal denkbar?

-je nach Größe, Typ und Dichte der Windkraftanlagen

Beispiel: 100 Windenergieanlagen (10 x 10 mit Abstand von 1000 m, Windfeld = 100 km²) mit Monopile (6 m Durchmesser) in einer Wassertiefe von 20 m bedeuten bis zu 1000 t zusätzliche Biomasse pro Jahr auf ca. 100 km², das ist ein Drittel mehr als die Biomasse der Weichbodengesellschaft

→ Lassen sich aus dieser Prozessstudie generelle Hinweise für die Eignung von Seegebieten für Offshore-WEA in der westlichen Ostsee ableiten

- der Abfall von Biomasse kann in Seegebieten, die über lange Zeiträume eine stabile Schichtung aufweisen, potentiell Sauerstoffprobleme im Bodenwasser auslösen. Sollte eine regelmäßige Entfernung des Aufwuchses im Oberflächenbereich der Fundamente nicht möglich sein, dann sollte bei der Planung von Eignungsgebieten die vorherrschende physikalische Struktur des Wasserkörpers Berücksichtigung finden.

Diese Berechnungen sind natürlich mit nicht belegbaren Fehlern versehen, da sie aus einzelnen, nicht wiederholbaren Experimenten stammen. Es ist nicht völlig klar, wieviel Biomasse an einem realen WEA-Fundament entsteht, ob und wann sie abfällt, wie hoch der Export durch Faeces der Organismen ist und wie die umgebene Weichbodengesellschaft davon „profitiert“. Auch die Effekte zur Sauerstoffzehrung sind Annahmen, die auf Erfahrungen und Messungen beruhen aber dennoch einen

spekulativen Anteil enthalten. Es fehlen in erster Linie Messungen und Beobachtungen an einem „echten Pile“ in der Ostsee, da bisher keine Windkraftfundamente oder ähnliches gebaut wurden und im Rahmen dieses Projektes nur das Modell an der Darßer Schwelle zur Verfügung stand.

An dieser Stelle soll auch auf die Ergebnisse des BeoFINO 2-Teilprojektes in der Nordsee hingewiesen werden. Eine Synthese der Ergebnisse beider BeoFINO 2-Teilprojekte ist in Kapitel 5 des Schlussberichts des Alfred-Wegener-Instituts, FKZ 0329974A, enthalten (Bezugsquelle siehe Seite 2).

Ausblick: Die Errichtung von ausgedehnten WEA-Feldern im Übergangsbereich der westlichen Ostsee ist neben der positiven gesamtökologischen Wirkung mit gewissen Risiken versehen, die mit dem Eintrag aufwachsender Biomasse in das schlecht mit Sauerstoff versorgte, abgeschlossene Bodenwasser zusammenhängt. Es sollte bei der Planung die Eignung der Standorte in Bezug auf diese Problematik geprüft werden. Alternativ sind technische Optionen an den einzelnen Anlagen zu prüfen, welche die Entstehung des Problems verhindern.

1.5 Literatur

Hierin ist die gesamte benutzte und ausgewertete Literatur enthalten, die dem Bericht zugrunde liegt. Auch wenn bestimmte Literaturstellen nicht im Text zitiert wurden, sind sie dennoch Bestandteil der vorliegenden Studie.

Birklund, J & Petersen, A.H. (2004): Development of the fouling community on turbine foundations and scour protections in Nysted Offshore Wind Farm, 2003. Energi E2 A/S Report June 2004: 39 pp

Bodungen, B.v., Graeve, M., Kube, J., Lass, U., Meyer-Harms, B., Mumm, N., Nagel, K., Pollehne, F., Powilleit, M., Reckermann, M., Sattler, C., Siegel, H. und D. Wodarg (1995): Stoff-Flüsse am Grenzfluß - Transport- und Umsatz-Prozesse im Übergangsbereich Oderästuar und Pommerscher Bucht (TRUMP). Geowissenschaften 13: 479-485.

Cederwall, H. & Elmgren, R. 1980. Biomass increase of benthic macrofauna demonstrates eutrophication of the Baltic Sea. *Ophelia* 1: 287-304.

Cederwall, H., Diziulis, V., Laine, A., Osowiecki, A. & Zettler, M.L. 2002. Eutrophication and related fields: Baltic Proper: benthic conditions. In: Fourth periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea area 1994-1998. *Baltic Sea Environm. Proc.* 82B: 50-55

- Chojnacki, J.C. (2000): Experimental effects of artificial reefs in the southern Baltic (Pomeranian Bay). In: A.C. Jensen et al. (eds.): *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publ.: 307-317
- Gill, A.B. (2005): Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. *J. Appl. Ecol.* 42: 605-615
- Glockzin, M. & Zettler, M.L. (2008): Spatial macrozoobenthic distribution patterns in relation to major environmental factors - a case study from the Pomeranian Bay (southern Baltic Sea). *Journal of Sea Research* 59: 144-161
- Helcom (2002): Environment of the Baltic Sea area 1994-1998. *Baltic Sea Environment Proceedings No. 82A*, Helcom, Helsinki
- Hunter, J. R., P. D. Craig, Phillips, H.E. (1993): On the use of random walk models with spatially variable diffusivity. *Journal of Computational Physics* 106: 366-376
- Karlson, K., Rosenberg, R. & Bonsdorff, E. 2002. Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters – a review. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 40: 427-489
- Leewis, R. & Hallie, F. (2000): An artificial reef experiment off the Dutch coast. In: A.C. Jensen et al. (eds.): *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publ.: 307-317
- Leewis, R., Moorsel, G. van & Waardenburg, H. (2000): Shipwrecks on the Dutch continental shelf as artificial reefs. In: A.C. Jensen et al. (eds.): *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publ.: 307-317
- Leonard, S.B. & Pedersen, J. (2004): Hard bottom substrate monitoring Horns Rev Offshore Wind Farm. *Annual Status Report 2003*. Elsam Engineering: 62pp
- Löwe, F.-K. (1963): Quantitative Benthosuntersuchungen in der Arkonasee. *Mitt. Zool. Mus. Berlin* 39: 247-349.
- Okubo, A. (1971): Oceanic diffusion diagrams. *Deep-Sea Research* 18: 789-802
- Pollehne, F. (2000): Die Rolle der Küstengewässer - Drehscheibe des Stofftransportes zwischen Land und Meer. *Bodden* 10: 65-81
- Powilleit, M., Kube, J. (1999): Effects of severe oxygen depletion on macrobenthos in the Pomeranian Bay (southern Baltic Sea): a case study in a shallow, sublittoral habitat characterised by low species richness. *Journal of Sea Research* 42: 221-234
- Remane, A. (1955): Die Brackwasser-Submergenz und die Umkomposition der Coenosen in Belt- und Ostsee. *Kieler Meeresforsch.* 11: 59-73
- Rumohr, H., Bonsdorff, E., Pearson, T.H. (1996): Zoobenthic succession in Baltic sedimentary habitats. *Arch. Fish. Mar. Res.* 44: 179-214
- Stommel, H. (1949): Horizontal diffusion due to oceanic turbulence. *Journal of Marine Research* 8: 199-225
- Weigelt, M. & Rumohr, H. (1986): Effects of wide-range oxygen depletion on benthic fauna and demersal fish in Kiel Bay 1981-1983. *Meeresforschung* 31: 124-136
- Zettler, M.L., Schiedek, D., Glockzin, M. 2008: Chapter 17: Zoobenthos. In: Feistel, R., Nausch, G., Wasmund, N. (eds.) *State and Evolution of the Baltic Sea, 1952 – 2005. A Detailed 50-Year Survey of Meteorology and Climate, Physics, Chemistry, Biology, and Marine Environment*. John Wiley & Sons, Hoboken: 517-541
- Zettler, M.L., Schiedek, D. & Bobertz, B. (2007): Benthic biodiversity indices versus salinity gradient in the southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 55: 258-270
- Zettler, M.L. & Gosselck, F. (2006): Benthic assessment of marine areas of particular ecological importance within the German Baltic Sea EEZ. In: *Progress in Marine Conservation in Europe – NATURA 2000 sites in German offshore waters*. H. von Nordheim, D. Boedeker, J.C. Krause (eds.), Springer-Verlag, Berlin: 141-156
- Zettler, M.L. & Pollehne, F. (2006): Ökologische Begleitforschung zur Windenergienutzung im Offshore-Bereich. *Ostseesplitter* 2006: 4p

Zettler, M.L. & Pollehne, F. (2006): The impact of wind engine constructions on benthic growth patterns in the western Baltic. In: Offshore Wind Energy. Research on Environmental Impacts. J. Köller, J. Köppel, W. Peters (eds.): Springer, Berlin: 201-222

V Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse

Die Ergebnisse der Untersuchung sind neu und sollten bei der Planung von Offshore-WEA im deutschen Sektor der Ostsee Berücksichtigung finden.

VI Wissenschaftliche Fortschritte

Die Besiedlungsdynamik von Hartböden im Übergangsbereich der westlichen Ostsee konnte grundlegend durch diese Studie qualitativ und quantitativ beschrieben werden.

VII Veröffentlichung der Ergebnisse aus den BEOFINO-Projekten:

ZETTLER, M.L., POLLEHNE, F. 2006: Ökologische Begleitforschung zur Windenergienutzung im Offshore-Bereich. Ostseesplitter 2006: 4p

ZETTLER, M.L., POLLEHNE, F. 2006: The impact of wind engine constructions on benthic growth patterns in the western Baltic. In: Offshore Wind Energy. Research on Environmental Impacts. J. Köller, J. Köppel, W. Peters (eds.): Springer, Berlin: 201-222

i Anhänge

a. Artenliste

Makrozoenthos-Arten, die während der vorliegenden Studie zwischen August 2003 und September 2007 im Bereich des Stahlrohrzylinders an der Darßer Schwelle (Ostsee) im Rahmen von BEOFINO nachgewiesen wurden. Rote Liste (nach Gosselck et al. 1996): (1) Von Aussterben bedroht, (2) Stark gefährdet, (3) Gefährdet, (P) potenziell gefährdet

Weichboden Auwuchs Rote Liste

Annelida			
Oligochaeta			
Tubificidae indet.		X	
<i>Heterochaetus costatus</i> (Claparede, 1863)	X	X	
<i>Tubificoides benedeni</i> (Udekem, 1855)	X	X	
Polychaeta			
Capitellida			
Capitellidae			
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius, 1780)	X		
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparede, 1864)	X		
Arenicolidae			
<i>Arenicola marina</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	
Orbiniida			
Orbiniidae			
<i>Scoloplos armiger</i> (O.F. Müller, 1776)	X	X	
Paraonidae			
<i>Aricidea suecica</i> Eliason, 1920	X	X	
Nephtyidae			
<i>Nephtys caeca</i> (Fabricius, 1780)	X		
<i>Nephtys ciliata</i> (Müller, 1776)	X		
<i>Nephtys hombergii</i> Savigny, 1818	X	X	
Nereididae			
<i>Hediste diversicolor</i> (O.F. Müller, 1776)	X	X	
<i>Neanthes succinea</i> (Frey & Leuckart, 1847)	X	X	
<i>Nereis pelagica</i> Linnaeus, 1758		X	
<i>Platynereis dumerilii</i> (Aud. & Mil. Edw., 1833)		X	
Phyllodoceidae			
<i>Eteone longa</i> (Fabricius, 1780)	X	X	
<i>Eulalia bilineata</i> (Johnston, 1839)		X	P
<i>Eumida sanguinea</i> (Oersted, 1843)		X	P
<i>Phyllodoce maculata</i> (Linnaeus, 1767)		X	P
<i>Phyllodoce mucosa</i> (Oersted, 1843)	X	X	
Syllidae			
<i>Streptosyllis websteri</i> Southern, 1914	X		
Hesionidae			
<i>Nereimyra punctata</i> (O.F. Müller, 1788)		X	3
Pholoidae			
<i>Pholoe assimilis</i> Oersted, 1845	X	X	
<i>Pholoe baltica</i> Oersted, 1843	X	X	
Polynoidae			
<i>Bylgides sarsi</i> (Kinberg in Malmgren, 1865)	X	X	

<i>Harmothoe imbricata</i> (Linnaeus, 1767)	X	X	
<i>Harmothoe impar</i> (Johnston, 1839)	X	X	3
<i>Lepidonotus squamatus</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	
Spionida			
Spionidae			
<i>Dipolydora quadrilobata</i> (Jacobi, 1883)	X		
<i>Marenzelleria viridis</i> (Verrill, 1873)	X		
<i>Polydora ciliata</i> (Johnston, 1838)	X	X	
<i>Polydora cornuta</i> Bosc, 1802		X	
<i>Pygospio elegans</i> Claparede, 1863	X	X	
Flabelligerida			
Flabelligeridae			
<i>Pherusa plumosa</i> (Müller, 1776)	X		
Terebellida			
Ampharetidae			
<i>Ampharete baltica</i>	X		
Pectinariidae			
<i>Lagis koreni</i> Malmgren, 1865	X		3
Sabellidae			
<i>Fabriciola baltica</i> Friedrich, 1939	X		
Terebellidae			
<i>Neoamphitrite figulus</i> (Dalyell, 1853)		X	
Arthropoda			
Crustacea			
Cirripedia			
Balanidae			
<i>Balanus crenatus</i> Bruguiere, 1789	X	X	
<i>Balanus improvisus</i> Darwin, 1854	X	X	
Malacostraca			
Amphipoda			
Gammaridea			
Ampithoidae			
<i>Ampithoe rubricata</i> (Montagu, 1808)		X	
Aoridae			
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i> da Costa, 1853		X	
Calliopidae			
<i>Calliopius laeviusculus</i> (Kroyer, 1838)		X	
Corophiidae			
<i>Corophium crassicorne</i> Bruzelius, 1859	X		
<i>Corophium insidiosum</i> Crawford, 1937		X	
Gammarellidae			
<i>Gammarellus homari</i> (Fabricius, 1779)		X	
Gammaridae			
<i>Gammarus oceanicus</i> Segerstrale, 1947	X	X	
<i>Gammarus salinus</i> Spooner, 1947	X	X	
<i>Gammarus zaddachi</i> Sexton, 1912	X	X	
Melitidae			
<i>Melita palmata</i> (Montagu, 1804)		X	
Pontoporeiidae			
<i>Pontoporeia femorata</i> Kroyer, 1842		X	
Stenothoidae			
<i>Metopa pusilla</i> Sars, 1892		X	

Hyperiidea			
Hyperiidae			
<i>Hyperia galba</i> (Montagu, 1815)		X	
Cumacea			
Diastylidae			
<i>Diastylis rathkei</i> (Krøyer, 1841)	X	X	
Decapoda			
Alpheidae			
<i>Athanas nitescens</i> (Leach, 1814)		X	
Crangonidae			
<i>Crangon crangon</i> (Linnaeus, 1758)		X	
Panopeidae			
<i>Rhithropanopeus harrisi</i> (Gould, 1841)		X	
Portunidae			
<i>Carcinus maenas</i> (Linnaeus, 1758)		X	
Isopoda			
Anthuroidea			
Anthuridae			
<i>Cyathura carinata</i> (Krøyer, 1847)	X		
Valvifera			
Chaetiliidae			
<i>Saduria entomon</i> (Linnaeus, 1758)	X		
Janiridae			
<i>Jaera albifrons</i> Leach, 1814	X		
Idoteidae			X
<i>Idotea balthica</i> (Pallas, 1772)	X	X	
<i>Idotea chelipes</i> (Pallas, 1766)		X	
Mysidacea			
Mysidae			
<i>Neomysis integer</i> (Leach, 1814)		X	
Insecta			
Chironomidae indet.		X	
Arachnida			
Halacardidae indet.	X	X	
Pycnogonida			
Pantopoda			
Callipallenidae			
<i>Callipallene brevirostris</i> (Johnston, 1837)		X	
Nymphonidae			
<i>Nymphon brevirostre</i> Hodge, 1863		X	
Cnidaria			
Hydrozoa			
Hydroida			
Athecata			
Clavidae			
<i>Clava multicornis</i> (Forskal, 1775)	X	X	P
Corynidae			
<i>Coryne tubulosa</i> (M. Sars, 1835)	X	X	P
Pandeidae			
<i>Halitholus yoldia-arcticae</i> (Birula, 1897)	X	X	2

Thecata			
Campanulariidae			
<i>Hartlaubella gelatinosa</i> (Pallas, 1766)	X	X	
Campanulinidae			
<i>Lafoenia tenuis</i> Sars, 1874	X	X	
<i>Opercularella lacerata</i> (Johnston, 1847)	X	X	
Sertularidae			
<i>Dynamena pumila</i> (Linnaeus, 1758)		X	
Echinodermata			
Asteroidea			
Forcipulatida			
Asteriidae			
<i>Asterias rubens</i> Linnaeus, 1758	X	X	
Mollusca			
Bivalvia			
Heterodonta			
Myoida			
Myidae			
<i>Mya arenaria</i> Linnaeus, 1758	X		
Veneroida			
Arctiidae			
<i>Arctica islandica</i> (Linnaeus, 1767)	X		3
Cardiidae			
<i>Cerastoderma glaucum</i> (Poiret, 1789)	X		3
<i>Parvicardium ovale</i> (Sowerby G.B. II, 1840)	X		3
Hiatellidae			
<i>Hiatella arctica</i> (Linnaeus, 1767)		X	
Montacutidae			
<i>Mysella bidentata</i> (Montagu, 1803)	X		3
Tellinidae			
<i>Macoma balthica</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	
Thyasiridae			
Pteriomorphia			
Mytiloida			
Mytilidae			
<i>Musculus discors</i> (Linnaeus, 1758)		X	3
<i>Mytilus edulis</i> Linnaeus, 1758	X	X	
Gastropoda			
Heterobranchia			
Heterostropha			
Pyramidellidae			
<i>Odostomia rissoides</i> Hanley, 1844	X	X	P
Opisthobranchia			
Onchidoridae			
<i>Acanthodoris pilosa</i> (Abildg. in Müller, 1789)	X		
Facelinidae			
<i>Facelina bostoniensis</i> (Couthouy, 1838)	X		
Retusidae			
<i>Retusa obtusa</i> (Montagu, 1803)		X	
<i>Retusa truncatula</i> (Bruguère, 1792)		X	

Stiligeridae			
<i>Stiliger vesiculosus</i> (Deshayes, 1864)		X	
Prosobranchia			
Mesogastropoda			
Hydrobiidae			
<i>Hydrobia ulvae</i> (Pennant, 1777)	X	X	
Ascidiacea			
Pleurogona			
Stolidobranchia			
Styelidae			
<i>Dendrodoa grossularia</i> (van Beneden, 1846)	X	X	3
Nemertini indet.	X	X	
<i>Cyophthalma obscura</i> (Schultze, 1851)		X	
<i>Lineus ruber</i> (Müller, 1774)	X	X	
Platyhelminthes			
Turbellaria indet.	X	X	
Priapulida			
Priapulidae			
<i>Halicyptus spinulosus</i> von Siebold, 1849	X		
Tentaculata			
Bryozoa			
Gymnolaemata			
Cheilostomata			
Calloporidae			
<i>Callopora lineata</i> (Linnaeus, 1767)	X	X	
Electridae			
<i>Electra crustulenta</i> (Pallas, 1766)	X	X	
<i>Electra pilosa</i> (Linnaeus, 1767)	X	X	
Eucrateidae			
<i>Eucratea loricata</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	
Ctenostomata			
Alcyonidiidae			
<i>Alcyonidium polyoum</i> Hassal, 1841	X	X	
Triticellidae			
<i>Farrella repens</i> (Farre, 1837)	X	X	