



Endbericht

März 2013

Benthosökologische Auswirkungen  
von Offshore-Windenergieparks  
in der Nordsee

**BeoFINO II**

Prozesse im Nahbereich der Piles

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

Gefördert durch:

Autoren:

Dr. Alexander Schröder\*

Dr. Lars Gutow\*

Dr. Tanja J. Joschko\*

Roland Krone\*

Manuela Gusky\*

Markus Paster#

Dr. Michael Potthoff\*



Bundesministerium  
für Umwelt, Naturschutz  
und Reaktorsicherheit

aufgrund eines Beschlusses  
des Deutschen Bundestages

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

#Universität Duisburg-Essen Abteilung angewandte Hydrobiologie/Zoologie Universitätsstr. 5, 45141 Essen

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

Zettler, M.L. und Pollehne, F.

Leibnitz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde

Seestraße 15

18119 Rostock

# Inhalt

I Einleitung .....	1
II Projektbeschreibung .....	2
III Ziele des Vorhabens .....	2
IV Projektstruktur und beteiligte Institute .....	3
1 Prozesse im Nahbereich der Piles Nordsee (AWI) .....	4
1.1 Aufgabenstellung .....	4
1.2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde .....	4
1.3 Zusammenarbeit mit anderen Stellen .....	5
1.4 Planung und Ablauf des Vorhabens .....	5
1.4.1 Untersuchungsgebiet .....	6
1.4.2 Hydrographische Parameter .....	7
1.4.3 Sedimentologie .....	8
1.4.4 Infauna: Makrozoobenthos .....	9
1.4.5 Epifauna: Hartsubstrat .....	11
1.4.6 Modellierung des Partikel- und Biomasseexports .....	15
1.4.7 Meroplankton .....	28
1.4.8 Hydroakustische Erfassung pelagischer Fischfauna .....	29
1.4.9 Elektrochemische Akkretionstechnologie (EAT) .....	36
2 Ergebnisse .....	48
2.1 Abiotische Parameter .....	48
2.1.1 Hydrographie .....	48
2.1.2 Sedimentologie .....	53
2.2 Meroplankton-Vorkommen bei Helgoland .....	55
2.3 Auswirkungen auf die Infaunagemeinschaft .....	61
2.3.1 Gemeinschaftszusammensetzung .....	61
2.3.2 Abundanz und Biomasse .....	64
2.3.3 Artenanzahl, Diversität und Äquität .....	67
2.3.4 Artenzusammensetzung .....	68
2.3.5 Trends einzelner Arten .....	69
2.3.6 Faunistischer Gradient in Abhängigkeit vom Abstand zur Plattform .....	74
2.4 Besiedlung des künstlichen Hartsubstrats .....	80
2.4.1 Analyse der Epifaunagemeinschaft anhand digitaler Unterwasserfotografie .....	80
2.4.2 Analyse der Epifaunagemeinschaft anhand von Kratzproben .....	85
2.4.3 Beschreibung artspezifischer Populationsdynamiken .....	91
2.5 Zeitliche und räumliche Dynamik pelagischer Fische im Umfeld von FINO 1 .....	105
2.5.1 Zeitliche Entwicklung der Abundanzen .....	105
2.5.2 Räumliche Verteilung der Abundanzen .....	105
2.5.3 Einfluss der Tageszeit auf die räumliche Dynamik pelagischer Fische .....	108
2.5.4 Räumliche Dynamik pelagischer Fische bis in 1000 m Entfernung von FINO 1 .....	110
2.6 Modellierung des Partikel- und Biomasseexports .....	111
2.6.1 Räumliche Verteilung von Standardpartikeln nach Freisetzung an FINO 1 .....	111
2.6.2 Sedimentation von Biomasse von FINO 1 .....	114
2.7 EAT-Produktion .....	118
2.7.1 Qualitative Analyse der EAT-Substrate .....	118
2.7.2 Quantitative Analyse der EAT-Substrate .....	118
2.7.3 EAT Besiedlungsversuche .....	121

<b>3</b>	<b>Diskussion</b> .....	<b>124</b>
3.1	Besiedlung des künstlichen Hartsubstrats .....	124
3.1.1	Tiefenzonierung der Epifaunagemeinschaft .....	124
3.1.2	Langfristige zeitliche Entwicklung der Epifaunagemeinschaft .....	125
3.1.3	Saisonale Entwicklung der Epifaunagemeinschaft .....	128
3.1.4	Vergleich mit natürlichen Hartsubstraten .....	129
3.1.5	Besiedelung unterschiedlicher Substrate .....	130
3.1.6	Vergleich mit anderen künstlichen Hartsubstraten .....	130
3.1.7	Ökologische Beurteilung der Epifauna auf dem künstlichen Hartsubstrat von FINO 1 .....	131
3.2	Veränderungen der Bodenfauna im Umfeld der Plattform .....	133
3.2.1	Veränderungen im Nahbereich .....	133
3.2.2	Räumliche Ausdehnung von Veränderungen der Bodenfauna .....	135
3.3	Ansammlung von Fischen .....	137
3.3.1	Zeitliche und räumliche Dynamik pelagischer Fische im Umfeld von FINO 1 .....	137
3.3.2	Einfluss der Tageszeit auf die räumliche Dynamik pelagischer Fische im Umfeld von FINO 1 .....	138
3.3.3	Eignung akustischer Methoden zur Erfassung pelagischer Fische an künstlichen Unterwasserstrukturen .....	139
3.4	Biomasseexport und kumulative Wirkungen .....	141
3.5	EAT-Produktion .....	145
<b>4</b>	<b>Synthese</b> .....	<b>147</b>
<b>5</b>	<b>Synthese Prozesse im Nahbereich der Piles von Nord- und Ostsee</b> .....	<b>149</b>
5.1	Struktureller Vergleich epibenthischer Gemeinschaften in Nord- und Ostsee .....	149
5.1.1	Artenspektrum .....	150
5.1.2	Biomasse und Abundanz .....	152
5.1.3	Tiefenabhängiger Vergleich von Biomassen .....	153
5.1.4	Vergleich spezifischer Parameter von <i>Mytilus edulis</i> .....	154
5.2	Struktureller Vergleich von Weichboden-Gemeinschaften in Nord- und Ostsee .....	155
5.2.1	Abundanz und Biomasse .....	156
5.3	Schlussfolgerung .....	159
<b>6</b>	<b>Danksagung</b> .....	<b>161</b>
<b>7</b>	<b>Literatur</b> .....	<b>162</b>
<b>V</b>	<b>Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse</b> .....	<b>171</b>
<b>VI</b>	<b>Wissenschaftliche Fortschritte</b> .....	<b>171</b>
<b>VI</b>	<b>Veröffentlichung der Ergebnisse</b> .....	<b>172</b>
<b>Anhang</b>	.....	<b>A.1</b>

## I Einleitung

Die Nutzung von Windenergie auf See durch Offshore-Windparks ist ein integraler Bestandteil der nationalen Energiepolitik der Bundesrepublik Deutschland. Angesichts begrenzter Flächen an Land und der hohen Rentabilität durch konstantere und stärkere Winde auf See werden in der Offshore-Windenergie große Entwicklungsmöglichkeiten zur Nutzung regenerativer Energiequellen gesehen. Aus Klimaschutzgründen und zum Aufbau einer nachhaltigen Energieversorgung hat sich die Bundesregierung zum Ziel gesetzt, den Anteil der erneuerbaren Energien an der Stromversorgung auf 12,5 % bis 2010 bzw. auf 20 % bis 2020 zu erhöhen. Zur Erreichung dieses Ziels ist die Nutzung von Windenergie im Offshore-Bereich von zentraler Bedeutung.

In der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee sind zahlreiche größere Offshore-Windparks in Planung, seit Strom aus Offshore-Windkraft vom Gesetzgeber gemäß dem Erneuerbare-Energien-Gesetz gefördert wird. Für die Genehmigung von Windenergieanlagen (WEA) in der deutschen AWZ ist nach der Seeanlagenverordnung das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) zuständig. Derzeit (November 2008) liegen dem BSH für die Nordsee hierzu 68 Anträge vor, von denen 18 mit insgesamt 1257 Einzelanlagen bereits genehmigt sind. Die Errichtung der ersten Anlagen ist für 2009 vorgesehen. Die derzeit genehmigten Pilotphasen der einzelnen Parks umfassen bis zu 80 Anlagen, in den geplanten Ausbauphasen sind zum Teil mehrere hundert einzelne WEA geplant. Aufgrund der hohen Zahl an Anlagen, die für die Deutsche Bucht geplant ist, wurden Bedenken geäußert, die Errichtung von WEA könnte neben der Fischerei schnell zum größten menschlichen Eingriff in Nord- und Ostsee werden (Merck & von Nordheim 2000). Da Untersuchungen zu den Auswirkungen von WEA unter Offshore-Bedingungen noch ausstehen, konnten diese Bedenken bisher nicht ausgeräumt werden.

Seit dem Beginn der Planungen von Offshore-WEA wird befürchtet, dass größere Anlagenfelder negative Auswirkungen auf die marine Umwelt haben können. Es werden direkte Auswirkungen durch Betriebsgeräusche und rotierende Teile, die vor allem Vögel, Fledermäuse, Fische und Meeressäuger betreffen, und Veränderungen des marinen Lebensraumes erwartet. Im Rahmen der Genehmigungsverfahren für Offshore-Windenergieparks in der AWZ muss daher geprüft werden, ob die beantragten Anlagen die Meeresumwelt gefährden. Der Rahmen der von den Genehmigungsbehörden geforderten Untersuchungen ist im Standarduntersuchungskonzept des BSH in seiner derzeit dritten Fassung (StUK3) festgehalten (BSH 2007). Verschiedene Fragestellungen zu geeigneten Erfassungsmethoden, zu den im Nahbereich der Unterwasserkonstruktion ablaufenden Prozesse etc. können bei den Begleituntersuchungen zum Bau und Betrieb der geplanten Windenergieanlagen bislang jedoch nicht oder nur eingeschränkt beantwortet werden, da (1) das StUK3 keine Beprobung der benthischen Gemeinschaften in der unmittelbaren Umgebung der Gründungsstrukturen vorsieht und (2) die Offshore-WEA nicht die Infrastruktur aufweisen, die eine Durchführung dieser Untersuchungen im Nahbereich zulässt.

Daher werden seit 2003 auf der FINO 1-Forschungsplattform in der Deutschen Bucht Felduntersuchungen und -experimente durchgeführt, die spezielle Fragestellungen zu möglichen Auswirkungen von Offshore-Windenergieparks auf die Bodenfauna vor Ort klären sollen, die nicht im Rahmen von ökologischen Begleituntersuchungen beantwortet werden können. Im Rahmen des Projekts BeoFINO (Fkz: 0327526) wurde die Besiedlung der Unterwasserstruktur der Plattform sowie die Veränderungen der Bodenfauna während der ersten 1,5 Jahre nach der Errichtung der Plattform untersucht. Auf dem künstlichen Hartsubstrat siedelte sich bald eine hoch dynamische Epifauna an, die zwar eine geringe Artenvielfalt aber eine hohe Biomasse erreichte. Veränderungen der Sedimenteigenschaften im Nahbereich der Unterwasserstrukturen und eine Umstrukturierung

der Weichbodengemeinschaft konnten dokumentiert werden. Dabei wurde aber noch kein langfristig stabiler Zustand erreicht und die Ausdehnung des Einflussbereichs konnte nicht abgeschätzt werden. Die weitere Entwicklung der Aufwuchsauna und eine Abschätzung der daraus resultierenden Auswirkungen auf die Bodenfauna sowie die räumliche Ausdehnung dieser Effekte bilden daher den Fokus des BeoFINO II-Projektes für die Nordsee.

## II Projektbeschreibung

In enger Kooperation mit dem technischen Betreiber (Germanischer Lloyd) wurden in der Nordsee auf der Forschungsplattform FINO 1 und in deren Umgebung Felduntersuchungen durchgeführt, die spezielle Fragestellungen zu möglichen Auswirkungen von Offshore-Windenergieparks vor Ort klären sollten. Diese Felduntersuchungen wurden durch mathematische Modellierung ergänzt.

Den Schwerpunkt des Projekts stellen die Auswirkungen von Offshore-WEA auf die Lebensgemeinschaft am Meeresboden und in der Wassersäule dar. Hierbei wurden Prozesse im Nahbereich der Piles untersucht, die die Besiedlung der Unterwasserstruktur, den potentiellen Biomasseexport, die Veränderungen der umgebenden Bodenfauna und die Ansammlung von pelagischen Fischen um die Plattform umfassen. Zusätzlich wurde die Elektrochemische Akkretionstechnologie (EAT) erstmalig unter Nordseebedingungen getestet, um die Anwendbarkeit dieser Technik zur Erzeugung naturnaher Kalksubstrate in der Nordsee zu testen.

## III Ziele des Vorhabens

Ziel des Vorhabens war, mögliche Auswirkungen zukünftiger Offshore-WEA auf die marine Umwelt zu untersuchen, bevor die ersten Windparks gebaut werden. Basierend auf Felduntersuchungen an der FINO 1-Forschungsplattform sollten Abschätzungen zum Ausmaß und zur räumlichen Ausdehnung von mittel- bis langfristigen Veränderungen der Bodenlebensgemeinschaften und der pelagischen Fischfauna erstellt werden.

Dabei wurden folgende Aspekte berücksichtigt:

- Entwicklung der Aufwuchsauna der Unterwasserstruktur
- Ansammlung von pelagischen Fischen um die Plattform
- Export organischen Materials von der Plattform
- Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften des Meeresbodens

Ausgehend von den oben genannten Aspekten wurden folgende spezielle wissenschaftliche Ziele formuliert:

- Untersuchung der mittelfristigen Sukzession der Epifauna auf den Unterwasserstrukturen der Anlagen
- Untersuchung der intra- und interannuellen Veränderungen der Epifauna
- Untersuchung der Permanenz von Veränderungen der Sedimente im Nahbereich von Piles
- Untersuchung der saisonalen Dynamik und mittelfristigen Entwicklung von Veränderungen der Weichbodenfauna in der Umgebung der Anlagen
- Abschätzung der räumlichen Ausdehnung von Effekten auf die Bodenfauna
- Untersuchung der Ansammlung pelagischer Fische an der Plattform

- Versuche zur Eignung der Elektrochemischen Akkretionstechnologie (EAT) zur Schaffung naturnaher Substrate unter Nordseebedingungen

#### IV Projektstruktur und beteiligte Institute

Die Forschung wurde in fünf Arbeitspaketen (AP) gegliedert:

AP 1 - Entwicklung der Aufwuchsfaua

Die Sukzession und saisonale Dynamik der Aufwuchsfaua wurde mithilfe von UW-Fotos und quantitativen Kratzproben untersucht.

AP 2 - Veränderungen des Sediments und der Bodenfauna in der Umgebung der Plattform

Hierbei wurde sowohl die zeitliche Entwicklung der Bodenfauna als auch die räumliche Ausdehnung von Veränderungen anhand von Bodenproben von der Plattform und vom Schiff aus untersucht.

AP 3 - Abschätzung des Biomasse-Exports

Mithilfe einer mathematischen Modellierung wurde der Partikeltransport und der Biomasseexport von der Unterwasserstruktur von FINO 1 abgeschätzt und darauf aufbauend für einen Windpark extrapoliert. Grundlage für die Biomasse-Berechnungen bildeten die in AP 1 ermittelten Daten der Epifauna.

AP 4 - Hydroakustische Erfassung der pelagischen Fischfauna im Nahbereich von FINO 1

Mithilfe eines stationären und eines mobilen Horizontal-Echolots wurde die räumliche Verteilungen pelagischer Fische in der Umgebung der Forschungsplattform untersucht.

AP 5 - Versuche zur Elektrochemischen Akkretionstechnologie (EAT) unter Nordseebedingungen

Mithilfe experimenteller Ansätze wurde die Eignung der Elektrochemischen Akkretionstechnologie (EAT) zur Schaffung naturnaher Substrate unter Nordseebedingungen getestet und geeignete Einstellungsparameter ermittelt. Die Besiedlung der EAT-Substrate anderer natürlicher und künstlicher Hartsubstraten wurde verglichen, um Vorschläge zu erarbeiten, wie dieser Werkstoff zur umweltfreundlichen bzw. naturnahen Gestaltung der Fundamente von Offshore-WEA genutzt werden könnte.

Alle Untersuchungen wurden vom Alfred-Wegener-Institut für Polar und Meeresforschung in Bremerhaven (AWI) durchgeführt.

Kooperationen zu einzelnen Aspekten bestanden mit der Biologischen Anstalt Helgoland (BAH), der Universität Duisburg-Essen, dem Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Universität Kiel (FTZ) und dem Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW), welches im Parallelprojekt (Fkz 0329974B) Untersuchungen zu WEA-Auswirkungen auf die Bodenfauna in der Ostsee durchführte. Zur Abschätzung standortübergreifender Effekte von Offshore-WEA in verschiedenen Meeresgebieten wurden die Ergebnisse der Untersuchungen in Nord- und Ostsee in einer Synthese gegenübergestellt.

# 1 Prozesse im Nahbereich der Piles

## 1.1 Aufgabenstellung

Veränderungen der benthischen Lebensgemeinschaften in den Bereichen von Offshore-Windparks sind das Produkt der kumulativen Wirkung der einzelnen Piles auf die marine Fauna, wobei die grundlegenden Prozesse im Nahbereich der Piles stattfinden. Durch Änderungen der Hydrographie kommt es zu Auskolkungserscheinungen und zu einer Veränderung der Sedimentbeschaffenheit im näheren Umfeld der Piles. Auf dem künstlichen Hartsubstrat siedeln sich Organismen an, die in der sonst typischen Weichbodengemeinschaft der Deutschen Bucht eher selten vorkommen. Diese wiederum beeinflussen das Nahrungsangebot für die darunter liegende Bodenfauna und locken Räuber an, die ihrerseits durch Fraßdruck Veränderungen der Bodenfauna bedingen können. Eine Erfassung der hier im Nahbereich ablaufenden Prozesse ist bei den geplanten Windenergieanlagen aufgrund technischer und logistischer Probleme nur eingeschränkt möglich und wird daher in den Begleituntersuchungen zum Bau und Betrieb solcher Anlagen nicht prozessorientiert durchgeführt. Die Forschungsplattform FINO 1 bietet daher eine ideale Möglichkeit die pilenahen Prozesse umfassend zu untersuchen. Im Vorangehenden Projekt BeoFINO (Fkz: 0327526) wurden die Initialansiedlung der Aufwuchsfafa sowie die ersten Veränderungen der umgebenden Bodenfauna in den ersten 1,5 Jahren nach Bau der Plattform untersucht. In diesem Zeitraum wurde noch kein Gleichgewicht erreicht und die räumlichen Ausdehnungen von längerfristigen Veränderungen der Bodenfauna konnten nicht bestimmt werden. Darauf aufbauend wurde im vorliegenden Projekt die mittelfristige Entwicklung und Dynamik der Aufwuchsfafa und der Veränderungen im umgebenden Lebensraum untersucht. Als zusätzliche Aspekte wurde die Ansammlung pelagischer Fische um eine solche Konstruktion und die Möglichkeiten elektrochemischer Kalkakkretion im Nordseebereich aufgenommen.

Das Projekt behandelt die folgenden wissenschaftlichen Aspekte:

- Die Sukzession und saisonale Änderung der Aufwuchsfafa an den Pfeilern der Forschungsplattform
- Die Ansammlung von Fischen um die Plattform herum
- Der Einfluss des künstlichen Hartsubstrats auf die Weichbodengemeinschaft im Nahbereich der Piles
- Die Untersuchung der Möglichkeit zur Schaffung naturnaher Substrate mithilfe elektrochemischer Kalkakkretion (EAT)

## 1.2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Der Einfluss von Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt im Offshore-Bereich wurde bisher entweder theoretisch oder auf der Basis von Kenntnissen der Auswirkungen von Wracks, künstlichen Riffen, Ölplattformen usw. eingeschätzt oder von Ergebnissen aus anderen Meeresgebieten abgeleitet. In den Niederlanden und in Dänemark existieren erste Offshore-Windparks, die jedoch küstennäher und in geringeren Wassertiefen gelegen sind. Im Windpark *Horns Rev* in Dänemark konnten zwar inzwischen Auswirkungen direkt dokumentiert werden

(ELSAM 2004 a, b, c), diese Ergebnisse sind allerdings auf die geplanten Baugebiete von Windkraftanlagen in der Deutschen Bucht nur sehr bedingt übertragbar, da sich die hydrographischen und sedimentologischen Rahmenbedingungen stark unterscheiden.

Die Forschungsplattform FINO 1 bietet im deutschen Meeresgebiet erstmals die Gelegenheit, mögliche Auswirkungen von Windenergieanlagen in einem Hauptplanungsgebiet für Offshore-WEA im Vorfeld der Errichtung der Windparks zu untersuchen. Im Rahmen des Vorläuferprojektes BeoFINO wurde die Besiedlung der Unterwasserstruktur der Plattform während der ersten 1,5 Jahre untersucht sowie die Veränderungen der Bodenfauna in diesem Zeitraum. Dabei wurde festgestellt, dass in diesem kurzen Zeitraum keine stabile Situation erreicht wurde und die Ausdehnung des Einflussbereichs noch nicht abgeschätzt werden konnte. Die weitere Entwicklung der Aufwuchsauna und eine Abschätzung der daraus resultierenden Auswirkungen auf die Bodenfauna sowie die räumliche Ausdehnung dieser Effekte sollen daher im Projekt BeoFINO II für die Nordsee untersucht werden

### 1.3 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Das Vorhaben wurde in Zusammenarbeit mit dem Institut für Ostseeforschung in Warnemünde (IOW) durchgeführt, welches ähnliche Untersuchungen in der Ostsee durchführte. Im Sommer 2005 wurden im Nahbereich der Plattform Greiferproben durch das Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ) von Bord des *FK Littorina* genommen, die für unsere Untersuchungen zur Verfügung gestellt und vom AWI ausgewertet wurden. Die Ergebnisse der hydrologischen Messungen (Temperatur, Salzgehalt, Wellengang und Strömungen) wurden für die Jahre 2004 bis 2007 vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) zur Verfügung gestellt. In Kooperation mit Wissenschaftlern von der Biologischen Anstalt Helgoland konnten Meroplankton-Daten aus den auf Helgoland erhobenen Langzeitreihen genutzt werden, die durch ihre tägliche Probennahme eine hohe zeitliche Auflösung ermöglichen. Außerdem konnten die logistischen Möglichkeiten an der Biologischen Anstalt Helgoland zur Durchführung der Experimente zur Elektrochemischen Akkretionstechnologie in Kooperation mit der Universität Duisburg-Essen genutzt werden.

### 1.4 Planung und Ablauf des Vorhabens

Die Untersuchungen wurden auf der Forschungsplattform FINO 1 und ergänzend von Bord der Forschungsschiffe *FS Heincke*, *FS Poseidon* und *FK Littorina* durchgeführt. Die Probennahmen fanden von März 2005 bis Oktober 2007 statt. Der zeitliche Ablauf der Probennahme ist der Tab. 1.4.1 zu entnehmen.

Tab. 1.4.1: Probennahmen auf FINO 1 und Probennahmen von den Schiffen *FS Heincke*, *FS Poseidon* und *FK Littorina* im Zeitraum März (M) 2005 bis Oktober (O) 2007. \* = außerplanmäßige Zusatzbeprobung, \*\* = zwei Beprobungstermine in einem Monat, \*\*\* = siehe auch Tabelle 9.E im Anhang

Probennahme	2005												2006												2007											
	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D		
Sedimentgreifer Schiff		X			X	X*	X							X			X			X						X				X			X			
Sedimentgreifer FINO 1	X**		X		X		X		X		X		X		X		X		X		X		X		X		X		X		X		X		X	
Unterwasserfotos***							X					X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X											
Kratzproben		X			X			X						X			X		X		X				X				X			X		X		

In den folgenden Abschnitten werden das Untersuchungsgebiet, die Probennahme und die angewandten Methoden sowie die Datenauswertung dargestellt.

### 1.4.1 Untersuchungsgebiet

Die Forschungsplattform FINO 1 befindet sich etwa 45 km nördlich der Nordseeinsel Borkum auf 54°00'52" N und 06°35'16" E bei einer Wassertiefe von ca. 28 m (Abb. 1.4.1). Die Plattform FINO 1 steht auf vier verstreubten Pfeilern, die im Meeresboden verankert sind.

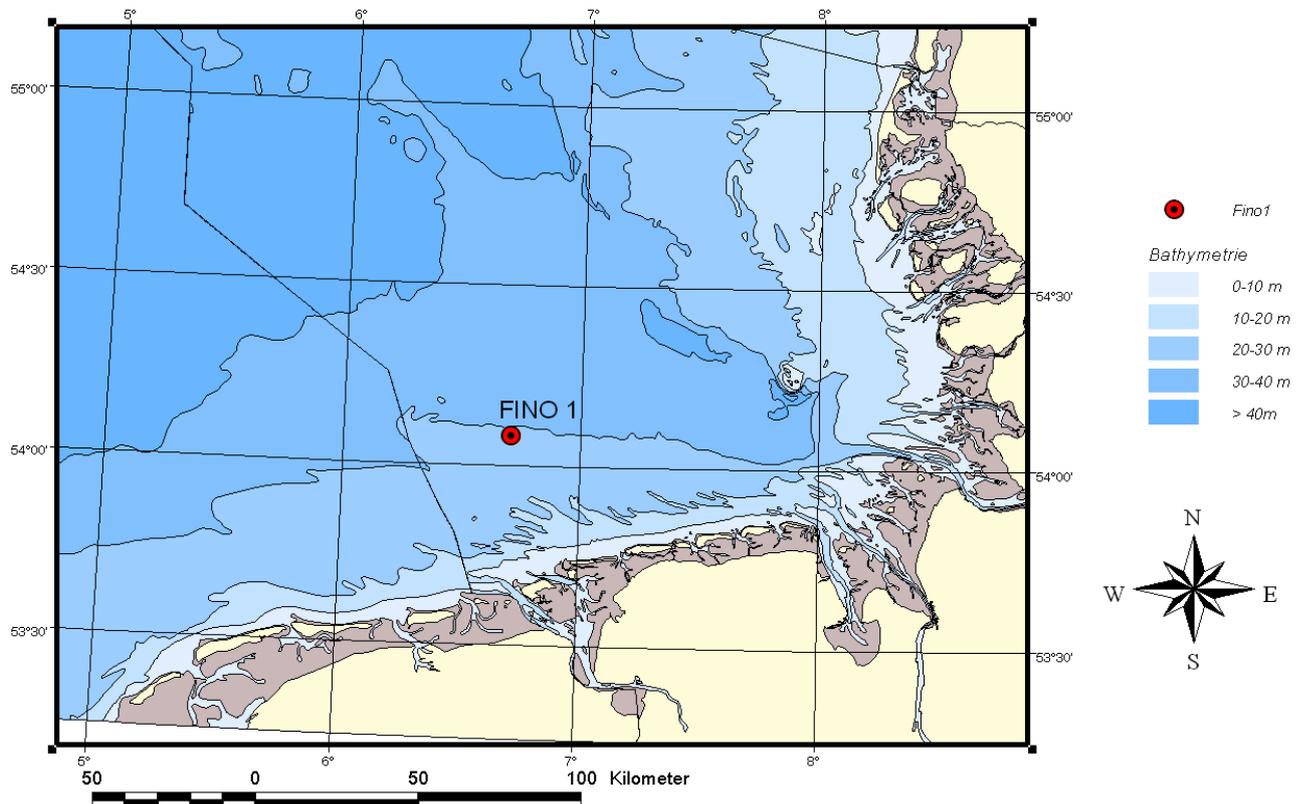


Abb. 1.4.1: Lage des Untersuchungsgebietes um die FINO 1-Plattform in der Deutschen Bucht.

Die Probennahme erfolgte sowohl von der Plattform als auch von Bord der Schiffe *FS Heincke*, *FS Poseidon* und *FK Littorina* mit den gleichen Geräten. Proben des Sediments und der Bodenfauna wurden mit einem 0,1m<sup>2</sup> van Veen-Greifer genommen (Abb. 1.4.2a). In Taucheinsätzen wurde der Aufwuchs auf den Pfeilern mittels quantitativer Kratzproben erfasst (Abb. 1.4.2b). Mit Hilfe einer Unterwasser-Digitalkamera wurde die Sukzession des Aufwuchses an einem Pfeiler von FINO 1 kontinuierlich erfasst (Abb. 1.4.2c, d). Das Plankton wurde nicht an der Plattform beprobt, sondern es wurden von der Meeresstation der Biologischen Anstalt Helgoland zur Verfügung gestellte Daten verwendet. Zur Ermittlung dieser Daten wurden an jedem Werktag mit dem Stationsboot der Meeresstation der Biologischen Anstalt Helgoland bei "Helgoland Reede" (54° 11' N, 7° 54' O) mit Planktonnetzen Proben genommen.



Abb. 1.4.2: Probennahme auf FINO 1 a) Beprobung des Sediments und der Weichbodenorganismen mit dem van Veen-Greifer; b) Beprobung des Bewuchses der Pfeiler durch Taucher; c) und d) Unterwasserkamera auf FINO 1.

## 1.4.2 Hydrographische Parameter

Die hydrologischen Messungen an FINO 1 wurden von dem Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) vorgenommen. Die Messungen umfassen einen Zeitraum von 2004 bis März 2007. Aufgrund technischer Schwierigkeiten stehen jedoch nicht für den gesamten Untersuchungszeitraum Daten zur Verfügung. Hierzu wurde eine Messkette mit folgenden Sensoren installiert (Abb. 1.4.3): Temperatursensoren bei 3, 6, 10, 15, 20, und 25 m Tiefe, Leitfähigkeitssensoren auf 6 und 25 m Tiefe und Sauerstoffsensoren auf 6 und 25 m Tiefe. Zusätzlich wurden die Strömungsgeschwindigkeit und -richtung mit Hilfe eines Acoustic Doppler Current Profilers (ADCP) bei 3, 6, 10, 15, 20, und 25 m Tiefe gemessen und der Wellengang mithilfe einer Seegangsboje aufgezeichnet. Sämtliche Parameter wurden alle 10 Minuten aufgenommen. Nähere Informationen über das vom BSH

durchgeführte Messprotokoll sind unter folgender Internet-Adresse zu finden:  
<http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/MARNET-Messnetz/Stationen/fino.jsp>.

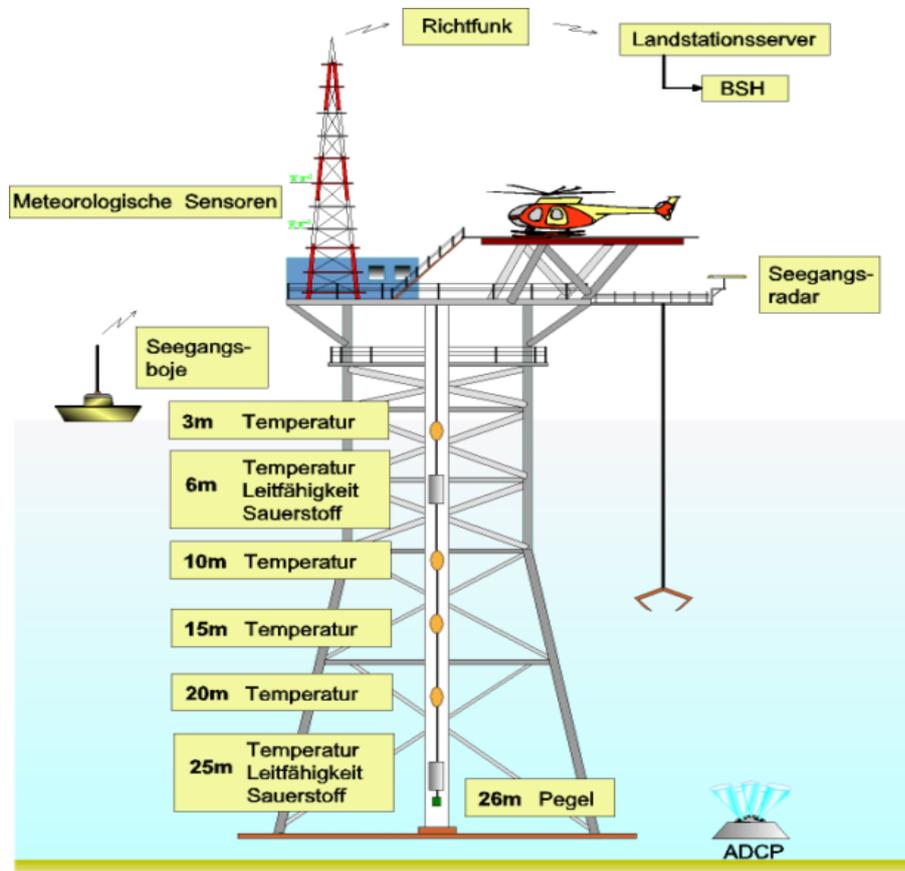


Abb. 1.4.3: Messkette des BSH auf FINO 1 (Quelle: BSH).

### 1.4.3 Sedimentologie

Die Beschreibung des Sedimenttyps und die Abschätzung des Schillanteils erfolgten über den visuellen Eindruck und per Fingerprobe. Als Maß für die Menge an Schill wurde die Anzahl der Probengefäße (à 1 l) genommen, die die jeweilige Probe umfasste. Für die Korngrößenanalyse und die Bestimmung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff wurden Proben mit einem Stechrohr aus der Greiferprobe entnommen und zur späteren Analyse im Labor eingefroren.

Nach der Gefriertrocknung wurde den Sedimentproben im Becherglas Wasserstoffperoxid ( $H_2O_2$ ) zugesetzt, um die organische Substanz zu zersetzen. Danach wurde durch nasse Siebung über einem  $63 \mu m$ -Sieb die Sand/Kiesfraktion von der Ton/Schlickfraktion getrennt. Der Sand wurde über einem Standard-Siebsatz nach der Wentworth-Skala trocken gesiebt. Die Korngrößenzusammensetzung wird durch den Median der Korngröße, den %-Anteil der Ton/Schlick-Fraktion sowie den Sortierungskoeffizienten (Buchanan 1984) beschrieben. Der Sortierungskoeffizient (GSD "Inclusive Graphic Standard Deviation") steht als Maß für die Sortierung des

Sedimentes, wobei folgende Bewertungen gelten:  $< 0,5$  = gut sortiert,  $0,5 - 0,71$  = mäßig gut sortiert,  $0,71 - 1,0$  = mäßig sortiert,  $> 1,0$  = schlecht sortiert.

Der Gesamtkohlenstoffgehalt ( $C_{ges}$ ) und Stickstoffgehalt ( $N_{ges}$ ) des Sediments wurde an den gefriergetrockneten und in einer Planetenmühle gemahlten Proben in einem LECO-CS-400-Analysator ermittelt. Nach Extraktion des anorganischen, als Karbonat gebundenen Kohlenstoffs durch Salzsäure wurde der Anteil des organischen Kohlenstoffs ( $C_{org}$ ) in einem LECO-CS-125-Analysator bestimmt.

#### 1.4.4 Infauna: Makrozoobenthos

##### 1.4.4.1 Probennahme

Die Beprobung der Makrozoobenthos-Infauna erfolgte mit einem van Veen-Greifer (0,1 m<sup>2</sup>, Siebdeckel, Flaschenzugschließung, Gewicht: 95 kg). Dieses Gerät wird international als Standard eingesetzt. Auf FINO 1 wurde das Benthos in 4 verschiedenen Abständen zur Forschungsplattform von 1, 5, 10 und 15 m vom Nordpfeiler Richtung Osten beprobt. Die Beprobung erfolgte im Jahr 2005 monatlich bis alle zwei Monate und in den Jahren 2006 und 2007 vierteljährlich im Januar, April, Juli und Oktober. Pro Abstand und Probestermin wurden im Jahr 2005 in der Regel jeweils eine Greiferprobe, in den Jahren 2006 und 2007 in der Regel jeweils drei Greiferproben genommen. Ausnahmen gab es an wenigen Terminen witterungsbedingt (Januar 2006), wegen eines technischen Defektes (September 2005: nur 1 m und 5 m) oder weil Proben vermischt wurden (Juli 2006: 5 m und 15 m nur 2 Greifer). Der 500 m-Bereich um FINO 1 ist für den Schiffsverkehr gesperrt. Es ist daher wichtig, dass das zum Vergleich mit den Plattformproben herangezogene Referenzgebiet nicht von Fischerei beeinflusst ist. Nur so sind Plattform-Effekte von durch Fischerei bedingte Effekte abzugrenzen. Die Referenzstationen lagen daher in einer Entfernung von 200-400 m zur Forschungsplattform. Wie auch in anderen Studien in experimentell fischereibefreiten Meeresgebieten kann aufgrund fehlender Überwachungsmaßnahmen nicht vollständig ausgeschlossen werden, dass das Fischereiverbot in der 500 m-Sperrzone um die Plattform herum strikt eingehalten wird. Es liegen Hinweise für vereinzelte Verstöße gegen das Fischereiverbot vor allem in den Randbereichen des Sperrgebietes vor, wobei die Fischereiintensität innerhalb des Sperrgebietes jedoch deutlich unterhalb dieses ansonsten sehr stark befischten Gebietes liegt.

Vom Schiff aus wurde die Weichbodenfauna im Referenzgebiet jeweils im April, Juli/August und Oktober, sowie einmalig mit der *FK Littorina* im August 2005 in 25-200 m Entfernung zur Plattform beprobt (Abb. 1.4.4). Bei der Beprobung im Bereich 200-400 m wurden fünf zufällig verteilte Stationen mit jeweils ein bis drei Greifern beprobt. Im Bereich 25-200 m wurde an neun Stationen in drei verschiedene Richtungen (östliche Richtung in 50, 100, 150 und 200 m, westliche Richtung in 25, 50, 100, 150 m und südliche Richtung in 25 m Entfernung von FINO 1) jeweils drei Greiferproben genommen.

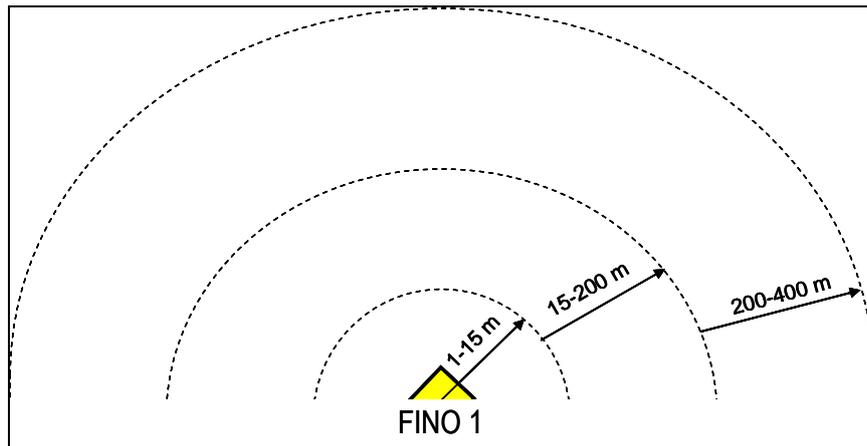


Abb. 1.4.4: Schematische Darstellung des Probennahmendesigns

Insgesamt wurden mit dem Greifer von der Forschungsplattform 112 Proben, im 25-200 m-Zwischenbereich 27 Proben und in der 200-400 m-Umgebung 100 Proben genommen. Die Greiferproben wurden vor Ort über ein Sieb mit einer Maschenweite von 1000  $\mu\text{m}$  gesiebt. Die Siebrückstände wurden in 4 %igem, mit Borax gepuffertem Formalin fixiert. Im Labor wurden die Proben sortiert, die Organismen, soweit möglich, auf Artniveau bestimmt, gezählt und als Feuchtgewicht gewogen.

Aus statischen Gründen wurde auf der Forschungsplattform FINO 1 der Kran für die Benthosprobennahme unter dem Helikopterlandedeck montiert. Zwar lässt sich der Kran ausfahren, allerdings ist eine Probennahme nur in eine Himmelsrichtung möglich (vom Nordpfeiler Richtung Osten). Durch die starre Position des Krans, ist das zu beprobende Gebiet relativ klein. Aus diesem Grund wurde bei den Probennahmen für die vorhergehende Untersuchung BeoFINO I (2003 - 2004), um eine selbst verursachte Störung der Benthosgemeinschaft zu vermeiden, nur 1 Greiferprobe je Entfernung genommen. Die hohe zeitliche Auflösung der Probennahme bedingte so eine Reduktion der Anzahl der Replikate. Bei der Betrachtung der Entwicklung der benthischen Gemeinschaft muss natürlich das Probenvolumen berücksichtigt werden. Schröder (2005) zeigt in seinen Untersuchungen, dass die Artenanzahl von dem Probenvolumen abhängig ist und folglich mehr Arten in 15 (200-400 m) als in einem Greifer (je 1, 5, 10 und 15 m) vorkommen. In Fortsetzung der Probennahmen von BeoFINO I wurde von der Plattform bis Ende 2005 zunächst weiterhin eine Parallelprobe genommen. In den Jahren 2006 bis 2007 wurden die Probennahmetermine reduziert, sowie das Probenvolumen vergrößert. Bis auf eine Ausnahme wurden nun drei Replikate pro Entfernung (1, 5, 10 und 15 m) genommen. Gleichzeitig wurde ab dem Herbst 2005 die Probenanzahl aus dem entfernten Referenzgebiet (200-400 m) von drei auf zwei Replikate pro Station reduziert. Für die einmalig im Zwischenbereich (25-200 m) beprobten Stationen wurden je drei Replikate ausgewertet.

#### 1.4.4.2 Auswertung

Zur Bestimmung der Abundanz und der Biomasse wurden Fische (Ausnahme: Sandaale Ammodytidae) nicht berücksichtigt. Taxa, die zur Epifauna zählen, wurden mit berücksichtigt, wobei Koloniebildende Tiere als 1 Tier gezählt wurden. Die Auswertung der quantitativen Daten zu den Infauna-Gemeinschaften erfolgte durch nichtmetrische Multidimensionale Skalierung (nMDS, Kruskal 1964) hinsichtlich der Ähnlichkeit in Artenzusammensetzung und Abundanz der Arten. Bei dieser Auswertung wurden die epifaunalen Arten Hydrozoa, Bryozoa und Cirripedia und Fische nicht berücksichtigt. Einige Taxa mussten in höhere Gruppen zusammengefasst werden, da sie nicht bis auf Art bestimmt werden konnten. Die Ähnlichkeitsmatrix wurde mit

dem Bray-Curtis-Index (Bray & Curtis 1957) berechnet, wobei die Daten transformiert (4.-Wurzel) wurden, um eine zu hohe Gewichtung stark dominierender Arten zu relativieren und weniger abundante Arten mit einzubeziehen (Field et al. 1982). Die Signifikanz der Unterschiede in der Benthosgemeinschaft zwischen den Bereichen wurde dem mit statistischen Verfahren ANOSIM ermittelt. Mit Hilfe der SIMPER-Routine wurden die Arten ermittelt, die für die Unterscheidung der Stationsgruppen von Bedeutung sind.

Die Artendiversität im Untersuchungsgebiet wurde als Diversitäts-Index ( $H'$ ) nach Shannon & Weaver (1963) basierend auf  $\log_e$  berechnet. Dieser Index ist umso höher, je mehr Arten anzutreffen sind und je ähnlicher deren relative Häufigkeiten sind (Lozán & Kausch 1998). Da der Diversitäts-Index allein keine Auskunft über die relativen Häufigkeiten der einzelnen Arten gibt, wurde die Äquität (J) nach Pielou (1966) berechnet. Dieser Index ist ein Maß für die Gleichmäßigkeit, mit der sich die Individuen auf die gefundenen Arten verteilen. Der Wert liegt bei null, wenn eine Art dominant ist bzw. bei eins, wenn alle Arten mit gleicher Anzahl auftreten. Die multivariaten Gemeinschaftsanalysen wurden mit der Primer 6 Software Vers. 6.1.6. durchgeführt.

### 1.4.5 Epifauna: Hartsubstrat

Die Entwicklung der Epifauna auf der Unterwasserstruktur von FINO 1 wurde anhand digitaler Unterwasserfotografie und Kratzproben der Aufwuchsfaua dokumentiert. Außerdem wurde ein Besiedlungsversuch durchgeführt.

#### 1.4.5.1 Digitale Unterwasserfotografie

Die Epifauna auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 wurde anhand eines stationär auf der Plattform installierten, digitalen Kamerasystems erfasst. Zunächst kam hierbei ein Kamerasystem der Firma Kongsberg (Typ OE 14-108) zum Einsatz. Dieses Kamerasystem verfügte über eine punktuelle Lichtquelle (Abb. 1.4.5 A), die im Juni 2006 gegen ein ringförmig um die Kameralinse angeordnetes LED-Scheinwerfersystem ausgetauscht wurde (Abb. 1.4.5 B), was die Ausleuchtung der Bilder deutlich verbesserte. Aufgrund wiederholt auftretender technischer Probleme wurde das Kamerasystem ergänzt, wodurch ab April 2007 ein von der Firma iSITEC GmbH, Bremerhaven entwickeltes System, basierend auf einer Kamera des Typs Canon Powershot A620 zum Einsatz kam (Abb. 1.4.5 C).

Die Kamera ist auf einer Schwenk- und Neigeeinheit der Firma Sub-Atlantic montiert und wird mittels eines Windensystems entlang eines senkrechten Führungsrohres am Nordpfeiler von FINO 1 über die gesamte Wassersäule bis zu einem unteren Anschlag in ca. 28 m Wassertiefe bewegt. Das gesamte Kamerasystem wird über eine Steuerungseinheit mit dazugehörigem Rechner auf der Plattform kontrolliert. Dieser ist über eine Richtfunkstrecke mit dem Festland verbunden, die eine Steuerung des Systems von Rechnern des AWIs in Bremerhaven über das Internet erlaubt.

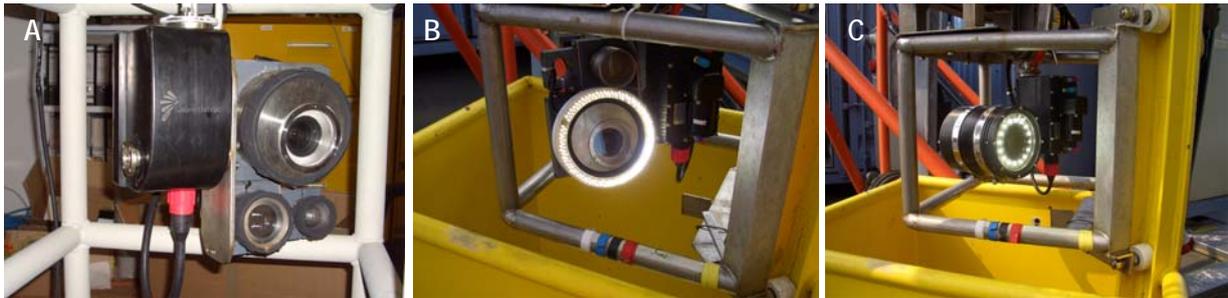


Abb. 1.4.5: Das auf FINO 1 stationär installierte Kamerasystem in der ursprünglichen Ausführung (A) und nach dem Austausch der punktuellen Lichtquelle gegen ein ringförmig angeordnetes LED-Scheinwerfersystem (B) im Juni 2006. Im April wurde das Kamerasystem der Firma Kongsberg durch ein neu entwickeltes System der Firma iSiTEC GmbH ersetzt (C).

Zur tiefenspezifischen Dokumentation der Epifauna und ihrer zeitlichen Dynamik wurde die Unterwasserkonstruktion von FINO 1 in sieben Tiefenstufen eingeteilt (Tab. 1.4.2). Ausgehend von der jeweils (bezeichnenden) zentralen Wassertiefe jeder Tiefenstufe wurde die Epifauna in einer Serie von jeweils oben bzw. unten angrenzenden, jedoch nicht überlappenden Fotos dokumentiert. Die Tiefenstufen erstreckten sich bis in maximal einen Meter über bzw. unter der zentralen Wassertiefe jeder Zone. In sechs Fällen wurde der maximale Abstand von einem Meter überschritten. Hier betrug der Abstand zur zentralen Wassertiefe der Tiefenstufe 1,2 bis 1,5 m. Die Fotos einer Tiefenstufe gehen in die Analyse als Replikate ein.

Tab. 1.4.2: Definierte Tiefenstufen der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 und die jeweilige Oberfläche zur Dokumentation der Epifauna anhand digitaler Unterwasserfotografie

Tiefenstufe	Wassertiefe (m)	Oberfläche (m <sup>2</sup> )
1 m	0,0 - 3,0	64
5 m	3,0 - 7,5	156
10 m	7,5 - 12,5	144
15 m	12,5 - 17,5	238
20 m	17,5 - 22,5	178
25 m	22,5 - 26,0	151
28 m	26,0 - 28,0	264

Aufgrund technischer Probleme mit dem ursprünglichen Kamerasystem war die fotografische Dokumentation der Epifauna auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 bis zum September 2005 nicht möglich. Für den Zeitraum von September 2005 bis Oktober 2007 wurden insgesamt 365 Fotos ausgewertet (Anhang Tab. 9.E). Anhand der Fotos wurde sowohl die tiefenspezifische Populationsdynamik ausgewählter Taxa als auch die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Epifaunagemeinschaft in den einzelnen Tiefenstufen dokumentiert. Die Analyse der gesamten Epifaunagemeinschaft erfolgte mit einer zeitlichen Auflösung von ca. 3 Monaten, wodurch alle vier Jahreszeiten erfasst wurden. Die Beschreibung der artspezifischen Populationsdynamik erfolgte unregelmäßiger jedoch mit einer höheren zeitlichen Auflösung.

Die tiefenspezifische Gemeinschaftsstruktur wurde für jede Saison auf der Basis von drei Replikaten beschrieben. Die Populationsdynamiken wurden anhand von jeweils drei bis maximal sechs Replikaten pro

Zeitpunkt beschrieben. Lediglich im September (Herbst) 2005 und im Februar (Winter) 2006 standen in der 28 m-Tiefenstufe nur ein bzw. zwei Fotos für die Analyse zur Verfügung. Zu einigen Zeitpunkten verhinderte eine starke Trübung der Wassersäule aufgrund von Sturm die fotografische Beprobung der gesamten Wassersäule. Hier wurden Replikate von aufeinander folgenden Tagen verwendet, um eine Beschreibung für alle Wassertiefen auf der Basis von mindestens drei Replikaten zu gewährleisten. Replikate wurden über Zeiträume von zwei bis vier Tagen zusammengefasst. Lediglich im Winter 2007 wurden Replikate aufgrund anhaltenden Sturmes über einen Zeitraum von 23 Tagen (16.01. bis 07.02.2007) zusammengefasst. Da biologische Prozesse während des Winters aufgrund niedriger Temperaturen vergleichsweise langsam erfolgen, wird die Integration über rund drei Wochen über diesem Zeitraum als unproblematisch erachtet.

Die Auswertung der Unterwasserfotos erfolgte mit Hilfe der Bildbearbeitungssoftware Adobe Photoshop Version 7.0.1. Auf jedem Bild wurde der jeweilige prozentuale Bedeckungsgrad jedes Taxons abgeschätzt. Hierzu wurde die Anzahl der Bildpunkte, die das jeweilige Taxon einnimmt, auf die Gesamtzahl der Bildpunkte pro Foto bezogen. Konnten Areale einzelner Bilder aufgrund schlechter Ausleuchtung nicht ausgewertet werden, so wurde die Anzahl der Bildpunkte dieser Areale von der Gesamtanzahl der Bildpunkte des jeweiligen Bildes subtrahiert.

Aufgrund der dreidimensionalen Struktur von Hartsubstratgemeinschaften werden einzelne Organismen auf zweidimensionalen Bildern von anderen Organismen zum Teil verdeckt. Zahlreiche Invertebraten verfügen über die Fähigkeit zur Autotomie (Abwerfen einzelner Körperteile). Für diese kann die Unversehrtheit des Körpers nicht grundsätzlich vorausgesetzt werden. Daher wurden nur die sichtbaren Teile dieser Organismen berücksichtigt. Für Organismen, bei denen Autotomie ausgeschlossen werden kann, wie zum Beispiel für Miesmuscheln, wurde der gesamte Körperumriss, basierend auf der generellen Kenntnis der Schalenmorphologie dieser Arten, abgeschätzt. Ferner wurde angenommen, dass sich unter den sichtbaren Individuen keine weiteren Organismen befinden. Dies kann zu einer Unterschätzung von Taxa wie den Amphipoden der Gattung *Jassa* führen, deren Bauten große Flächen der Unterwasserkonstruktion bedecken. Eine Ausnahme bilden auch hier die Miesmuscheln, deren Schalen von z.B. Amphipodenbauten und Bryozoen vollständig überzogen sein können. Machten die überwachsenen Miesmuscheln einen vitalen Eindruck, so wurden sie als lebende Individuen erfasst. Neben den Organismen der Epifauna wurde zusätzlich die Fläche unbesiedelter Bereiche bestimmt. Mit Kenntnis der Oberflächengröße der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 in den einzelnen Tiefenstufen (Tab. 1.4.3), wurden sowohl Bedeckung als auch Abundanz einzelner Taxa für die gesamte Plattform errechnet.

Räumliche und zeitliche Unterschiede in den Gemeinschaftstrukturen wurden anhand von nMDS-Plots sowie von 1- und 2-faktoriellen ANOSIM-Analysen nach vorheriger Quadratwurzeltransformation der Daten ermittelt (Clark & Warwick 2001). Mit SIMPER-Analysen (Clark & Warwick 2001) wurden die Taxa identifiziert, die maßgeblich zu den Unterschieden zwischen den Gemeinschaften beitragen. Die Gemeinschaften der einzelnen Tiefenstufen wurden ferner anhand der Anzahl der Taxa sowie der Äquität nach Pielou beschrieben.

#### 1.4.5.2 Kratzproben

Die Aufwuchsgemeinschaft auf der Unterwasserstruktur von FINO 1 wurde im Taucheinsatz während der Ausfahrten der Forschungsschiffe *FS Heincke* und *FS Poseidon* (Herbst 2005) an neun Terminen im Taucheinsatz beprobt (Tab. 1.4.3). Insgesamt wurden 182 Einzelproben aus den folgenden Tiefen entnommen: 1, 5, 10, 20, 25 und 28 m.

Die Einzelproben hatten eine Fläche von jeweils 20 x 20 cm und wurden mit Hilfe eines Metallrahmens mit daran befestigtem Sammelnetz (Maschenweite: 0,5 mm) gewonnen. Das Abkratzen der Probe erfolgte mit einem in die Netzbeutel eingearbeiteten Spachtel. Die Kratzproben wurden von den Außenseiten der Pfeiler von FINO 1 genommen. Dabei wurde möglichst in jeder Tiefenstufe jeder der vier Pfeiler beprobt. Bei ungünstigen Strömungsbedingungen wurden pro Pfeiler und Wassertiefe maximal zwei Proben genommen. Alle Proben wurden an Bord des Forschungsschiffes in 4-%igem, gepuffertem Formalin fixiert.

Tab. 1.4.3: Anzahl aller an der Forschungsplattform FINO 1 gewonnenen und ausgewerteten Kratzproben im gesamten Untersuchungszeitraum von Frühjahr 2005 bis Herbst 2007

Tiefenstufe [m]	April 2005	Juli 2005	Oktober 2005	April 2006	August 2006	Oktober 2006	April 2007	August 2007	Oktober 2007
1	1	5	4	4	4	4	4	4	1
5	2	3	4	4	4	4	4	4	3
10	2	4	4	4	4	4	4	4	4
20	2	0	2	4	4	4	4	5	3
25	2	4	2	4	3	4	4	4	3
28	0	4	2	4	5	3	4	4	1

Im Labor wurden die Gesamtproben zunächst vorsortiert, gewogen und in 75-%igem Alkohol konserviert. Bei großem Probenvolumen wurden Unterproben von 1 bis 3 g ausgewertet. Alle Einzeltiere wurden soweit möglich bis auf das Artniveau bestimmt.

Sämtliche Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) wurden vor der Konservierung in Alkohol vermessen und gewogen. Hierzu wurde jede Muschel von Epifauna (z. B. Seenenken) und Byssusfäden befreit. Anschließend wurde die Länge und Breite jedes Tieres mit dem Messschieber bis auf 0,1 mm genau gemessen. Das Feuchtgewicht wurde für alle vollständigen Exemplare (beide Schalenhälften und Weichkörper vorhanden) bis auf 0,1 Gramm bestimmt. Zur Nachbestimmung wurden zahlreiche Organismen nach der Konservierung in Alkohol gewogen. Die Masse dieser Tiere wurde mit dem Faktor 1,2 korrigiert, um die ursprüngliche Feuchtmasse zu ermitteln (Zintzen et al. 2008a).

Für die Analyse der Daten wurde die Anzahl der Individuen (nur bei Einzeltieren) sowie die Feuchtmasse (alle Organismen) als Abundanzmaß der Taxa zugrunde gelegt. Die Gesamtbiomasse wurde anhand einer 2-faktoriellen Varianzanalyse auf Einflüsse der Faktoren „Wassertiefe“ und „Jahreszeit“ mit anschließendem Student-Newman-Keuls Posthoc-Test untersucht. Zuvor wurden die Daten mit der 4. Wurzel transformiert, um Varianzhomogenität zu gewährleisten.

Die Gemeinschaften der einzelnen Tiefenstufen wurden anhand der Artenanzahlen sowie der Äquität nach Pielou beschrieben. Räumliche und zeitliche Unterschiede in den Gemeinschaftstrukturen wurden anhand von nMDS-plots sowie ein- (Faktor „Wassertiefe“) bzw. zweifaktorieller (Faktoren „Wassertiefe“ und „Untersuchungsjahr“ bzw. „Wassertiefe“ und „Jahreszeit“) ANOSIM nach vorheriger Quadratwurzeltransformation der Daten ermittelt (Clark & Warwick 2001). Mit einer SIMPER Analyse (Clark & Warwick 2001) wurden die Taxa identifiziert, die maßgeblich zu den Unterschieden zwischen den Gemeinschaften der verschiedenen Tiefenstufen beitrugen.

Die Flohkrebse (Amphipoda) der Gattung *Jassa* waren in den Kratzproben in sehr hoher Zahl vorhanden. Die an FINO 1 vorkommenden Arten *J. herdmani* und *J. marmorata* ähneln sich äußerlich sehr stark und sind nur unter der Binokularlupe sicher zu unterscheiden. Um den jeweiligen Anteil dieser Arten an der gesamten *Jassa* spp.-Population abzuschätzen, wurden für jeden Probenahmezeitpunkt aus jeweils einer Probe aus den Wassertiefen von 1 , 5 , 10 und 30 m jeweils, wenn genügend Individuen vorhanden waren, 50 Exemplare bis auf das

Artniveau bestimmt. Dadurch wurde eine Übersicht über die Verteilung beider Arten über die Tiefe und die Zeit möglich. In den Gemeinschaftsanalysen wurden beide Arten unter *Jassa* spp. zusammengefasst.

Zur Bestimmung des organischen Anteils der Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 wurde von insgesamt 217 Individuen (Schalenlänge: 4 bis 76 mm) aus den Kratzproben des Sommers 2007 das Feuchtgewicht (FG), das Trockengewicht (TG) und das aschefreie Trockengewicht (AFTG) bestimmt.

Hierzu wurden zunächst Länge und Breite jedes Tieres mit einer Genauigkeit von 0,1 mm vermessen. Anschließend wurde die Schale zerstört, um darin enthaltenes Wasser zu entfernen und das FG auf 0,0001 g bestimmt. Die Tiere wurden bei 60°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und das TG auf 0,0001 g bestimmt. Nach 12-stündigem Veraschen bei 470°C wurde der verbleibende Ascheanteil auf 0,0001 g gewogen, um aus der Differenz von TG und Aschegehalt das AFTG zu bestimmen.

#### 1.4.5.3 Tiefenabhängige Besiedlungsprozesse

Um die Vergleichbarkeit mit den Untersuchungen des Instituts für Ostseeforschung in der Ostsee zu erhöhen, waren im Rahmen der vorliegenden Untersuchung Besiedlungsplattenexperimente vorgesehen, um den Einfluss der Wassertiefe auf die Kolonisierung künstlicher Hartsubstrate zu dokumentieren. Besiedlungsplatten aus unbehandeltem Stahl mit einer Fläche von 20 x 20 cm (wie auch in der Ostsee eingesetzt) wurden im Herbst 2005 mit Kabelbindern an der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 befestigt.

Eine Kontrolle im Herbst 2006 zeigte jedoch, dass diese Besiedlungsplatten schnell von der charakteristischen Epifauna der Plattform überwuchert wurden (Abb. 1.4.6). Die Platten waren somit nur ein Abbild der Epifauna auf FINO 1 und lieferten keinen Erkenntnisgewinn hinsichtlich tiefenabhängiger Besiedlungsprozesse. Dieser Ansatz wurde daher nicht weiter verfolgt.



Abb. 1.4.6: Besiedlungsplatte (20 x 20 cm) in 11 m Wassertiefe (mit Fotorahmen) zur Dokumentation der tiefenabhängigen Kolonisierung künstlicher Hartsubstrate an der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 im Herbst 2006 nach einem Jahr der Exposition.

#### 1.4.6 Modellierung des Partikel- und Biomasseexports

In der Umgebung natürlicher und künstlicher Hartsubstrate kann es zu einer erhöhten Sedimentation von Partikeln kommen, was eine organische Anreicherung des Sediments zur Folge haben kann. Um die Größe des beeinflussten Gebietes und die potenzielle Menge des organischen Eintrages abschätzen zu können, wurde ein Partikel-Drift-Modell für FINO 1 entwickelt.

Das Modell basiert auf der Berechnung der Verbreitung hypothetischer Standardpartikel und der daran gekoppelten Abschätzung des Eintrages in das Sediment anhand des berechneten Verteilungsmusters. Die Standardpartikel sind zunächst ausschließlich über ihre Sinkgeschwindigkeit definiert und werden in bekannter Menge an der Unterwasserstruktur von FINO 1 freigesetzt.

Die räumliche Verteilung der Standardpartikel wird auf der Grundlage lokaler Strömungsbedingungen im Modell berechnet. Dies führt zu einem charakteristischen Verteilungsmuster von Partikeln definierter Sinkgeschwindigkeiten und Ursprungsorte. Auf diese Weise lassen sich zunächst die maximalen Driftdistanzen verschiedener Partikelklassen mit unterschiedlichen Sinkgeschwindigkeiten ermitteln, wodurch sich die räumliche Ausdehnung der Einflusszone zukünftiger Windenergieanlagen abschätzen lässt.

Um schließlich den Eintrag organischer Substanz in das Sediment zu quantifizieren, muss die Qualität und die Quantität der tatsächlich sedimentierenden Partikel abgeschätzt und entsprechend der räumlichen Verteilung der jeweiligen Standardpartikel auf die Fläche umgerechnet werden. Hierzu ist die Kenntnis der Qualität und der Quantität der an FINO 1 freigesetzten Partikel erforderlich, die aus der Zusammensetzung der Aufwuchsgemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 und ihrer zeitlichen Dynamik abgeschätzt wird.

#### 1.4.6.1 Das Driftmodell

Das Driftmodell beschreibt die Bewegung einzelner Partikel durch die Wassersäule bis zum Erreichen des Meeresbodens. Dabei werden sekundäre Resuspensionsprozesse aufgrund fehlender Information ignoriert. Der Simulation der Partikelbewegungen liegt ein so genanntes „directed Random-Walk-Model“ zugrunde. Die gerichtete (directed) Bewegung der Partikel aufgrund von Strömungen wird dabei mit einer zufälligen (random) Komponente überlagert, die unvorhersehbare Bewegungen durch kleinräumige Turbulenzen, Abweichungen der individuellen Partikel von der angenommenen Idealform und ähnlichen unbekanntem Größen annimmt. Das Ergebnis der Simulation ist das räumliche Ausbreitungsmuster der Partikel bzw. die Anzahl sedimentierter Partikel auf 25 x 25 m großen Zellen des umliegenden Meeresbodens.

#### 1.4.6.2 Wassertiefe, lokale Bedingungen

Die Wassertiefe in dem Gebiet um FINO 1 ist durch eine nahezu einheitliche Wassertiefe von rund 30 m gekennzeichnet. Dem Modell wird daher eine konstante Wassertiefe von 30 m zugrunde gelegt. Änderungen der Wassertiefe aufgrund von Tidenbewegungen werden vernachlässigt.

#### 1.4.6.3 Strömungsdaten

Es werden die vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) an FINO 1 erhobenen und zur Verfügung gestellten Daten zur Strömungsrichtung und -geschwindigkeit aus dem Jahr 2004 verwendet. Hierbei ist zu beachten, dass diese Daten zu dem Zeitpunkt der Erstellung des Modells mit einem Kompassfehler der vom BSH verwendeten Messgeräte (ADCP) behaftet waren. Dieser Fehler wurde für die Darstellung der abiotischen Umgebungsparameter (s. Abschnitt Hydrographische Parameter) korrigiert. Dabei ergab sich eine Verlagerung der Hauptströmungsrichtung um rund 40°, die aber aus zeitlichen Gründen bei der vorliegenden Modellentwicklung nicht mehr berücksichtigt werden konnte. Dies wird jedoch das Ergebnis der Modellierung, die flächenhafte Ausbreitung biogener Partikel, nicht grundlegend beeinflussen. Die Strömungsdaten aus dem Jahr 2004 liegen in einer hohen räumlichen (12 Tiefenstufen von 28-4 m in 2 m Abständen von 4-24 m) und zeitlichen

(10 Min.-Intervalle) Auflösung vor. Um die Strömungsdaten zeitlich kontinuierlich zu berechnen, wird linear zwischen zwei aufeinander folgenden Datenpunkten interpoliert. Ferner wird angenommen, dass sich die Richtung und Stärke der Strömung zwischen Meeresoberfläche und erstem Messpunkt in 4 m Wassertiefe nicht ändert. Eine windinduzierte Beeinflussung der Oberflächenströmung wird vernachlässigt. Es wird ferner angenommen, dass sich die Strömungsrichtung zwischen dem letzten Messpunkt in ca. 26 m Wassertiefe und dem Meeresboden in 30 m Wassertiefe nicht ändert. Die Strömungsstärke nimmt in diesem Bereich jedoch aufgrund der sich ausbildenden Grenzschicht zum Boden hin ab. 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  $v_{upper}$  wird wie folgt berechnet:

$$v = v_{upper} * \left( \frac{D_{max} - Depth}{D_{max} - D_{upper}} \right)^{0,2}$$

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

Um den Einfluss monatlich wechselnder Strömungsbedingungen auf die Transportvorgänge zu untersuchen, wurde vorab für die leichteste Partikelklasse (Muschel-Fäzes,  $V_s = 0,005 \text{ m s}^{-1}$ ) die Partikeldrift nach Freisetzung in der 0-5 m-Tiefenstufe für alle Strömungsverhältnisse der Monate Mai bis November 2004 simuliert. Ein Vergleich der Driftdistanzen identischer Partikel in den verschiedenen Monaten zeigte keinen erkennbaren Einfluss monatlicher Variation im Strömungsregime auf die Partikeldrift. Daher wurden in der Folge allen Simulationen die Strömungsdaten des Monats Juni 2004 zugrunde gelegt.

#### 1.4.6.4 „Random-Walk“ Partikel-Bewegung

Das Model berechnet die Bewegung einzelner Partikel in diskreten Zeitintervallen  $\delta t$  nach der folgenden Formel:

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

*= ursprüngliche Position + Verdriftung + zufällige Bewegung*

Dabei ist  $P_t$  die Position ( $x, y, z$ ) des Partikels  $P$  im Raum zum Zeitpunkt  $t$ . Diese ergibt sich aus der Position des Partikels im vorherigen Zeitschritt ( $P_{t-1}$ ), der Verdriftung entsprechend der lokalen Strömungsbedingungen  $V$  (bzw. den einzelnen Strömungsgeschwindigkeiten  $V_x, V_y, V_z$  im Raum) im Zeitraum  $\delta t$  und einer zufälligen Bewegung. Die zufällige Bewegung berechnet sich aus einer Zufallszahl  $R$  (gleichverteilt aus dem Interval von -1 bis +1; Erwartungswert  $E = 0$  und Varianz = 1/3), der Dauer des Zeitintervalls und der jeweiligen räumlichen Diffusionskonstante  $K$ . Somit wird ein "natives" Random-Walk Modell benutzt (Hunter et al. 1993, Visser 1997). Dies ist ein häufig verwendeter Ansatz, der von räumlich und zeitlich konstanten Turbulenzen ausgeht.

Die Untersuchung der Hartsubstratfauna auf FINO 1 hat gezeigt, dass die oberen fünf Meter der Unterwasserkonstruktion aufgrund der dichten Besiedlung mit Miesmuscheln eine grundsätzlich andere Biomasse und Gemeinschaftsstruktur aufweisen als die darunter liegenden Bereiche. Daher wurden für die Modellierung der Partikeldrift zwei Tiefenzonen der Partikelfreisetzung definiert: die 0-5 m-Tiefenstufe und die 5-30 m-Tiefenstufe.

#### 1.4.6.5 Diffusionskonstanten

Es liegen keine experimentell ermittelten Werte für die Stärke von Turbulenzen an FINO 1 vor. Diese Werte werden wesentlich von den räumlichen und zeitlichen Skalen der Betrachtung bestimmt (Wirbelgrößen, zeitliche Auflösung). Die sogenannte „apparent diffusivity“  $K$  als Maß für die Turbulenz und die charakteristische Längenskala  $l$ , also die durch die turbulente 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, weshalb dieser Zusammenhang auch als das „4/3 law of oceanic diffusion“ bezeichnet wird (Stommel 1949, Okubo 1971). Aufgrund der Überprüfung einer großen Anzahl von experimentellen Daten hat (Okubo 1971) den Zusammenhang  $K(cm^2 s^{-1}) = 0,0103 * l(cm)^{1,15}$  vorgeschlagen, der in dieser Arbeit verwendet wird.

Da der Fokus der vorliegenden Modellierung auf relativ kleinskaligen Transportvorgängen in der Größenordnung von wenigen 10 bis zu einigen 100 Metern liegt, wurden drei unterschiedliche horizontale Diffusionskonstanten definiert:

*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 damit rund 4 m, 29 m und 217 m (Tab. 1.4.4) und sind mit anderen Untersuchungen in der Nordsee vergleichbar (Bolding et al. 2002). Eine erste Simulation der Freisetzung von 1000 Partikeln pro Stunde (Sinkgeschwindigkeit:  $0,005 \text{ m s}^{-1}$ , s. unten) in der 0-5 m-Tiefenstufe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 ergab jedoch keinen Einfluss unterschiedlicher horizontaler Diffusionskonstanten auf die Verteilung der freigesetzten Partikel im umliegenden Sediment. Daher wurde bei der weiteren Modellierung des Eintrages von Biomasse von FINO 1 eine standardisierte horizontale Driftkonstante von  $K_h = 0,01 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$  zugrunde gelegt.

Die vertikale Durchmischung (bzw. vertikale Turbulenzen) ist gewöhnlich geringer als die horizontale und wird entscheidend von möglichen Schichtungen des Wasserkörpers beeinflusst. Der jahreszeitliche Verlauf der an FINO 1 in verschiedenen Tiefen gemessenen Wassertemperaturen legt nahe, dass der Wasserkörper über das ganze Jahr hinweg sehr gut durchmischt ist. Daher wurde eine vertikale Diffusionskonstante  $K_v = 0,01 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$  angenommen, bei der die charakteristische Länge ungefähr der vorliegenden Wassertiefe entspricht.

Tab. 1.4.4: Verwendete Diffusionskonstanten  $K$  und die daraus resultierende räumliche Ausdehnung der Transportvorgänge

	Diffusionskonstante $K$ [m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> ]	Diffusionskonstante $K$ [cm <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> ]	ungefähre räumliche Ausdehnung [m]
$K_h$ (low)	0.001	10	4
$K_h$ (normal)	0.01	100	29
$K_h$ (high)	0.1	1000	217
$K_v$	0.001	100	29

#### 1.4.6.6 Partikelsinkgeschwindigkeiten

Partikel mit einer höheren Dichte als das umgebende Medium sinken mit einer Geschwindigkeit  $V_s$  zu Boden. Für das Modell wurden die Sinkgeschwindigkeiten verschiedener Partikel aus Literaturwerten sowie durch eigene Messungen ermittelt. Sinkgeschwindigkeit für Fäzes/Pseudofäzes der Miesmuscheln *Mytilus edulis* wurden der Literatur entnommen (Hatcher et al. 1994). Sinkgeschwindigkeiten von Jassa-Bauten und lebenden *Mytilus*-Individuen (Einzeltiere und Aggregate zusammenhängender Individuen) wurden in eigenen Messungen ermittelt.

Diese wurden während der Ausfahrt HE266 der Heincke im April 2007 im Taucheinsatz an FINO 1 gesammelt. Die lebenden Tiere wurden bis zum Versuch an Bord der Heincke unter Umgebungsbedingungen (Seewasserdurchfluss) für maximal 24 Stunden gehältert. Zur Bestimmung der Sinkgeschwindigkeiten wurden die Proben in einen mit Seewasser (Temperatur: 16°C, Salinität: 34 PSU) gefüllten Sedimentationszylinder aus Plexiglas (Höhe: 130 cm, Innendurchmesser: 29 cm) überführt (Abb. 1.4.7). Mittels einer Pinzette wurde die jeweilige Probe bis kurz unterhalb der Wasseroberfläche eingetaucht. Nach einem kurzen Augenblick (um Turbulenzen zu verhindern, die durch das Eintauchen verursacht wurden) wurde die Probe fallen gelassen und ihr Absinken verfolgt. Mittels einer computergestützten Stoppuhr wurde die Zeit bestimmt, die die Probe für das Durchsinken einer Messstrecke von 40 cm benötigte. Diese Messstrecke begann 25 cm unterhalb der Wasseroberfläche, um Artefakte durch das Probenhandling zu minimieren. Insgesamt wurden Sinkgeschwindigkeiten anhand von 35 einzelnen lebenden Individuen und 24 durch Byssusfäden verbundenen *Mytilus*-Aggregaten (2-12 Individuen) sowie von 14 Jassa-Bauten („Plaques“) ermittelt.

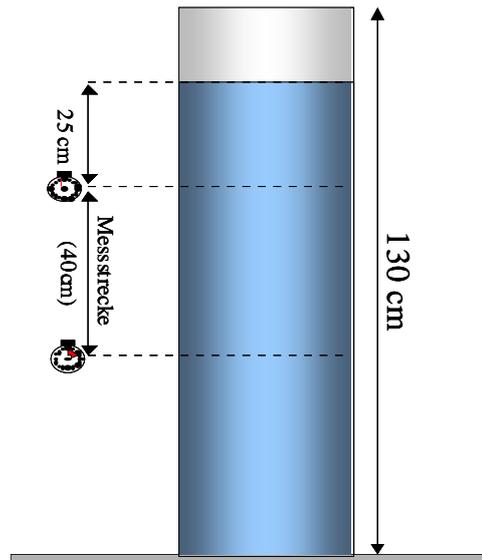


Abb. 1.4.7: Aufbau der Messeinrichtung zur Bestimmung von Partikelsinkgeschwindigkeiten. Die Messung erfolgte 25 cm unterhalb der Oberfläche durch die Bestimmung der Zeit, in der eine Messstrecke von 40 cm durchfallen wurde.

Da das spezifische Gewicht einzelner Miesmuscheln und Aggregaten mehrerer Tiere weitgehend übereinstimmen sollte, werden die Sinkgeschwindigkeiten dieser beiden Kategorien zusammengefasst, um eine für *M. edulis* charakteristische Sinkgeschwindigkeit in Nordseewasser zu definieren. Die durchschnittliche Partikelsinkgeschwindigkeit lebender Miesmuscheln betrug  $0,21 \pm 0,05 \text{ cm s}^{-1}$ . Die Sinkgeschwindigkeit variierte zwischen  $0,13$  und  $0,37 \text{ cm s}^{-1}$  (Abb. 1.4.8). Die durchschnittliche Sinkgeschwindigkeit von *Jassa*-Bauten betrug  $0,06 \pm 0,01 \text{ m s}^{-1}$ . Die Sinkgeschwindigkeiten variierten von  $0,05$  bis rund  $0,08 \text{ m s}^{-1}$  (Abb. 1.4.9). Es wurden somit drei verschiedene Partikelklassen definiert, die jeweils eine bestimmte Fraktion der an FINO 1 freigesetzten biogenen Partikel charakterisieren. Dies sind langsam sinkende Partikel mit  $V_s = 0,005 \text{ m s}^{-1}$  (Fäzes und Pseudofäzes der Miesmuscheln), schnell sinkende Partikel mit  $V_s = 0,064 \text{ m s}^{-1}$  (*Jassa*-Bauten, Hydrozoen und Anthozoen) und extrem schnell sinkende Partikel mit  $V_s = 0,21 \text{ m s}^{-1}$  (*Mytilus*-Individuen bzw. -Aggregate). Um natürliche Variationen zu berücksichtigen, wurde die Sinkgeschwindigkeit eines Partikels im Modell normalverteilt um  $\pm 25 \%$  der oben angegebenen Werte variiert.

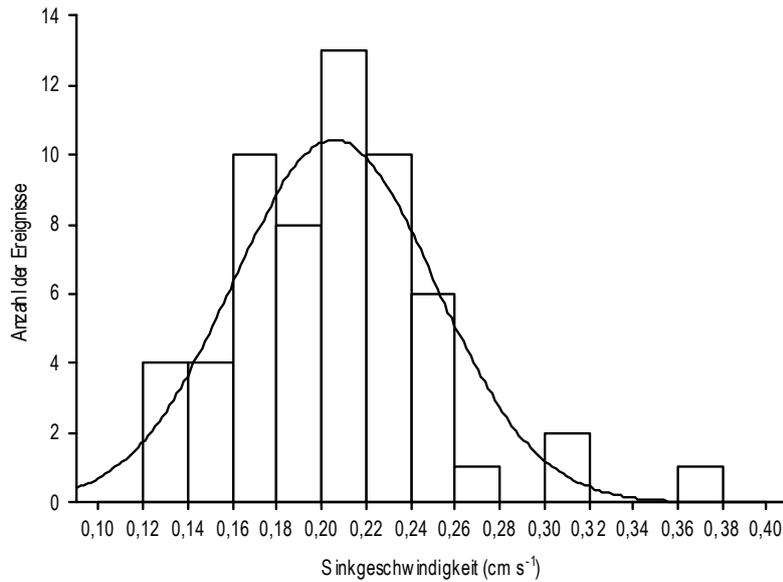


Abb. 1.4.8: Häufigkeitsverteilung der experimentell ermittelten Sinkgeschwindigkeiten lebender *Mytilus edulis* von der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 in Nordseewasser

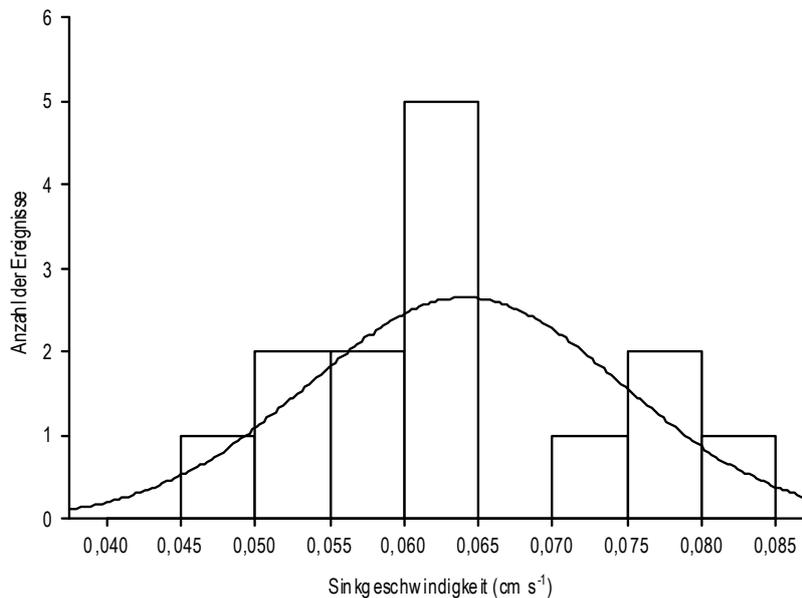


Abb. 1.4.9: Häufigkeitsverteilung der experimentell ermittelten Sinkgeschwindigkeiten von *Jassa-Bauten* von der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 in Nordseewasser

### 1.4.6.7 Aufwuchsgemeinschaft

Die Aufwuchsgemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 ist räumlich und zeitlich stark strukturiert (s. Kapitel 2.4). Die Aufwuchsorganismen setzen partikuläre Stoffwechselendprodukte (Fäzes) mit charakteristischen qualitativen und quantitativen Eigenschaften frei, die zu Boden sedimentieren. Ferner fallen von FINO 1 größere Biomassepartikel in Form vollständiger Organismen oder Teilen lebender und toter

Individuen ab. Die räumliche und zeitliche Verteilung der Organismen der Aufwuchsgemeinschaft bestimmt die Rate der Freisetzung sowie die Zusammensetzung der freigesetzten biogenen Partikel an der Plattform. Die bedeutendsten Komponenten der Aufwuchsgemeinschaft an FINO 1 sind Miesmuscheln, Bauten der Flohkrebse, saisonal auftretende Hydrozoen (*Ectopleura larynx*) sowie Aktinien. Daher wird hier der Export biogener Partikel für diese Komponenten abgeschätzt. Die Quantifizierung der unterschiedlichen an FINO 1 freigesetzten Partikel erfolgte anhand von Literaturdaten sowie mit Kenntnis der jährlichen Populationsdynamiken der einzelnen Taxa (beschrieben als Biomasse) auf FINO 1.

#### 1.4.6.8 Raten der Partikelfreisetzung an FINO 1

Die Produktionsraten biogener Partikel, die an der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 freigesetzt werden, wurden anhand der Entwicklung der jährlichen Biomasse des jeweiligen Taxons abgeschätzt. Die Faktoren für die Umrechnung der Biomasse (FG) in Trockengewicht (TG) bzw. aschefreies Trockengewicht (AFTG) beruhen auf eigenen Messungen bzw. Literaturwerten und sind in den Tab. 1.4.8 aufgeführt.

##### 1.4.6.8.1 *Mytilus edulis*

Die zeitliche Entwicklung der Biomasse von *M. edulis* zeigte im 0-5 m-Tiefenbereich von FINO 1 eine deutliche saisonale Dynamik, die einem regelmäßigen Muster folgte (siehe Abb. 2.4.17, Kapitel 2.4.3). Im Frühjahr beträgt die Biomasse von *M. edulis* rund 25 kg<sub>FG</sub> m<sup>-2</sup>. Im Sommer verdoppelt sich die Biomasse auf rund 35-40 kg<sub>FG</sub> m<sup>-2</sup>. Im Herbst und Winter reduziert sich die Biomasse wieder auf die Ausgangsmasse des Frühjahrs. Dieses saisonale Muster bildet die Grundlage für die Abschätzung der Masse abfallender „schwerer“ *Mytilus*-Partikel. Entsprechend der Ergebnisse der Kratzproben wird davon ausgegangen, dass die Gesamtbiomasse einen stationär oszillierenden Zustand erreicht hat und dass die Schwankungen der Biomasse einem langfristig konstanten Muster folgen. Für die Abschätzung der freigesetzten Partikelmengen werden weitere, zum Teil stark vereinfachende Annahmen getroffen:

1. Zwischen Oktober und April findet aufgrund geringer Temperaturen und Nahrungsverfügbarkeit kein Wachstum statt.
2. Die natürliche Mortalität bzw. der natürliche Biomasse-Verlust ist über das gesamte Jahr konstant.

Somit beläuft sich die natürliche Mortalitäts-/Verlustrate, berechnet anhand der Differenz der Biomassewerte zwischen Oktober und dem darauf folgenden April auf 5,5 % Monat<sup>-1</sup> (Abb. 1.4.10). Vom Frühjahr zum Sommer nimmt die Biomasse wieder zu. Diese Zunahme lässt sich über den mittleren Biomasseanstieg zwischen April und Juli bestimmen. Unter der Berücksichtigung des auch zu diesem Zeitpunkt stattfindenden, konstanten monatlichen Verlusts von 5,5% nimmt die Biomasse in der Zeit von April bis Juli um insgesamt 26 % Monat<sup>-1</sup> zu. Zwischen Juli und Oktober nimmt die Biomasse stärker ab als durch die oben berechnete Verlustrate erklärt wird. In dieser Zeit muss also ein weiterer Verlustfaktor wirksam sein. Dieser zusätzliche Verlust kann durch beginnende Herbststürme verursacht werden, die Teile der *Mytilus*-Population von der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 losreißen. Unter der Annahme einer konstanten, sturminduzierten Mortalität in den Monaten Juli bis Oktober beträgt die erhöhte Mortalität 27,7 %. Hierbei wird eine ungebremste Fortsetzung der Biomasseproduktion von 26 % Monat<sup>-1</sup> bis in den Oktober angenommen. Alternativ ist eine entsprechende Reduktion der Zuwachsrate in dieser Zeit denkbar. In der Realität sind vermutlich beide Faktoren wirksam.

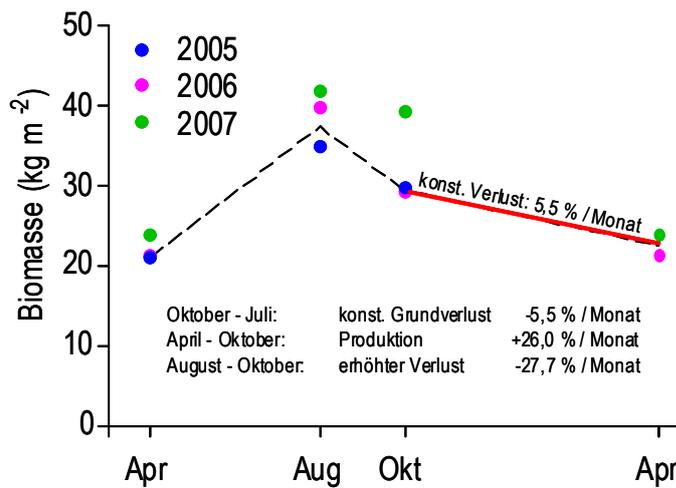


Abb. 1.4.10: Mittlere Biomasse von *Mytilus edulis* auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 in den Jahren 2005 - 2007. Zur Berechnung der Verlust- und Produktionsraten wurden die Werte des Zeitraums von April 2005 bis April 2007 berücksichtigt.

Die jeweilige Bedeutung der einzelnen Prozesse kann jedoch anhand der vorliegenden Daten derzeit nicht beurteilt werden. In der Summe liegt die monatliche Brutto-Verlustmenge zwischen 1,1 und 10,8 kg<sub>FG</sub> m<sup>-2</sup>. Der hieraus resultierende monatliche Biomasseverlust ist Tab. 1.4.5 zu entnehmen.

Tab. 1.4.5: Biomasse der monatlich freigesetzten *Mytilus edulis*-Partikel (ohne Fäzes/Pseudofäzes) an der Unterwasserkonstruktion von FINO 1

Monat	Biomasse [kg <sub>FG</sub> m <sup>-2</sup> ]	Wachstum [% Monat <sup>-1</sup> ]	Mortalität [% Monat <sup>-1</sup> ]	Sturmmortalität [% Monat <sup>-1</sup> ]	Bruttoverlust		
					kg <sub>FG</sub> m <sup>-2</sup>	kg <sub>TG</sub> m <sup>-2</sup>	kg <sub>AFTG</sub> m <sup>-2</sup>
Januar	23,7	0	5,5	0	1,3	0,7	0,2
Februar	22,4	0	5,5	0	1,2	0,7	0,2
März	21,2	0	5,5	0	1,2	0,7	0,2
April	20	26	5,5	0	1,1	0,6	0,1
Mai	24,1	26	5,5	0	1,3	0,7	0,2
Juni	29	26	5,5	0	1,6	0,9	0,2
Juli	35	26	5,5	0	1,9	1,1	0,2
August	32,5	26	5,5	27,7	10,8	6,1	1,4
September	30,2	26	5,5	27,7	10,0	5,7	1,3
Oktober	28	26	5,5	27,7	9,3	5,3	1,2
November	26,5	0	5,5	0	1,5	0,9	0,2
Dezember	25	0	5,5	0	1,4	0,8	0,2

### 1.4.6.8.2 Fäzes/Pseudofäzes von *Mytilus edulis*

Produktionsraten für Fäzes bzw. Pseudofäzes von Muscheln wurden der Literatur entnommen. Für andere Organismengruppen sind Informationen zur Fäzesproduktion selten. Daher wird hier ausschließlich die Fäzesproduktion von *M. edulis* berücksichtigt. Literaturangaben zur Fäzesproduktion von *M. edulis* schwanken stark zwischen den einzelnen Untersuchungen (Tab. 1.4.6).

Tab. 1.4.6: Literaturangaben zum organischen Anteil und zur Zusammensetzung von Fäzes/Pseudofäzes

org. Anteil (% <sub>TG</sub> )	C [%]	N [%]	C/N- Verhältnis	Quelle	Bemerkungen
93	34	5	6,8	Giles & Pilditch 2004	"Algen"-Nahrung, Fäzes und Pseudofäzes kombiniert
11	3,4	0,4	8,6	Giles & Pilditch 2004	natürliche Nahrung, Fäzes und Pseudofäzes kombiniert
12	2,7	0,8	3,6	Giles & Pilditch 2004	Sestonnahrung (Schlick), Fäzes und Pseudofäzes kombiniert
30	12,9	1,5	8,4	Kautsky & Evans 1987	Sommer
8	14,2	1,7	8,4	Kautsky & Evans 1987	Winter
20-25				Callier et al. 2006	
11				Björk et al. 2000	Sommer
5				Björk et al. 2000	Winter
Mittelwert	23,9	13,4	1,9	7	

Die mittels Sedimentationsfallen ermittelten Einträge größerer Gemeinschaften in das Sediment schwanken zwischen  $1 \text{ kg}_{\text{TG}} \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  in einer natürlichen Population in der Ostsee (Kautsky & Evans 1987) und über  $345 \text{ kg}_{\text{TG}} \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  für eine Aquakultur in einer stark eutrophierten Mittelmeer-Lagune (Grenz 1989 zitiert in Chamberlain et al. 2001). Angaben von rund  $12 \text{ kg}_{\text{TG}} \text{ m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  (Tsuchiya 1980) werden als adäquat für die Verhältnisse an FINO 1 erachtet, da sich die Biomasse „occasionally“  $50 \text{ kg}_{\text{FG}} \text{ m}^{-2}$ ; (Tsuchiya 1980) FINO 1:  $25\text{-}40 \text{ kg}_{\text{FG}} \text{ m}^{-2}$ , siehe Abb. 2.4.17, Kapitel 2.4.3] und die klimatischen Bedingungen ähneln.

Die produzierten Fäzesmengen sind von der Biomasse der Muscheln und der Sestonkonzentration abhängig. Es wird hier angenommen, dass die Menge der *M. edulis*-Fäzes mit der Biomasse der Miesmuscheln korreliert. Bei einem mittleren organischen Anteil von ca. 23,9 % (aus Tab. 1.4.6) entsprechen  $12 \text{ kg}_{\text{TG}} \text{ m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  Fäzes einer Freisetzung von  $2,868 \text{ kg}_{\text{AFTG}} \text{ m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ , der sich entsprechend der monatlichen *Mytilus*-Biomasse in der 0-5 m-Tiefenstufe auf die Monate verteilt (Tab. 1.4.7).

Tab. 1.4.7: Biomasse der von *Mytilus edulis* auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 monatlich produzierten Fäzes/Pseudofäzes

Monat	Biomasse <i>M. edulis</i> [kg <sub>FG</sub> m <sup>-2</sup> ]	Biomasse produzierter Fäzes [g <sub>AFTG</sub> m <sup>-2</sup> ]
Januar	23,7	214,0
Februar	22,4	202,3
März	21,2	191,4
April	20	180,6
Mai	24,1	217,6
Juni	29	261,9
Juli	35	316,1
August	32,5	293,5
September	30,2	272,7
Oktober	28	252,8
November	26,5	239,3
Dezember	25	225,8

#### 1.4.6.8.3 Jassa-Bauten

Das jährliche Minimum der Biomasse der *Jassa*-Bauten stellt sich jeweils im Frühjahr ein (Abb. 1.4.11). Dies beträgt für die 0-5 m-Tiefenstufe ca. 0,75 kg<sub>FG</sub> m<sup>-2</sup> und für die 5-30 m-Tiefenstufe ca. 0,35 kg<sub>FG</sub> m<sup>-2</sup>. Über das Jahr erfolgt eine Zunahme der Bauten-Biomasse, so dass im Sommer/Herbst ca. 1,25 kg<sub>FG</sub> m<sup>-2</sup> (0-5 m-Tiefenstufe) bzw. ca. 0,65 kg<sub>FG</sub> m<sup>-2</sup> (5-30 m-Tiefenstufe) erreicht werden. Es wird angenommen, dass die Verlustrate dieser Partikel über das Jahr konstant ist.

Da die Wohnröhren aus organischem Material (hauptsächlich der Fäzes der Amphipoden) aufgebaut werden (Ulrich et al. 1995), kann davon ausgegangen werden, dass die Produktion mit der Nahrungsaufnahme korreliert. Daher gehen wir von einer Reduzierung bzw. Einstellung des Wohnröhrenbaus während der Winterzeit aus. Somit lässt sich eine konstante Grundverlustrate aus der Differenz zwischen dem Herbstmaximum und dem Frühjahrsminimum bestimmen. Demnach beträgt die Verlustrate für die 0-5 m-Tiefenstufe ca. 0,1 kg<sub>FG</sub> m<sup>-2</sup> Monat<sup>-1</sup> und für die 5-30 m-Tiefenstufe 0,05 kg<sub>FG</sub> m<sup>-2</sup> Monat<sup>-1</sup>. Ferner wird angenommen, dass die Verlustrate der Freisetzung entspricht. Da die Wohnröhren aus Fäzes aufgebaut werden, nehmen wir an, dass der organische Anteil dem der *Mytilus*-Fäzes (23,9%) (Tab. 1.4.6) entspricht.

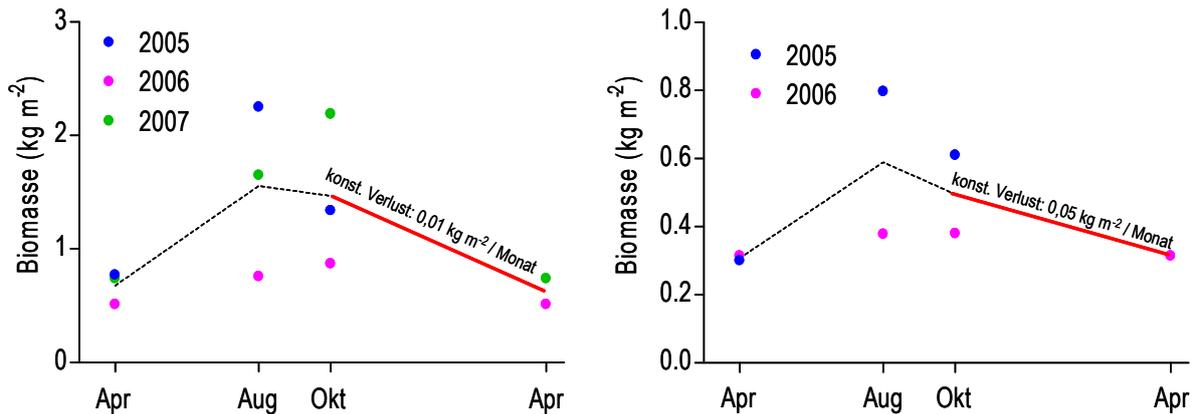


Abb. 1.4.11: Mittlere Biomasse der Jassa-Bauten in der 0-5 m-Tiefenstufe (links) und in der 5-30 m-Tiefenstufe (rechts) der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 in den Jahren 2005 bis 2007. Der konstante Biomasseverlust wurde anhand der Differenzen der mittleren Biomasse im Oktober und im darauf folgenden April errechnet. Zur Berechnung der Verlustraten wurden jeweils die Werte des Zeitraums von April 2005 bis April 2007 (0-5 m-Tiefenstufe) bzw. von April 2005 bis Oktober 2006 (5-30 m-Tiefenstufe) berücksichtigt.

Somit wird eine konstante Freisetzung von ca. 0,0239 kg<sub>AFTG</sub> m<sup>-2</sup> Monat<sup>-1</sup> für die 0-5 m-Tiefenstufe und ca. 0,012 kg<sub>AFTG</sub> m<sup>-2</sup> Monat<sup>-1</sup> für die 5-30 m-Tiefenstufe erwartet (Umrechnung s. Tab. 1.4.8).

Tab. 1.4.8: Umrechnungsfaktoren zur Berechnung des organischen Eintrages verschiedener Partikelklassen der Aufwuchsgemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 (FG = Feuchtgewicht, TG = Trockengewicht, AFTG = aschefreies Trockengewicht)

Partikelklasse	TG : FG (%)	AFTG : FG (%)	Quelle	Bemerkung
<i>Mytilus edulis</i>	56.9	12.8	eigene Messung, siehe Abschnitt <i>Mytilus edulis</i>	
<i>Mytilus</i> -Fäzes	k.A.	23.9	s. Tabelle 1.4.6	
Jassa-Bauten	k.A.	23.9		analog „Fäzes“
<i>Jassa</i> spp.	20	16.5	Ricciardi & Bourget 1998	analog "Amphipoda"
Anthozoa	13.3	11.6	Ricciardi & Bourget 1998	analog "Actiniaria"
Hydrozoa	13.3	11.6	Ricciardi & Bourget 1998	analog "Actiniaria"

#### 1.4.6.8.4 Hydrozoa

Die saisonale Biomasse der Hydrozoa nahm über den Untersuchungszeitraum kontinuierlich zu. Daher wurden für die Berechnung der monatlichen Verlustrate nur die Werte des Jahres 2007 zugrunde gelegt. Hydrozoa treten in der 5-30 m-Tiefenstufe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 im Frühjahr in hoher Dichte auf. Die Biomasse von 0,3-0,7 kg<sub>FG</sub> m<sup>-2</sup> im Frühjahr verschwindet bis zum Sommer fast vollständig (Abb. 1.4.12). Die Hydrozoa setzen somit in dem Zeitraum von April bis Juli eine Biomasse von 0,1-0,23 kg<sub>FG</sub> m<sup>-2</sup> Monat<sup>-1</sup> frei. Dies entspricht nach Umrechnung (s. Tab. 1.4.8) einer Biomasse von 0,0166-0,027 kg<sub>AFTG</sub> m<sup>-2</sup> Monat<sup>-1</sup>. Um eine

Überschätzung der freigesetzten Biomasse zu vermeiden, wird in der Folge der konservative Wert von  $0,0166 \text{ kg}_{\text{AFTG}} \text{ m}^{-2} \text{ Monat}^{-1}$  zugrunde gelegt.

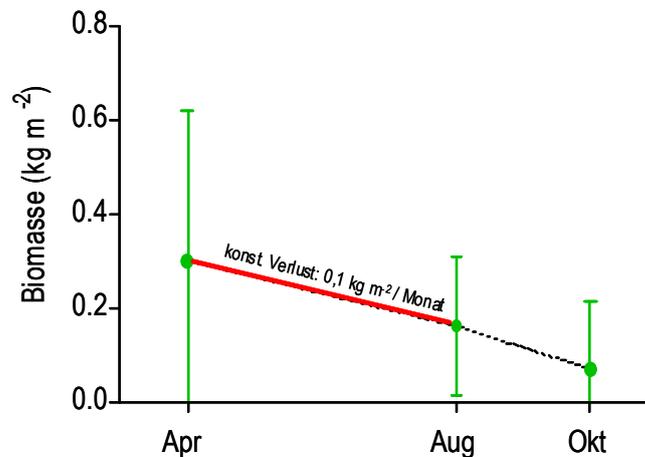


Abb. 1.4.12: Mittlere Biomasse der Hydrozoa in der 5-30 m-Tiefenstufe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 im Jahr 2007. Der konstante Biomasseverlust wurde anhand der Differenzen der mittleren Biomasse im April und im darauf folgenden August errechnet.

#### 1.4.6.8.5 Anthozoa

Die saisonale Biomasse der Anthozoa stieg über den Untersuchungszeitraum an. Die höchste mittlere Biomasse von rund  $1 \text{ kg}_{\text{FG}} \text{ m}^{-2}$  wurde im Herbst 2007 in der 5-30 m-Tiefenstufe von FINO 1 erreicht. In der restlichen Zeit des Jahres beträgt die Biomasse der Anthozoa durchschnittlich  $0,4 \text{ kg}_{\text{FG}} \text{ m}^{-2}$ . Somit wurde ein Biomasseverlust zwischen Herbst und dem folgenden Frühjahr von  $0,1 \text{ kg}_{\text{FG}} \text{ m}^{-2} \text{ Monat}^{-1}$  berechnet. Diese Biomassefreisetzung wird als konstant erachtet unter der Annahme, dass der Verlust in den übrigen Monaten kompensiert wird. Nach Umrechnung (Tab. 1.4.8) ergab sich eine freigesetzte Biomasse von  $0,0166 \text{ kg}_{\text{AFTG}} \text{ m}^{-2} \text{ Monat}^{-1}$ .

In der 0-5 m-Tiefenstufe waren die Anthozoa häufig nur mit geringer Biomasse oder gar nicht vorhanden, so dass hier keine regelmäßige Freisetzung biogener Partikel durch die Anthozoen erwartet wird. Die Anthozoa dieser Tiefenstufe wurden daher bei der weiteren Modellierung nicht berücksichtigt.

#### 1.4.6.8.6 Oberfläche der Unterwasserkonstruktion von FINO 1

Die 0-5 m-Tiefenstufe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 hat eine Oberfläche  $148 \text{ m}^2$ . Die Oberfläche der 5-30 m-Tiefenstufe beträgt  $1145 \text{ m}^2$ . Der bei Zugrundelegung dieser Oberflächen zu erwartende monatliche Gesamtbiomasseexport (in  $\text{kg}_{\text{AFTG}}$ ) ist für die einzelnen Gruppen und Tiefenstufen in den Tab. 1.4.9 und Tab. 1.4.10 dargestellt. In der Summe ergibt sich ein jährlicher Gesamtbiomasseexport von der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 von  $1741,7 \text{ kg}_{\text{AFTG}}$ . Davon entfallen rund 71 % auf Partikel, die von den Miesmuscheln produziert werden (ganze Tiere und Fäzes). Anthozoen produzieren rund 13 % aller freigesetzten Partikel, *Jassa* spp. 12 % und die Hydrozoen rund 4 %. Zahlreiche Taxa treten nur unregelmäßig und mit geringer Biomasse an FINO 1 auf, so dass ihre jährliche Dynamik nicht hinreichend quantifizierbar ist. Es muss jedoch vermutet werden, dass diese Taxa in ihrer Summe einen Beitrag zum Biomasseeintrag in das umgebende Sediment leisten. Die rund 1,7 t Biomasse sind daher als eine konservative Abschätzung der an FINO 1 jährlich freigesetzten Biomasse zu betrachten.

Tab. 1.4.9: Monatlicher Biomassenexport (kg<sub>AFTG</sub>) aus der 0-5 m-Tiefenstufe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 bei einer Gesamtoberfläche von 148 m<sup>2</sup>

Monat	<i>Mytilus</i>	<i>Mytilus</i> -Fäzes	<i>Jassa</i> -Bauten	Gesamt
Januar	24,6	31,6	3,5	59,7
Februar	22,7	29,9	3,5	56,1
März	22,7	28,3	3,5	54,5
April	20,8	26,7	3,5	51,0
Mai	24,6	32,2	3,5	60,3
Juni	30,3	38,8	3,5	72,6
Juli	36,0	46,8	3,5	86,3
August	204,6	43,4	3,5	251,5
September	189,4	40,3	3,5	233,2
Oktober	176,2	37,4	3,5	217,1
November	28,4	35,4	3,5	67,3
Dezember	26,5	33,5	3,5	63,5
jährlich	807,0	424,3	42,0	1273,3

Tab. 1.4.10: Monatlicher Biomassenexport (kg<sub>AFTG</sub>) aus der 5-30 m-Tiefenstufe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 bei einer Gesamtoberfläche von 1145 m<sup>2</sup>

Monat	<i>Jassa</i> -Bauten	Hydrozoa	Anthozoa	Gesamt
Januar	13,7	-	19,0	32,7
Februar	13,7	-	19,0	32,7
März	13,7	-	19,0	32,7
April	13,7	19,0	19,0	51,7
Mai	13,7	19,0	19,0	51,7
Juni	13,7	19,0	19,0	51,7
Juli	13,7	19,0	19,0	51,7
August	13,7	-	19,0	32,7
September	13,7	-	19,0	32,7
Oktober	13,7	-	19,0	32,7
November	13,7	-	19,0	32,7
Dezember	13,7	-	19,0	32,7
jährlich	164,4	76,0	228,0	468,4

### 1.4.7 Meroplankton

Die Daten zur zeitlichen Dynamik des Zooplanktons wurden im Rahmen der Planktonlangzeitserie „Helgoländer Reede“ der Biologischen Anstalt Helgoland erhoben. Von Herrn Prof. Dr. Maarten Boersma wurden Daten für den Zeitraum vom Januar 2004 bis zum November 2006 zur Verfügung gestellt. Nach Greve et al. (2004) wurden die Zooplanktonproben bei geeignetem Wetter Montags, Mittwochs und Freitags jeder Woche in den Morgenstunden auf 54°11'18" N und 007°54'00" E genommen. Hierbei kamen ein HYDROBIOS Apstein Plankton Handnetz (Artikelnr.: 438040, Maschenweite: 150 µm, Öffnung: 17 cm, Netzlänge: 100 cm) sowie ein HYDROBIOS Calcofi

Ring Trawl Netz (Artikelnr.: 438700, Maschenweite: 500  $\mu\text{m}$ , Öffnung: 100 cm, Netzlänge: 400 cm) zum Einsatz. Zur Quantifizierung des beprobten Wasservolumens waren beide Netze mit einem FlowMeter ausgestattet. Aufgrund der geringen Wassertiefe von 6 – 8 Metern wurden die Netze ausschließlich Horizontal geschleppt. Nach dem Fang wurden die Proben bis zur taxonomischen Bearbeitung in 4 %igem Formaldehyd fixiert.

## 1.4.8 Hydroakustische Erfassung pelagischer Fischfauna

### 1.4.8.1 Aufbau der horizontalen Echolote

Da die Beprobung des unmittelbaren Nahbereichs der Unterwasserstruktur von FINO 1 mit herkömmlichen Schleppnetzen nicht möglich ist, wurde die pelagische Fischfauna an der Plattform mit zwei unterschiedlichen, horizontal arbeitenden Echolotsystemen beprobt. Ein System wurde stationär am Meeresboden bei FINO 1 betrieben. Ein mobiles System kam während der Ausfahrten des Forschungsschiffs *Heincke* zum Einsatz.

Die Funktionsweise von Echoloten basiert auf der Reflektion von Ultraschallimpulsen (Pings) bestimmter Frequenz, die von den Schallgebern des Echolots ausgesendet werden. Diese Pings werden an Objekten im Wasser, wie z.B. Fischen, reflektiert und vom Schallempfänger des Echolotes empfangen. Dabei werden die Signale bei der Reflektion abgeschwächt. Die Stärke des reflektierten Echolotsignals (TS, Target strength) wird in Dezibel (dB) angegeben. Die „Target strength“ entspricht der Stärke der Echosignale nach Reflexion an Objekten bzw. Organismen im Wasser relativ zur Stärke des Ausgangssignals. Aus der Laufzeitmessung der ausgesendeten und empfangenen Schallwellen und ihrer Ausbreitungsgeschwindigkeit wird der Abstand des Objektes zum Echolot berechnet.

Die hydroakustischen Untersuchungen erfolgten mit Echoloten vom Typ EK 60 der Firma Kongsberg/SIMRAD (Norwegen). Die Echolote bestehen aus den Schallgebern und -empfängern (Schwinger / Transducer) und der Steuerungseinheit (GPT: General Purpose Transceiver). Die Schwinger setzen die elektrischen Signale der GPT in Ultraschallschwingungen um und senden sie aus. Anschließend empfangen sie die reflektierten Ultraschallschwingungen und wandeln diese wieder in elektrische Impulse um. Die Schallimpulse mit den spezifischen Frequenzen 120 und 38 kHz breiten sich elliptisch mit einem Öffnungswinkel von 7° vom Transducer aus. Die sogenannte Split Beam-Technologie erlaubt dabei die Erfassung der Richtung der Echos und damit eine Kalibrierung der empfangenen Signalstärke in Abhängigkeit vom Winkel. Dadurch kann die Echostärke unabhängig von Entfernung und Winkel des Objekts ermittelt werden (Bobek & Schiemer 1987). Die Echolotkomponenten sind mit einem Rechner verbunden, der die digitalen Rohdaten empfängt, darstellt und speichert.

#### 1.4.8.1.1 Kalibrierung der Echolote

Da die Schallgeschwindigkeit im Wasser von Temperatur und Salzgehalt abhängt und die Winkelkorrektur der empfangenen Signalstärken wiederum von der Schallgeschwindigkeit, muss das Echolot vor dem Einsatz unter der vorherrschenden abiotischen Bedingungen kalibriert werden. Die Kalibrierung der Echolote erfolgte entsprechend der Herstellerspezifikation (SIMRAD Manual 2004) im April 2007 im Hafen von Helgoland. Für die Kalibrierung und für die Probennahme wurden die in Tab. 1.4.11 dargestellten frequenzspezifischen Parameter verwendet.

Tab. 1.4.11: Parameter der Echolotschwinger bei der Kalibrierung und den Probennahmen

	Frequenz	
	38 kHz	120 kHz
Öffnungswinkel	7°	
Pulsrate	0.2 (d.h. 5 pings s <sup>-1</sup> )	
Pulsdauer [µm]	256	
Power [Watt]	1000	500
Messbereich [m]	0-120 m	

## 1.4.8.2 Probennahme

### 1.4.8.2.1 Stationäres Horizontal-Echolot

Das stationäre Echolot wurde während der Frühjahrsausfahrt der *Heincke* im April 2007 ausgebracht. Mit dem Echolot wurde vom April 2007 bis zu einer Störung im August 2007 das Vorkommen pelagischer Fische bei FINO 1 wöchentlich erfasst (Tab. 1.4.12).

Tab. 1.4.12: Probennahmetermine im Jahr 2007 des stationären und mobilen Echolotes. Die Daten der mit \* gekennzeichneten Termine wurden analysiert.

Datum	Echolot	
	Stationär	Mobil
24 Apr		x
25 Apr		x
07 Mai	x	
10 Mai	x	
15 Mai	x*	
24 Mai	x	
31 Mai	x*	
07 Jun	x	
11 Jun	x*	
20 Jun	x*	
02 Jul	x*	
13 Jul	x	
21 Jul	x*	
26 Jul	x*	
01 Aug		x*
02 Aug		x*
04 Aug		x
20 Okt		x*
21 Okt		x*

Nachdem seit August 2007 keine Verbindung mehr zu dem Echolot am Meeresgrund bestand, wurde zunächst mit Hilfe des Ingenieurbüros *iSiTEC GmbH* versucht, das System vor Ort zu reparieren. Das Problem ließ sich aber nicht vor Ort beheben, so dass das Echolot im Oktober 2007 geborgen wurde. Nach der Bergung wurde an Bord der *FS Heincke* eine starke Beschädigung der Schwenk-Neige-Einheit festgestellt. Auf der Abb. 1.4.13 ist deutlich zu erkennen, dass die gesamte Rückseite der Schwenk-Neige-Einheit fehlt und das innere System des Gerätes vom Seewasser schwer korrodiert war. Die Ursache für die Beschädigung ist unbekannt. Die Unversehrtheit des Schwingers (orange Einheit in Abb. 1.4.13), der direkt an der Schwenk-Neige-Einheit befestigt war, lässt eine mechanische Beanspruchung wahrscheinlich ausschließen. Eine Reparatur des Gerätes war innerhalb von BEOFINO II nicht möglich.



Abb. 1.4.13: Die beschädigte Schwenk-Neige-Einheit des stationären Echolots nach der Bergung im Oktober 2007 an Deck der Heincke.

Das stationäre Echolot stand nördlich von FINO 1 in einer Entfernung von rund 85 m von der Plattform (Abb. 1.4.14). Die Anbindung des stationären Echolotes an die auf FINO 1 vorhandene Infrastruktur und damit an die bestehende Richtfunkstrecke ermöglichte ferngesteuerte Aufzeichnungen von den Rechnern des AWIs in Bremerhaven. Der 120 KHz-Transducer des Echolots war auf einer Schwenk-Neige-Einheit der Firma SubAtlantic auf einem dreibeinigen Stativ in 4 m Höhe über dem Meeresboden montiert (Abb. 1.4.15). Der Schwenk-Neige-Kopf erlaubt die Erfassung der Umgebung um FINO 1 in einem Winkel von 70° in westlicher Richtung bis 70° in östlicher Richtung. Dies entspricht einem Abstand zur Plattform von bis zu ca. 100 m in beide Richtungen.

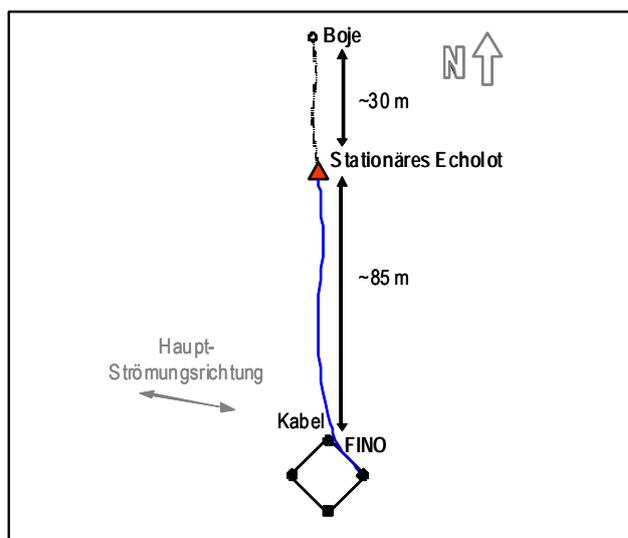


Abb. 1.4.14: Positionierung des stationären Echolotes in 100 m Entfernung zur Forschungsplattform FINO 1.

Zur Probennahme wurde dieser Bereich in Transekten hydroakustisch erfasst. Entsprechend des spezifischen Öffnungswinkels wurde der Schwinger dabei in Intervallen von ca.  $7^\circ$  geschwenkt. Bei einem Öffnungswinkel von  $7^\circ$  wird in einer Entfernung von 110 m eine vertikale Wassersäule von ca. 13 m erfasst. Die Wassertiefe bei FINO 1 beträgt ca. 28 m. Daher wurden Transekte in zwei Wassertiefen von ca. 0-13 m (oben) und 14-27 m (unten) beprobt. Dabei wurde sowohl von der Wasseroberfläche als auch vom Meeresgrund ein gewisser Abstand gehalten, um Störungen durch Reflexionen an Grund und Oberfläche zu vermeiden. Eine leichte Neigung des Echolots aufgrund von Auskolkung an den Füßen des Stativs erforderte zudem ein vertikales Nachjustieren bei horizontalem Schwenken. Hierdurch entstand eine geringfügige Ungenauigkeit bei der Ausrichtung des Echolotsignals, die jedoch als vernachlässigbar für die repräsentative Erfassung des Gebietes erachtet wurde.

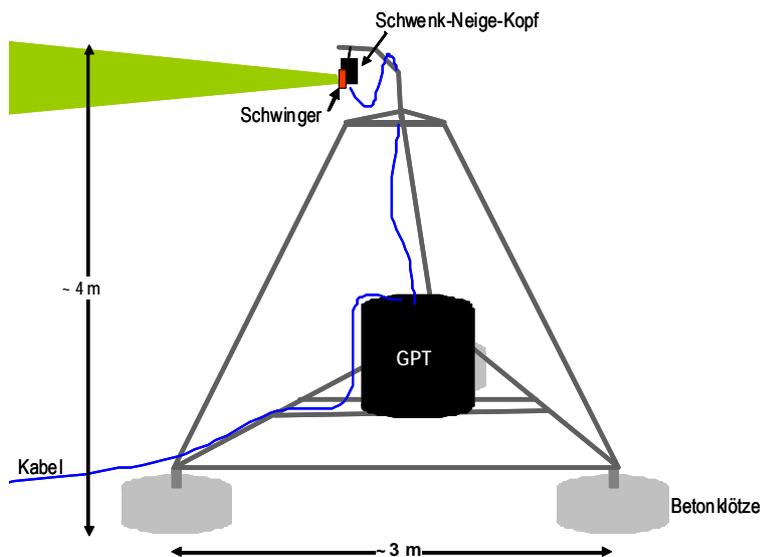


Abb. 1.4.15: Konstruktionsdesign des stationären Echolots.

#### 1.4.8.2.2 Mobiles Horizontal-Echolot

Das mobile Horizontal-Echolot wurde auf der Frühjahrsausfahrt 2007 der *Heincke* erfolgreich getestet. Auf der Sommer- und Herbstausfahrt 2007 der *Heincke* wurde das Vorkommen pelagischer Fische bei FINO 1 und der unmittelbaren Umgebung erfasst (Tab. 1.4.12).

Das mobile Echolot wurde im Hydrographenschacht (Lotschacht) der *Heincke* gefahren. Dazu wurden die 38 und 120 kHz-Transducer des Echolots auf eine 7 m lange Stahl-Konstruktion montiert. Diese Konstruktion ermöglicht es, dass die Schwinger des Echolots bei der Probennahme ca. 3 m unter dem Kiel der *Heincke* herausragten (Abb. 1.4.16). Damit konnten Störungen bei der Probennahme durch Reflexionen vom Schiffsrumpf oder durch das Schraubenwasser der *Heincke* minimiert werden. Durch die Konstruktion war die Geschwindigkeit des Schiffes bei der Probennahme auf maximal 2 kn beschränkt. Der Winkel der Schwinger war so eingestellt, dass der Echolotstrahl bei ca. 80 m eine Wassertiefe von ungefähr 13 m erfasst. Bewegungen des Schiffes während der Probennahme aufgrund von Wellen führte dabei zu ständigen Variationen der beprobten Wassertiefe.

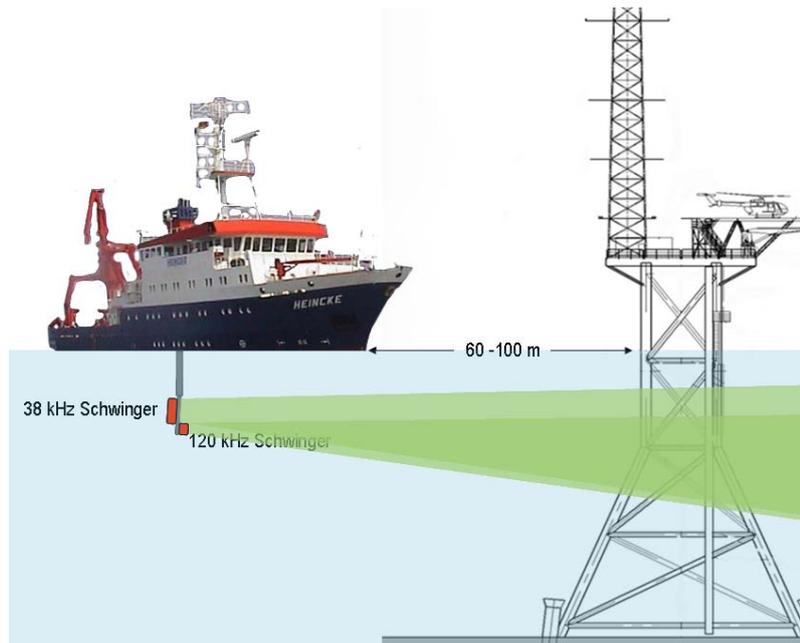


Abb. 1.4.16: Schematische Darstellung der Probennahme mit dem mobilen Echolot von der *FS Heincke*.

Um die Verteilung pelagischer Fische an FINO 1 zu ermitteln, wurden mit dem mobilen Echolot Transekte von ca. 1000 m Länge gefahren (Abb. 1.4.17). Transekt 1 lag in Ost-West-Richtung und Transekt 2 in Nord-Süd-Richtung. Der Abstand der *Heincke* zu FINO 1 betrug dabei je nach Wetterbedingungen zwischen 60 und 100 m. Um die Fischdichten auch in größerer Entfernung zur Plattform zu erfassen, wurden z.T. Transekte von bis zu einer Dauer von 1,5 h gefahren.

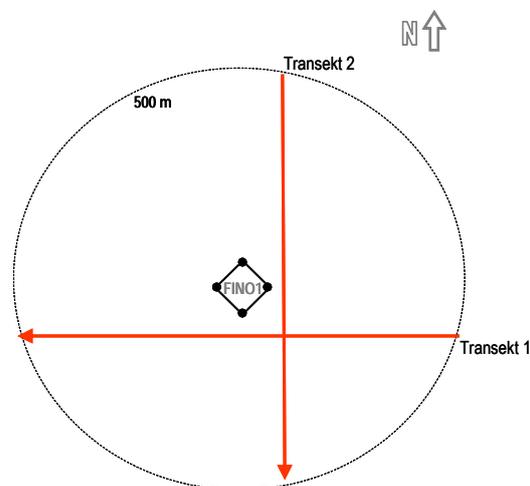


Abb. 1.4.17: Probennahmedesign des mobilen Echolots.

### 1.4.8.3 Auswertung und Analyse der Echolot-Daten

Für den Zeitraum von Mai 2007 bis Oktober 2007 wurden insgesamt 11 Echolot-Transekte ausgewertet (Tab. 1.4.12). Die Analyse der Daten erfolgte mit einer zeitlichen Auflösung von ca. 2 Wochen. Mit dieser zeitlichen Auflösung konnte sowohl das zeitliche Auftreten als auch der Einfluss der künstlichen Unterwasserstruktur von FINO 1 auf die räumliche Verteilung pelagischer Fische dokumentiert werden.

Die digital gespeicherten Rohdaten der Echolottransekte wurden mittels der Analyse-Software Sonar5Pro (Balk & Lindem, Oslo, Norway) ausgewertet. Sonar5Pro ermöglicht die Detektion (tracken) einzelner Fische und somit eine verlässliche Quantifizierung von Fischdichten.

Während der Bearbeitung der Rohdaten werden Feinabstimmungen vorgenommen, um Störsignale und ungewollte Echos herauszufiltern. Hierbei wurde für die zu analysierenden Echos ein minimaler Signalstärken-Wert von -70 dB definiert. So wurden beispielsweise Echos kleiner Organismen wie Copepoden, deren Target strength bei ungefähr -100 dB liegt (Greenlaw 1977), herausgefiltert. Ferner wurden „Cross filtering“ und „Fillgap“ angewendet, um eine verlässliche Dichteabschätzung der Fische zu erhalten. „Cross filtering“ erlaubt die Reduzierung von Störgeräuschen, die z.B. durch Reflektion des Schallsignales an der Oberfläche oder an Luftblasen hervorgerufen werden. Mit „Fillgap“ wird die mehrfache Erfassung eines Einzelechos und damit eine Überschätzung der Abundanz verhindert.

Um einen Überblick über die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Signalstärken der einzelnen Echos zu bekommen, wurden 3 Probenahmen des stationären Horizontal-Echolotes vom Sommer 2007 (20.6., 2.7. und 21.7.) ausgewertet. Die Häufigkeitsverteilung der Signalstärken zeigt Maxima bei ca. -63 dB und bei -34 dB (Abb. 1.4.18). Mit der auf FINO 1 installierten UW-Kamera und während der Taucheinsätze an der Plattform wurden pelagische Fische wie Stöcker (*Trachurus trachurus*) und Makrele (*Scomber scombrus*) gehäuft an der Unterwasserkonstruktion beobachtet (Abb. 1.4.19). Fischarten reflektieren Schallsignale mit artspezifischen Signalstärken. Die charakteristische Target strength für den Stöcker beträgt -55 bis -30 dB, die der Makrele -62 bis -54 dB (Barange et al. 1996, Anon 2006, Gorska et al. 2007). Diese spezifischen Signalstärken wurden anhand vertikal ausgerichteter Echolotsysteme bestimmt. Die Orientierung des Fischkörpers zum Transducer beeinflusst jedoch die Stärke der rückstrahlenden Signale (Love 1971; 1977), so dass die artspezifische Spanne der Signalstärken bei horizontal eingesetztem Echolot größer ist.

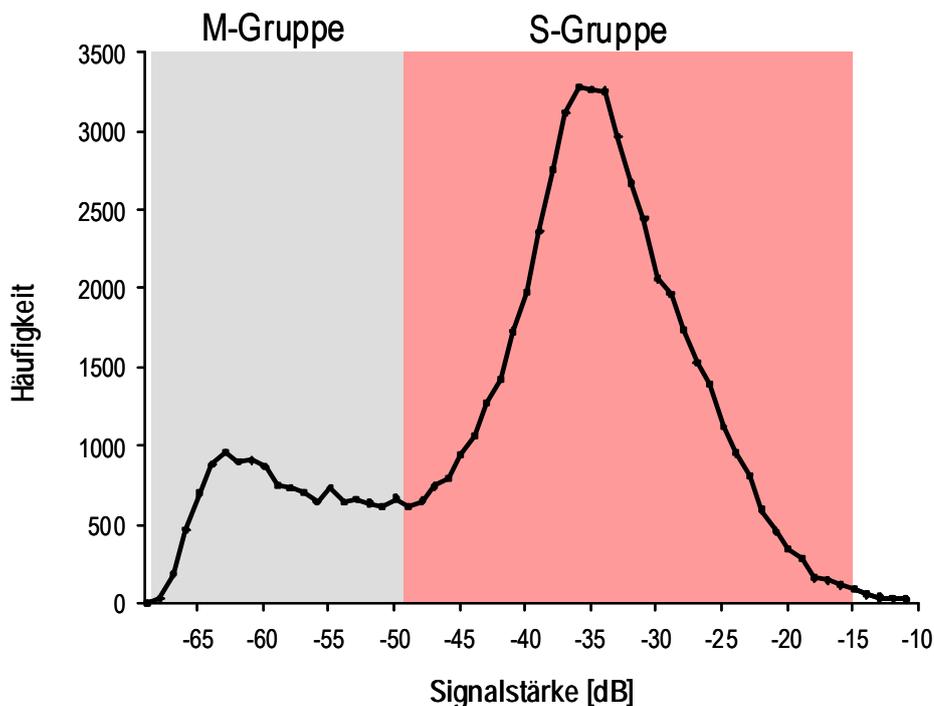


Abb. 1.4.18: Häufigkeitsverteilung der an drei Probenahmeterminen ermittelten Signalstärken [dB] und die daraus resultierenden Kategorien (M- und S-Gruppe).

Die spezifischen Signalstärken der beiden Fischarten Stöcker und Makrele und die Maxima der Häufigkeitsverteilung der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Signalstärken stimmen somit relativ gut überein. Eine eindeutige Zuordnung der Arten ist allein anhand der Signale aber nicht möglich. Aufgrund dessen wurden bei der weiteren Auswertung die zuvor gefilterten Daten in zwei Kategorien geteilt:

Echos einer Signalstärke von -51 bis -15 dB: Diese Echos werden als charakteristisch für die an FINO 1 vorkommenden Stöcker angesehen und daher in der Folge als S-Gruppe bezeichnet.

Echos einer Signalstärke von -70 bis -52 dB: Diese Echos werden als charakteristisch für die an FINO 1 vorkommenden Makrelen angesehen und daher in der Folge als M-Gruppe bezeichnet.



Abb. 1.4.19: Mit der Unterwasserkamera dokumentierte Ansammlung von *Trachurus trachurus* (Stöcker) an der Unterwasserkonstruktion der Forschungsplattform.

Um Echos einzelner Fische zu identifizieren und sie jeweiligen Gruppe zuordnen zu können, wurden die Echogramme mit der im Sonar5Pro Programm enthaltenen „automatic tracking“ Methode bearbeitet. Diese Methode fasst aufeinanderfolgende Echos in sogenannte „Tracks“ zusammen (Abb. 1.4.20).

Sonar5Pro berechnet anhand der beprobten Distanz und der Schallkegelgeometrie des Transducers das beschallte Volumen. Um die Verteilungsmuster der Fische im Untersuchungsgebiet zu erfassen, wurden die Transekte in Bereiche von 10x10x10 m große Würfel eingeteilt. Die Abundanz der Fische basierend auf den gefundenen Tracks der S- und M-Gruppe wurde dann pro 1000 m<sup>3</sup> ermittelt und die Entfernung der gefundenen Tracks zur Plattform zu berechnet. Zur deutlicheren grafischen Darstellung wurden die ermittelten Abundanzen in Abstandsklassen von jeweils 25 m (stationäres Echolot) und 50 m (mobiles Echolot) eingeteilt.

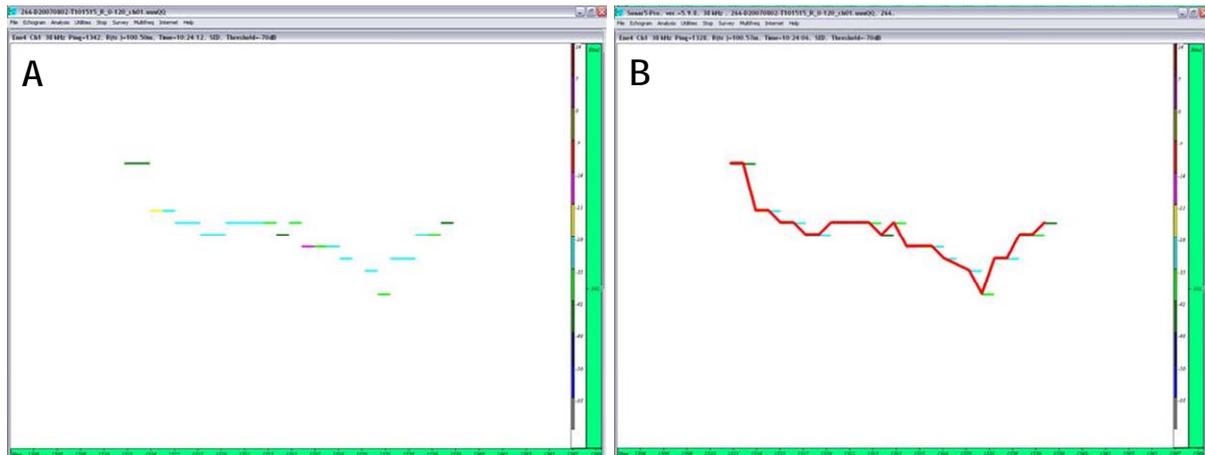


Abb. 1.4.20: A) durch Sonar5Pro identifizierte Einzelechos die B) durch die „automatic tracking“ Methode zu einem Track zusammengefasst worden sind.

Um das Auftreten der Fische an FINO 1 für die gesamte Wassersäule darzustellen, wurden die Daten der Schwenktransekte des stationären Horizontal-Echolotes in den zwei unterschiedlichen Wassertiefen (oben und unten) pro Probenahmetermin gepoolt.

Niedrige Frequenzen wie 38 kHz haben eine relativ große Reichweite, können kleinere Objekte jedoch schlechter erfassen. Mit höheren Frequenzen, wie zum Beispiel 120 kHz, ist die Erfassung und Trennung kleiner Objekte möglich. Allerdings haben sie eine relativ geringere Reichweite (SIMRAD Manual 2004). Um die Daten des stationären Echolotes (120 kHz) mit den Daten des mobilen Echolotes (120 und 38 kHz) besser vergleichen zu können, fokussieren sich die hier dargestellten Ergebnisse zur räumlichen Verteilung der Fische auf die Daten der 120 kHz-Transducer beider Echolote.

Die Intensität der reflektierten Echos hängt unter anderem von der verwendeten Frequenz ab. Der Unterschied zwischen den Intensitäten eines Echos bei verschiedenen Frequenzen (frequency response) kann Hinweise auf die Identität des Objektes geben. So kann mit Hilfe der „frequency response“ beispielsweise zwischen Fisch mit und ohne Schwimmblase unterschieden werden. Um Informationen über den Typus der anhand des Echolots nachgewiesenen Objekte zu bekommen, wurde für zwei Probenahmen (Tags: 2.8.2007, 10.00 Uhr; Abends: 1.8.2007, 20.00 Uhr) mit dem mobilen Echolot die Differenz zwischen den Signalintensitäten der 38 und der 120 kHz Frequenz ( $\Delta\text{dB } 38\text{-}120\text{ kHz}$ ) berechnet. Da die Probenahmen zu unterschiedlichen Tageszeiten (Tag und Nacht) stattfanden, liefert die Differenz Informationen über einen möglichen Einfluss des Lichtes auf die Zusammensetzung der Fischfauna im Untersuchungsgebiet.

#### 1.4.9 Elektrochemische Akkretionstechnologie (EAT)

Die Schwerpunkte dieser Arbeit liegen in einer Machbarkeitsstudie zur elektrochemischen Akkretionstechnologie (EAT) und der Erzeugung von Hartsubstraten mit Nordseewasser. Hierzu wurden verschiedene Versuchsreihen im Labormaßstab durchgeführt. EAT-Substrate sind feste karbonatische Platten oder Gitter, die durch die Präzipitation von Karbonaten auf einem als Kathode geschalteten metallischen Grundgerüst entstehen. Ihre bisherige Produktionen und Erprobungen erfolgten u. a. im Roten Meer (Sinai-Halbinsel) als Korallenriffprothesen (van Treeck & Schuhmacher 1999) und im Mittelmeer (Korsika) als Schwammaufzuchthilfen und als Seegrasswiesenstabilisatoren (Abb. 1.4.21). Aufgrund des hohen Mineralgehaltes von Meerwasser stellt die elektrochemische Akkretionstechnologie eine elegante Methode zur *in situ* Erzeugung von naturidentischen

Kalksubstraten dar, wird doch der Baustoff direkt aus dem Meerwasser gewonnen. Das Verhältnis der Hauptinhaltsstoffe variiert innerhalb der Weltmeere nur in sehr geringem Maße, sodass unter Einbeziehung gleicher Temperatur- und Druckverhältnisse potenziell eine weltweite Anwendung der Technologie möglich ist. In der hier durchgeführten Studie wurde die Anwendung der EAT-Technik erstmals in Nordseewasser getestet.

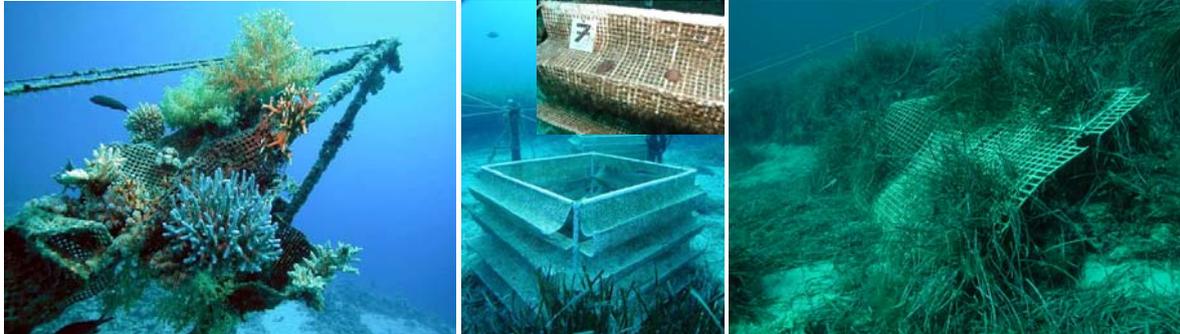


Abb. 1.4.21: EAT-Kalkgitter eingesetzt als Korallenriffprothese im Roten Meer (l.), in der Schwammaufzucht (mitte) und zur Seegraswiesenstabilisierung (r.) im Mittelmeer (Paster/ Eisinger).

#### 1.4.9.1 Grundlagen der elektrochemischen Mineralakkretion

Die Festigkeit und somit auch das Mineralgefüge der EAT-Substrate hängen von vielen Faktoren ab. Bubner et al. (1988), Hilbertz (1988), Kolipara et al. (1984), Schuhmacher & Schillak (1994) sowie van Treeck (2001) beschrieben durch ihre Versuche zur elektrochemischen Mineralakkretion, dass Stromdichte, Bildungszeit, Anoden- und Kathodenwahl sowie die Versuchsanordnungen zueinander die wichtigsten Faktoren sind. Auch Temperatur, Tiefe und somit der Druck am Entstehungsort sowie eine intermittierende Bestromung tragen zu einer bestimmten strukturellen und chemischen Zusammensetzung bei. Bei allen regional bedingten Unterschieden ist seit Langem bekannt, dass die Salze im Wasser aller Meere in fast identischen Anteilen vorliegen. Lediglich die Salinität variiert um 3,3 bis 3,8 PSU in ozeanischen Regionen, Nebenmeere weisen entsprechend höhere Varianzen auf.

Bei der Mineralakkretion im Meerwasser (Abb. 1.4.22) scheiden sich an speziell geformten Elektroden, an die ein Gleichstrom angelegt wird, die im Meerwasser gelösten Mineralsalze an der Kathode ab. Dies bedeutet, dass die Anionen unter Entwicklung von Chlorgas und Sauerstoff an der Anode oxidiert und die Kationen an der Kathode durch Reduktion und Freisetzung von Wasserstoff reduziert werden.

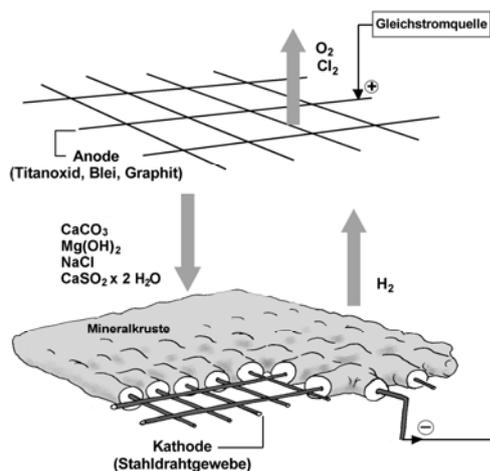


Abb. 1.4.22: Vereinfachte schematische Darstellung der elektrochemischen Mineralakkretion (aus: van Treeck 2001).

Durch diesen Prozess entsteht an den Kontaktflächen zwischen Matrixmaterial (Kathode) und Meerwasser eine Alkalisierung, die u. a. zur Abscheidung von Kalzium- und Magnesiummineralien führt. Durch diese Abscheidungen können harte Krusten entstehen, deren chemische Zusammensetzung und Materialqualität denen natürlicher Riffkalke sehr ähnlich ist (Meyer & Schuhmacher 1993). Neben Kalziumkarbonat, welches hier zumeist als Aragonit, einer rhombischen Form des  $\text{CaCO}_3$  vorkommt, und Brucit ( $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ), werden bei dem beschriebenen Verfahren noch geringe Anteile von Gips ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) und Halite (Steinsalze,  $\text{NaCl}$ ) abgeschieden.

#### 1.4.9.2 Steuerungsfaktoren der elektrochemischen Mineralakkretion

Die Zusammensetzung der Mineralschichten sowie die Bildungsgeschwindigkeit der Akkretion werden durch den pH-Wert im Grenzschichtbereich geregelt. Durch die Löslichkeitsprodukte der Hauptkrustenbildner und den Kationenkonzentrationen liegt der kritische Schwellenwert bei ca. pH 9,7 für  $\text{Mg}(\text{OH})_2$  und pH 8,7 für  $\text{CaCO}_3$  (Menzel 1995). Die Messung des elektrischen Oberflächenpotenzials an einer Kathodenmatrix ermöglicht eine genaue Analyse der Bildungsbedingungen der Mineralakkretion und kann für die Entwicklung einer effizienten Regeltechnik herangezogen werden. Hierzu benötigt man eine Bezugs elektrode, die die Spannung gegenüber der Kathode messen kann (Heitz & Kreysa 1977). Eine Abscheidung der Mineralien auf einer Kathodenmatrix beginnt in dem Elektrolyt „Meerwasser“ bei einem Oberflächenpotenzial von -980 mV gegenüber einer Kalomel-Bezugs elektrode ( $\text{Hg}/\text{Hg}_2\text{Cl}_2$ ). Bei diesen Oberflächenpotenzialen kommt es aber nur zu geringen Mineralschichtdicken. Geringere Oberflächenpotenziale von beispielsweise -1350 mV ( $\text{Hg}/\text{Hg}_2\text{Cl}_2$ ) führen zwar zur Erzeugung von dicken Mineralschichten in sehr kurzer Zeit, verändern aber auch die Qualität (Zusammensetzung) der Mineralakkretion, da bei einem hohen pH-Wert und somit einer höheren Alkalinität höhere Anteile von Brucit präzipitieren. Brucit (Abb. 1.4.23) besteht aus einer lamellaren-foliaten Form mit nur sehr geringer Stabilität und ist somit für die Erzeugung fester Krusten unbrauchbar. Ein weiterer negativer Effekt ist durch die hohe Alkalinität von Brucit bedingt, die dieses Material für sessile Organismen besiedlungsfeindlich macht (van Treeck 2001).

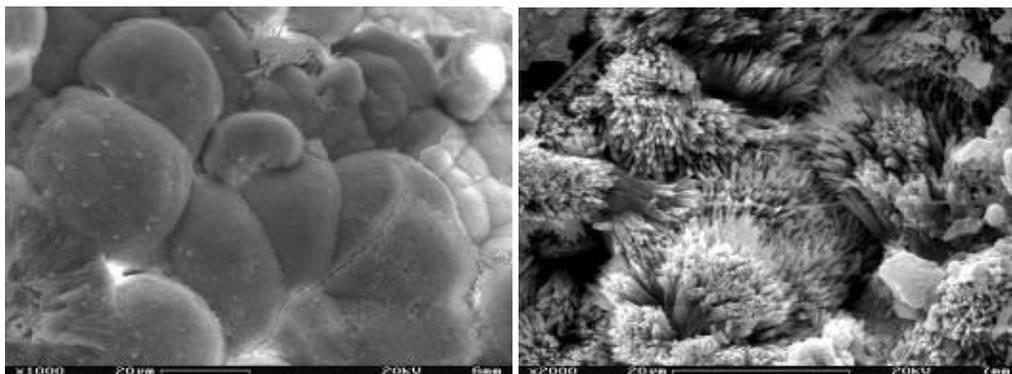


Abb. 1.4.23: Polsterförmige Brucit-Erhebungen (l.) und Aragonit-Nester (r.) (aus: Heesen 2002)

Der Aragonit (Abb. 1.4.23) hat durch die kristalline Form eine höhere Festigkeit als Brucit und ist durch die relativ geringe Alkalinität für die Erzeugung kompakter Mineralkrusten für konstruktive Bereiche sehr geeignet (Menzel 1995, van Treeck 2001). Alle Angaben zu Oberflächenpotenzialen stammen aus Laborversuchen, die den Einsatz der hoch sensiblen Kalomel-Elektroden möglich machten. Der Einsatz unter Freilandbedingungen stellt jedoch ungleich höhere Anforderungen an die Dauerhaftigkeit der Elektroden sowie Übertragung von sehr geringen Signalen im Millivolt-Bereich über zum Teil größere Kabellängen, da die Experimente zumeist nicht

direkt neben der eigentlichen Steuerelektronik stehen. Die Entwicklungen sowie Anwendung einer neuartigen Messelektrode konnte erstmals im Rahmen des EU-Forschungsprojekts Development of non-degrading, NOvel MArine TEChnologies (NOMATEC 2001 - 2004) (NOMATEC 2004) durchgeführt werden (Paster 2006). Die ersten Ergebnisse zu dieser sogn. Referenzelektrode zeigte im Mittelmeer unter den dort herrschenden Freilandbedingungen eine gute Möglichkeit, die Akkretionstechnologie mit einer potenziostatischen Steuerung durchzuführen.

#### 1.4.9.3 Stromversorgung und Steuerung der EAT-Versuchsanlagen

Als Stromversorgung wurden in dem Versuchszeitraum insgesamt drei verschiedene Netzgeräte verwendet (Abb. 1.4.24). Bei zwei Netzversorgern handelt es sich um selbst entwickelte sogn. „power supplies“, die im Rahmen des NOMATEC-Projektes erfolgreich eingesetzt werden konnten. Bei dem dritten handelt es sich um einen handelsüblicher Labornetzversorger der Firma IN-RIM, Modell 402 (Mannheim). Der Labornetzversorger und einer der mobilen EAT-Netzversorger konnten aufgrund der gering regelbaren Ausgangsleistungen hauptsächlich für die Bestromung von Experimenten in Kleinmaßstab eingesetzt werden. Das größere Netzgerät wurde aufgrund seiner hohen Ausgangsspannungen hauptsächlich für die Bestromung der etwas größeren Experimente eingesetzt.

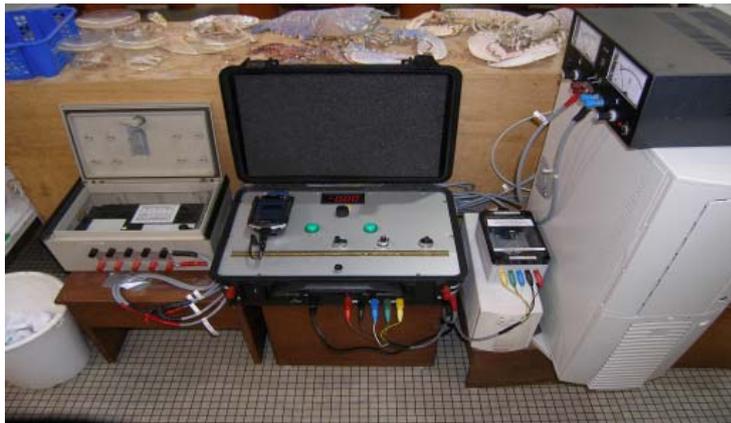


Abb. 1.4.24: Übersicht der verwendeten elektronischen Netzversorger und Steuergeräte (v. l. n. r: 5 Kanal Netzgerät, EAT-Koffer, UVS und Trennverstärker, handelsübliches Netzgerät sowie Server für die internetbasierte Bildkontrolle).

Standort der einzelnen EAT-Stromversorger war die Hummeraufzucht-Halle der Biologischen Anstalt Helgoland (BAH). Um Störungen durch Spannungsspitzen des öffentlichen Stromnetzes zu vermeiden, wurden die Anlagen mit einem handelsüblichen Spannungsschutz versehen. Darüber hinaus wurde für den Fall eventuell auftretender kurzer Stromausfälle eine Strom-Back-up UVS Einheit (Firma APC) zwischen Überspannungsschutz und EAT-Netzgeräten installiert

#### 1.4.9.4 Anodenmaterial der EAT-Versuche

Zur Bestromung der in dieser Arbeit dargestellten, relativ einfachen Kathodenstrukturen dient als Anode eine Titanode® (Heraeus Elektrochemie GmbH Hanau) in Streckmetall-Ausführung zur gleichmäßigen Stromverteilung. Der elektrische Anschluss wurde über ein an der Titanode® angeschweißten Kupferdraht und einer handelsüblichen Lüsterklemme realisiert. In den Rundbecken wurden korrosionsbeständige Trovidurklemmen oder PVC-Rohre als Abstandshalter an den Metallgittern befestigt. Mittels handelsüblicher PVC-Rohre wurden die Anoden entweder horizontal oder vertikal ausgerichtet.

#### 1.4.9.5 Kathodenmaterial der EAT-Versuche

Als Kathodenmatrix ist ein spezielles blankes, d. h. nicht galvanisch verzinktes Schweißgitter (Maschendraht) verwendet worden. Die Vorteile dieses speziellen Gitters liegen in der Verarbeitungsweise des Einzeldrahtes, der an den Kreuzungspunkten jeweils punktverschweißt ist und somit im gesamten Gitter direkten elektrischen Kontakt hat (Abb. 1.4.25).

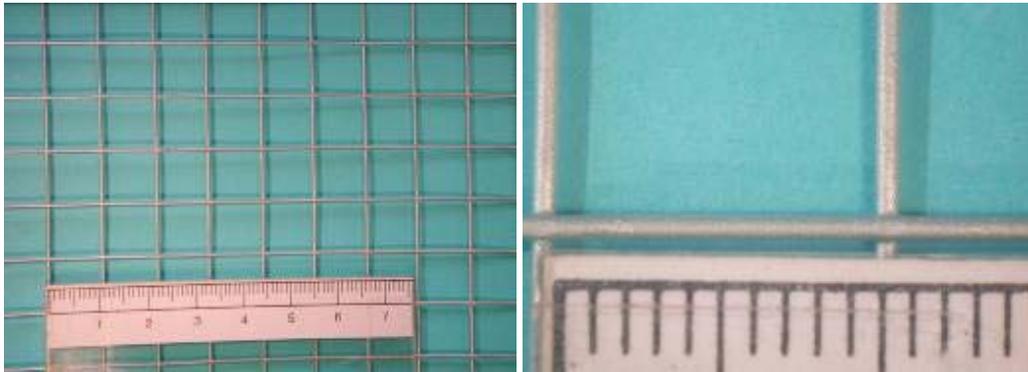


Abb. 1.4.25: Übersicht (links) und Detailaufnahme (rechts) des punktverschweißten EAT-Drahtgewebes.

Der Maschendraht wurde je nach Funktion bzw. nach dem notwendigen Design ausgeformt. Um einen einfachen und sicheren Kontakt des EAT-Gitters mit den Stromkabeln zu ermöglichen, wurden hier Anschlussklemmen verwendet, die einen Anschluss unter Wasser erlauben. Da die Kathode reduzierend beaufschlagt ist und Korrosion daher kaum eine Rolle spielt, ist die Konstruktion im Vergleich zur Anodenklemme relativ simpel. Diese Klemmen bestehen aus 2 Stahlplatten, wobei eine der Platten mit einer Lasche und Bohrung versehen wurde. Das Stromkabel wurde mittels einer Lötöse mit der Lasche verschraubt und durch einen mit handelsüblichem Sanitär silikon eingespritzten Silikonschlauch gegen Wassereintritt geschützt. Mit einer passenden Konterplatte (90 mm x 30 mm x 6 mm) kann somit die zwischen den Platten liegende Drahtmatrix fixiert und durch ein Verschrauben ein sehr stabiler sowie haltbarer Kontakt geschaffen werden.

#### 1.4.9.6 Referenzelektrode

Die sogenannte Referenzelektrode (Abb. 1.4.26) wurde aus einem handelsüblichen Rohstab aus 99er Reinzink auf die Maße 20 x 16 mm gefertigt. Dieser wurde anschließend wasserdicht verklebt. Somit erhielt man an einem Ende des Stabes eine Kontaktfläche von ca. 2 cm<sup>2</sup> Größe. Diese Referenzelektrode wurde zum Schutz vor Wassereintritt und mechanischer Beschädigung in einem PVC-Rohr (180 mm x 22 mm) mit Silikon vergossen. Zur Messung des Potentials innerhalb des Potentialmesskreises wurde ein Referenzanschluss aus einer Stahlplatte (100 x 30 x 6 mm) verwendet, der mit einer passenden Konterplatte (90 x 30 x 6 mm) an der Kathodenmatrix mit Schrauben befestigt werden kann. Der Kabelanschluss wurde, wie bei der Referenzelektrode, mit einer angeschraubten Lötöse und einem eingespritzten Silikonschlauch an einer Lasche der Stahlplatte gegen Wassereintritt geschützt (Abb. 1.4.26).

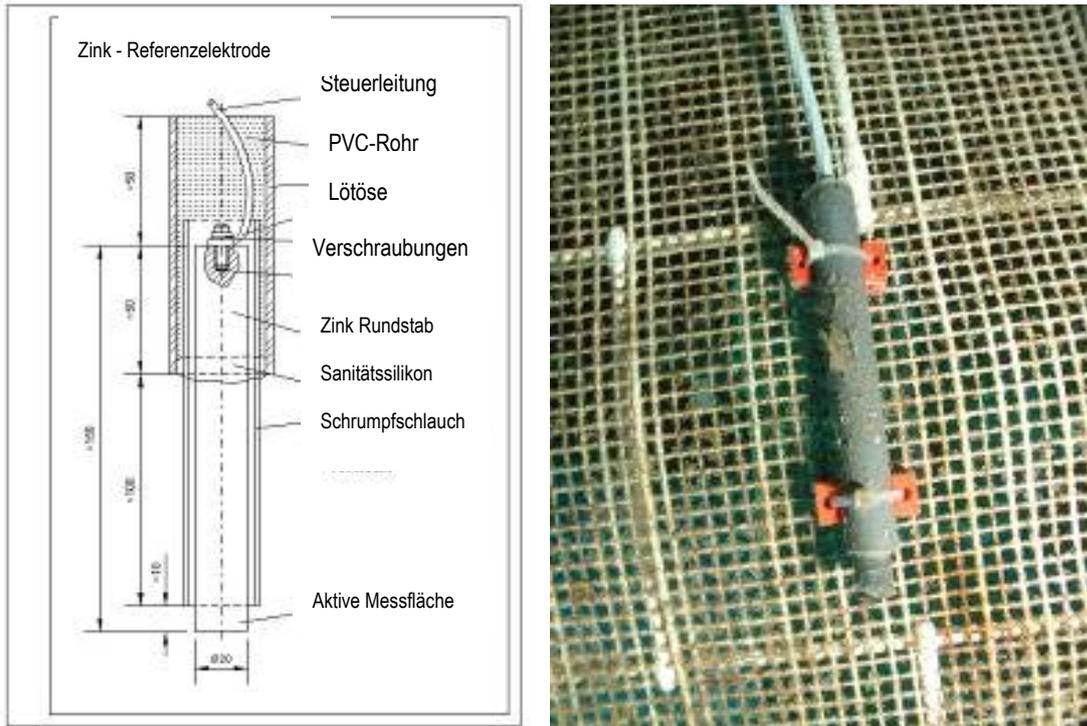


Abb. 1.4.26: Explosionszeichnung der Referenzelektrode (links) und Referenzelektrode mit Trouvidur-Abstandshalter auf einem EAT-Experiment (rechts).

Aufgrund des sehr geringen Oberflächenpotenzials (gemessen in Millivolt) ist eine Übertragung des Messsignals über ein Kabel auf wenige Meter beschränkt. Um nun eine Messung über längere Strecken zu ermöglichen, wurden Trennverstärker der Firma Schumann, Güglingen (Modell UT 1.14) so modifiziert, dass das mV-Signal des installierten Messkreises an den Experimenten vor Ort in Milliampere (mA) umgewandelt wird. Der Trennverstärker wird dabei extern über eine Messleitung (NYM 5 x 1,5mm<sup>2</sup>) über zwei der 5 Kabeladern mit 24 Volt Strom versorgt. Das von dem Messkreis erhaltene Millivoltsignal (dritte Ader) wird anschließend in Milliampere umgewandelt und über die 4. Ader der Messleitung an die Erfassungseinheit geleitet (Abb. 1.4.27).

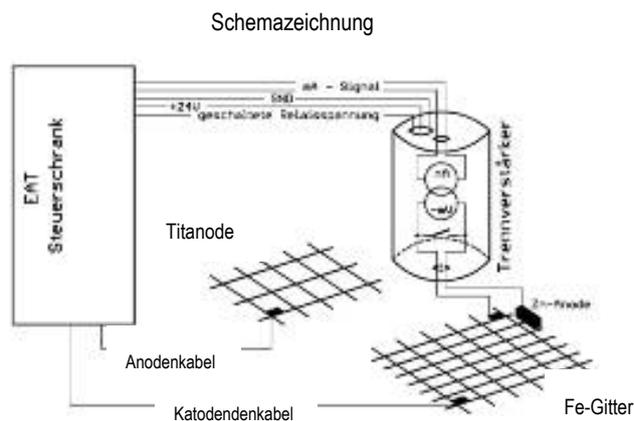


Abb. 1.4.27: Schematischer Aufbau einer EAT-Versuchseinheit mit Schaltkreis der Referenzelektrode und Detailbild der Trennverstärker-Box (aus Paster 2006).

An der Erfassungseinheit wurde das Signal wieder in Millivolt umgewandelt, an den Messinstrumenten angezeigt und digital abgespeichert.

#### 1.4.9.7 Erprobung einer Fernüberwachungen der Experimente

Zur Einsparung von Reisekosten sowie zur zeitnahen Überprüfung der laufenden Experimente wurde nach Installation der ersten Versuchsanordnungen ein Videosever (Convision V600, Braunschweig) mit handelsüblichen Webcams (Logitec Zoom, Germering) aufgestellt. Durch die Installation einer Remote-Software und dem AWI-Netzwerkzugang zum Datennetz der BAH war es möglich, die Bilder der Webcams automatisch auf einen FTP-Server der Universität Duisburg-Essen (UDE) zu überspielen (Abb. 1.4.28). Zur einfachen Kontrolle und Überprüfung ausgewählter Becken ist im Anschluss an die Installationsarbeiten an der UDE eine Internetseite ([www.eat-nordsee.de](http://www.eat-nordsee.de)) programmiert worden. Sie ermöglicht den einfachen Zugriff auf aktuelle Bilder der EAT-Versuche, die vom Messcomputer auf Helgoland in voreingestellten Intervallen automatisch nach Essen gesendet werden.

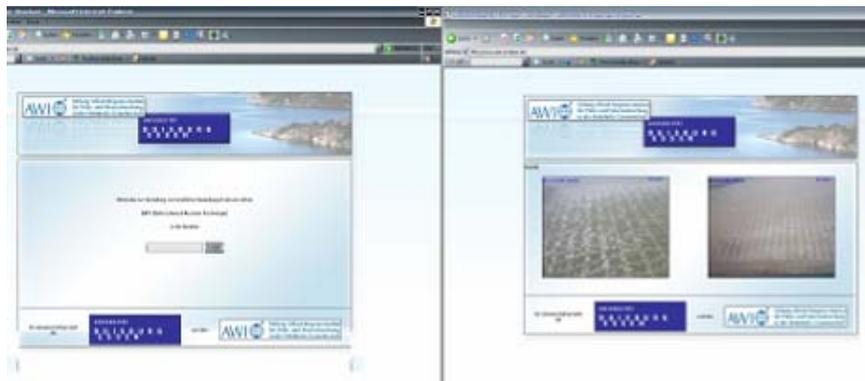


Abb. 1.4.28: Internetseite mit passwortgeschütztem Login (links) und Webcambilder im geschützten Bereich (rechts)

#### 1.4.9.8 Versuchsaufbau und Kathodendesign der EAT-Experimente

Die Überprüfung der möglichen Präzipitation wurde anhand realer Mineralakkretionsexperimente durchgeführt. Es wurden unterschiedliche Testmatten und Testkörper unter verschiedenen Stromregimen getestet. Insgesamt wurden 8 Versuchsansätze mit 6 verschiedenen Anordnungen der Messtechnik, des Substratdesigns und der Bestromungstechnik durchgeführt (Tab. 1.4.13). Aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit fließenden Meerwassers sowie dem geringen Platzangebot in der Hummerhalle der BAH mussten Formen und Größen der einzelnen Module sehr klein gehalten werden. Im Folgenden werden die wichtigsten Versuchsanordnungen vorgestellt und ihre Funktion steckbriefartig erläutert.

Folgende Seite:

Tab. 1.4.13: Kenndaten der einzelnen EAT-Experimente. \* = durchschnittliche Durchflussrate ist wahrscheinlich geringer, da Wasserzufluss nicht immer permanent gegeben war.

	EAT-Versuch I	EAT-Versuch II	EAT-Versuch III	EAT-Versuch IV	EAT-Versuch V	EAT-Versuch VI	EAT-Versuch VII	EAT-Versuch VIII
Stromversorgung	Labornetzgerät NEXANS Rhexiflex 5 G 1,5 VDE	EAT-Koffer NEXANS Rhexiflex 5 G 1,5 VDE	5 Kanal-Netzgerät NEXANS Rhexiflex 5 G 1,5 VDE	5 Kanal-Netzgerät NEXANS Rhexiflex 5 G 1,5 VDE	Labornetzgerät NEXANS Rhexiflex 5 G 1,5 VDE	Labornetzgerät NEXANS Rhexiflex 5 G 1,5 VDE	Labornetzgerät NEXANS Rhexiflex 5 G 1,5 VDE	EAT-Koffer NEXANS Rhexiflex 5 G 1,5 VDE
Anodenmaterial	Titanmischoxid-Gewebe	Titanmischoxid-Gewebe	Titanmischoxid-Gewebe	Titanmischoxid-Gewebe	Titanmischoxid-Gewebe	Titanmischoxid-Gewebe	Titanmischoxid-Gewebe	Titanmischoxid-Gewebe
Anodenform	Flächig / L-Fom	Flächig	Zylindrisch	Zylindrisch	Flächig / L-Fom	Flächig / L-Fom	Flächig	Zylindrisch
Kathodenmaterial	EAT-Draht	EAT-Draht	EAT-Draht	EAT-Draht	EAT-Draht	EAT-Draht	EAT-Draht	EAT-Draht
Kathodenform	Flächig	Flächig	Zylindrisch	Zylindrisch	Zylindrisch	Zylindrisch	Zylindrisch	Zylindrisch
Kathodengröße (Gitterfläche) [m <sup>2</sup> ]	0,225	0,17	0,28	0,28	0,2	0,21	0,21	5,9
Kathodisch wirksame Metalloberfläche [m <sup>2</sup> ]	0,135	0,102	0,168	0,168	0,12	0,126	0,126	3,54
Stromsteuerung	Galvanostatisch	Potentio-statische	Galvanostatisch	Galvanostatisch	Potentio-statische	Galvanostatisch	Galvanostatisch	Potentio-statische
Oberflächenpotenzial	Nicht gemessen	-140 mV <sub>Zn</sub>	Nicht gemessen	Nicht gemessen	-110 mV <sub>Zn</sub>	Nicht gemessen	Nicht gemessen	-125 mV <sub>Zn</sub>
Bestromungsdauer (Monate)	8	8	6	6	11	11	12	7
Ampere pro m <sup>2</sup> Kathodischer Oberfläche (A/m <sup>2</sup> <sub>Kath.Oberfl.</sub> )	2,9	3	3,5	3,5	2,6	2,5	2,5	2,4
Datenaufnahme	Protokoll	Digital	Protokoll	Protokoll	Digital	Protokoll	Protokoll	Digital
Beckenart / -volumen	Glas /	Glas	PVC /	PVC /	Glas	Glas	Glas	PVC /
Wasserdurchfluss l/min	5	4,5	4,5	3,5	3	3	3	6*
Überwachung	Webcam	Webcam	Manuell	Manuell	Webcam	Webcam	Webcam	Manuell

#### 1.4.9.8.1 Versuchsanordnung I

Bei diesem Versuchsaufbau wurde ein Glasaquarium genutzt (Abb. 1.4.29). Die Ausgestaltung der Kathode wurde in Becken I als L-Form gewählt, um somit eine größere Drahtfläche zu erhalten und die Aspekte der eventuell vorhandenen ungleichen Präzipitation aufgrund von unterschiedlichen Entfernungen zur Anodenmatrix und damit zur Felddausprägung zu überprüfen. Der EAT-Maschendraht ist an der Unterseite auf kleine Trovidurplatten gelegt worden, um zu verhindern, dass der EAT-Maschendraht Kontakt zum Aquariumgrund bekommt. Die Anodenmatrix ist kurz unterhalb der Wasseroberfläche befestigt worden. Aufgrund der sehr geringen Bestromung mit nur 0,4 A wurde hier das regelbare Labornetzgerät RIM 402 eingesetzt. Das Becken wird mit teilfiltriertem Wasser direkt aus der Nordsee bei einem Durchflussvolumen von ca.  $5 \text{ l min}^{-1}$  versorgt. Eine höhere Durchflussmenge war technisch leider nicht möglich.



Abb. 1.4.29: Becken I mit Gitterfläche am Boden und Vorderseite als L-Form.

#### 1.4.9.8.2 Versuchsanordnung II

Das Becken für die Versuchsanordnung II ist baugleich mit dem Becken I bei einer leicht veränderten Durchflussrate von ca.  $4,5 \text{ l min}^{-1}$  (Abb. 1.4.30). Die Anordnung der Kathoden- und Anodenmatrix ist wie in Becken I auch horizontal angelegt. Die Ausformung des Kathodendrahtes ist bei diesem Versuch jedoch als Platte gewählt worden, da der Schwerpunkt bei diesem Versuchsaufbau nicht auf der Kathodengestalt lag, sondern auf der Integration der potentiostatischen Messelektrode zur indirekten Steuerung der Stromversorgung zur Präzipitation. Die Bestromung dieses Experimentes erfolgte über den EAT-Koffer, der die Regel- und Steuereinheiten integriert hat. Aufgrund des noch nicht implementierten Regelchips zur automatischen Erhaltung eines Sollwert-Potenzial wurde das gewünschte Potential in regelmäßigen Intervallen manuell geregelt.



Abb. 1.4.30: Becken II mit Gitterfläche und Referenzelektrode am Boden und Wasserüberlauf (links). Rückseite des Beckens II mit Webcam (rechts).

### 1.4.9.8.3 Versuchsanordnung III und IV

Bei dieser Versuchsanordnung wurden Hummerlarven-Aufzuchtfässer verwendet (Abb. 1.4.31). Im Gegensatz zu den Versuchsaufbauten I und II wurde dieses Becken (wie auch Becken IV) mit Brauchwasser aus der Hummernaufzucht gespeist. Die Anoden- und Kathodematrix wurde als offener Zylinder ausgeformt, um somit die geringen Volumina der Becken bestmöglich zu nutzen und große Kathodenoberflächen zu gewährleisten. Auf diese Weise kann gleichzeitig auch die einfache Erstellung von Röhren mittels der EAT-Technologie gezeigt werden. Die Anode wurde in einem Abstand von ca. 4 cm zur Kathode als Röhre ausgeformt und mittels der EAT-Klemmen mit dem Stromkabel verbunden. Aufgrund des sehr geringen Abstandes der Anode zur Kathode sind einfache PVC-Abstandhalter eingesetzt worden, die einen Kontakt beider Gewebe und somit mögliche „Kurzschlüsse“ vermeiden sollten. Das Becken IV war im Anoden- und Kathoden-Design identisch mit Becken III und als Doppelansatz zu werten. Beide Becken wurden über dieselbe Bestromungseinheit versorgt. Das Netzgerät hatte in seiner niedrigsten Einstellung dennoch eine zu hohe Ampere-Leistung, was bei der Einzelbestromung eine zu starke Präzipitation hervorrief. Daher wurden die Experimente in den Becken III und IV parallel mit einem Netzgerät versorgt. Hierzu sind die beiden Anoden- und Kathodenkabel der Becken parallel an die Stromausgangsbuchsen befestigt worden. Somit erhielten die beiden Versuche eine annähernd gleiche Bestromung.



Abb. 1.4.31: Becken III mit innen liegender Kathode und außen liegender Anode (rechts), der grüne Schlauch ist die Wasserzufuhr aus den darüber liegenden Hummerbecken.

### 1.4.9.8.4 EAT-Versuchsanordnung VIII

Zur Herstellung von großflächigeren EAT-Harts substraten konnte ab 2007 ein größeres Rundbecken außerhalb der Hummernaufzuchthalle genutzt werden. Das Rundbecken hat einen Innendurchmesser von 2,5 m und eine Wasserhöhe von ca. 1,2 m. Zur optimalen Ausnutzung des Rundbeckens wurde ein EAT-Zylinder mit einem Gesamtumfang von knapp 6 m bei einer Höhe von 1 m erstellt und in dem Rundbecken positioniert. Die Titanode® wurde zentrisch auch als Zylinder in der Mitte angeordnet (Abb. 1.4.32).

Die Bestromung des Experiments erfolgte in 2007 mit dem EAT-Koffer. Für die potentiostatische Regelung wurde eine Referenzelektrode direkt am oberen Rand der EAT-Matrix angebracht. Alle zu- und abführenden Kabel wurden von dem Rundbecken zur Steuereinheit und dem Stromversorger in die Hummerhalle geführt.



Abb. 1.4.32: Aufsicht in das Becken V (2,5 m Durchmesser) mit der Kathode (Drahtmatrix) am Außenrand des Beckens (Bild links) und Aufsicht mit innen liegender Anode (rechts).

#### 1.4.9.9 Analyse der mineralogisch-chemischen Zusammensetzung

Die mineralogisch-chemischen Zusammensetzung der EAT-Substrate wurde mittels Röntgenfluoreszenzspektroskopie (RFA) und Röntgendiffraktometrie (RDA) untersucht. Nach Auswahl geeigneter Probenbereiche der einzelnen Gitter wurden ausreichend große Gitterstücke aus dem Probengitter geschnitten, gemahlen und den Analysen zugeführt. Aufgrund der morphologischen Beschaffenheit der EAT-Substrate in Form von dünnen, teils foliaten Schichten war es nicht möglich, bestimmte Teilbereiche im Querschnitt des Substrates einzeln zu untersuchen. Aufgrund des von Bubner (1988), Meyer & Schuhmacher (1993) und Heesen (2002) beschriebene Phänomens der ungleichen Präzipitierung durch die Lage des Kathodenanschlusses sowie der Lage des Probenkörpers zum Wasser bzw. zu Sandflächen, wurden die Bereiche zur Analyse so ausgewählt, dass sie einem Bereich entstammen, der eine durchschnittliche Präzipitation aufweist oder es wurden sog. Mischproben innerhalb eines Gitters der Analyse zugeführt. Hierzu wurden Probestücke entnommen und mittels der RDA-Analyse qualitativ untersucht. Mit dem RDA-Verfahren werden Kristallstrukturen anhand deren spezifischer Beugungsmuster für Röntgenstrahlung bestimmt. Die quantitative Untersuchung der gleichen EAT-Substratproben erfolgte unter Hinzunahme der elementspezifischen RFA-Analyse. Die Ergebnisse der Analyse entsprechen nicht linear proportional dem Gehalt der geröntgten Proben, da sie den Anteil des entsprechenden Oxids erfasst. Daher müssen die Ergebnisse im Verhältnis der Molekularmassen zwischen der gesuchten Mineralverbindung und dem der Oxide umgerechnet werden (Heesen 2002, Stirnberg 2002). Hierzu wurden aus der Berechnung der Molekülmassen der gesuchten Elemente folgende Verhältnisfaktoren zum entsprechenden Oxid ermittelt:

für die CaO-Anteile gilt:  $F_{\text{CaCO}_3} = 1,78478$ ,

für die MgO-Anteile der  $F_{\text{Mg(OH)}_2} = 1,02501$  und

Halit der  $F_{\text{NaCl}} = 1,88589$ .

Bei der Multiplikation der gemessenen Werte mit den hier genannten Faktoren errechnet man unter der Maßgabe, dass die Elemente Kalzium und Magnesium ausschließlich in den beiden Mineralien Aragonit und Brucit vorliegen, die prozentualen Mineralanteile bzw. die absoluten Gewichtsanteile.

#### 1.4.9.10 Besiedlungsversuch

Besiedlungsplatten wurden eingesetzt, um den Einfluss der Substratmaterialien auf die Zusammensetzung der Aufwuchsauna zu untersuchen. Gleichzeitig sollte so die Eignung des in diesem Forschungsprojektes

hergestellten Kalkmaterials (EAT-Substrat) als Besiedelungssubstrat bestimmt werden. Es wurden jeweils 5 Platten (Replikate) aus angerautem PVC (15 x 15 cm), natürlichem Buntsandstein (unregelmäßige Größen ca. 14 x 17 cm), EAT-Substrat (14 x 17 cm), Beton (12 x 25 cm) und Spundwandstahl (14 x 17 cm) ausgebracht. Die Platten wurden in zufälliger Reihenfolge auf einem Gitter in Abständen von jeweils ca. 5 cm zueinander angeordnet und mit Kabelbindern fixiert (Abb. 1.4.33). Die Versuchsanordnung wurde für ein Jahr (Oktober 2006 bis Oktober 2007) nördlich von Helgoland auf dem Felssockel in 6 m Wassertiefe horizontal auf Grundgewichten montiert. Die Besiedelung der Platten wurde photographisch nach 5, 7, 8, 9, 10 und 11 Monaten dokumentiert. Die prozentuale Bedeckung der unterschiedlichen Materialien durch Algen und Makrozoobenthosorganismen wurde für den 2. Oktober 2007, kurz vor der Entnahme der Platten, ermittelt. Hierzu wurde das Bild jeder Platte in dem Bildbearbeitungsprogramm Adobe Photoshop in Quadranten unterteilt. Für jeden Quadranten wurde anschließend die prozentuale Bedeckung durch Makroalgen und sessile Makrofauna am Bildschirm abgeschätzt. Die Ergebnisse der einzelnen Quadranten wurden auf die gesamte Platte aufaddiert.

Die Aufwuchsgemeinschaften wurden anhand eines nMDS-Plots und einer ANOSIM-Gemeinschaftsanalyse (Clark & Warwick 2001) nach vorheriger Quadratwurzeltransformation der Daten miteinander verglichen.

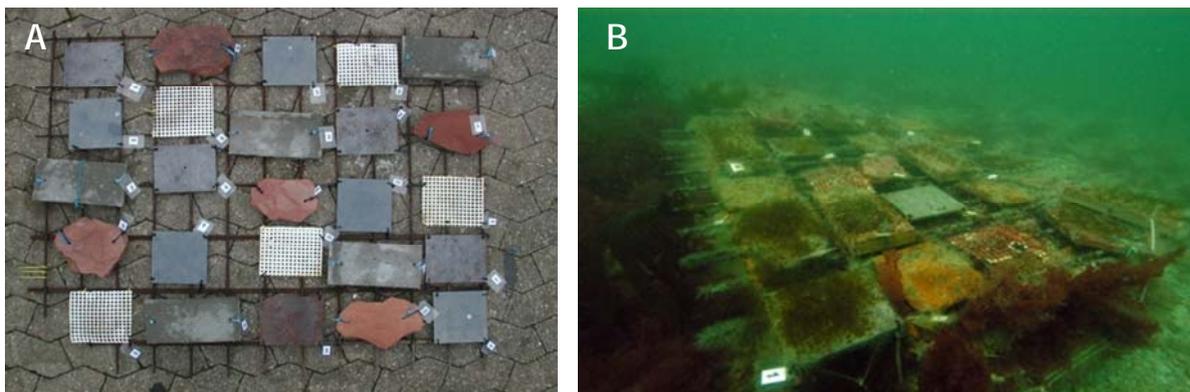


Abb. 1.4.33: Versuchsaufbau Besiedelungsversuch. Installation der Bewuchsplatten aus 5 verschiedenen Materialien vor der Exposition (A). Das Versuchsgitter wurde ca. 40 cm über dem Boden auf Grundgewichten gegen Bewegung gesichert. Der Bewuchs nach acht Monaten der Exposition am 2. Mai 2007 (B). Die weißen EAT-Gitter sind zu diesem Zeitpunkt fast vollständig durch Rotalgen und Krustenrotalgen bedeckt.

## 2 Ergebnisse

### 2.1 Abiotische Parameter

#### 2.1.1 Hydrographie

Die hier dargestellten Ergebnisse beruhen auf Daten, die freundlicherweise vom BSH zur Verfügung gestellt wurden. Aufgrund technischer Schwierigkeiten sind nicht für den gesamten Untersuchungszeitraum Messwerte vorhanden. Die teilweise lückenhaften Daten erlauben dennoch eine gute Beschreibung der generellen Umweltbedingungen an FINO 1.

##### 2.1.1.1 Wassertemperatur

Die Tagesmittelwerte der Wassertemperatur zeigten einen für diesen Bereich der Nordsee typischen jahreszeitlichen Verlauf (Abb. 2.1.1). Die Wassertemperaturen schwankten saisonal zwischen ca. 3 °C im Winter und 18-20 °C im Sommer. Eine Temperaturschichtung war während des Messzeitraumes nur 2004 in geringem Umfang (< 1°C) und über kurze Zeiträume festzustellen. Maximal lag die Temperatur in 20 m Tiefe bis zu 1 °C unter den Oberflächentemperaturen. Diese Differenzen wurden vor allem im Winter 2004 und 2006 gemessen, im weiteren Jahresverlauf verringerte sich diese Differenz bei steigenden Temperaturen. Im August erreichten die Temperaturen in allen Tiefenstufen ihre Höchstwerte, wobei das Temperaturmaximum an der Oberfläche etwas früher erreicht wurde als im bodennahen Wasser.

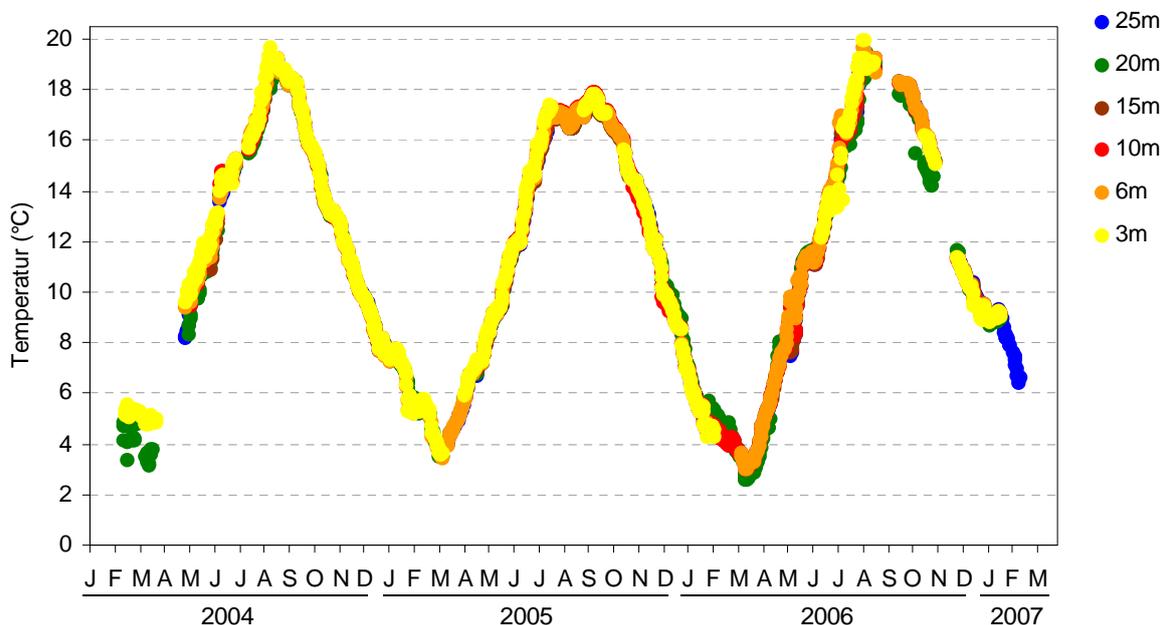


Abb. 2.1.1: Jahrgang der Wassertemperatur bei FINO 1 als Tagesmittel in verschiedenen Tiefenstufen von Januar (J) 2004 bis März (M) 2007. Daten der Messkette des BSH, die ab Feb. 2007 ausgefallen ist; Datenlücken entsprechen Geräteausfällen.

### 2.1.1.2 Salzgehalt

Der Salzgehalt an der FINO 1-Plattform schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 32 und 35 PSU (Abb. 2.1.2). Erst ab Ende April 2004 lagen kontinuierliche Daten vor. Die Salinität in 25 m Tiefe lag zeitweise bis zu 1 PSU höher als in 6 m, zu anderen Zeiten aber auch bis zu 0,6 PSU niedriger. Dabei handelte es sich aber nicht um stabile Schichtungen sondern um kurzfristige Phänomene, die nach wenigen Tagen wieder verschwanden. Ursächlich hierfür waren wahrscheinlich windgetriebene Strömungen, die Küstenwasser geringerer Salinität oder marine Wassermassen mit höherer Salinität zu FINO 1 transportierten. Weitergehende Analysen zur hydrographischen Situation gehen über den Rahmen dieses Berichtes hinaus. Wesentlich für die Interpretation der faunistischen Daten sind vor allem Informationen zu Schichtungen des Wasserkörpers. Eine deutliche Schichtung des Wasserkörpers war im Untersuchungszeitraum nicht zu erkennen. Die Differenz des Salzgehaltes ist als eher gering anzusehen.

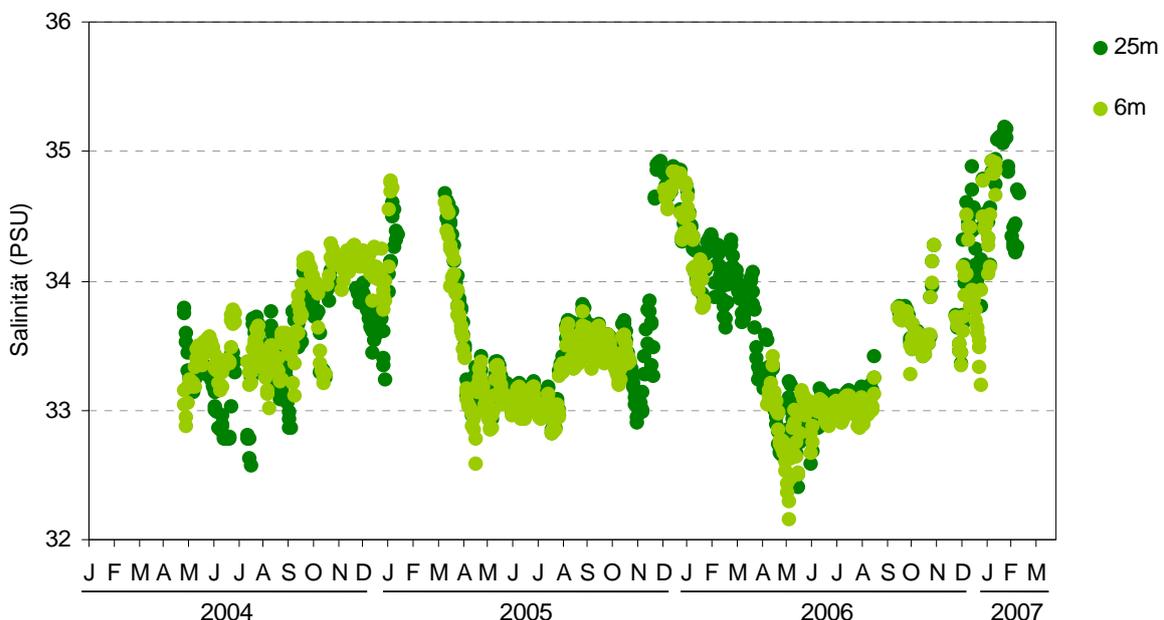


Abb. 2.1.2: Salzgehaltsmessungen auf FINO 1 in 6 m und 25 m Tiefe von Januar (J) 2004 bis März (M) 2007. Daten der Messkette des BSH, die ab Feb. 2007 ausgefallen ist; Datenlücken entsprechen Geräteausfällen.

### 2.1.1.3 Strömungen

Die Hauptströmungsrichtungen bei FINO 1 sind östlich und westlich, und resultieren aus dem Gezeitenstrom (Abb. 2.1.3, Abb. 2.1.4). Das Wasser strömt zweimal täglich in Richtung Ost bis zum Stauwasser auf, um gegen den Uhrzeigersinn drehend anschließend in Richtung West wieder abzulaufen. Der Unterschied zu den im ersten BeoFINO-Bericht dargestellten Hauptströmungsrichtungen beruht auf einer ursprünglich falschen Kalibrierung des Kompasses im ADCP, welche zum Zeitpunkt des BeoFINO-Berichts noch nicht korrigiert worden war. Nachträglich wurden die Daten korrigiert, so dass die hier dargestellten Strömungsdaten die tatsächlichen Strömungen um FINO 1 wiedergeben.

In 4 m Tiefe ergab sich, bedingt durch vorherrschende Winde im Mittel eine stärkere Strömung, wodurch die Dominanz der West-Ost Richtung weniger stark ausgeprägt war. Dieser Einfluss wirkte sich in 14 m und 28 m Tiefe nicht so stark aus. In 4 m Tiefe wurden daher auch regelmäßig Strömungsgeschwindigkeiten von deutlich über 1 m/s registriert, während in 14 m Tiefe maximal 99 cm/s und in 28 m Tiefe maximal 70 cm/s gemessen

wurden. In Bodennähe herrschte fast immer Strömung. Entsprechend den umlaufenden Gezeitenströmen waren dort auch bei Stauwasser Strömungen von ca. 10 - 15 cm/s vorhanden, während die durchschnittlichen Tidenströmungen viermal täglich auch bodennah annähernd 40 cm/s erreichten (Abb. 2.1.3).

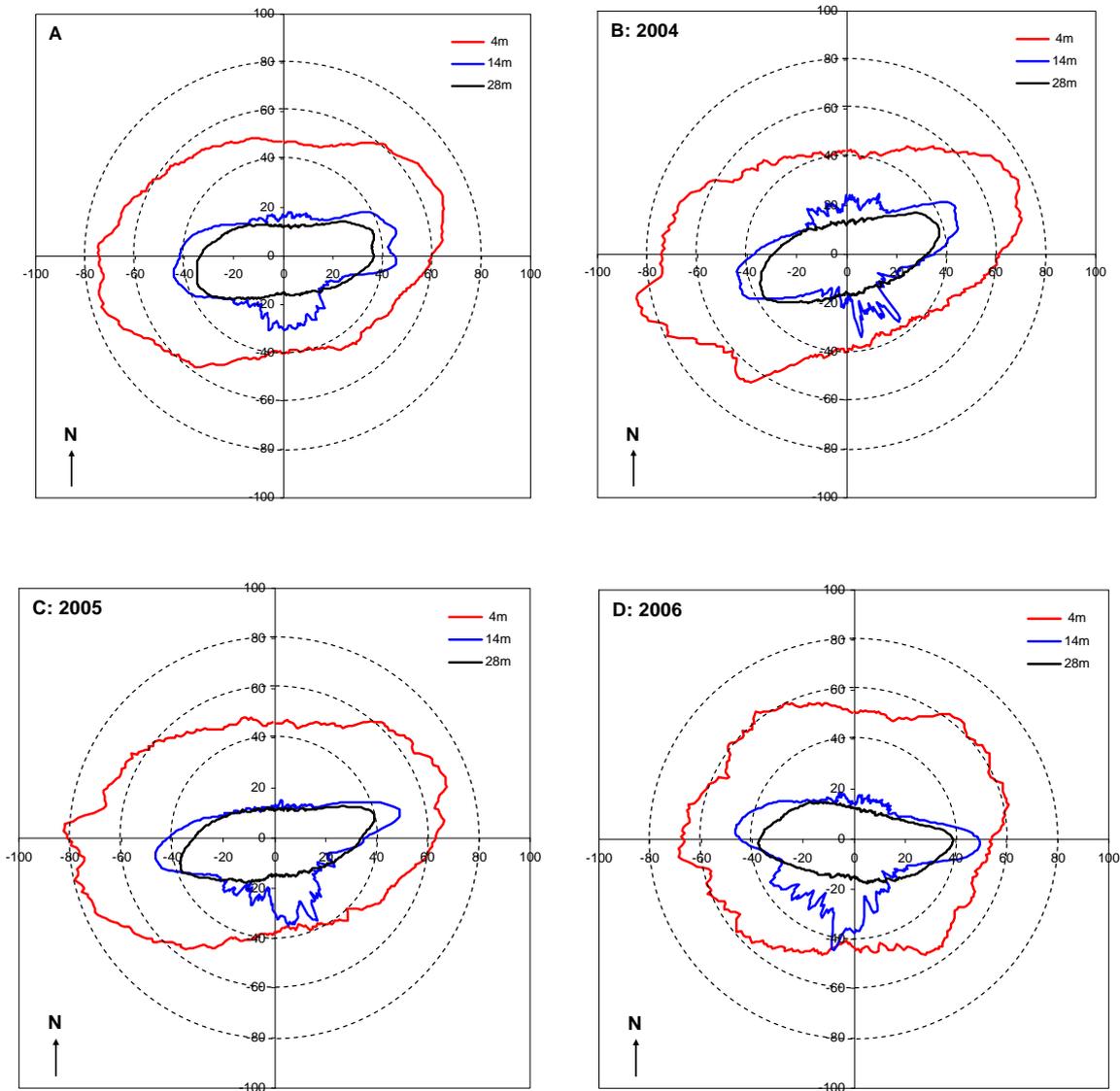


Abb. 2.1.3: Strömungsmessungen auf FINO 1 in (A) 2004-2006, (B) 2004, (C) 2005 und (D) 2006. Mittlere Strömung pro Tiefe in cm/s. Daten BSH.

Während in 2004 die Haupttidenströmung in Richtung West-Süd-West und Ost-Nord-Ost verlief, war dies in 2005 weniger stark ausgeprägt und in 2006 verlief die Hauptströmungsachse annähernd in West-Ost Richtung. Ein etwas anderes Bild ergibt sich, wenn man die Prozentanteile der vorherrschenden Strömungsrichtungen betrachtet, um ein Maß für die Dauer des Wassertransports in die verschiedenen Richtungen zu erhalten (Abb. 2.1.4). In den Hauptströmungsrichtungen herrschten nicht nur die höchsten mittleren Strömungsgeschwindigkeiten vor, sondern die Wassermassen strömten auch am längsten in diese Richtungen. Deshalb waren die beiden Spitzen deutlich stärker ausgeprägt. Auch hier zeigte sich der Einfluss des Windes, so dass vor allem in flacheren Schichten eine windbedingte leichte Verschiebung des Haupttransportes erkennbar wurde und die Tidenströmung nicht so sehr dominierte. In tieferen Wasserschichten war dieser Einfluss geringer, so dass

die Hauptströmungsrichtung wesentlich stärker ausgeprägt war. Die oben beschriebenen interannuellen Unterschiede wurden dementsprechend deutlicher.

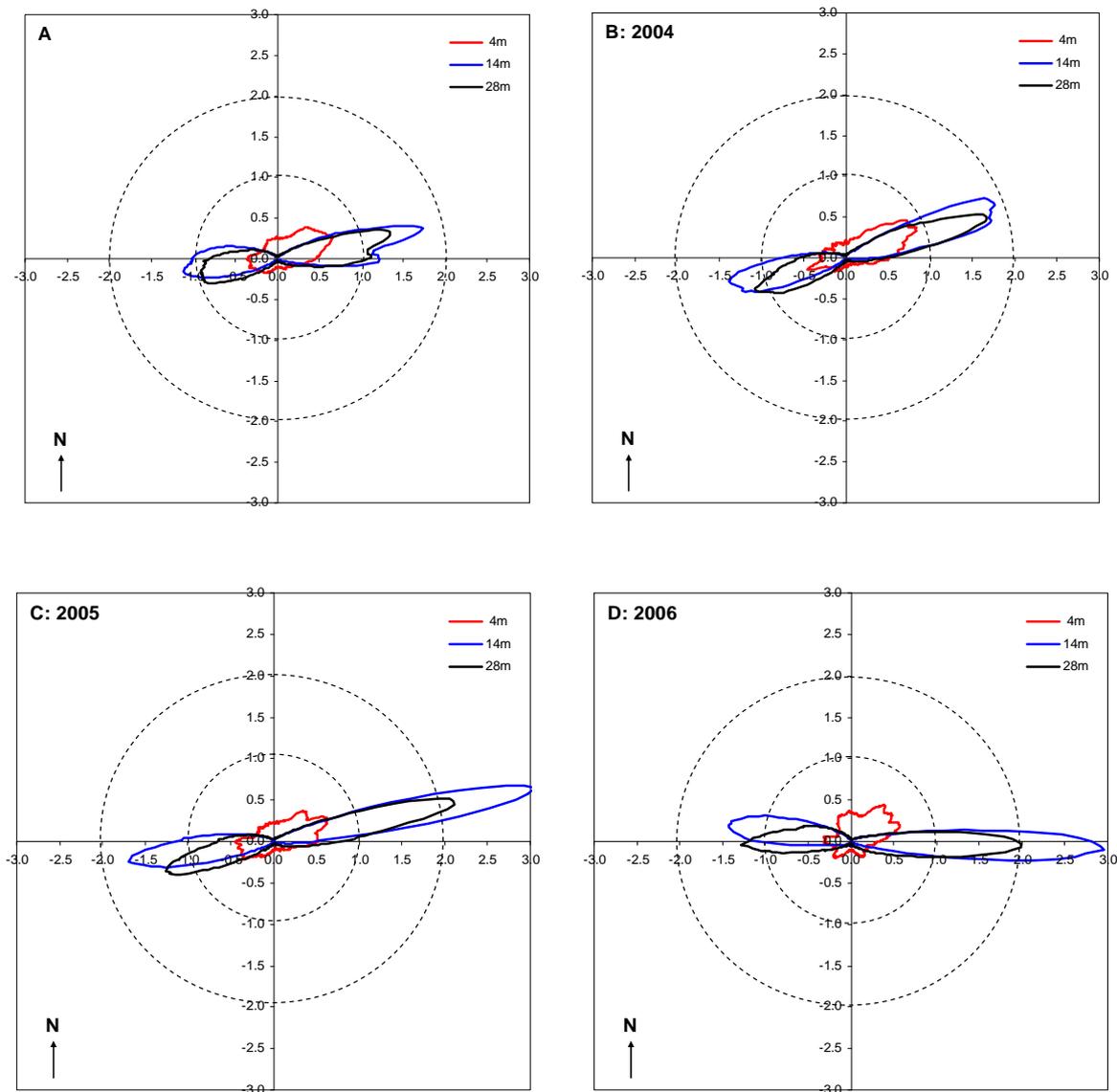


Abb. 2.1.4: Strömungsmessungen auf FINO 1 in (A) 2004-2006, (B) 2004, 2005 (C) und 2006 (D); Prozentuale Strömung pro Richtung und Tiefe. Daten BSH.

#### 2.1.1.4 Wellenregime

Die mittlere signifikante Höhe der Wellen aus nordwestlicher und nordnordöstlicher Richtung war mit 1,5 bis 1,8 m deutlich höher als die Höhe der Wellen aus südlichen und östlichen Richtungen (Abb. 2.1.5 A). Die vorherrschende Wellenrichtung war aus Nord-NordWest. Aus West-Südwest und Ost wurden deutlich weniger Messwerte verzeichnet (Abb. 2.1.5 B).

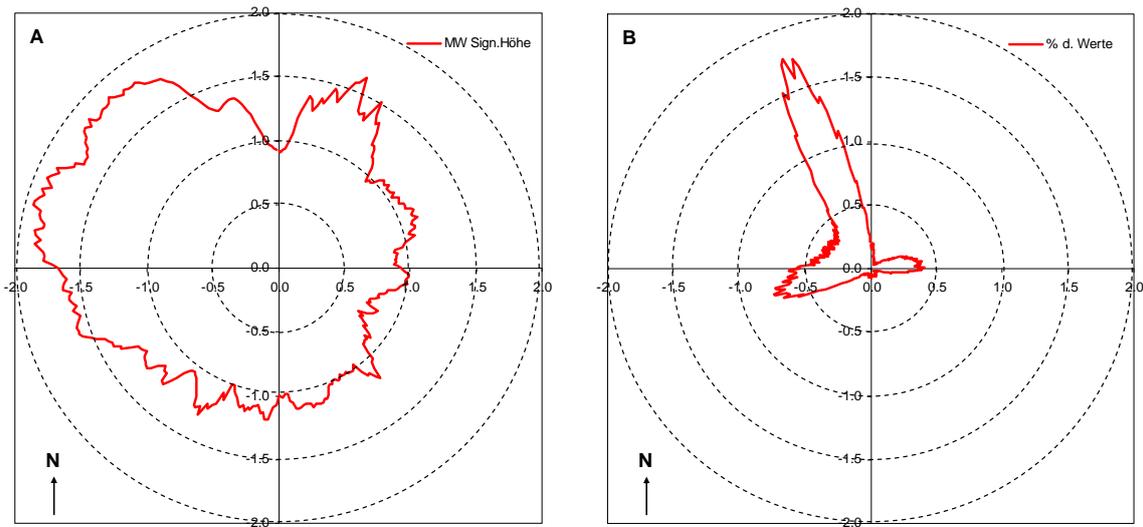


Abb. 2.1.5: Wellenmessungen der bei FINO 1 verankerten Boje in den Jahren 2004-2007 (A) mittlere signifikante Wellenhöhe je Richtung (B), Prozentanteil der Messwerte je Richtung. Daten BSH.

Die höchsten Wellen wurden dementsprechend auch aus nordwestlicher bis westlicher Richtung mit 10 bis 12 m gemessen, deutlich höher als die maximale Höhe der Wellen aus nordnordöstlicher und südlichen bzw. östlichen Richtungen (Abb. 2.1.6).

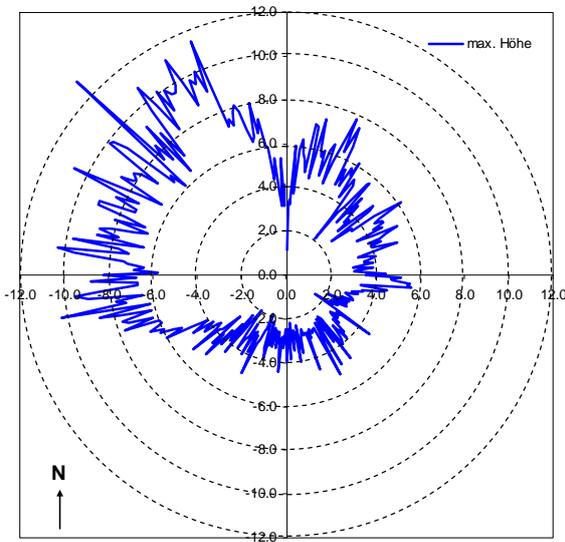


Abb. 2.1.6: Maximale Wellenhöhe bei FINO 1 in den Jahren 2004-2007; Daten der Wellenmessboje des BSH in m.

## 2.1.2 Sedimentologie

### 2.1.2.1 Korngrößenzusammensetzung

In der Nähe der Plattform FINO 1 waren deutlich gröbere Sedimente zu finden als im Referenzgebiet (Abb. 2.1.7). Mit zunehmender Nähe zur Plattform änderte sich das Sediment von homogenem Feinsand zu schlecht sortiertem, größerem Sediment mit zunehmendem Schillanteil.

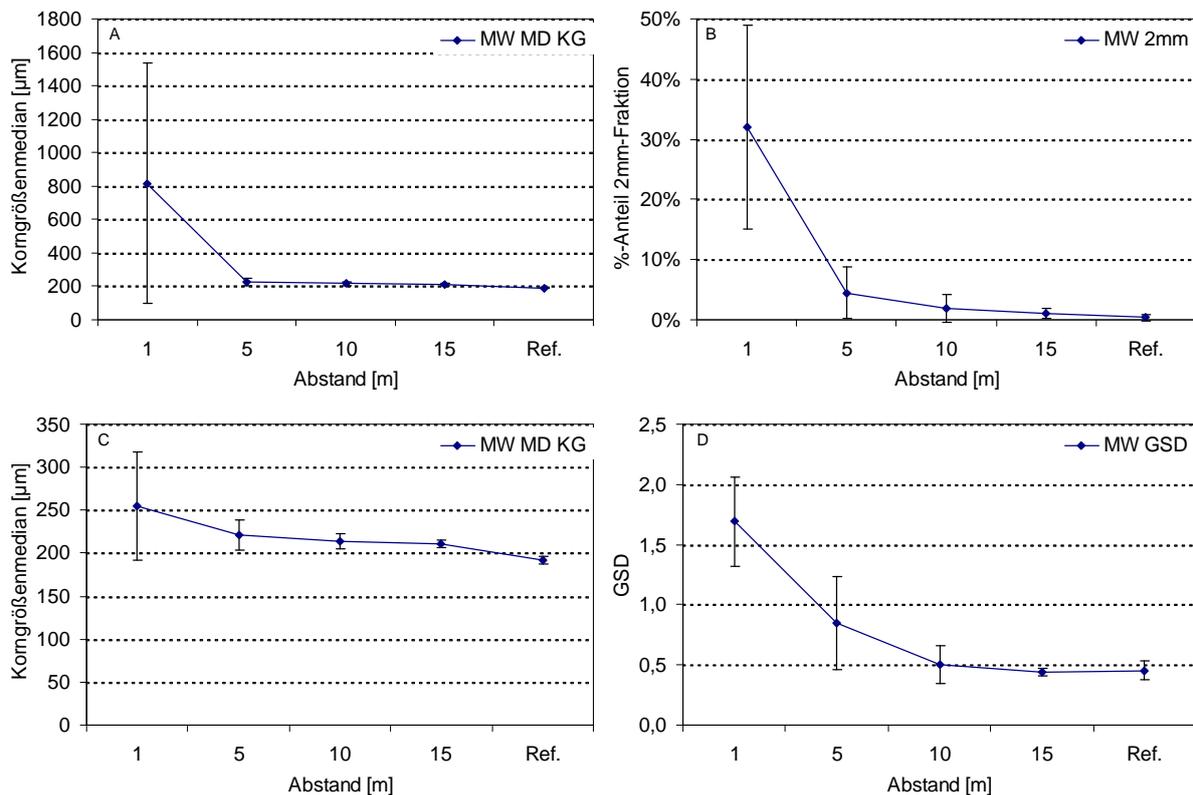


Abb. 2.1.7: Unterschiede in der Sedimentzusammensetzung in Abhängigkeit vom Abstand zur Plattform und im Referenzgebiet (Ref.). Mittelwerte mit Standardabweichung von (A) Median der Korngröße [µm], (B) Anteil der Grobfraction > 2mm [%], (C) berechneter Korngrößenmedian [µm] unter Ausschluss der 2 mm-Fraktion und (D) Sortierkoeffizient GSD.

Dieses spiegelte sich in einem deutlich größeren Korngrößenmedian von im Mittel ca. 800 µm in 1 Meter Abstand wider, während in der Umgebung Werte um 200 µm, typisch für einen relativ homogenen Feinsand, vorherrschen (Abb. 2.1.7 A). Auch im Abstand von 5 - 15 m von der Plattform war der Median leicht erhöht. Hier wurde das gröbere Sediment in erster Linie durch einen erhöhten Anteil Grobsand, Schillfragmente und Schill hervorgerufen (>2 mm), der nahe der Plattform bis über 30 % ausmachte und mit zunehmendem Abstand stark abnahm (Abb. 2.1.7 B). Im Referenzgebiet trat diese Korngrößenfraktion praktisch nicht auf. Unter Ausschluss dieser über 2 mm großen Sedimentanteile war der Median nahe der Plattform dennoch erhöht und lag trotz abnehmender Tendenz auch bei 5 - 15 m Abstand noch deutlich über dem des Referenzgebiets (Abb. 2.1.7 C). Diese unterschiedlichen Sedimentzusammensetzungen waren auch am Sortierkoeffizienten deutlich erkennbar (Abb. 2.1.7 D). Nahe der Plattform war der Sortierkoeffizient stark erhöht, woraus ersichtlich ist, dass die Sedimente im 1-m-Bereich schlecht ( $GSD > 1$ ), im 5-m-Bereich mäßig ( $1 > GSD > 0,7$ ) und im Referenzgebiet gut ( $GSD < 0,5$ ) sortiert waren.

Die starke Schillauflage im Nahbereich der Plattform zeigte sich auch im hohen Schillgehalt der Proben aus 1 m Abstand. Diese enthielten deutlich mehr Schill als die Proben aus 5-15 m Abstand (Abb. 2.1.8). Zahlreiche dieser Greifer enthielten nahezu ausschließlich Schill oder lediglich einen geringen Anteil Sand.

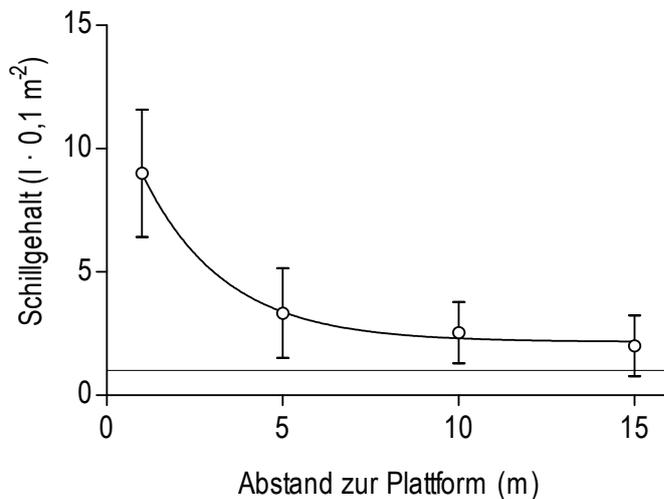


Abb. 2.1.8: Schillgehalt der Proben (0,1 m<sup>2</sup>) in Abhängigkeit vom Abstand zur Plattform. Mittelwerte in Litern mit Standardabweichung. Waagerechte Linie markiert den Schillgehalt der Proben aus dem Referenzgebiet.

Das Sediment für die Sedimentanalysen wurde aus den oberen 5 cm entnommen, die für die oberflächlich siedelnde Bodenfauna entscheidend sind. Diese Analysen können nicht die Schichtung und Unterschiede in tieferen Sedimentbereichen erfassen, welche während der Probenahme protokolliert wurden. Bei den Sedimententnahmen in 1 m Entfernung von der Plattform bestand das oberste, analysierte Sediment zum größten Teil aus Schillfragmenten. Unter dieser oberen Sedimentschicht war in größerer Tiefe bis zum letzten Jahr der Untersuchung meist homogener Feinsand zu finden, der selten etwas schlickig war oder reduzierte Einschlüsse aufwies. Im Juli 2007 befand sich unter dem Schill eine dünne Auflage aus oxidiertem, homogenen Feinsand. Unter diesem Feinsand war in allen Greifern reduziertes, leicht schlickiges Sediment zu finden. Im Oktober 2007 war unter dem schillhaltigen Sediment keine dünne oxidierte Feinsandaufgabe mehr vorhanden, sondern ausschließlich reduzierter Schlick. Zu diesem Zeitpunkt wurden auch im 5 m Abstand ab einer Sedimenttiefe von 8 - 10 cm Schlicklinsen oder reduzierte, schlickige Fein- bis Feinstsandböden registriert.

### 2.1.2.2 Organische Sedimentbestandteile

Bis in 5 m Entfernung von der Plattform ließ sich eine deutliche Anreicherung des Sediments mit organischem Material feststellen (Abb. 2.1.9). In 1 m Abstand war sowohl der Kohlenstoff- als auch der Stickstoffgehalt gegenüber dem Referenzgebiet stark erhöht, wobei die Proben aus 1 m Abstand zur Plattformstruktur untereinander sehr variabel waren. In 10 m Abstand entsprach der Kohlenstoffgehalt dem des Referenzgebiets, der Stickstoffgehalt war jedoch in 5-15 m Abstand geringer als im Referenzgebiet.

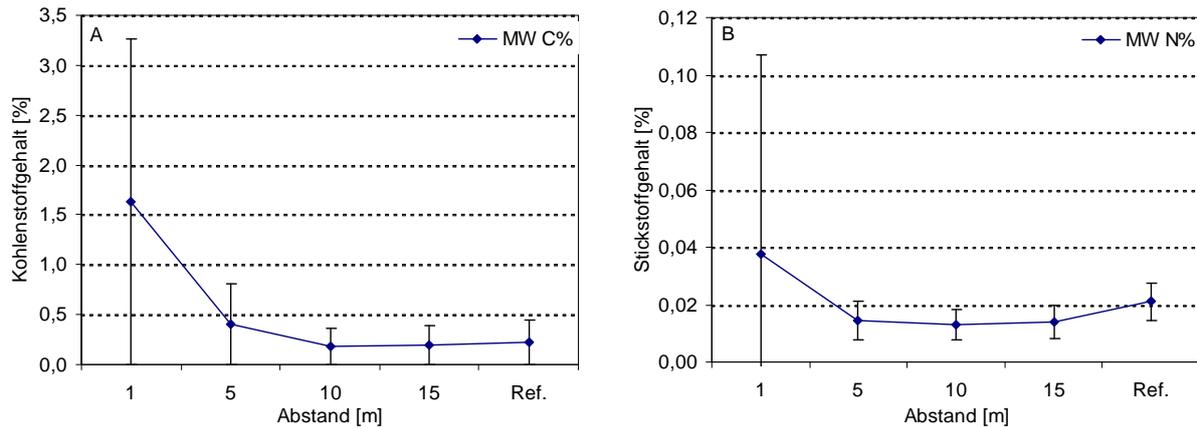


Abb. 2.1.9: Unterschiede im organischen Gehalt des Sediments in Abhängigkeit vom Abstand zur Plattform und im Referenzgebiet (Ref.). A: mittlerer Kohlenstoffgehalt [%]; B: mittlerer Stickstoffgehalt [%].

Das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff war im gesamten Bereich bis 15 m Abstand höher als im Referenzgebiet (Abb. 2.1.10). In 5 m Abstand wurden sogar doppelt so hohe Werte und in 1 m Abstand mehr als viermal so hohe Werte erreicht wie im Referenzgebiet, was auf stärker abgebautes organisches Material in Plattformnähe hindeutet.

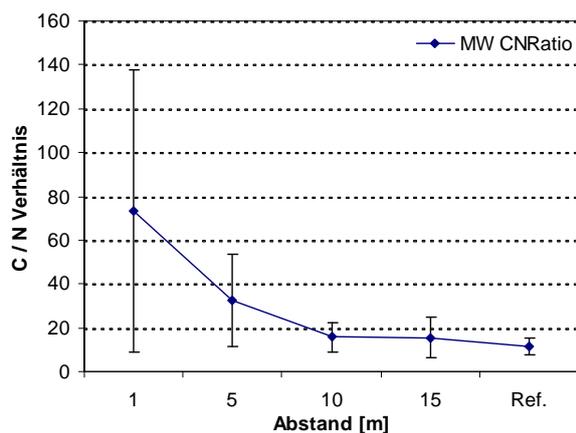


Abb. 2.1.10: Unterschiede des C/N-Verhältnisses in Abhängigkeit vom Abstand zur Plattform und im Referenzgebiet (Ref.).

## 2.2 Meroplankton-Vorkommen bei Helgoland

Die Abundanz des Meroplanktons der Helgoländer Reede wies in den Jahren 2004 bis 2006 eine deutliche Saisonalität auf (Abb. 2.2.1). Die höchsten Abundanzen waren meist im Sommer zu verzeichnen. Die Phase mit den höchsten Abundanzen erstreckte sich in den Jahren 2005 und 2006 überwiegend auf die Monate Juni und Juli. Hier wurden Dichten von rund 8.000 Ind.  $m^{-3}$  erreicht. Im Jahr 2004 wurden von März bis August hohe Dichten von zum Teil bis zu 11.000 Ind.  $m^{-3}$  erreicht. Während dieser Zeit fluktuierte die Gesamtabundanz des Meroplanktons auf der Helgoländer Reede stark. Während der Wintermonate aller drei Jahre traten nur wenige bis keine meroplanktischen Larven auf.

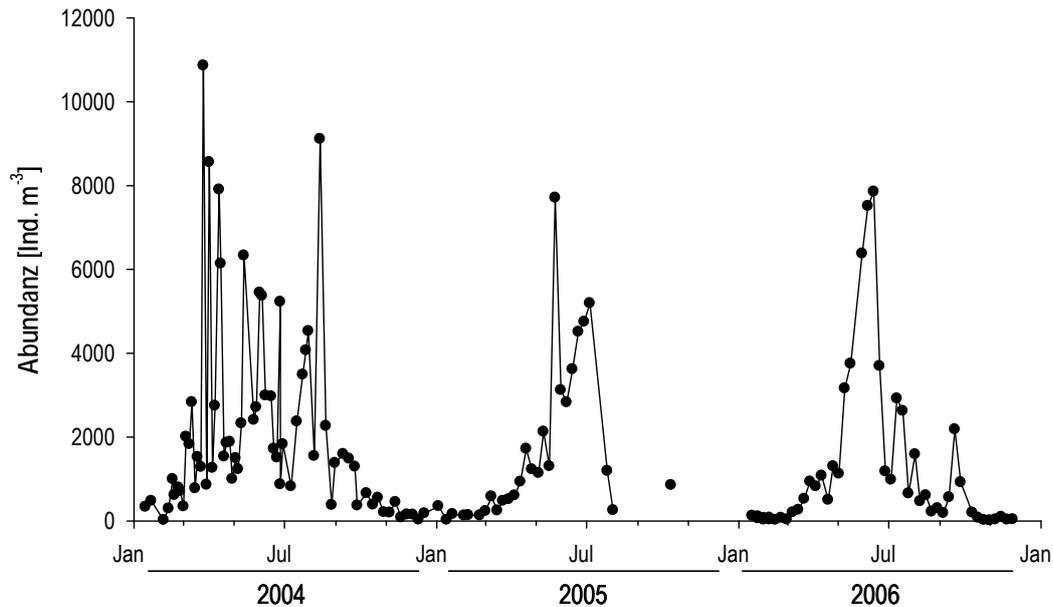


Abb. 2.2.1: Gesamtabundanz meroplanktischer Larven auf der Helgoländer Reede von Januar 2004 bis November 2006.

Insgesamt wurden 11 größere Taxa im Meroplankton des Untersuchungszeitraumes identifiziert (Abb. 2.2.2). Im Jahresdurchschnitt waren die Cirripedia, die Echinodermata und die Polychaeta in jedem Jahr die bedeutendsten taxonomischen Gruppen des Meroplanktons. Der Anteil der Cirripedia lag in allen drei Jahren bei rund 20 bis 30 %. Die Echinodermata hatten im Jahr 2004 einen durchschnittlichen Anteil von rund 20 %. In den Jahren war der Anteil mit rund 40 % doppelt so hoch. Die Polychaeten hingegen hatten im Jahr 2004 ihren höchsten durchschnittlichen Anteil an der jährlichen Meroplanktongemeinschaft. Dieser Anteil war in den Jahren 2005 und 2006 mit weniger als 20 % deutlich geringer. Alle weiteren Taxa hatten vergleichsweise geringe Anteile an der Meroplanktongemeinschaft.

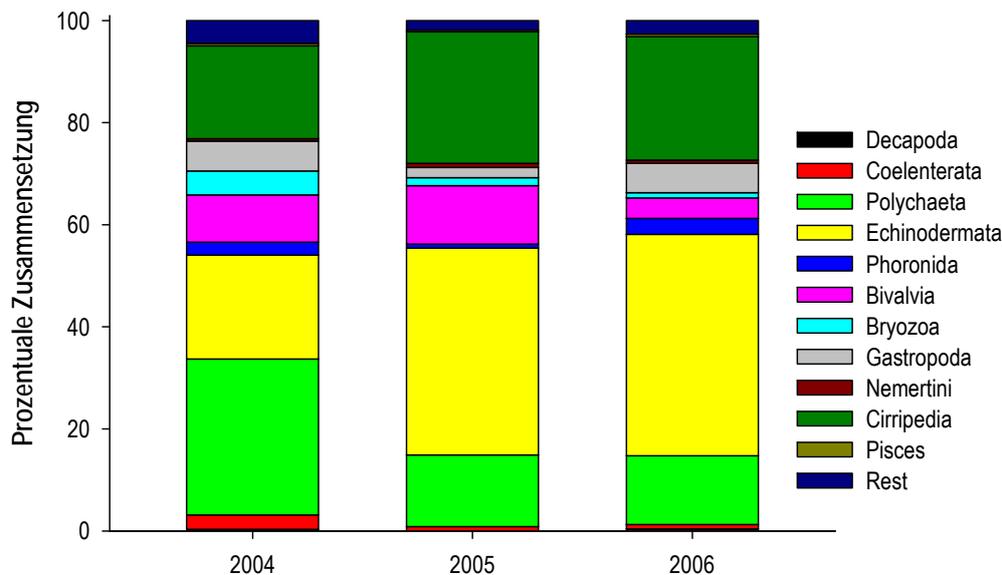


Abb. 2.2.2: Jahresdurchschnittliche, prozentuale Zusammensetzung des Meroplanktons.

Die taxonomische Auflösung der Meroplanktondaten der Helgoländer Reede variierte zwischen den Großtaxa, so dass die Organismen einiger Gruppen wie den Polychaeten zum Teil bis auf das Gattungs- oder Artniveau bestimmt werden konnten, während die Arten anderer Großtaxa auf einem höheren Niveau zusammengefasst

blieben. In der Folge werden die zeitlichen Dynamiken der Abundanzen meroplanktischer Larven einiger Taxa beschrieben, die im Benthos der Aufwuchsfaua auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 auftraten sowie typischer Weichbodenbewohner aus der Umgebung von FINO 1.

### 2.2.1 *Asterias rubens*

Benthische Individuen des Seesterns *Asterias rubens* besiedeln sowohl das Hartsubstrat von FINO 1 als auch das Sediment der Umgebung der Plattform. Larven von *A. rubens* traten im Sommer mit Abundanzmaxima im Juli auf (Abb. 2.2.3). Über die drei Untersuchungsjahre nahmen die sommerlichen Abundanzen planktischer Larven von 2004 (ca. 160 Ind. m<sup>-3</sup>) über 2005 (120 Ind. m<sup>-3</sup>) bis 2006 (40 Ind. m<sup>-3</sup>) ab. Ferner wurden im Jahr 2004 bereits ab Juni bis zu 50 Larven m<sup>-3</sup> im Plankton gezählt. Während der übrigen Jahreszeiten fehlten die Larven von *A. rubens* weitgehend im Plankton.

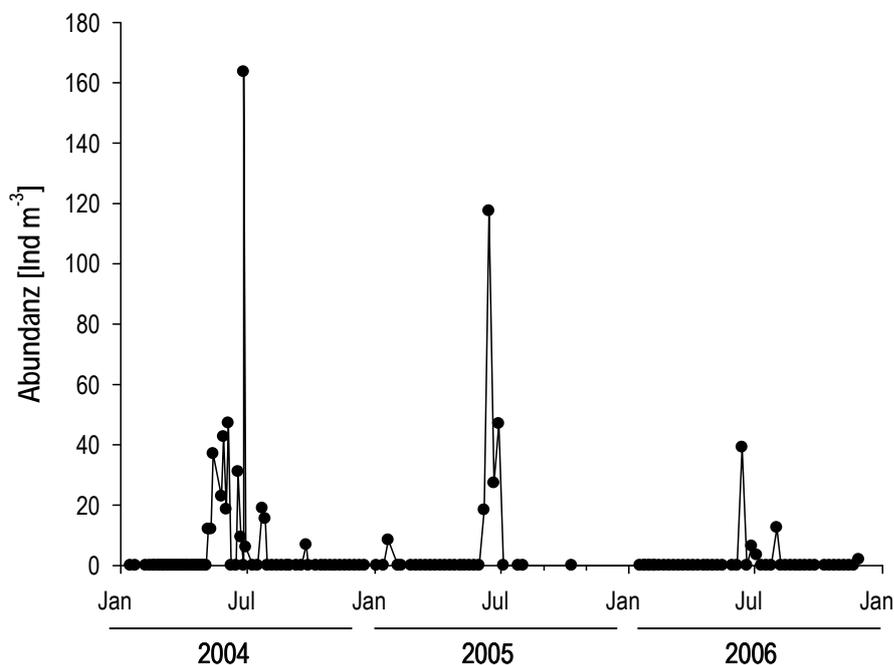


Abb. 2.2.3: Abundanz meroplanktischer Larven von *Asterias rubens* auf der Helgoländer Reede von Januar 2004 bis November 2006.

### 2.2.2 Cirripedia

Die meroplanktischen Larven der Cirripedia wurden nur während einer kurzen jährlichen Phase im Juli im Plankton beobachtet (Abb. 2.2.4). Dieses Auftreten wurde in jedem der drei Untersuchungsjahre beobachtet. Im Juli 2004 waren die Larvendichten mit rund 150 Ind. m<sup>-3</sup> relativ gering. Die höchsten Dichten (650 Ind. m<sup>-3</sup>) waren im Jahr 2005 zu verzeichnen, während die Abundanz im Juli 2006 bereits wieder geringer (400 Ind. m<sup>-3</sup>) ausfiel.

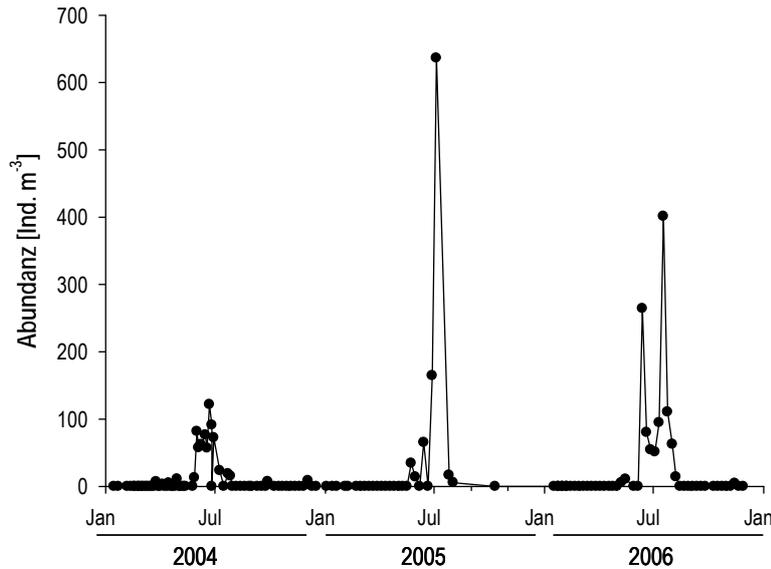


Abb. 2.2.4: Abundanz meroplanktischer Larven der Cirripedia auf der Helgoländer Reede von Januar 2004 bis November 2006.

### 2.2.3 Bivalvia

Die jährlichen Abundanzen der Muschellarven erreichten ihre Maxima in den Monaten Juni (2004) und Juli (2004 bis 2006) (Abb. 2.2.5). Danach nahm die Dichte der Larven bis Januar ab. Von Januar bis zum jeweils folgenden Sommer wurden nahezu keine Muschellarven im Plankton gefunden. Im Jahr 2006 waren die Sommerabundanzen deutlich geringer (500 Ind. m<sup>-3</sup>) als in den vorangegangenen Jahren (2004: 2.000 Ind. m<sup>-3</sup>; 2005: 1.800 Ind. m<sup>-3</sup>).

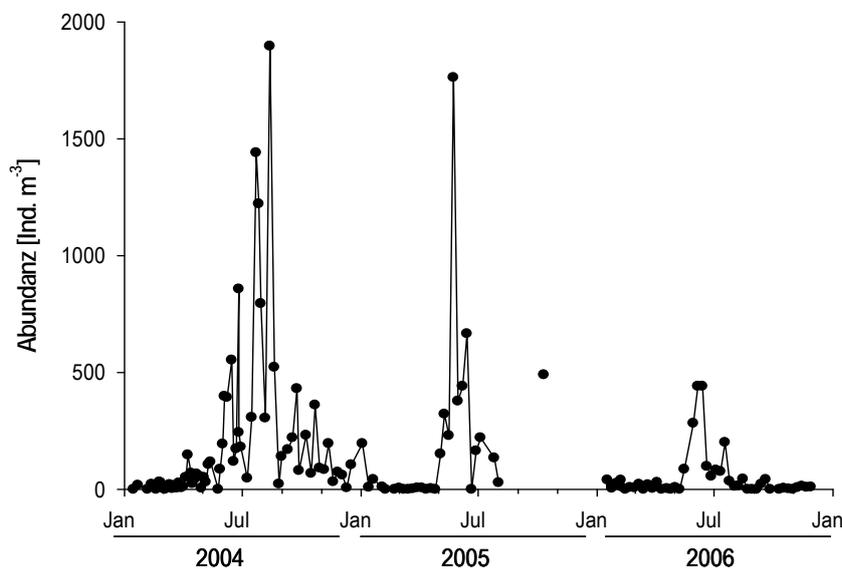


Abb. 2.2.5: Abundanz meroplanktischer Larven der Bivalvia auf der Helgoländer Reede von Januar 2004 bis November 2006.

### 2.2.4 *Lanice conchilega*

In den Jahren 2004 und 2006 wurden jährliche Abundanzmaxima der Larven des Polychaeten *Lanice conchilega* im Juni und im August/September beobachtet (Abb. 2.2.6). Im Jahr 2005 trat im Juni kein Dichtemaximum auf. Es liegen keine Informationen hinsichtlich des Auftretens des zweiten jährlichen Maximums vor, da der Datensatz für

diese Zeit lückenhaft ist. Daher kann nicht ausgeschlossen werden, dass das Auftreten der Larven zu dieser Zeit nicht erfasst worden ist. Die Abundanzen waren im Jahr 2004 (300 Ind. m<sup>-3</sup>) deutlich höher als im Jahr 2006 (bis zu 100 Ind. m<sup>-3</sup>). Außerhalb der Dichtemaxima traten keine Larven von *L. conchilega* im Plankton auf.

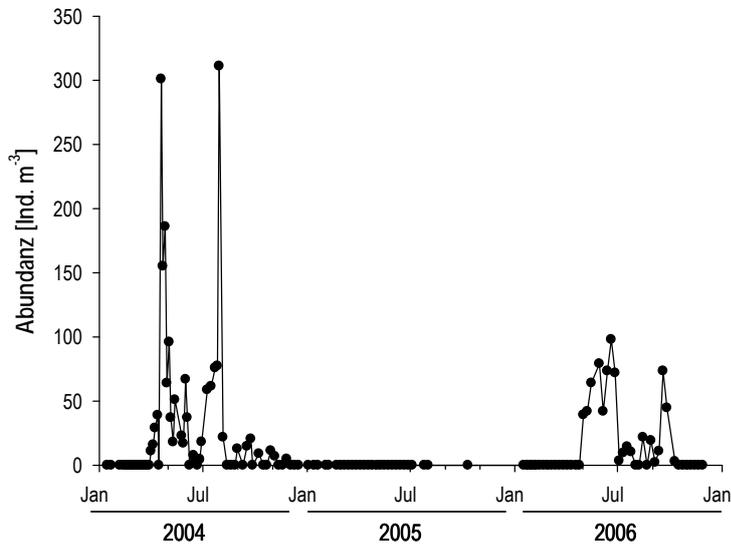


Abb. 2.2.6: Abundanz meroplanktischer Larven des Polychaeten *Lanice conchilega* auf der Helgoländer Reede von Januar 2004 bis November 2006.

### 2.2.5 *Magelona* spp.

Die Polychaetenlarven der Gattung *Magelona* spp. traten mit den höchsten Abundanzen in den Monaten von Mai bis August auf (Abb. 2.2.7). In den Monaten dazwischen fehlten diese Larven im Plankton. Die Sommermaxima erhöhten sich vom Jahr 2004 (20 Ind. m<sup>-3</sup>) über 2005 (50 Ind. m<sup>-3</sup>) bis 2006 (65 Ind. m<sup>-3</sup>).

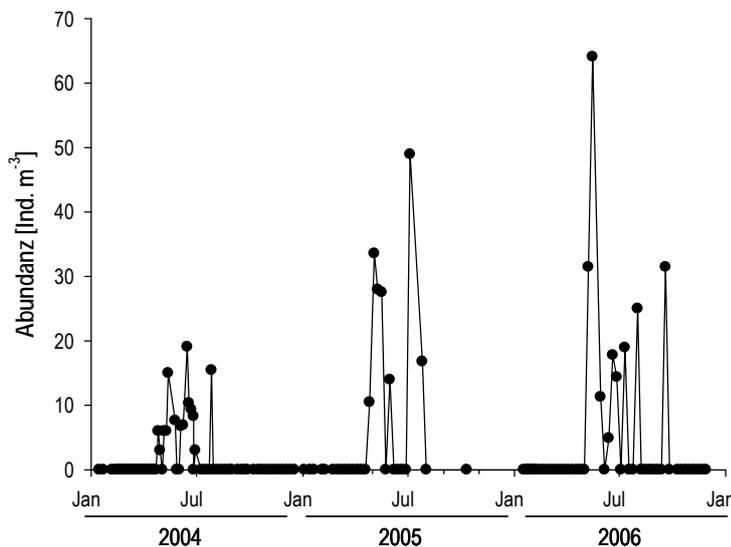


Abb. 2.2.7: Abundanz meroplanktischer Larven der Gattung *Magelona* spp. auf der Helgoländer Reede von Januar 2004 bis November 2006.

### 2.2.6 Oweniidae

Die jährlichen Dichten der meroplanktischen Larven der Polychaetengruppe der Oweniidae waren im Juli am höchsten (Abb. 2.2.8). In der übrigen Zeit waren diese Larven nahezu aus dem Plankton verschwunden. Die Abundanzmaxima fielen von Juli 2004 (500 Ind. m<sup>-3</sup>) über 2005 (350 Ind. m<sup>-3</sup>) auf 250 Ind. m<sup>-3</sup> im Juli 2006.

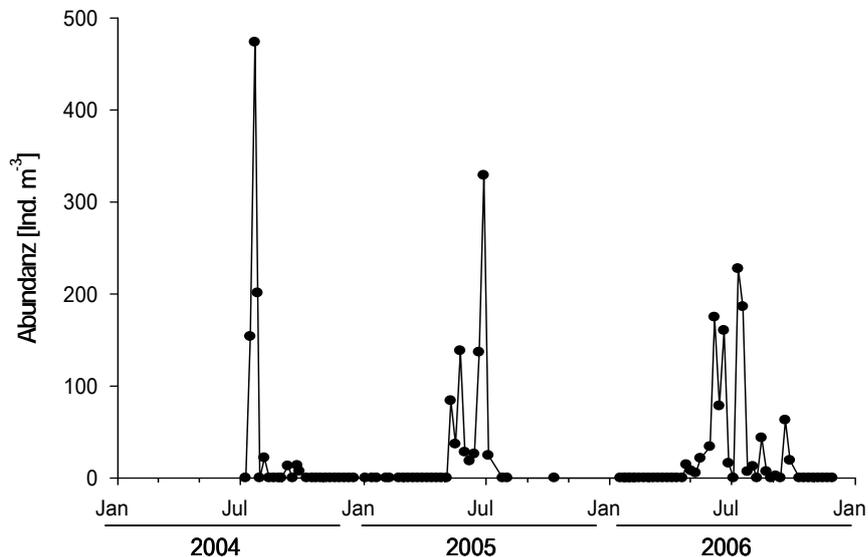


Abb. 2.2.8: Abundanz meroplanktischer Larven der Polychaetengruppe der Oweniidae auf der Helgoländer Reede von Januar 2004 bis November 2006.

### 2.2.7 Echinoidea

Seeigellarven wurden in allen drei Untersuchungsjahren in den Monaten Juni und Juli im Plankton beobachtet (Abb. 2.2.9). In den übrigen Monaten fehlten diese Larven nahezu vollständig im Plankton der Helgoländer Reede. Die Abundanzmaxima der drei Jahre unterschieden sich nicht deutlich voneinander.

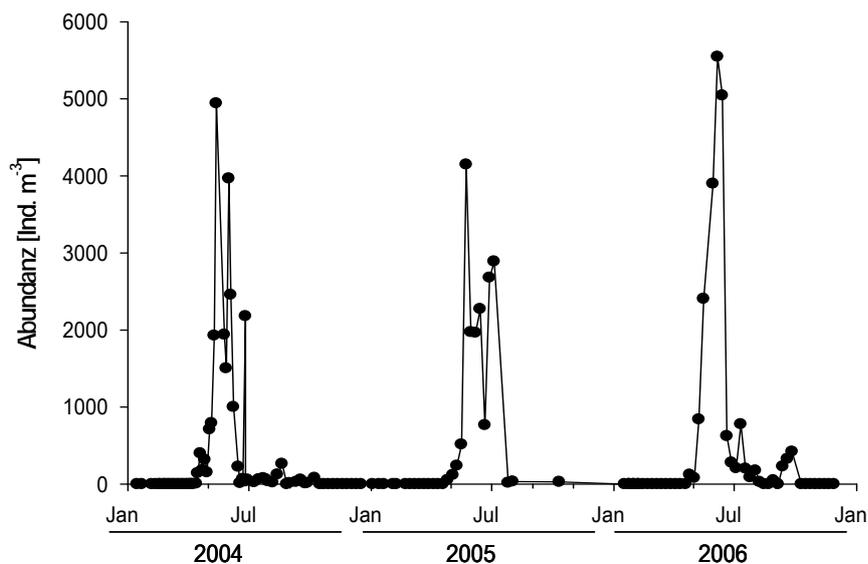


Abb. 2.2.9: Abundanz meroplanktischer Seeigellarven auf der Helgoländer Reede von Januar 2004 bis November 2006.

## 2.3 Auswirkungen auf die Infaunagemeinschaft

### 2.3.1 Gemeinschaftszusammensetzung

#### 2.3.1.1 Veränderungen in Anhängigkeit vom Abstand zur Plattform

Die multivariate Analyse der Zusammensetzung der Weichbodengemeinschaft (Abb. 2.3.1) zeigt eine relativ klare Trennung der Proben aus 1 m Abstand, 5 bis 15 m und 200-400 m (Referenzgebiet), wobei sich die Gruppen 1 m und 5 bis 15 m etwas überlappten. Lediglich drei Proben aus 10 m und 15 m im Frühjahr und Sommer 2005 lagen innerhalb der Referenzgruppe. Die im Jahr 2005 beprobten Stationen im Abstand von 25-200 m von der Plattform bildeten mit den Referenzstationen eine Gruppe.

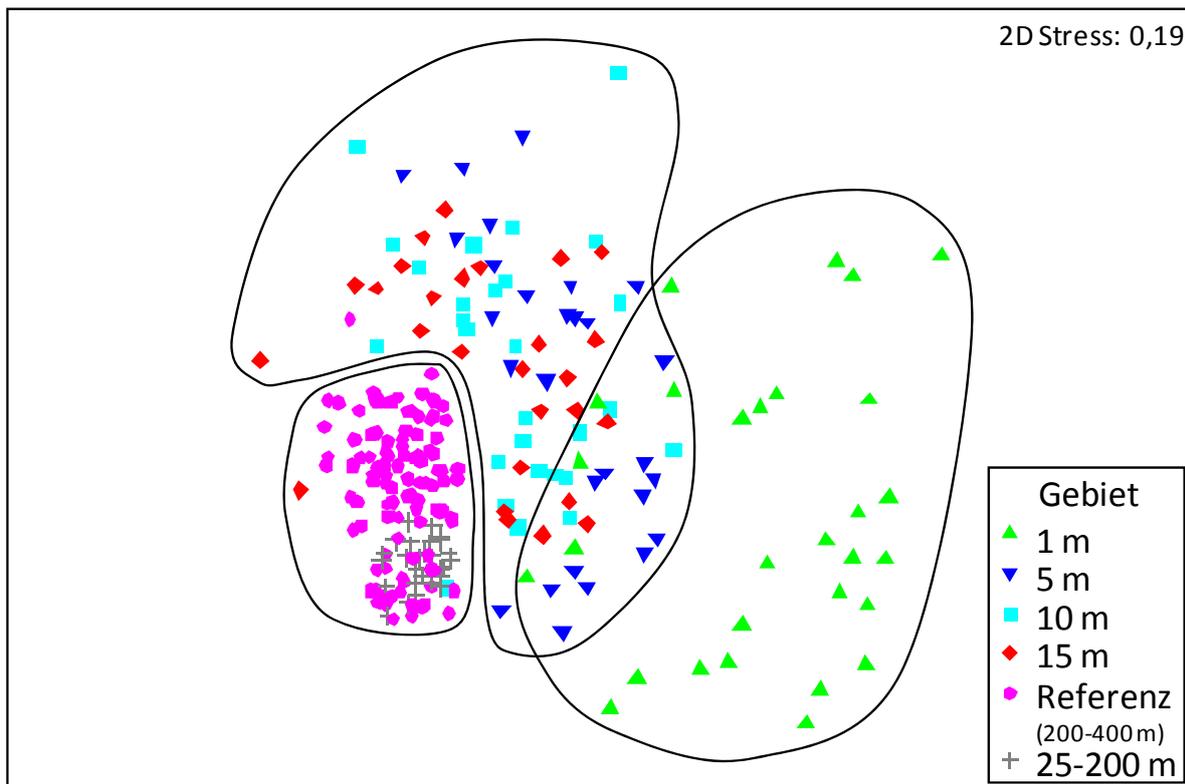


Abb. 2.3.1: Ähnlichkeit der Bodenfaunaprobe mit unterschiedlichem Abstand zur Plattform (Gruppierungen nach ANOSIM eingekreist). nMDS-Plot basierend auf Organismendichten einzelner Greiferproben aus den Jahren 2005-2007.

Die Zusammensetzung der Bodenfauna änderte sich in Abhängigkeit von der Entfernung zur Plattform. Bei einem Vergleich aller Greiferproben der Jahre 2005 bis 2007 ist die Abtrennung der Proben aus 1 m Abstand deutlich. Die Proben aus 1 m Abstand unterschieden sich sowohl von den Referenzproben als auch von den Proben aus 5 bis 15 m Abstand statistisch signifikant (Tab. 2.3.1). Die Unterschiede wurden dabei mit zunehmendem Abstand von der Plattform größer. Zwischen den Proben aus 5, 10 und 15 m Abstand war über den gesamten Zeitraum betrachtet kein statistisch signifikanter Unterschied in der Zusammensetzung des Benthos nachweisbar. Sie unterschieden sich allerdings alle statistisch signifikant von den Proben des Referenzgebietes, wobei der Unterschied der 5 m Proben noch deutlicher ausfiel als der der 10 bis 15 m Proben.

Tab. 2.3.1: Trennungsgrade der Probengruppen entsprechend der Abstände zur Forschungsplattform unter Berücksichtigung des saisonalen Einflusses (s.u.). (R-Werte, ANOSIM two-way crossed analysis, Bray-Curtis Ähnlichkeit,  $4 \cdot \sqrt{\text{transformierte Abundanzen der Benthosorganismen der Jahre 2005-2007}}$ ; \*= signifikant bei  $\alpha=0,05$ ).

■  $R \geq 0,75$ ; gut getrennt   
 ■  $R \geq 0,5 < 0,75$ ; gut getrennt, aber überlappend  
■  $R \geq 0,25 < 0,5$ ; leicht getrennt, stark überlappend   
   $R < 0,25$ ; nicht getrennt

5 m	0,495*			
10 m	0,605*	0,081		
15 m	0,636*	0,034	-0,029	
Referenz	0,972*	0,936*	0,829*	0,873*
	1 m	5 m	10 m	15 m

### 2.3.1.2 Saisonale Einflüsse

Neben den oben beschriebenen räumlichen Unterschieden war auch ein saisonaler Einfluss auf die Gemeinschaftsstruktur der Bodenfauna erkennbar (Abb. 2.3.2). Alle Jahreszeiten waren statistisch signifikant unterschiedlich (Tab. 2.3.2), wenn sich auch die Gruppen auf dem nMDS-Plot überlappen. Die geringsten Unterschiede zeigten sich zwischen der Frühlings- und Wintersituation. Am deutlichsten hob sich der Sommer davon ab. Der Herbst bildete den Übergang.

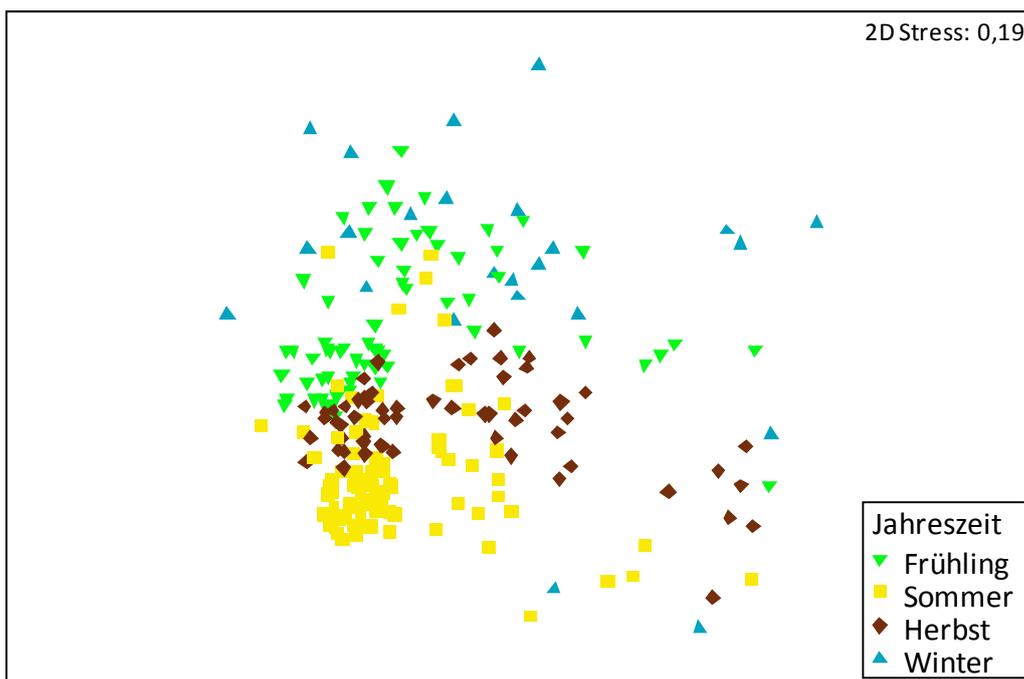


Abb. 2.3.2: Ähnlichkeit der Bodenfaunaprobe nach Jahreszeiten. nMDS-Plot basierend auf Organismendichten einzelner Greiferproben von 2005-2007.

Tab. 2.3.2: Trennungsgrade der Probengruppen entsprechend der Jahreszeiten unter Berücksichtigung der Abstände zur Forschungsplattform (s.o.). (R-Werte, ANOSIM two-way crossed analysis, Legende siehe Tab. 2.3.1).

Sommer	0,712*		
Herbst	0,495*	0,555*	
Winter	0,425*	0,662*	0,587*
	Frühling	Sommer	Herbst

### 2.3.1.3 Interannuelle Unterschiede

Eine statistisch signifikante Trennung der Proben nach den einzelnen Untersuchungsjahren war nicht erkennbar, da sich hier die Plattformeinflüsse, die saisonalen und die interannuellen Unterschiede überlagerten (Tab. 2.3.3).

Tab. 2.3.3: Trennungsgrade der Jahre (R-Werte, ANOSIM one-way analysis, Legende s. Tab. 2.3.1).

2006	0,241*	
2007	0,225*	0,074*
	2005	2006

Dennoch lassen die Daten deutliche Unterschiede in der Abundanz verschiedener Organismengruppen erkennen, welche auf großräumige natürliche jährliche Schwankungen zurückzuführen sind. Da die Überlagerung von Plattformeinfluss, Jahreszeiten und interannuellen Unterschieden eine klare Differenzierung der Effekte erschwert, wird im Folgenden jedes Jahr einzeln dargestellt. Dadurch wird der jahreszeitliche Einfluss deutlicher und die Trennung der Proben in Abhängigkeit vom Abstand zur Plattform klarer erkennbar.

Die Betrachtung der Benthoszusammensetzung in den einzelnen Jahren (Abb. 2.3.3) zeigt ebenfalls die mit zunehmendem Abstand zur Plattform größer werdende Unterscheidung der Gebiete, wobei sich der Grad der Trennung zwischen den Jahren unterschied (Tab. 2.3.4).

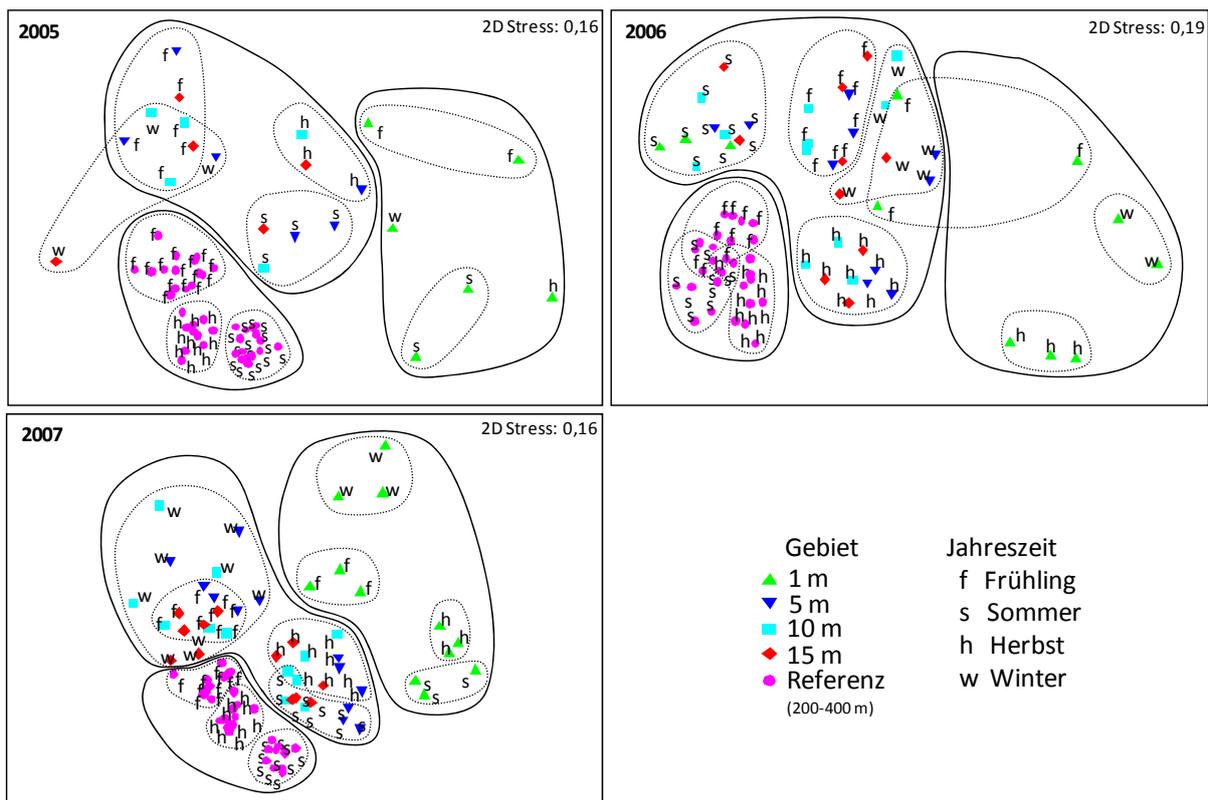


Abb. 2.3.3: Ähnlichkeit der Bodenfaunaprobe mit unterschiedlichem Abstand zur Plattform in den Jahren 2005, 2006 und 2007 (Gruppierungen nach ANOSIM eingekreist). nMDS-Plot basierend auf Organismendichten einzelner Greiferproben.

Tab. 2.3.4: Trennungsgrade der Infaunagemeinschaften aus verschiedenen Abständen zur Plattform in den Jahren 2005, 2006 und 2007. (R-Werte, ANOSIM one-way analysis basierend auf Benthosabundanz. \* = signifikant).

2005					2006				
5 m	0,474*				5 m	0,238*			
10 m	0,779*	-0,149			10 m	0,332*	-0,031		
15 m	0,776*	-0,099	-0,228		15 m	0,360*	0,034	-0,026	
Referenz	0,991*	0,943*	0,814*	0,917*	Referenz	0,914*	0,921*	0,841*	0,899*
	1 m	5 m	10 m	15 m		1 m	5 m	10 m	15 m

2007				
5 m	0,366*			
10 m	0,612*	0,024		
15 m	0,737*	0,078	-0,026	
Referenz	0,947*	0,779*	0,650*	0,604*
	1 m	5 m	10 m	15 m

<span style="display:inline-block; width:15px; height:15px; background-color:red; border:1px solid black;"></span> R>=0,75; gut getrennt
<span style="display:inline-block; width:15px; height:15px; background-color:orange; border:1px solid black;"></span> R>=0,5<0,75; gut getrennt, überlappend
<span style="display:inline-block; width:15px; height:15px; background-color:yellow; border:1px solid black;"></span> R>=0,25<0,5; leicht getrennt, stark überlappend
<span style="display:inline-block; width:15px; height:15px; background-color:white; border:1px solid black;"></span> R<0,25; nicht getrennt

Im Jahr 2005 waren die Gruppen 1 m, 5 - 15 m und Referenz klar getrennt. 2006 überlappten zwei Frühjahrsproben aus 1 m mit der 5 - 15 m-Gruppe. Zum Zeitpunkt der Probennahme der 1 m-Proben (9-11 Uhr) wurden anfangs starke Strömungen von ca. 1,0 m/s in nordöstlicher Richtung gemessen, die langsam auf 0,5 m/s abnahmen und auf nördlich schwenkten. Dies lässt vermuten, dass bei den nötigen 50 m Seillänge bis zum Meeresboden v.a. die ersten beiden Greifer durch die Strömung versetzt worden sind und daher die Proben eher aus mindestens 5 m Abstand stammten. Dies ist auch im Juli wahrscheinlich, da während der Probennahme der 1 m-Proben 0,75 bis 1,0 m/s in östlicher Richtung, d.h. weg von der Plattform, gemessen wurden. Daher stammten diese Proben wahrscheinlich auch eher aus dem Bereich von über 5 m Abstand. 2007 ist der Gradient der Veränderung der Bodenfauna mit zunehmendem Abstand zur Plattform am deutlichsten ausgeprägt. Innerhalb der abstandsbedingten Gruppen war in allen Jahren eine Trennung der Jahreszeiten erkennbar. Da die Gemeinschaftsanalyse keine statistisch signifikanten Unterschiede der makrozoobenthischen Gemeinschaft zwischen 5, 10 und 15 m Entfernung von der Plattform ergab (s.o.), werden diese drei Abstände in der folgenden Analyse der Unterschiede zusammengefasst.

### 2.3.2 Abundanz und Biomasse

Die Gesamtindividuedichte der Weichbodengemeinschaft war im Referenzgebiet hauptsächlich aufgrund großer Anzahlen von Borstenwürmern (Polychaeta) deutlich größer als im Nahbereich der Plattform (Tab. 2.3.5 und Abb. 2.3.4). Während im Referenzgebiet im Jahresmittel bis zu 5700 Individuen/m<sup>2</sup> erfasst wurden, fanden sich in 1 m Abstand nur 1500 - 3900 Ind./m<sup>2</sup> und in 5-15 m Entfernung zur Plattform nur 750 - 1500 Ind./m<sup>2</sup>. Die hohen Standardabweichungen beruhen größtenteils auf saisonalen Dichteunterschieden andererseits aber auch auf der räumlichen Variabilität in den Gebieten.

Vor allem die Borstenwürmer aber auch die Krebstiere (Crustacea) wiesen zwischen den einzelnen Jahren starke Schwankungen der Individuedichte auf. Im Jahr 2006 waren die Organismendichten in allen Gebieten geringer als in den Jahren 2005 und 2007. In diesem Jahr war die Organismendichte in 1 m Abstand in etwa so hoch wie im Referenzgebiet, während im 5-15m-Bereich nur die Hälfte dieser Dichten erreicht wurde. In 2005 und 2007 fanden sich im Referenzgebiet in etwa dreimal so viele Borstenwürmer wie nahe der Plattform. 2005 glich eine große Anzahl von Flohkrebse (Crustacea) den Unterschied teilweise aus, so dass die Gesamtindividuenzahlen hier annähernd 70% der Dichten im Referenzgebiet erreichten.

Die größeren Individuedichten im Referenzgebiet wurden vor allem von Ansiedlungen der röhrenbauenden Borstenwürmer *Owenia fusiformis*, dem Bäumchenröhrenwurm *Janice conchilega* und Spioniden (*Spio* spp.,

*Spiophanes bombyx*) verursacht. In 1 m Abstand von der Plattform wurden die Borstenwürmer hauptsächlich durch die mobilen Arten wie z.B. *Eunereis longissima*, *Aonides paucibranchiata* und Arten der Schuppenwürmer (Polynoidae) vertreten. In diesem Gebiet überwog insgesamt der Anteil der Krebstiere (Crustacea) mit den Flohkrebse *Atylus swammerdami* und *Abludomelita obtusata* und den zu den zehnfüßigen Krebsen gehörenden Schwimmkrabben. Im 5-15 m-Abstand waren die Individuendichten aller Großgruppen am geringsten. Die größten Anteile hatten hier die Borstenwürmer mit höheren Abundanz der mobilen Art *Nephtys cirrosa* und die Krebstiere mit den beiden Flohkrebse *Bathyporeia guilliamsoniana* und *Bathyporeia elegans*.

Tab. 2.3.5: Mittlere Abundanzen (Individuenanzahl)  $\pm$  Standardabweichung pro  $m^2$  im gesamten Untersuchungszeitraum 2005-2007, sowie in den einzelnen Jahren 2005 bis 2006 in unterschiedlichen Abständen zur Plattform.

	2005-2007	2005	2006	2007
<b>1 m</b>	2133 $\pm$ 2370	3920 $\pm$ 3578	1488 $\pm$ 933	1831 $\pm$ 2331
<b>5-15 m</b>	1143 $\pm$ 1152	1473 $\pm$ 1015	753 $\pm$ 458	1333 $\pm$ 1506
<b>Referenz (200-400 m)</b>	4300 $\pm$ 5391	5700 $\pm$ 5704	1566 $\pm$ 437	5168 $\pm$ 6637

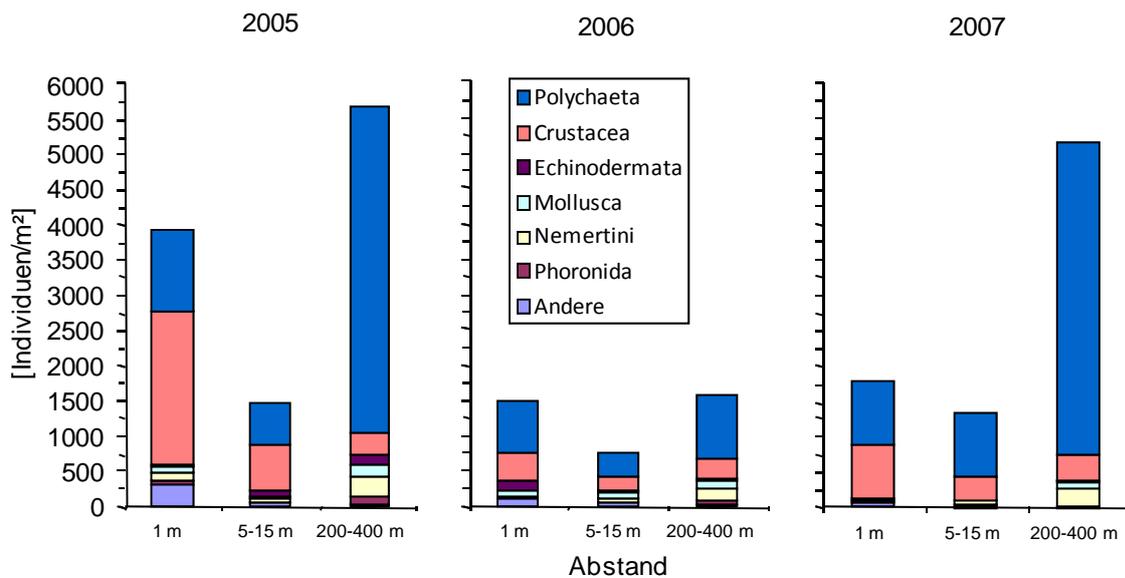


Abb. 2.3.4: Mittlere Abundanzen der Großgruppen pro  $m^2$  in den unterschiedlichen Abständen zur Plattform in den einzelnen Jahren.

Die mittlere Biomasse (Feuchtgewicht) war ebenfalls im Referenzgebiet mit 150 – 228  $g/m^2$  in allen Untersuchungsjahren am größten (Tab. 2.3.6, Abb. 2.3.5). Verantwortlich für diese relativ hohe Biomasse war mit durchschnittlich 140  $g/m^2$  der zur Großgruppe der Stachelhäuter (Echinodermata) gehörende Herzseeigel *Echinocardium cordatum*. Aufgrund der verhältnismäßig großen individuellen Biomasse und der fleckenhaften Verteilung beeinflusst der Herzseeigel die Gesamtwerte stark. Ohne Berücksichtigung des Herzseeigels war die Biomasse in den beiden Plattformgebieten mit durchschnittlich 81  $g/m^2$  in 1 m Entfernung und 74  $g/m^2$  in 5-15 m Entfernung größer als im Referenzgebiet, wo sie nur 51  $g/m^2$  betrug.

Tab. 2.3.6: Mittlere Biomasse in g Feuchtgewicht ± Standardabweichung pro m<sup>2</sup> im gesamten Untersuchungszeitraum in unterschiedlichen Abständen zur Plattform.

	2005-2007	2005	2006	2007
<b>1 m</b>	99 ± 122	166 ± 203	57 ± 64	103 ± 117
<b>5-15 m</b>	104 ± 147	169 ± 245	96 ± 135	83 ± 81
<b>Referenz (200-400 m)</b>	192 ± 167	228 ± 171	150 ± 109	184 ± 202

Im 1 m-Abstand wurde annähernd die Hälfte der Biomasse von zur Großgruppe der Nesseltiere (Cnidaria) gehörenden Blumentieren (Actiniaria) erbracht. Im 5-15 m-Abstand war 2005 ebenso wie im Referenzgebiet die Biomasse der Stachelhäuter am größten. Ferner verteilte sich die Biomasse im 5-15 m-Abstand relativ gleichmäßig auf die Großgruppen der Borstenwürmer, Gliederfüßer, Schnurwürmer (Nemertini), Nesseltiere und Chordatiere (Chordata). Im Referenzgebiet waren die Borstenwürmer (Polychaeta) die Großgruppe mit der zweitgrößten Biomasse und es folgten die Weichtiere (Mollusca), bei denen hauptsächlich die Muscheln *Tellina fabula*, *Maetra stultorum*, *Ensis directus* und *Thracia papyracea* eine Rolle spielten. Zwischen den Untersuchungsjahren ergaben sich bei einigen Großgruppen größere Schwankungen (Abb. 2.3.5).

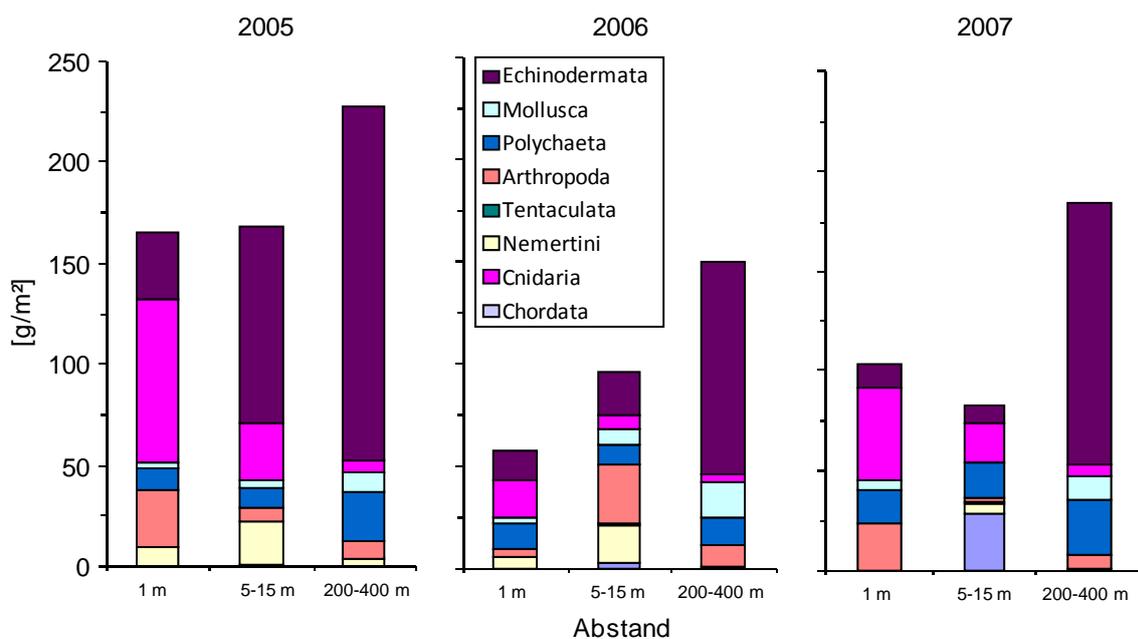


Abb. 2.3.5: Mittlere Biomasse (Feuchtgewicht) der Großgruppen pro m<sup>2</sup> an den unterschiedlichen Abständen zur Plattform in den einzelnen Jahren.

Im Jahr 2006 wurde im 1 m-Gebiet mit 57 ± 64 g/m<sup>2</sup> die geringste Biomasse gefunden, was im Vergleich zu den anderen Jahren vor allem durch geringe Biomassen der Blumentiere und Schwimmkrabben verursacht wurde. Im 5-15 m Gebiet war, anders als in den Jahren 2005 und 2007, die Biomasse der Schwimmkrabben groß, außerdem trug zum Gewicht der Gliederfüßer im Wesentlichen ein 53 g schwerer Taschenkrebs (*Cancer pagurus*) bei. Im Jahr 2007 verzeichnete in diesem Gebiet die Großgruppe der Chordatiere eine starke Gewichtszunahme, was auf das Vorkommen des kleinen Sandaals (v.a. die Art *Ammodytes tobianus*) beruhte.

### 2.3.3 Artenanzahl, Diversität und Äquität

Die Artenanzahl, Diversität und Äquität der Gemeinschaft zeigten in allen Gebieten deutliche saisonale Schwankungen (Abb. 2.3.6).

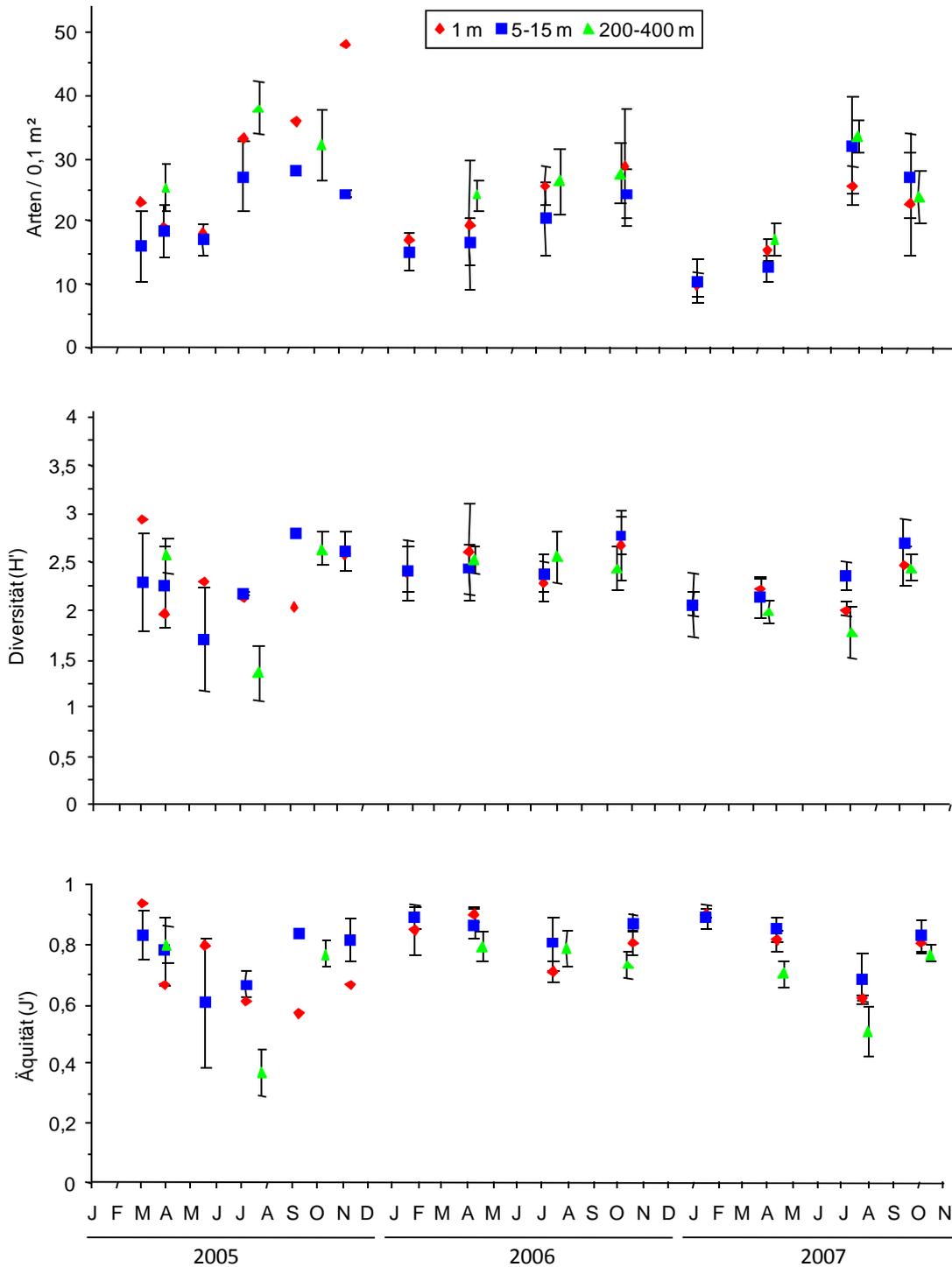


Abb. 2.3.6: Zeitliche Entwicklung von 2005 bis 2007 der mittleren Artenanzahl pro Greifer, der Diversität (H') und der Äquität (J) der Bodenfauna in 1 m und 5-15 m Abstand zur Plattform und im Referenzgebiet (200-400 m).

Einzelne Werte aus 1 m-Abstand von der Plattform und dem Referenzgebiet im Jahr 2005 wichen stärker ab. Alle drei Diagramme zeigen einen relativ regelmäßigen Jahresverlauf. Die Anzahl der Arten pro Greifer war im Winter

und Frühjahr am geringsten und im Sommer und Herbst in Folge der Reproduktion und Ansiedlung vieler Arten am höchsten. Am stärksten war die Schwankung mit im Mittel 10 bis 48 Arten pro Greifer im Bereich von 1 m Entfernung von der Plattform. Einerseits war der direkte Plattformeinfluss mit der hier lebenden Epifauna verantwortlich. So wurden im Greifer mit der höchsten Artenanzahl viele Tiere gefunden, die sich bevorzugt an der Plattform aufhielten wie zum Beispiel die Miesmuschel *Mytilus edulis*, der Schuppenwurm *Harmothoe impar*, der schwarze Porzellankrebs *Pisidia longicornis*, der Einsiedlerkreb *Pagurus bernhardus*, der Seestern *Asterias rubens* und Blumentiere (Actiniaria). Einige dieser Tiere wurden während der dreijährigen Untersuchung nur in diesen Greifern gefunden. Andererseits wurden in diesem Gebiet hauptsächlich mobile Arten gefunden. In 5-15 m Entfernung von der Plattform war die Artenanzahl fast immer geringer als in den anderen Gebieten (zwischen 10 und 32 Arten pro Greifer). Im Referenzgebiet war die Schwankung am geringsten. Hier schwankte die mittlere Artendichte zwischen 17 und 38 Arten / 0,1 m<sup>2</sup>. Die Diversität schwankte im Referenzgebiet mit Werten zwischen 1,3 und 2,6 am stärksten. Verantwortlich für den niedrigen Wert von 1,3 im Juli 2005 war die Ansiedlung und damit die Dominanz einiger Arten röhrenbauender Borstenwürmer. Im plattformnahen Gebiet schwankte die Diversität in 5-15 m Entfernung mit Werten zwischen 1,7 und 2,8 etwas stärker als in 1 m Entfernung (Werte zwischen 2,0 und 2,9).

Die Äquität zeigte ähnliche Ergebnisse. Im Plattformbereich lagen die Werte in beiden Gebieten zwischen 0,6 und 0,9, wobei die Äquität im direkten Vergleich in 5-15 m Entfernung häufiger etwas höher war als in 1 m Entfernung. Im Referenzgebiet war die Äquität (Werte 0,4 bis 0,8) bedingt durch die hohe Dominanz weniger Arten am niedrigsten. Die Ansiedlung vieler Arten im Sommer erklärt den jahreszeitlichen Kurvenverlauf mit zu dieser Jahreszeit geringeren Äquitäten. Im Frühjahr und Herbst hingegen waren die Individuenanzahlen gleichmäßiger auf die Arten verteilt.

#### 2.3.4 Artenzusammensetzung

Die Gemeinschaftsanalyse ergab deutliche Veränderungen in der Benthosgemeinschaft in Abhängigkeit vom Abstand von der Forschungsplattform FINO 1. Die mittleren Individuendichten der Arten, die zu diesen Unterschieden beitrugen, sind in Tab. 9.B im Anhang aufgeführt. Im Referenzgebiet in 200-400 m Entfernung von der Plattform wurden vor allem Arten der *Tellina-fabula*-Gemeinschaft (Rachor & Nehmer 2003; Salzwedel et al. 1985) gefunden. Hierbei handelte es sich um die Muscheln *Tellina fabula* und *Thracia papyracea*, der Borstenwurm *Chaetozone cf. setosa*, die röhrenbauenden Borstenwürmer *Magelona johnstoni*, *Lanice conchilega* und *Spiophanes bombyx*, die Flohkrebse *Urothoe poseidonis* und *Bathyporeia guilliamsoniana* sowie der Herzseeigel *Echinocardium cordatum*. Die Artenzusammensetzung änderte sich in der näheren Umgebung der Plattform. Die Individuendichte und auch die Präsenz der meisten dieser Arten war im 5-15 m-Abstand deutlich geringer und im 1 m-Abstand sehr gering oder sie kamen hier nicht vor. In 1 m Entfernung von der Plattform erreichten die Flohkrebse *Atylus swammerdami* und *Abludomelita obtusata*, die mobilen Borstenwürmer *Aonides paucibranchiata* und *Eunereis longissima*, Schwimmkrabben (mehrere Arten, Portunidae) und nicht näher bestimmte Blumentiere (Actiniaria) die größten Individuendichten. Im Juli 2006 wurde eine größere Dichte juveniler *E. cordatum* und *L. conchilega* im Nahbereich von 1 m gefunden. Auffällig waren die Flohkrebse *Bathyporeia guilliamsoniana* und *Bathyporeia elegans* und der mobile Borstenwurm *Nephtys cirrosa*, die im 5-15 m-Gebiet ihre größten Abundanzen und (bis auf *B. guilliamsoniana*) Präsenz aufwiesen.

In Tabelle 9.C im Anhang sind zahlreiche Arten aufgeführt, die relativ selten auftraten und die aufgrund geringer Abundanzen auf die Gemeinschaftsanalyse wenig Einfluss hatten. Bei diesen Arten war jedoch ein Einfluss der Forschungsplattform ebenfalls wahrscheinlich. Viele der Arten, die nur im 1 m-Gebiet gefunden wurden, lebten

als typische Hartsubstratbesiedler wahrscheinlich an der Plattform, wie zum Beispiel die Krebse *Galathea* sp. und *Pisidia longicornis*, der mobile Borstenwurm *Harmothoe impar* und der Flohkrebs *Corophium acherusicum*. Das gleiche galt für Arten, die im Nahbereich häufiger vertreten waren und hier mit größeren Abundanzen gefunden wurden, wie zum Beispiel der Einsiedlerkrebs *Pagurus bernhardus*, der Seestern *Asterias rubens* und die Flohkrebse *Jassa* spp. und *Corophium* spp.

Im Gebiet in 5-15 m Plattformentfernung wurden nur wenige Arten ausschließlich gefunden und dann zumeist nur als einzelne Exemplare. Eine Ausnahme war der kleine Sandaal (v.a. die Art *Ammodytes tobianus*), der in 25 % der Greifer dieses Gebietes registriert wurde. Außerdem wurden zum Beispiel der Borstenwurm *Phyllodoce lineata* mit 49 % Präsenz und die Krebse *Iphinoe trispinosa* und *Philocheras bispinosus* in diesem Gebiet mit höheren Präsenzen und Individuendichten angetroffen.

Zahlreiche Arten wurden ausschließlich im Referenzgebiet gefunden, häufig nur einzelne oder wenige Exemplare. Die Flohkrebsart *Leucothoe incisa* kam an 53 % der Stationen in wesentlich größeren Abundanzen vor als im Nahbereich der Plattform. Viele Muschelarten, wie z. B. *Phaxas pellucidus* und *Mactra stultorum* wurden im Nahbereich überhaupt nicht gefunden.

## 2.3.5 Trends einzelner Arten

### 2.3.5.1 Actiniaria

Im Nahbereich der Forschungsplattform FINO 1 wurden vor allem im Spätsommer und Herbst hohe Anzahlen Blumentiere (Actiniaria) gefunden (Abb. 2.3.7). In 1 m Entfernung von der Plattform waren die Individuendichten und auch die Biomassen im Mittel fast immer höher als in 5, 10 und 15 m Entfernung von der Plattform (Abb. 2.3.7 und Abb. 2.3.8).

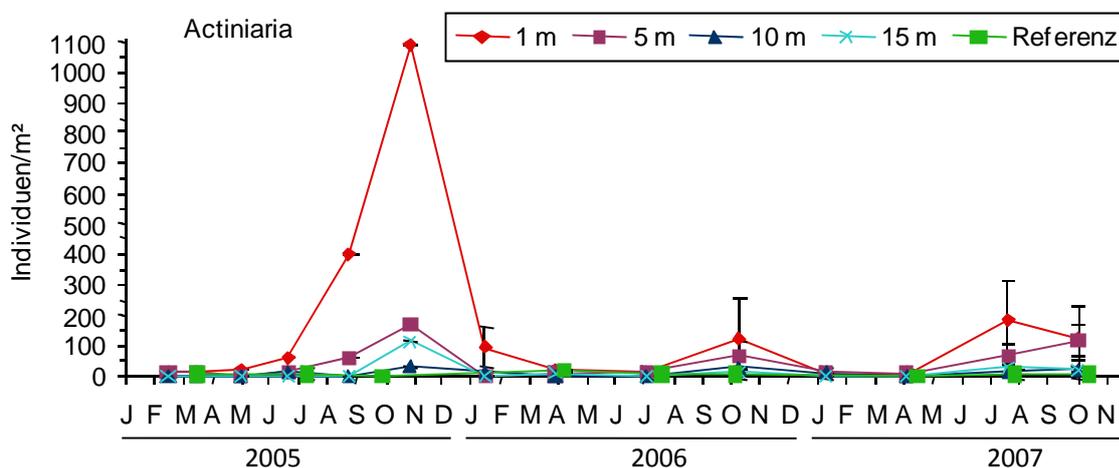


Abb. 2.3.7: Mittlere Individuendichte der Blumentiere (Actiniaria) im Nahbereich von FINO 1 und dem Referenzgebiet über den gesamten Untersuchungszeitraum 2005 bis 2007.

Im Mittel betrug die Abundanz der Aktinien über den gesamten Untersuchungszeitraum im 1 m-Gebiet  $111 \pm 216$ , im 5-15 m-Gebiet  $19 \pm 36$  und im Referenzgebiet in 200-400 m Entfernung von der Plattform  $5 \pm 11$  Individuen pro  $m^2$  (Tab. 9.B, Anhang). Da das mittlere Individualgewicht im Allgemeinen weniger als ein Gramm betrug (Abb. 2.3.8), ist eine Ansiedlung von Larven der Blumentiere auch auf dem Bodenbereich wahrscheinlicher als dass es sich um von der Plattform herab gefallene Tiere handelte. Dabei waren die Tiere im 1 m-Gebiet meistens kleiner

als im 5-15 m Gebiet. Im Referenzgebiet wurde im Mittel über den gesamten Untersuchungszeitraum  $1,2 \pm 1$  g pro Individuum ermittelt.

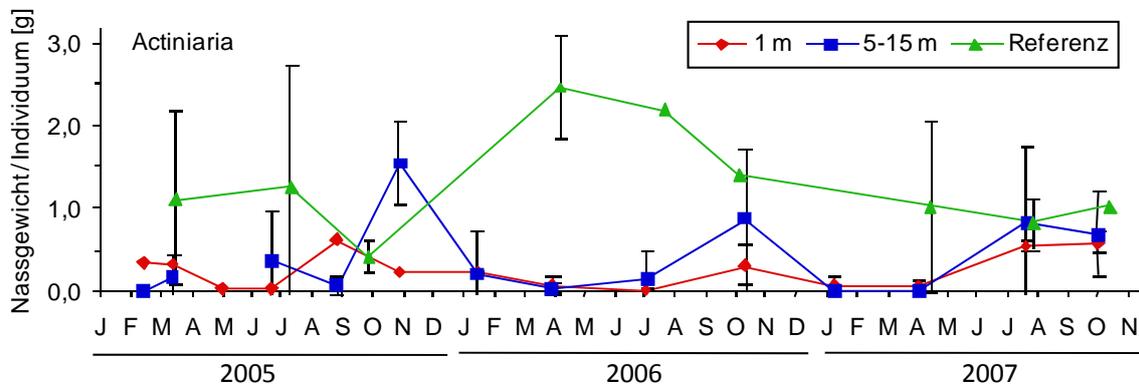


Abb. 2.3.8: Mittleres Nassgewicht pro Individuum der Blumentiere (Actinaria) im Nahbereich von FINO 1 in 1 m und 5-15 m Entfernung und im Referenzgebiet (200 - 400 m) über den gesamten Untersuchungszeitraum 2005-2007.

### 2.3.5.2 Ammodytidae

Ausschließlich in 5-15 m Plattformentfernung wurde in 25 % der Greiferproben der kleine Sandaal (v.a. die Art *Ammodytes tobianus*) gefunden, am häufigsten davon in 10-15 m Entfernung. Die im Mittel größte Anzahl von 3,3 kleinen Sandaalen pro Greifer wurde im Juli 2007 registriert (Abb. 2.3.9).

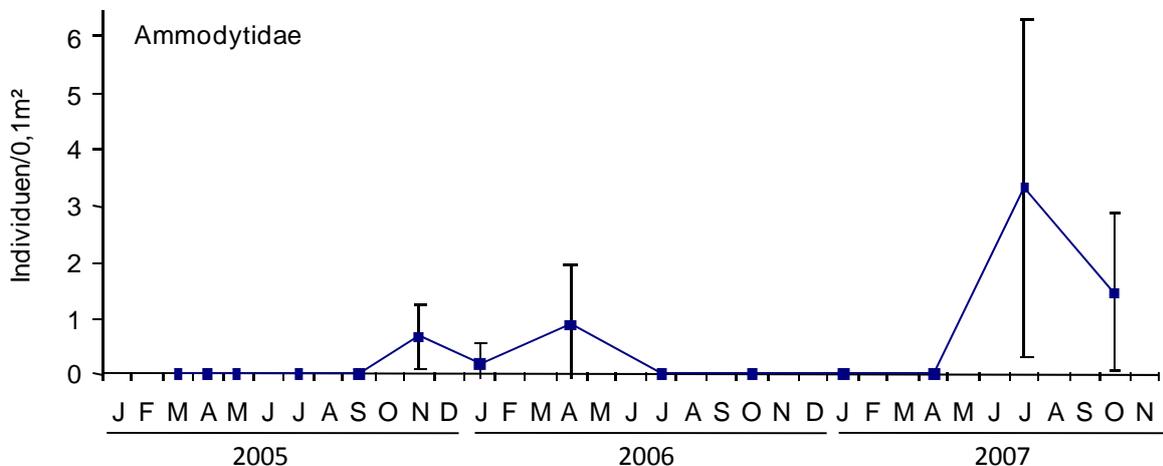


Abb. 2.3.9: Mittlere Individuendichte pro Greifer des kleinen Sandaales („Ammodytidae“) im Nahbereich von FINO 1 über den gesamten Untersuchungszeitraum 2005 bis 2007.

Das mittlere Gewicht pro Individuum war bei den 2007 gefundenen kleinen Sandaalen mit 2,7 und 1,8 g größer als 2005 und 2006 mit maximal 0,8 g im Mittel (Abb. 2.3.10). In letzteren Proben waren die Tiere zwischen 4,5 und 10,5 cm lang, während sie im Juli 2007 zwischen 7,5 und 13,0 cm und im Oktober 2007 zwischen 4,5 und 12,0 cm lang waren.

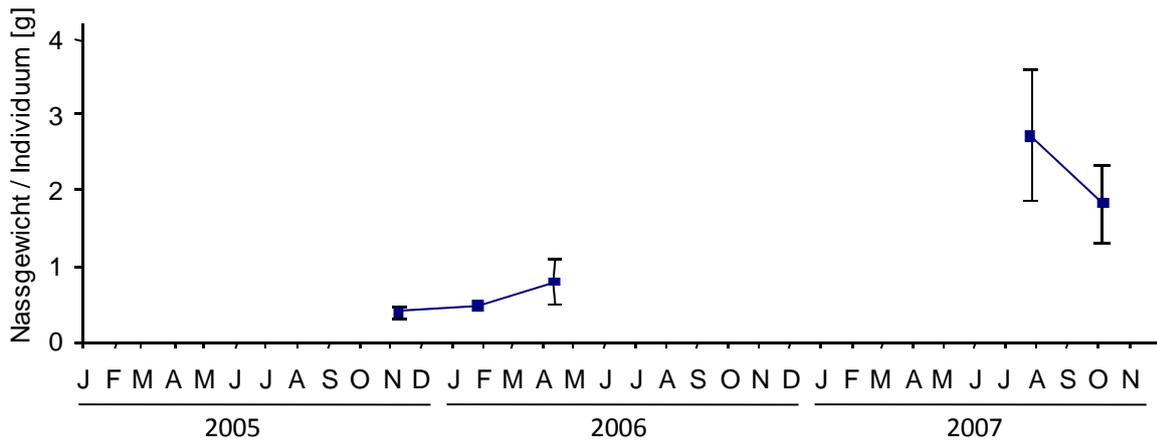


Abb. 2.3.10: Mittleres Nassgewicht pro Individuum des kleinen Sandaeles („Ammodytidae“) im Nahbereich von FINO 1 (5-15 m) 2005-2007.

### 2.3.5.3 *Abludomelita obtusata*

Die Flohkrebssart *Abludomelita obtusata* wurde in 1 m Entfernung von der Forschungsplattform zeitweise in sehr hohen Individuendichten vorgefunden (Abb. 2.3.11). In 66 % der Greifer wurde diese Art mit 1 bis 256 Individuen  $0,1\text{m}^2$  registriert. Die größten Individuendichten wurden im Spätsommer/Herbst gezählt. Bereits in 5-15 m Entfernung (7 %, 1-4 Ind./Greifer) und im Referenzgebiet (8 %, 1-20 Ind./Greifer) wurden nur selten und dann wenige Individuen registriert.

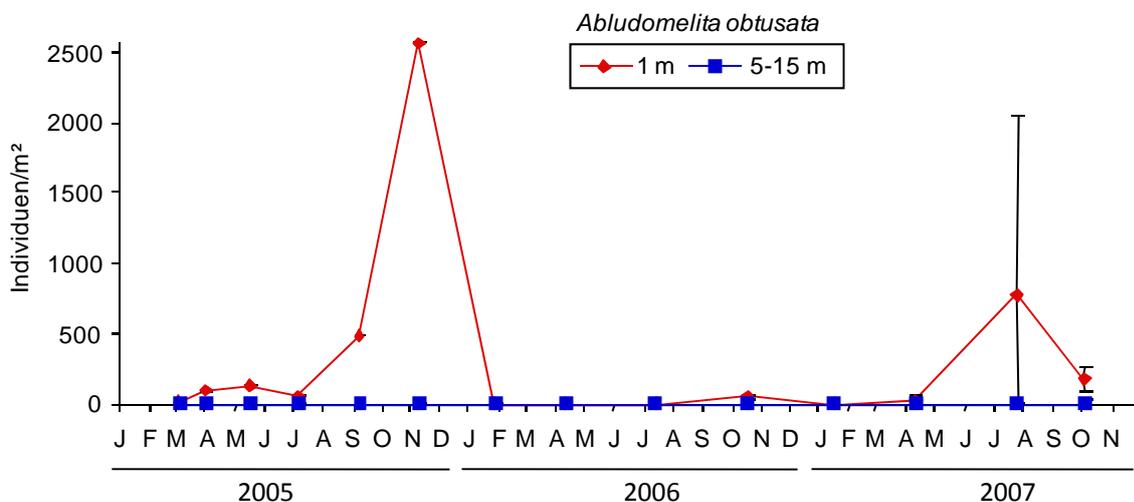


Abb. 2.3.11: Mittlere Individuendichte pro  $\text{m}^2$  des Flohkrebsses *Abludomelita obtusata* im Nahbereich von FINO 1 über den gesamten Untersuchungszeitraum 2005 bis 2007.

### 2.3.5.4 *Atylus swammerdami*

Auch der Flohkrebs *Atylus swammerdami* kam ähnlich wie *A. obtusata* in 1 m Entfernung von der Forschungsplattform am häufigsten vor (Abb. 2.3.12), wobei die größten Individuendichten ebenfalls im Spätsommer/Herbst gezählt wurden. *A. swammerdami* wurde in 1 m Entfernung in 72 % der Greifer mit 1 bis 400 Individuen pro Greifer ( $0,1\text{m}^2$ ) registriert. In 5-15 m Entfernung wurden in 23 % der Greifer bis zu 14 Individuen pro Greifer und im Referenzgebiet nur in 14 % der Greifer bis zu 6 Individuen pro Greifer gezählt.

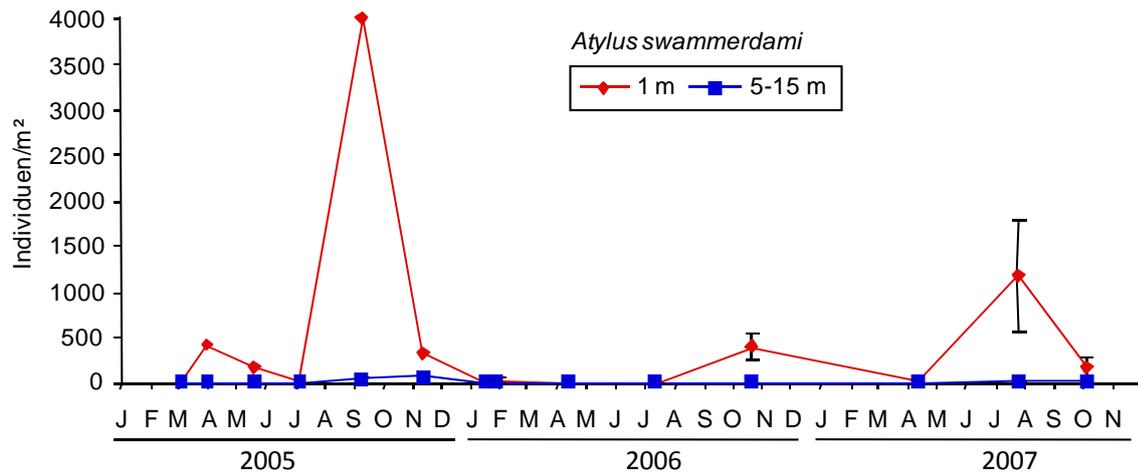


Abb. 2.3.12: Mittlere Individuendichte pro  $m^2$  des Flohkrebse *Atylus swammerdami* im Nahbereich von FINO 1 über den gesamten Untersuchungszeitraum 2005 bis 2007.

### 2.3.5.5 *Bathyporeia guilliamsoniana*

Der Flohkrebs *Bathyporeia guilliamsoniana* war eine von drei Arten, die mit ihren größten Individuendichten in 5-15 m Entfernung vorkamen (Abb. 2.3.13) mit Maxima vom Ende des Frühlings bis zum Sommer. *B. guilliamsoniana* wurde in 5-15 m Entfernung an 70 % der Stationen mit maximal 150 Individuen pro Greifer ( $0,1m^2$ ) registriert. Eine ähnlich große Präsenz (72 %) aber mit maximal 79 Individuen pro Greifer wurde im Referenzgebiet festgestellt. In 1 m Entfernung wurden an 31 % der Stationen bis zu 5 Individuen pro Greifer gezählt.

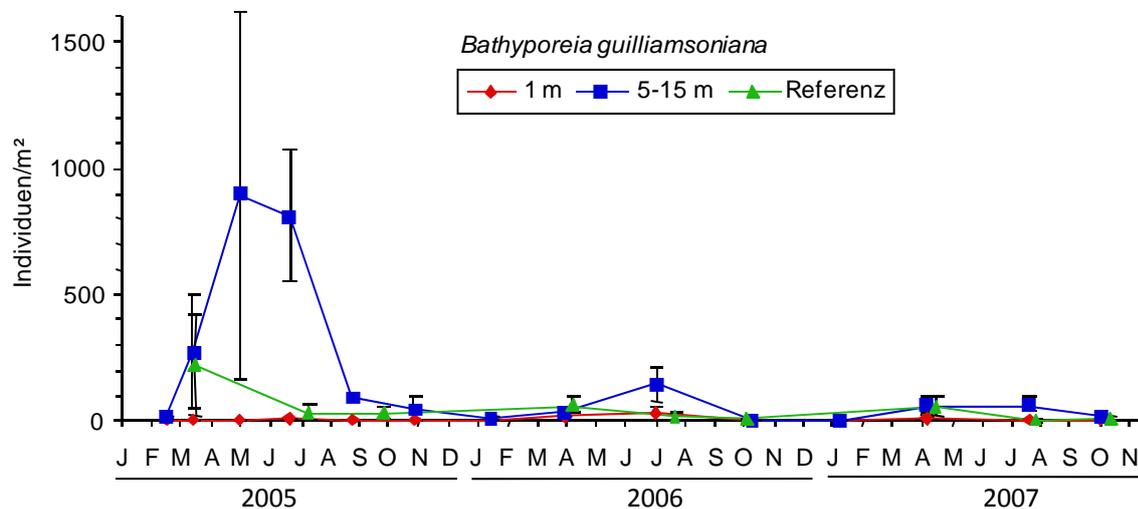


Abb. 2.3.13: Mittlere Individuendichte pro Greifer des Flohkrebse *Bathyporeia guilliamsoniana* im Nahbereich von FINO 1 über den gesamten Untersuchungszeitraum 2005 bis 2007.

### 2.3.5.6 *Bathyporeia elegans*

Ebenfalls eine von drei Arten, die mit ihren größten Individuendichten in 5-15 m Entfernung vorkamen, war der Flohkrebs *Bathyporeia elegans* (Abb. 2.3.14). An 82 % der 5-15 m Stationen wurde *B. elegans* mit maximal 63 Individuen pro Greifer ( $0,1m^2$ ) registriert. Im Vergleich hierzu war im Referenzgebiet die Präsenz (60 %) etwas geringer und die Individuendichte mit maximal 23 Individuen pro Greifer viel kleiner. In 1 m Entfernung wurden an

31 % der Stationen bis zu 6 Individuen pro Greifer gezählt. Die Maximalwerte wurden im Frühjahr / Sommer registriert.

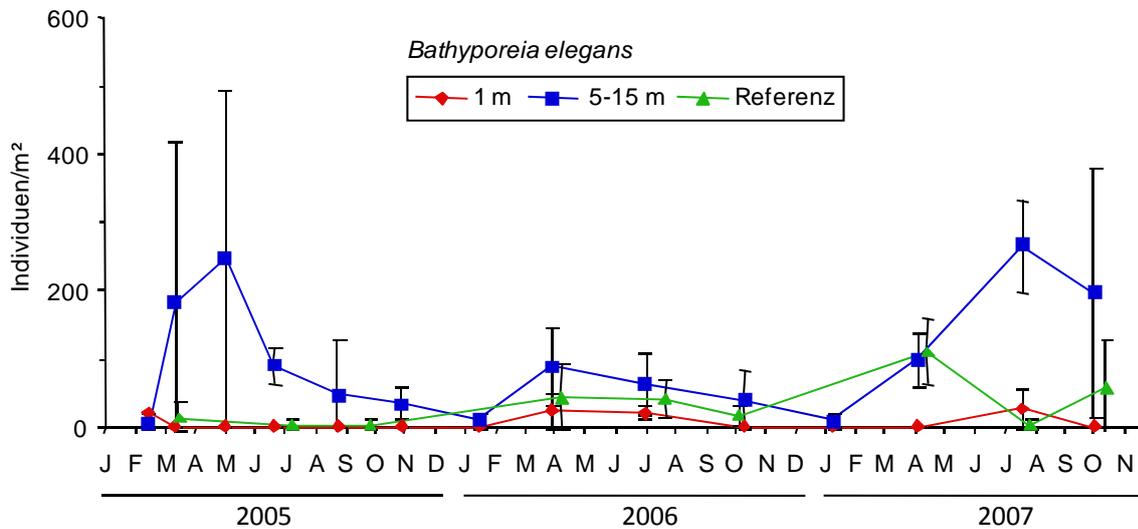


Abb. 2.3.14: Mittlere Individuendichte pro Greifer des Flohkrebse *Bathyporeia elegans* im Nahbereich von FINO 1 über den gesamten Untersuchungszeitraum 2005 bis 2007.

### 2.3.5.7 *Nephtys cirrosa*

Die dritte Art mit den größten Individuendichten in 5-15 m Entfernung von der Forschungsplattform war *Nephtys cirrosa*, ein mobiler Borstenwurm (Abb. 2.3.15) mit Maxima vom späten Frühjahr bis in den Herbst. *N. cirrosa* wurde in 5-15 m Entfernung an 89 % der Stationen mit maximal 20 Individuen pro Greifer (0,1m<sup>2</sup>) registriert.

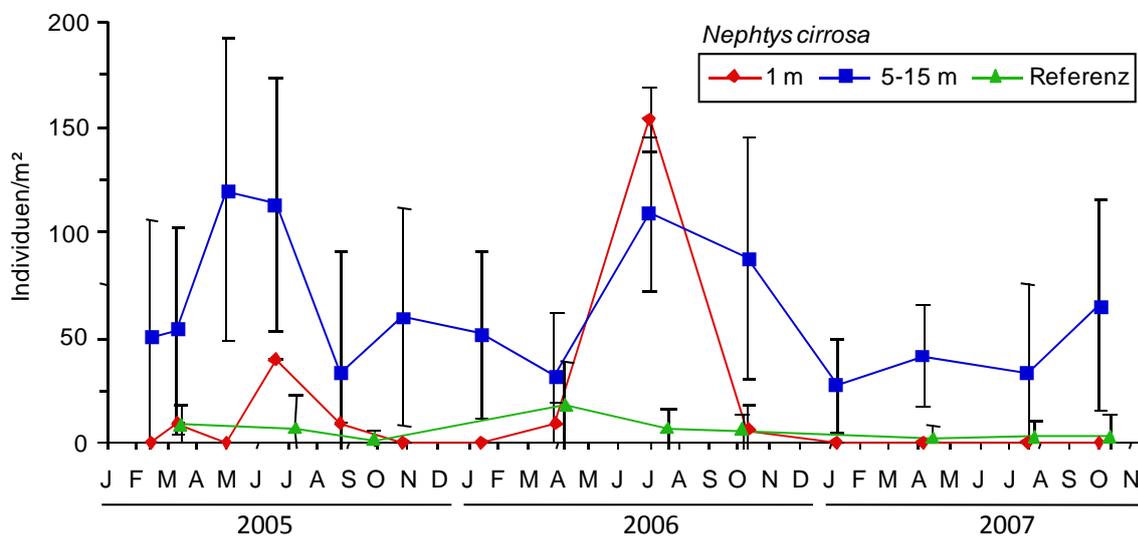


Abb. 2.3.15: Mittlere Individuendichte pro Greifer des Borstenwurmes *Nephtys cirrosa* im Nahbereich von FINO 1 über den gesamten Untersuchungszeitraum 2005 bis 2007.

Eine wesentlich geringere Präsenz zeigte *N. cirrosa* im Referenzgebiet (39 %) mit maximal 6 Individuen pro Greifer. Das Ergebnis im Gebiet in 1 m Entfernung (31 %) ist aufgrund der verdrifteten Greifer im Sommer 2006 (s. o.) wahrscheinlich fehlerhaft. Die an diesem Termin festgestellten maximal 17 Individuen pro Greifer stammten vermutlich eher aus Entfernungen von mehr als 5 m Abstand.

### 2.3.5.8 *Poecilochaetus serpens*

Als eine Art, die im Nahbereich der FINO 1 nur selten und in geringen Individuendichten gefunden wurde, ist der Borstenwurm *Poecilochaetus serpens* zu nennen (Tab. 9.B (Anhang) und Abb. 2.3.16). Im Referenzgebiet wurden maximale Dichten im Herbst gezählt, wobei im Herbst 2007 die Abundanz gering war. *P. serpens* wurde in diesem Gebiet an 94 % der Stationen mit Dichten von bis zu 50 Individuen pro Greifer (0,1m<sup>2</sup>) gefunden. In den anderen beiden Gebieten war die Präsenz mit 7 % in 1 m Entfernung und 28 % in 5-15 m Entfernung wesentlich geringer. Die Abundanzen lagen hier bei maximal 39 bzw. 10 Ind. / Greifer.

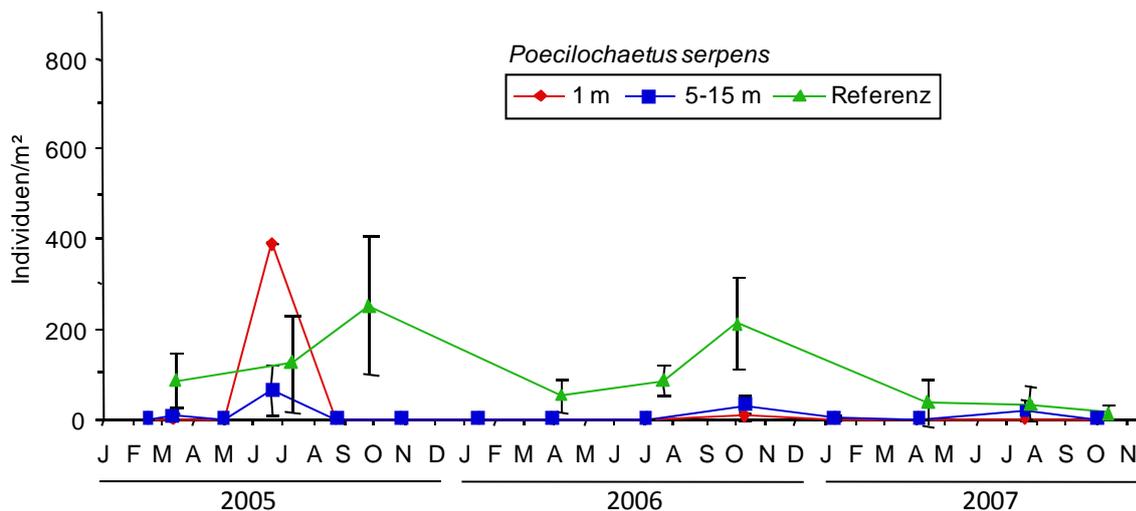


Abb. 2.3.16: Mittlere Individuendichte pro Greifer des Borstenwurmes *Poecilochaetus serpens* im Nahbereich von FINO 1 über den gesamten Untersuchungszeitraum 2005 bis 2007.

Im Jahr 2005 wurde auch im Nahbereich eine große Individuendichte registriert. Hier handelte es sich anscheinend ausschließlich um juvenile, neu angesiedelte Tiere, denn das Individualgewicht war viel geringer als das der Tiere im Referenzgebiet (Abb. 2.3.23). Im September wurden in Plattformnähe keine *P. serpens* mehr gefunden.

### 2.3.6 Faunistischer Gradient in Abhängigkeit vom Abstand zur Plattform

Im Sommer 2005 waren die Organismendichten bedingt durch die Ansiedlung juveniler Tiere etwa doppelt so hoch wie im Jahresmittel (Abb. 2.3.17 und Abb. 2.3.4). Das Verhältnis der Großgruppen zueinander war jedoch ähnlich. Die Individuendichte im Abstand von 25 bis 200 m Entfernung liegt mit ca. 8000 Ind. m<sup>-2</sup> zwischen den Dichten die im 5-15 m Abstand zur Plattform und im Referenzgebiete (200-400 m) ermittelt wurden. Ähnlich wie im Referenzgebiet überwiegen, mit unterschiedlichen Abundanzen, die Borstenwürmer (Polychaeta), vertreten vor allem durch die röhrenbauenden Borstenwürmer *Owenia fusiformis*, Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega* und Spioniden (*Spio* spp., *Spiophanes bombyx*). Die Abundanz der Krebstiere (Crustacea) war im Übergangsbereich fast genauso gering wie im Referenzgebiet. Die Gradienten der ausschlaggebenden Arten werden weiter unten einzeln dargestellt. Mittlere Abundanzen für einzelne Arten werden im Anhang (Tab. 9.B und 9.C) aufgelistet.

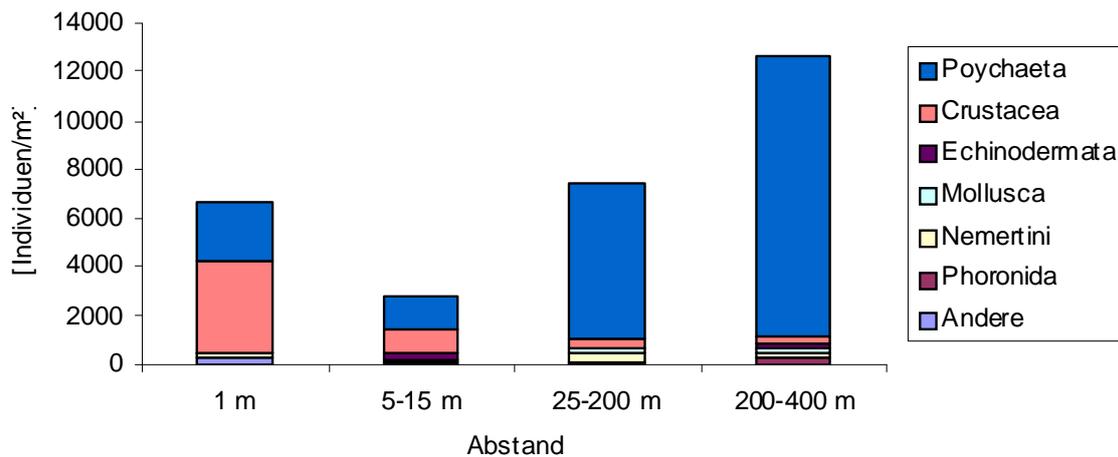


Abb. 2.3.17: Mittlere Abundanzen der Großgruppen pro m² in unterschiedlichen Abständen zur Plattform im Sommer 2005.

Auch hinsichtlich der Biomasse bildete der Bereich 25-200 m den Übergang zwischen dem Plattformbereich 5-15 m und dem Referenzgebiet (Abb. 2.3.18).

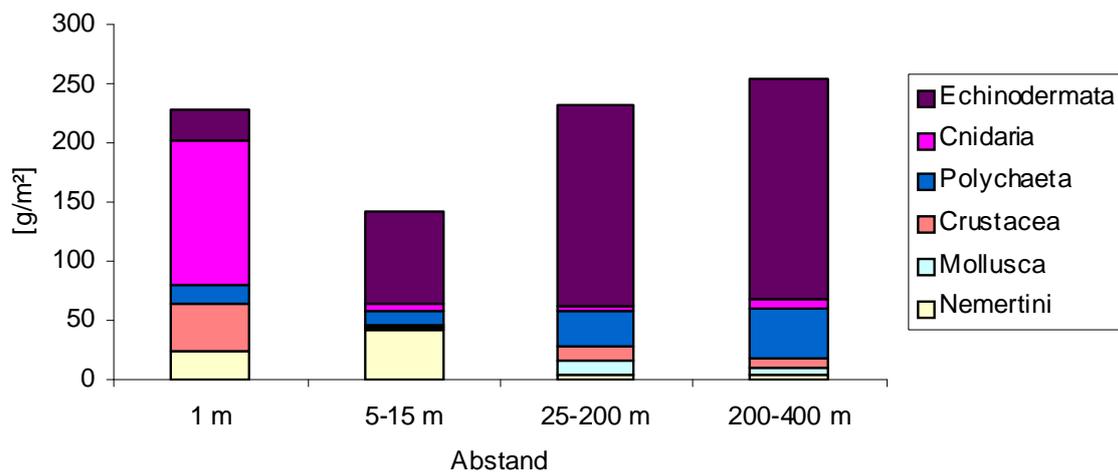


Abb. 2.3.18: Mittlere Biomasse (Feuchtgewicht) der Großgruppen pro m² in den unterschiedlichen Abständen zur Plattform im Sommer 2005.

Auch hier dominierte wie im Referenzgebiet der Herzseeigel *Echinocardium cordatum* (Echinodermata) die Gesamtbiomasse. Nemertini spielten im Übergangsbereich eine deutlich geringere Rolle als nahe der Plattform, während Polychaeten und Mollusken größere Anteile an der Biomasse ausmachten. Im 1 m-Gebiet entfiel über die Hälfte der Biomasse auf die Blumentiere (Actinaria/Cnidaria) und auf den der relativ großen Anteil der Schwimmkrabben an den Krebstieren (Crustacea). Im Gebiet 25-200 m war der Biomasseanteil der Krebstiere vor allem wegen des relativ großen Antennenkrebses *Corystes cassivelaunus* und den in großen Anzahlen vertretenen *Processa modica* ungefähr doppelt so groß wie im Referenzgebiet. Ebenso war der Anteil der Weichtiere (Mollusca), darunter hauptsächlich die Muscheln *Maetra stultorum*, *Tellina fabula* und *Thracia papyracea*, von Bedeutung.

Im Folgenden sind einige Arten dargestellt, die im Sommer 2005 Dichteunterschiede in Abhängigkeit von dem Abstand zur Plattform aufwiesen. Eine eventuelle Beeinflussung der Ergebnisse durch eine mögliche Ansiedlung juveniler Tiere zwischen den Probenahmeterminen wurde durch einen Vergleich mit den Individuendichten aus den Referenzproben vom Oktober 2005 berücksichtigt und in Einzelfällen beschrieben.

Die mobilen Borstenwürmer *Eunereis longissima* und die als Portunidae zusammengefassten Schwimmkrabben wurden in größeren Anzahlen nur in Greifern im 1 m-Abstand von FINO 1 gefunden (Abb. 2.3.19). Bereits im 5-15 m-Bereich wurden nur noch wenige Exemplare gefunden. Noch deutlicher war diese Tendenz bei der Flohkrebsart *Atylus swammerdami* ausgeprägt.

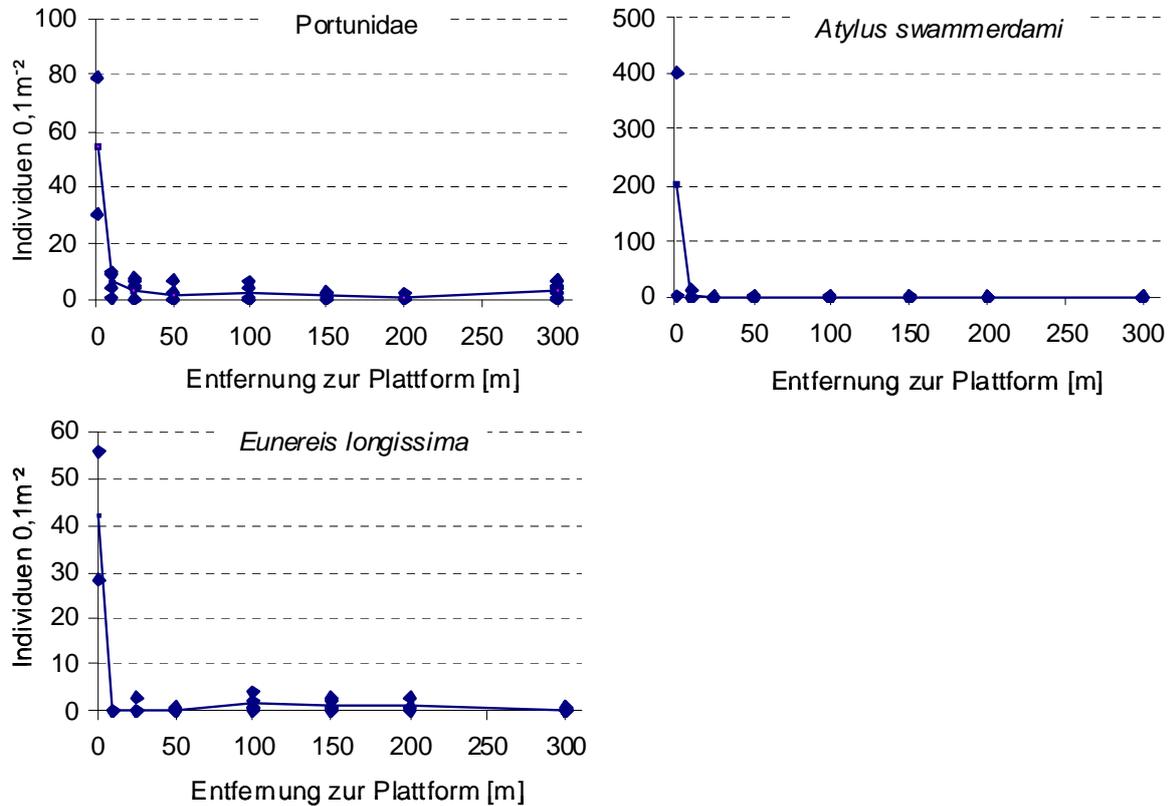


Abb. 2.3.19: Arten mit abnehmenden Abundanzen in zunehmendem Abstand von FINO 1. Individuendichten pro Greifer (0,1 m<sup>2</sup>) im Sommer 2005, Trendlinie durch die Mittelwerte.

Die beiden Flohkrebse *Bathyporeia guilliamsoniana* und *B. elegans*, sowie der mobile Borstenwurm *Nephtys cirrosa* wurden nur im 5-15 m Abstand in größeren Individuenzahlen registriert (Abb. 2.3.20). Ab 25 m Abstand sind die Dichten bereits gering.

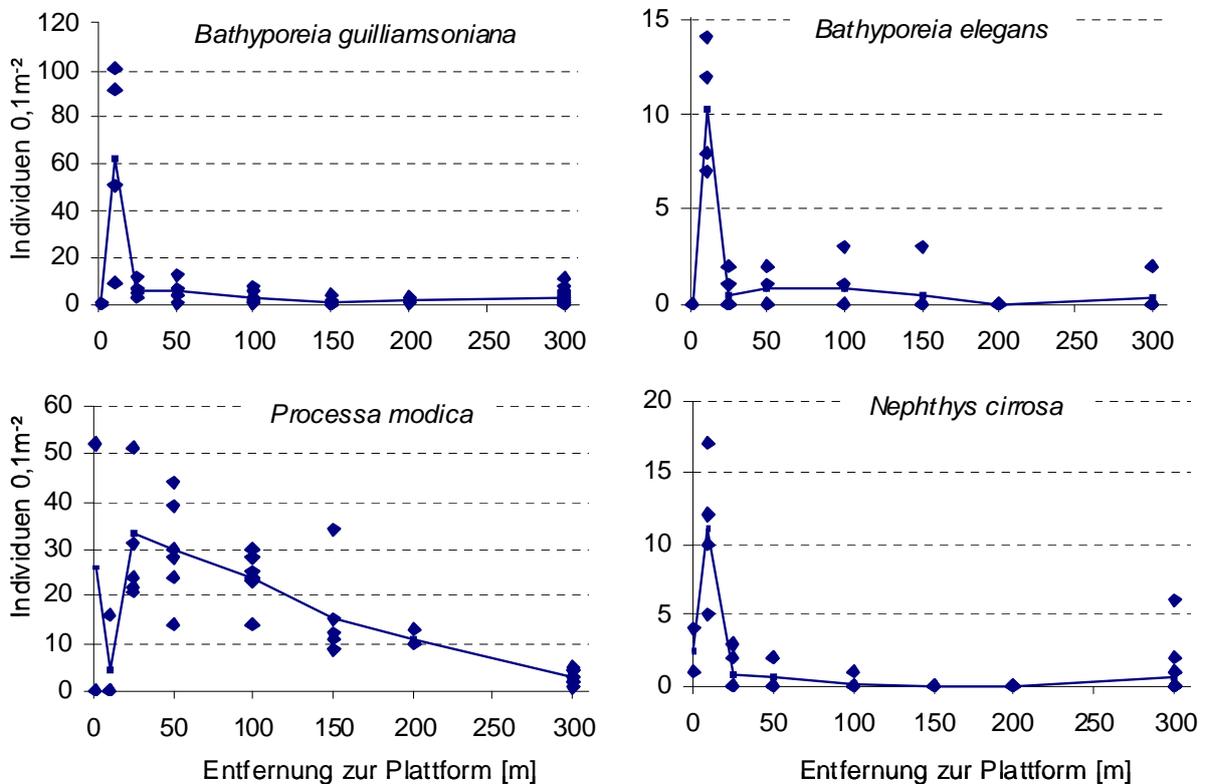


Abb. 2.3.20: Arten mit höheren Dichten in der Umgebung von FINO 1. Individuendichten pro Greifer (0,1 m<sup>2</sup>) im Sommer 2005, Trendlinie durch die Mittelwerte.

Mit zunehmender Nähe zur Forschungsplattform nahm die mittlere Anzahl der zehnfüßigen Krebse *Processa modica* zu (Abb. 2.3.20), während die Anzahl der für die Lebensgemeinschaft des Gesamtgebietes charakteristischen Flohkrebse *Urothoe poseidonis* zur Plattform hin abnahm (Abb. 2.3.21). Der in der Nähe der Plattform nur vereinzelt gefundene aber für die Bodenfaunagemeinschaft typische Borstenwurm *Chaetozone cf. setosa* wurde mit zunehmendem Abstand in größeren Dichten gefunden. Die röhrenbauenden Borstenwürmer zeigten etwas unterschiedliche Tendenzen. *Owenia fusiformis* und *Spiophanes bombyx* wurden in größeren Anzahlen erst ab 25 m Entfernung gefunden, besaßen im Zwischenbereich schwankende mittlere und im Referenzgebiet die höchsten Abundanzen. Der Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega* wurde in 1 m Entfernung und im Referenzgebiet in größeren Dichten angetroffen als in 5-200 m Entfernung. Bei allen drei Arten wurden in den Referenzproben vom Oktober wesentlich geringere Dichten gezählt (*Owenia fusiformis*: 0,3 Ind./0,1m<sup>2</sup>; *Lanice conchilega*: 5 Ind./0,1m<sup>2</sup>; *Spiophanes bombyx*: 21 Ind./0,1m<sup>2</sup>). Wahrscheinlich erfolgte bei den drei Arten im Juli eine Ansiedlung juveniler Tiere, deren Dichte anschließend abnahm. Deshalb waren die Abundanzen aus dem Zwischenbereich von Ende August möglicherweise bereits geringer als im Referenzgebiet Ende Juli.

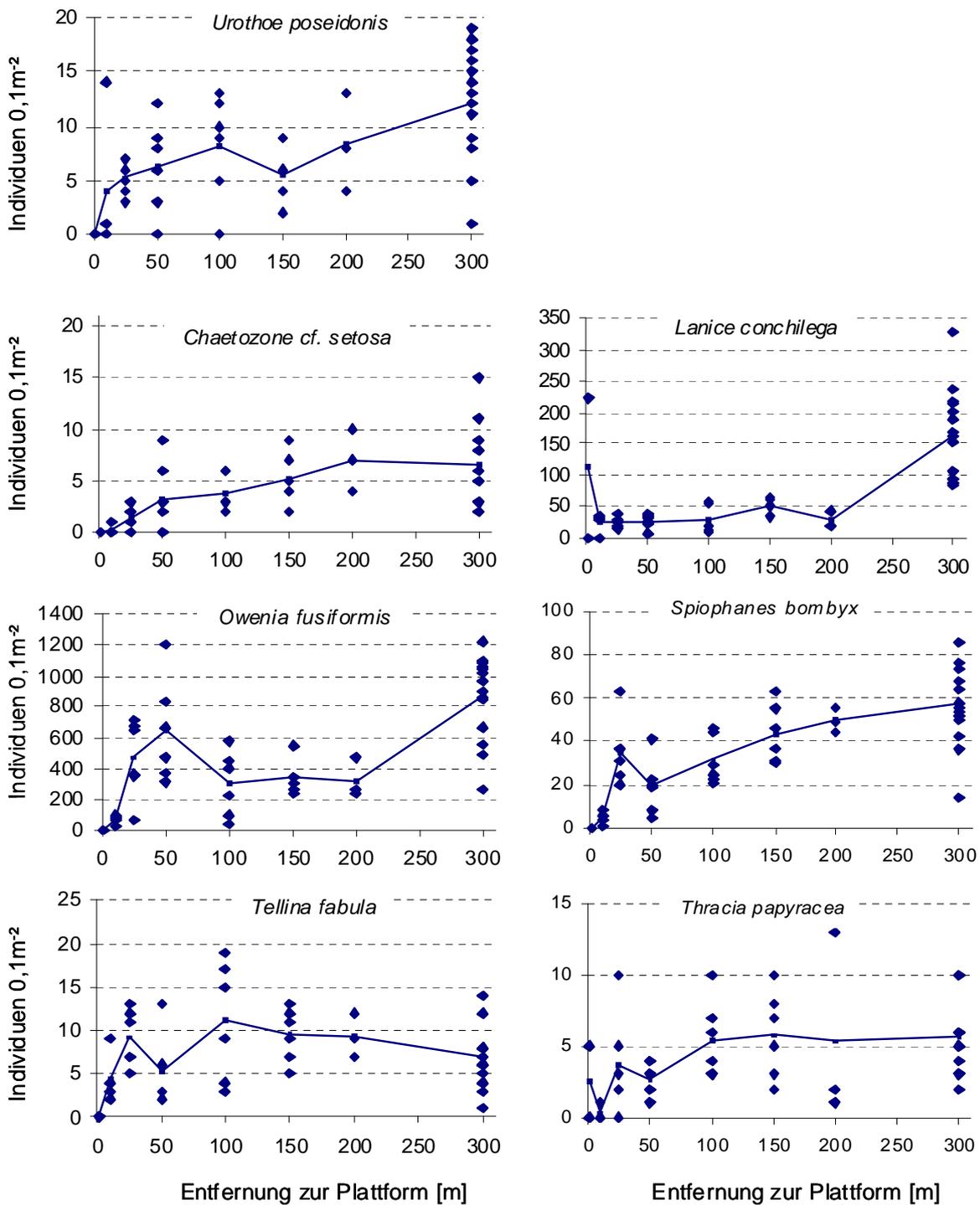


Abb. 2.3.21: Arten mit geringeren Dichten in der Umgebung von FINO 1. Individuendichten pro Greifer (0,1 m<sup>2</sup>) im Sommer 2005, Trendlinie durch die Mittelwerte.

Die im Nahbereich der Plattform selteneren Muscheln *Tellina fabula* und *Thracia papyracea* erreichten im Bereich von 25 m bis 100 m ähnliche Dichten wie im Referenzgebiet. Anders sah es bei den Borstenwürmern *Poecilochaetus serpens* und *Spio* spp. (*S. decoratus* und *S. filicornis*) aus (Abb. 2.3.22). Beide Arten zeigten eine im Zwischenbereich zunehmende und dann wieder abnehmende Individuendichte. Die Dichten im Referenzgebiet im Oktober waren jeweils ähnlich wie im Juli, so dass ein ansiedlungsbedingter Einfluss nur im August eine Rolle gespielt haben könnte.

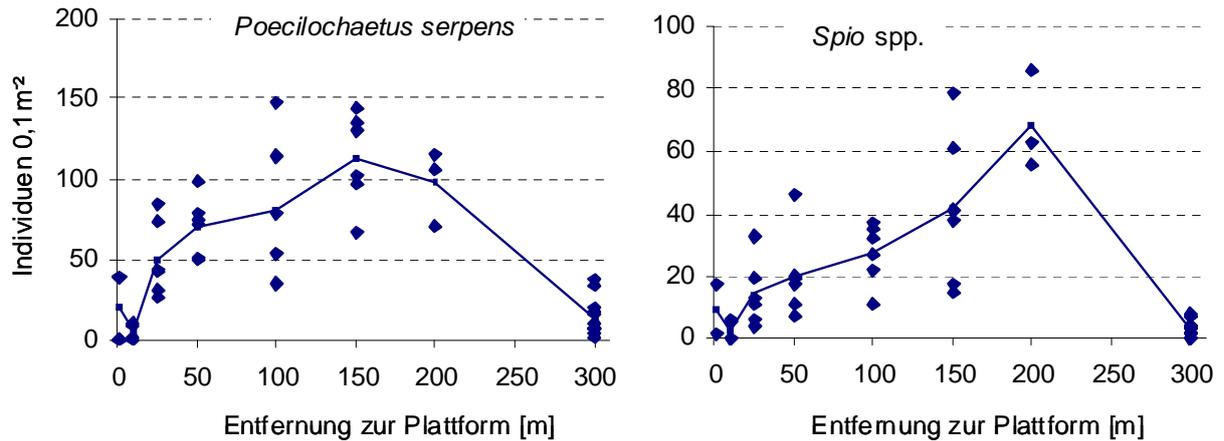


Abb. 2.3.22: Arten mit höheren Dichten in der weiteren Umgebung von FINO 1. Individuendichten pro Greifer (0,1 m<sup>2</sup>) im Sommer 2005, Trendlinie durch die Mittelwerte.

Im Nahbereich von FINO 1 betrug das mittlere Individuengewicht von *P. serpens* sowohl im Juni als auch im September unter 0,5 mg (Abb. 2.3.23). Im Zwischenbereich von 25 bis 200 m Entfernung nahm Ende August das Individuengewicht mit dem Abstand von 1 bis 2,5 mg zu. Im Referenzgebiet wurden sowohl Ende Juli als auch im Oktober mittlere Gewichte zwischen 1 und 6,5 mg erreicht. Dies deutet eine Ansiedlung juveniler *P. serpens* im weiteren Umfeld an, während ältere Tiere nur im Referenzgebiet zu finden waren.

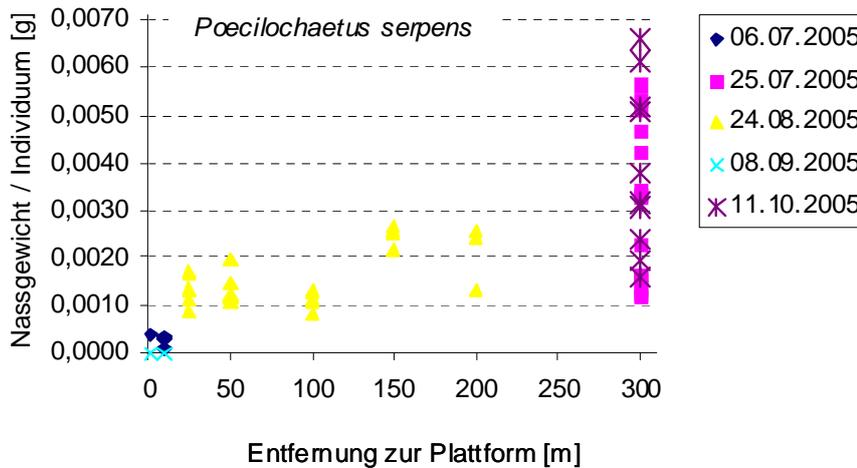


Abb. 2.3.23: Nassgewicht pro Individuum von *P. serpens* in verschiedenen Abständen zu FINO 1 im Sommer und im Herbst 2005.

## 2.4 Besiedlung des künstlichen Hartsubstrats

### 2.4.1 Analyse der Epifaunagemeinschaft anhand digitaler Unterwasserfotografie

Auf den digitalen Unterwasserfotos wurden insgesamt 28 Taxa erfasst, von denen 15 bis auf das Artniveau identifiziert werden konnten. Eine vollständige Liste aller erfassten Taxa ist der Tabelle 9.A des Anhangs zu entnehmen. Die Anzahl der Taxa pro Foto schwankte deutlich mit der Wassertiefe und dem Probenahmezeitpunkt (Abb. 2.4.1 A). Eine maximale Anzahl von zehn Taxa wurde im Herbst 2007 auf einem Foto aus der 15 m-Tiefenstufe gezählt. Eine einzige Art wurde im Frühjahr 2007 auf einem Foto aus der 10 m-Tiefenstufe gezählt.

Eine einheitliche Entwicklung der Artendichte mit der Tiefe bzw. der Zeit war nicht erkennbar. Im Frühjahr 2007 war die Zahl der dokumentierten Taxa vor allem in den 10 m- und 15 m-Tiefenstufen deutlich reduziert. Die Artendichte stieg aber auch in diesen Tiefenstufen anschließend wieder auf durchschnittliche Werte an.

Die Äquität war von Winter bis Sommer 2006 vor allem in den Tiefenstufen von 20 bis 28 m aber auch in der 10 m-Tiefenstufe besonders niedrig, bevor sie im weiteren Verlauf der Untersuchung wieder anstieg (Abb. 2.4.1B). Ein Maximalwert der Äquität von 0,76 war im Sommer 2007 in einer Probe aus der 5m-Tiefenstufe zu verzeichnen. Der Minimalwert für die Äquität von 0 trat in einer Probe der 10 m-Tiefenstufe aus dem Frühjahr 2007 auf, in der nur eine Art gezählt wurde.

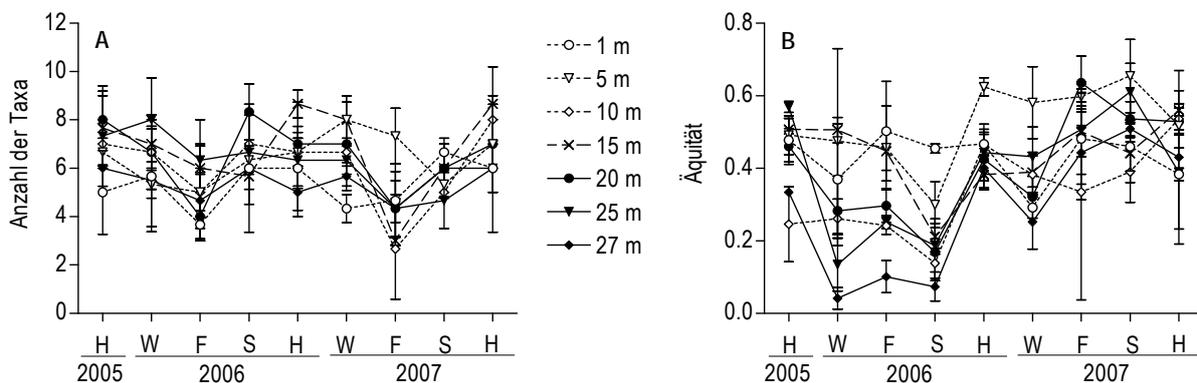


Abb. 2.4.1: (A) Anzahl der Taxa und (B) Äquität (berechnet auf der Basis des prozentualen Bedeckungsgrades) der Epifaunagemeinschaft in verschiedenen Tiefenstufen der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 über den Untersuchungszeitraum [Mittelwert  $\pm$  Stabw.; N = 3 außer 28m-Tiefenstufe im Herbst 2005 (N = 1) und Winter 2006 (N = 2)].

Werden die Bedeckungsgrade jedes Taxons über alle ausgewerteten Fotos ungeachtet der Wassertiefe und des Probenahmezeitpunktes aufsummiert, so zeigt sich dass die Epifaunagemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 von vier Taxa dominiert wurde, die allein über 97 % der von den Fotos erfassten Fläche bedeckten (Abb. 2.4.2). Diese Taxa sind die Amphipoden der Gattung *Jassa*, die Miesmuschel *Mytilus edulis*, die Hydrozoe *Ectopleura larynx* und die Aktinien. Die Gattung *Jassa* ist auf FINO 1 mit mindestens zwei Arten vertreten, die jedoch auf den Unterwasserfotos nicht zu unterscheiden waren. In der Gruppe der Aktinien sind hier drei Taxa zusammengefasst: neben den Arten *Metridium senile* und *Sagartiogeton undatus* wurde das Taxon der Actiniaria indet. definiert, das mindestens zwei, wahrscheinlich jedoch noch mehr unidentifizierte Aktinienarten umfasst.

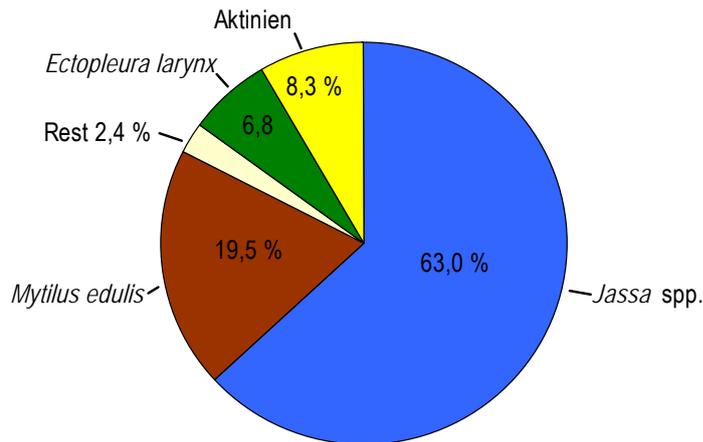


Abb. 2.4.2: Die dominanten Taxa der Epifauna auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 ermittelt anhand digitaler Unterwasserfotografie. Die Werte geben den prozentualen Anteil des jeweiligen Taxons an der gesamten Bedeckung aller ausgewerteten Unterwasserfotos (N = 365) an.

Abb. 2.4.2 bietet einen groben Gesamtüberblick über die Struktur der Epifaunagemeinschaft, der über die verschiedenen Jahreszeiten des Untersuchungszeitraumes und über alle Tiefenstufen integriert. Tatsächlich waren die vier dominanten wie auch die meisten anderen Taxa in nahezu allen Wassertiefen anzutreffen. Allerdings variierten die Bedeckungsgrade der einzelnen Taxa zum Teil deutlich mit der Wassertiefe und der Jahreszeit, was eine starke zeitliche und räumliche Strukturierung der Epifaunagemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion zur Folge hatte. Die räumliche Strukturierung der Epifaunagemeinschaft ist in dem nMDS-Plot der Abb. 2.4.3 veranschaulicht. Daraus wird ersichtlich, dass sich die 1m-Tiefenstufe aufgrund ihrer qualitativen und quantitativen Artenzusammensetzung recht deutlich von den anderen Tiefenstufen abhob.

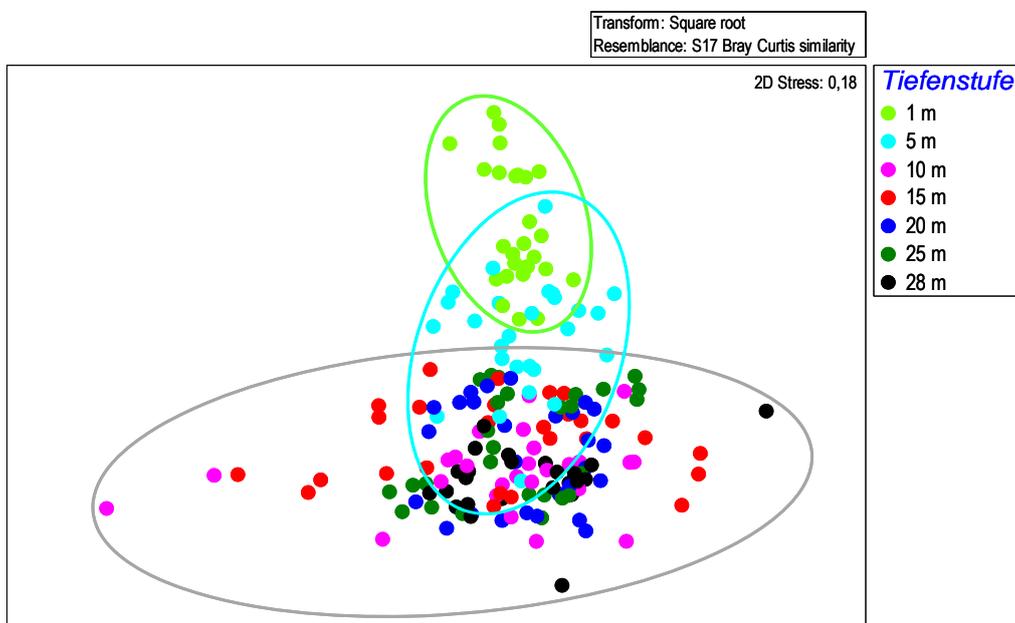


Abb. 2.4.3: nMDS-Plot basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger Quadratwurzeltransformation der artspezifischen Bedeckungsgrade zur Veranschaulichung der Tiefenstrukturierung der Epifaunagemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1.

Die 5 m-Tiefenstufe nahm eine intermediäre Position zwischen der 1m-Tiefenstufe und den tieferen Zonen ein. Trotz zum Teil deutlicher Überlappung der Gemeinschaftsstrukturen setzte sich die 5 m-Tiefenstufe gut

erkennbar von den tieferen Zonen ab. Die Tiefenstufen von 10 bis 28 m waren schließlich nicht mehr voneinander trennbar und können somit zu einer großen Tiefenstufe zusammengefasst werden. Diese war jedoch nicht homogen, was an der vergleichsweise starken Streuung der Punkte im nMDS-Plot zu erkennen ist. Vor allem die 10 m- und die 15 m-Tiefenstufen wiesen eine hohe Variabilität auf.

Die korrespondierende ANOSIM-Analyse bestätigt das anhand des nMDS-Plots beschriebene Muster (Tab. 2.4.1). R-Werte von über 0,75 zeigten eine deutliche Trennung der Gemeinschaft der 1m-Tiefenstufe von den Gemeinschaften in 10 bis 28 m Wassertiefe. Auch gegenüber der Gemeinschaft der 5m-Tiefenstufe war trotz einer Überlappung eine Separation der 1m-Tiefenstufe zu erkennen ( $R = 0,467$ ). In gleichem Maße trennte sich die Gemeinschaft der 5m-Tiefenstufe von den Gemeinschaften der tieferen Zonen ab ( $R$ -Werte  $> 0,25$ ). Die tieferen Zonen waren hinsichtlich ihrer Gemeinschaftsstrukturen nicht voneinander zu trennen ( $R$ -Werte  $< 0,25$ ). Die Trennung der 1m-Tiefenstufe von allen anderen Tiefenstufen war bei einem Signifikanzniveau von 5 % statistisch signifikant. Auch die Gemeinschaft der 5m-Tiefenstufe trennte sich statistisch signifikant von allen anderen Tiefenstufen, während sich die Gemeinschaften der tieferen Zonen häufig nicht statistisch signifikant voneinander unterschieden.

Tab. 2.4.1: R-Werte der ANOSIM-Analyse zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften der verschiedenen Tiefenstufen auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger Quadratwurzeltransformation der artspezifischen Bedeckungsgrade. Signifikanzniveau: 5 %, Legende siehe Tab. 2.3.1.

5 m	0,467*					
10 m	0,846*	0,457*				
15 m	0,791*	0,325*	0,078*			
20 m	0,931*	0,468*	0,069*	0,027		
25 m	0,879*	0,370*	0,045	0,036	-0,001	
28 m	0,958*	0,653*	0,037	0,165*	0,083*	0,045
	1 m	5 m	10 m	15 m	20 m	25 m

Somit lässt sich die Unterwasserkonstruktion von FINO 1 hinsichtlich der Tiefenstrukturierung der epibenthischen Gemeinschaft in drei Tiefenstufen einteilen: die 1m-Tiefenstufe, die 5m-Tiefenstufe und die 10-28 m-Tiefenstufe. Die Unterschiede in den Gemeinschaften dieser drei Tiefenstufen basierten weniger auf qualitativen Unterschieden in der Gemeinschaftsstruktur. Die vorkommenden Taxa waren weitgehend identisch. Vielmehr basierte die Trennung der Gemeinschaften auf den unterschiedlichen Anteilen, die die einzelnen Taxa an der jeweiligen Gemeinschaft einnahmen. Die SIMPER-Analyse hat die Taxa identifiziert, die am stärksten zu den Unterschieden in den Gemeinschaftsstrukturen der drei Tiefenstufen beitrugen (Tab. 2.4.2). Jedes dieser Taxa war in allen drei Tiefenstufen vertreten, wies jedoch deutliche Schwankungen in den artspezifischen Bedeckungsgraden zwischen den Tiefenstufen auf.

Tab. 2.4.2: Mittlere ( $\pm$  Stabw.) tiefenspezifische Bedeckungsgrade der Taxa, die am stärksten zu den Unterschieden in der Gemeinschaftsstruktur zwischen den Tiefenstufen beitragen.

	Tiefenstufe		
	1 m	5 m	10-28 m
<i>Mytilus edulis</i>	99,8 $\pm$ 1,0	32,7 $\pm$ 28,8	7,1 $\pm$ 5,7
<i>Jassa</i> spp.	37,3 $\pm$ 21,1	67,7 $\pm$ 18,1	77,1 $\pm$ 20,2
<i>Ectopleura larynx</i>	0,5 $\pm$ 1,0	6,3 $\pm$ 10,1	12,0 $\pm$ 22,3
Actiniaria indet.	1,0 $\pm$ 1,0	1,3 $\pm$ 2,4	4,3 $\pm$ 6,7
<i>Metridium senile</i>	2,3 $\pm$ 3,0	10,4 $\pm$ 9,9	8,3 $\pm$ 12,5
<i>Sagartiogeton undatus</i>	0,5 $\pm$ 0,4	0,9 $\pm$ 0,9	5,0 $\pm$ 6,5
<i>Asterias rubens</i>	6,0 $\pm$ 5,8	2,4 $\pm$ 4,1	0,8 $\pm$ 1,2
<i>Electra pilosa</i>	0,5 $\pm$ 0,7	2,4 $\pm$ 2,7	1,2 $\pm$ 2,5

Die Streuung der Proben innerhalb der Tiefenstufen in Abb. 2.4.3, die in der 10 bis 28 m-Tiefenstufe besonders ausgeprägt war, wird auf zeitliche Variabilität der Gemeinschaftsstruktur zurückgeführt. Dabei fiel die interannuelle Variabilität der Gemeinschaft geringer aus als die intraanuellen Variabilität. Ein interannueller Vergleich der Gemeinschaft der definierten Tiefenstufen (1 m, 5 m und 10-28 m) anhand einer 2-faktoriellen ANOSIM-Analyse zeigte eine leichte Trennung der Gemeinschaftsstrukturen der drei Jahre des Untersuchungszeitraumes auf (Tab. 2.4.3; alle R-Werte  $>$  0,25 aber  $<$  0,5).

Tab. 2.4.3: R-Werte der 2-faktoriellen ANOSIM-Analyse zum Vergleich der Epifaunagemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 zwischen den Jahren 2005 bis 2006 (links) sowie zwischen den Tiefenstufen (rechts) basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger Quadratwurzeltransformation der artspezifischen Bedeckungsgrade. Signifikanzniveau: 5 %, Legende siehe Tab. 2.3.1.

2006	0,360*		5 m	0,625*	
2007	0,251*	0,333*	10-28 m	0,832*	0,358*
	2005	2006		1 m	5 m

Intraannuell ließ sich ein Trend zu einer saisonalen Strukturierung der Epifaunagemeinschaft erkennen. In dem nMDS-Plot der Abb. 2.4.4 überlappen die Gemeinschaftsstrukturen der vier Jahreszeiten zwar deutlich. Die Anordnung der jahreszeitlichen Gruppen lässt jedoch eine saisonale Entwicklung der Gemeinschaft vom Frühjahr über den Sommer zum Herbst erkennen. Über den Winter entwickelte sich die Gemeinschaft wieder zurück und nahm dabei eine Struktur an, die von den Gemeinschaften der übrigen Jahreszeiten nicht deutlich zu trennen war. Abb. 2.4.4 zeigt deutlich, dass die oben erwähnte starke Variabilität in der 10 m- und 15 m-Tiefenzone vor allem auf eine besondere Situation im Frühling zurückzuführen ist. Diese besondere Situation war durch das kurze saisonale Auftreten der Hydrozoe *Ectopleura larynx* gekennzeichnet, das unten bei der Präsentation der artspezifischen Populationsdynamiken ausgewählter Taxa im Detail beschrieben wird. Die Aufwuchsgemeinschaft des Herbstes war vor allem durch das saisonale Auftreten der Anthozoen *Metridium senile* und *Sagartiogeton undatus* gekennzeichnet.

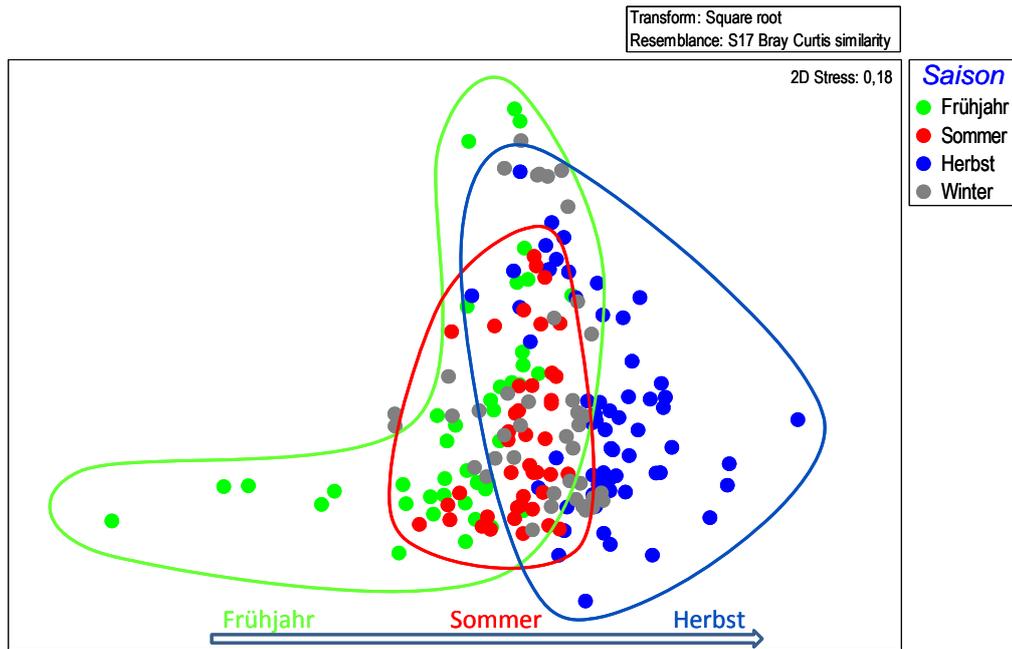


Abb. 2.4.4: nMDS-Plot basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger Quadratwurzeltransformation der artspezifischen Bedeckungsgrade zur Veranschaulichung der saisonalen Variabilität der Epifaunagemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1.

Entsprechend zeigte die 2-faktorielle ANOSIM-Analyse eine Trennung der Herbst- und Frühjahrgemeinschaften auf (Tab. 2.4.4). Die Herbstgemeinschaft war ebenfalls leicht von der Sommergemeinschaft getrennt. Die Unterschiede zwischen den jahreszeitlichen Gemeinschaften waren statistisch stets signifikant auf dem Signifikanzniveau von 5 %.

Tab. 2.4.4: R-Werte der 2-faktoriellen ANOSIM-Analyse zum Vergleich der Epifaunagemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 zwischen den Jahreszeiten und den Tiefenstufen basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger Quadratwurzeltransformation der artspezifischen Bedeckungsgrade. Signifikanzniveau: 5 %. Legende siehe Tab. 2.3.1.

Sommer	0,142*			5 m	0,499*	
Herbst	0,518*	0,329*		10-28 m	0,849*	0,466*
Winter	0,214*	0,120*	0,222*		1 m	5 m
	Frühjahr	Sommer	Herbst			

Die jahreszeitliche Entwicklung der Gemeinschaft vom Frühjahr zum Herbst wird noch deutlicher, wenn die 10-28m-Tiefenstufe unter Ausschluss der beiden oberen Tiefenstufen betrachtet wird (Abb. 2.4.5).

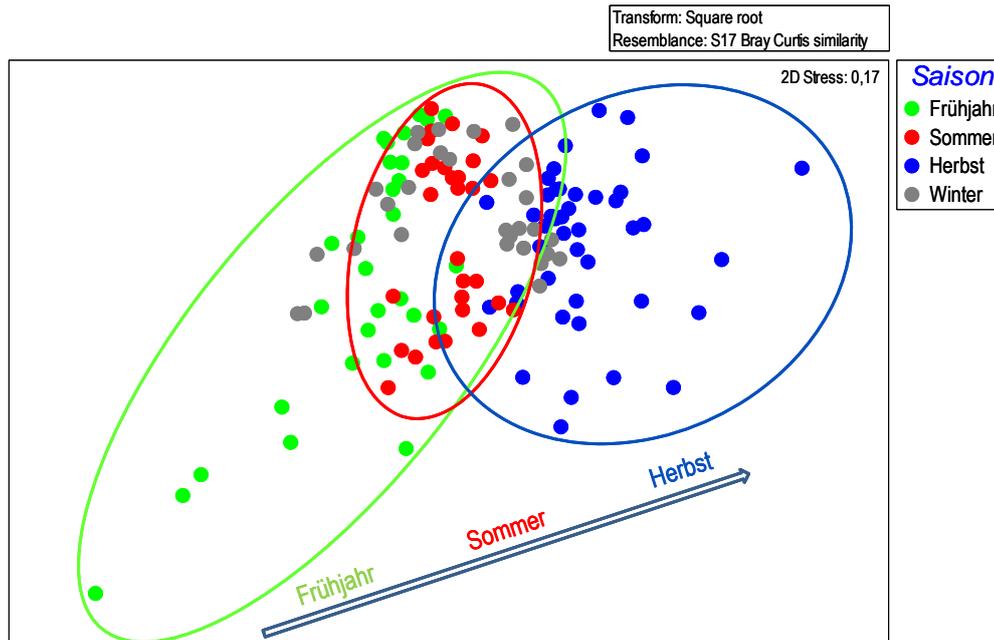


Abb. 2.4.5: nMDS-Plot basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger Quadratwurzeltransformation der artspezifischen Bedeckungsgrade zur Veranschaulichung der saisonalen Variabilität der Epifaunagemeinschaft in der 10-28m-Tiefenzone der Unterwasserkonstruktion von FINO 1.

Der Ausschluss der oberen Tiefenstufen aus der ANOSIM-Analyse verdeutlicht die jahreszeitliche Variabilität der Gemeinschaft der 10-28 m-Tiefenstufe. Trotz einer Überlappung waren die Herbst- und Frühjahrgemeinschaft deutlich ( $R = 0,600$ ) und die Herbst- und Sommergemeinschaft leicht voneinander getrennt (Tab. 2.4.5). Die Unterschiede zwischen den Gemeinschaften aller Jahreszeiten waren statistisch signifikant.

Tab. 2.4.5: R-Werte der ANOSIM-Analyse zum saisonalen Vergleich der Epifaunagemeinschaft in der 10-28m-Tiefenstufe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger Quadratwurzeltransformation der artspezifischen Bedeckungsgrade. Signifikanzniveau: 5 %. Legende siehe Tab. 2.3.1.

Sommer	0,145*		
Herbst	0,600*	0,334*	
Winter	0,222*	0,103*	0,207*
	Frühjahr	Sommer	Herbst

### 2.4.2 Analyse der Epifaunagemeinschaft anhand von Kratzproben

In 182 analysierten Kratzproben wurden insgesamt 83 Taxa identifiziert. Davon konnten 58 bis auf das Artniveau bestimmt werden. Alle erfassten Taxa können der Tabelle 9.A des Anhangs entnommen werden.

Hinsichtlich der Feuchtbioasse (in der Folge als Biomasse bezeichnet) waren die Muscheln (Bivalvia) die bedeutendste Gruppe der Aufwuchsgemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 (Abb. 2.4.6). Diese Gruppe repräsentierte allein rund  $\frac{1}{3}$  der gesamten Biomasse. Die Muscheln waren fast ausschließlich durch die Miesmuschel *Mytilus edulis* vertreten. Die Muscheln wurden gefolgt von den Amphipoden, die zusammen mit ihren Wohnbauten rund 16 % der Gesamtbioasse ausmachten. Die Gruppe der Amphipoda wurde nahezu vollständig durch die Gattung *Jassa* repräsentierte. Weitere bedeutende Taxa hinsichtlich ihres Anteils an der Gesamtbioasse waren die Anthozoa, die Echinodermata (~ 80 % *Asterias rubens*) sowie die

Hydrozoa (~ 90 % *Ectopleura* spp.). Zusammen nahmen diese Taxa bereits rund 98 % der gesamten Biomasse der Aufwuchsgemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 ein.

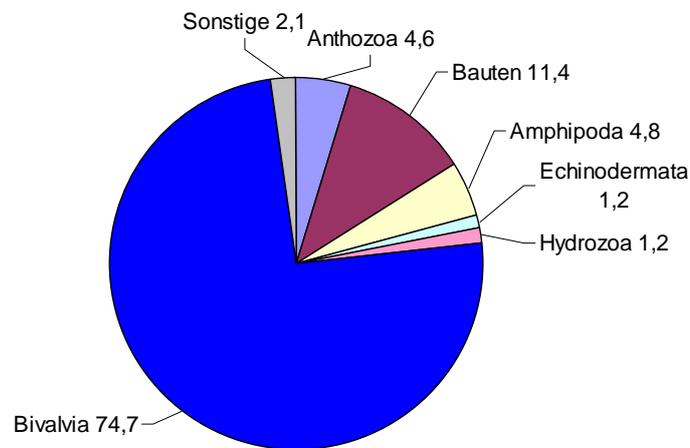


Abb. 2.4.6: Zusammensetzung der Gesamtbioasse der Aufwuchsgemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 ermittelt aus allen während des Untersuchungszeitraumes analysierten Kratzproben (N = 182). Die Zahlen geben den prozentualen Anteil des jeweiligen Taxons an.

Die Gesamtbioasse der Epifaunagemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 variierte im Jahresgang und mit der Wassertiefe (Abb. 2.4.7). Die 1m-Tiefenstufe war während des gesamten Untersuchungszeitraumes durch eine hohe Bioasse von 23,3 bis 45,4 kg m<sup>-2</sup> gekennzeichnet. Die Schwankungen der Gesamtbioasse in der 1m-Tiefenstufe waren vergleichsweise regelmäßig mit einer deutlichen saisonalen Rhythmik. Die durchschnittliche Bioasse war im Sommer jeweils am höchsten und im Frühjahr am niedrigsten. Diese regelmäßige Rhythmik war in den anderen Tiefenstufen nicht erkennbar. Dort betrug die Bioasse 0,5 bis 3,9 kg m<sup>-2</sup>. Die hohe Bioasse im 1-Meter-Bereich ist vor allem auf die Besiedelung durch die Miesmuschel (*Mytilus edulis*) zurückzuführen. *Mytilus edulis* hatte dort im Mittel einen Anteil von 92,3 ± 2,4 % an der gesamten Bioasse. In den übrigen Tiefenstufen betrug der mittlere Anteil von *M. edulis* an der gesamten Bioasse nur 11,7 ± 14,8 %. Die 2-faktorielle Varianzanalyse bestätigte die statistisch signifikanten Unterschiede in der Bioasse zwischen den Tiefenstufen (P < 0,0001) jedoch nicht zwischen den Jahreszeiten (P = 0,42). Die Interaktion zwischen den beiden Faktoren war statistisch nicht signifikant (P = 0,22). Die Bioasse der 1m-Tiefenstufe zu jeder Jahreszeit höher als die der darunter liegenden Tiefenstufen (Newman-Keuls Posthoc-Test, P immer < 0,05).

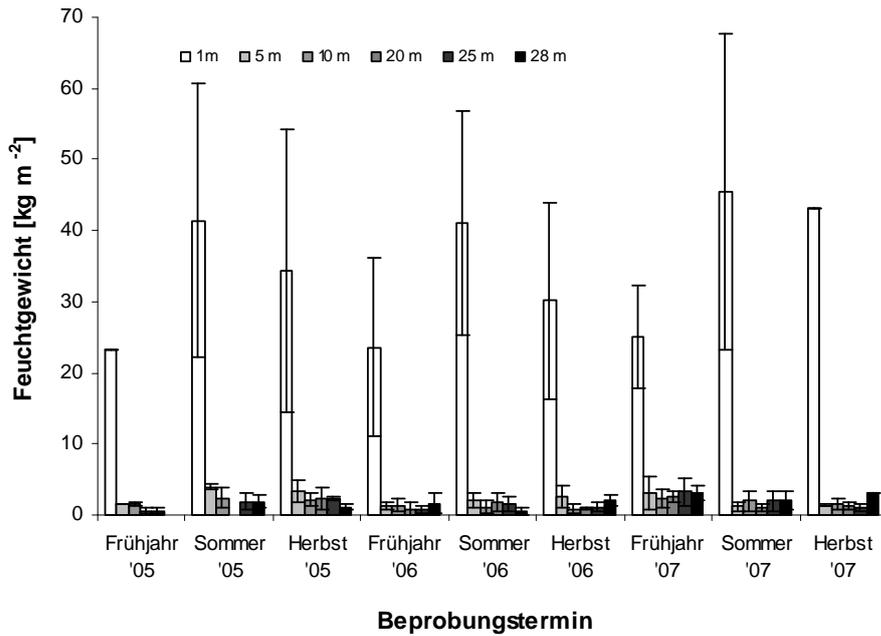


Abb. 2.4.7: Mittlere ( $\pm$  Stabw.) Aufwuchsbiomasse (Feuchtwicht) ermittelt anhand von Kratzproben in verschiedenen Tiefenstufen auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1. Bei fehlender Standardabweichung wurde nur eine Probe analysiert. Im Frühjahr 2005 wurden in 28 m Wassertiefe sowie im Sommer 2005 in 20 m Wassertiefe keine Proben genommen.

Mit Kenntnis der Oberfläche der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 lässt sich die Gesamtbiomasse der Aufwuchsfaua auf FINO 1 berechnen (Abb. 2.4.8). Diese war in den Jahren 2005 und 2006 jeweils im Sommer am höchsten. Nach dem Sommer nahm die Biomasse deutlich ab. Die saisonalen Schwankungen der Biomasse nahmen von 2005 bis 2007 deutlich ab. Im Jahr 2007 schwankte die Biomasse saisonal nur geringfügig von Frühjahr bis Herbst. Im Mittel betrug die Gesamtbiomasse auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 im Jahr 2007 rund 5000 kg. Rund 50 % dieser Biomasse befinden sich in der 1 m-Tiefenstufe. Hierbei muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Biomasse der 1 m-Tiefenstufe im Herbst 2007 nur anhand einer einzigen Probe abgeschätzt werden konnte.

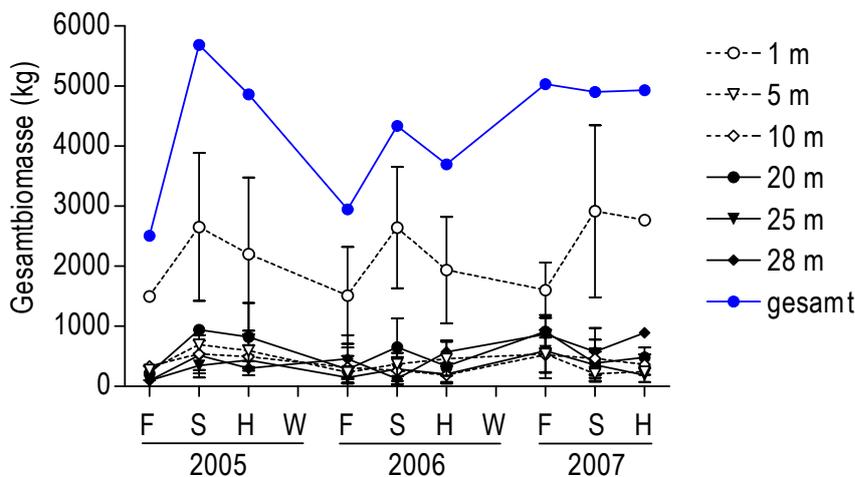


Abb. 2.4.8: Zeitliche Entwicklung der Aufwuchsbiomasse (Mittelwert  $\pm$  Stabw.) auf der gesamten Unterwasserkonstruktion von FINO 1 sowie in den einzelnen Tiefenstufen

Der Vergleich der Aufwuchsgemeinschaften der verschiedenen Tiefenstufen in einem nMDS-Plot (Abb. 2.4.9) zeigt eine deutliche Abgrenzung der 1-Meter-Tiefenstufe gegen die übrigen Tiefenstufen.

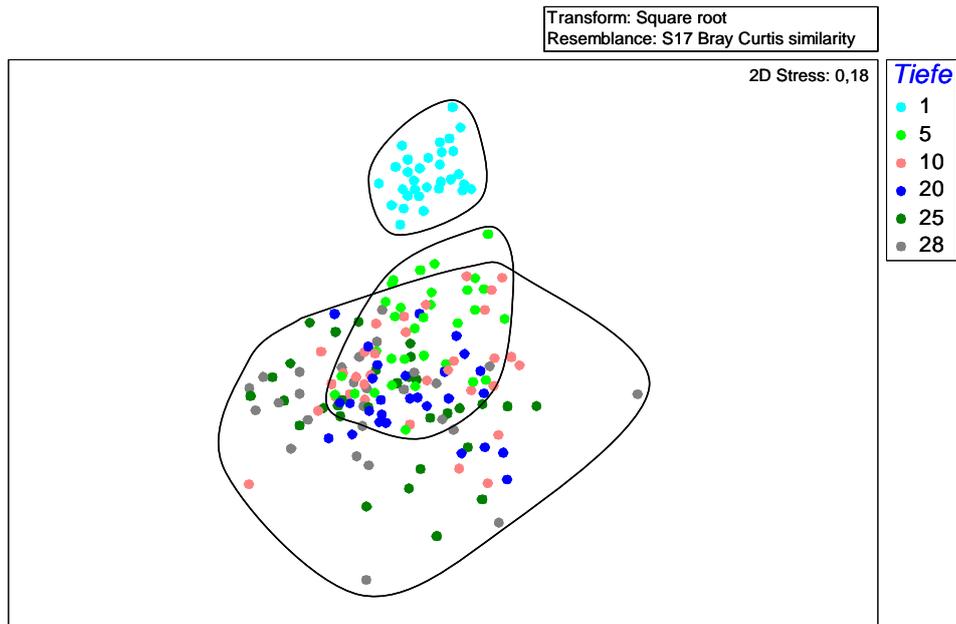


Abb. 2.4.9: nMDS-Plot basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger  $\sqrt{\text{ }}$ -Transformation der Biomassewerte [g 400 cm<sup>-2</sup>] zur Veranschaulichung der Tiefenstrukturierung der Epifaunagemeinschaft an der Unterwasserkonstruktion von FINO 1. Sämtliche Proben des Untersuchungszeitraumes wurden einzeln berücksichtigt.

Die entsprechende ANOSIM-Analyse (basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach  $\sqrt{\text{ }}$ -Transformation der Biomassewerte) bestätigte diese Trennung (Tab. 2.4.6). Die Aufwuchsgemeinschaft der 1 m-Tiefenstufe unterschied sich statistisch signifikant von den Gemeinschaften aller anderen Tiefenstufen. Die Gemeinschaften der 5 bis 28 m-Tiefenstufen waren nicht deutlich voneinander getrennt, obwohl die Unterschiede zum Teil statistisch signifikant waren. Eine Tendenz zur Abgrenzung des 5 m-Bereichs gegenüber den größeren Wassertiefen wurde durch leicht erhöhte R-Werte der ANOSIM-Analyse erkennbar. Zudem nahm die Ähnlichkeit zwischen den Proben mit steigendem vertikalen Abstand zueinander ab, was anhand des steigenden Trennungsgrads (R-Wert) erkennbar wurde.

Tab. 2.4.6: R-Werte der ANOSIM-Analyse zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften verschiedener Tiefenstufen an der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger  $\sqrt{\text{ }}$ -Transformation der Biomassewerte [g 400 cm<sup>-2</sup>]. Signifikanzniveau: 5 %. Legende siehe Tab. 2.3.1.

5 Meter	0,884*				
10 Meter	0,886*	0,066*			
20 Meter	0,982*	0,225*	0,002		
25 Meter	0,954*	0,283*	0,046*	0,001	
28 Meter	0,916*	0,328*	0,085*	0,107*	0,017
	1 Meter	5 Meter	10 Meter	20 Meter	25 Meter

Die SIMPER-Analyse zeigte auf, dass die Abtrennung der 1 m-Tiefenstufe zu der 5 m- und den 10 bis 28 m-Tiefenstufen jeweils zu rund 71 % durch die hohe Biomasse von *Mytilus edulis* in der 1 m-Tiefenstufe hervorgerufen wurde. Die Unterschiede zwischen der 5m-Tiefenstufe und den restlichen Tiefenstufen waren vor allem auf die relativ hohe Biomasse der Miesmuscheln in der 5 m-Tiefenstufe sowie durch relative hohe Biomasse der Anthozoen in der 10-28 m-Tiefenstufe zurückzuführen. Die 2way-ANOSIM-Analyse zeigte weder zwischen den Jahren des Untersuchungszeitraumes noch zwischen den Jahreszeiten der drei Untersuchungsjahre statistisch signifikante Veränderungen (Tab. 2.4.7 und Tab. 2.4.8) der Gemeinschaften auf.

Tab. 2.4.7: R-Werte der 2way-ANOSIM-Analyse zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften aller beprobten Tiefen (r.) in verschiedenen Jahren (l.) des Untersuchungszeitraumes an der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger  $\sqrt{\cdot}$ -Transformation der Biomassewerte [ $\text{g } 400 \text{ cm}^{-2}$ ]. Signifikanzniveau: 5 %. Legende siehe Tab. 2.3.1.

			5 Meter	0,945*				
			10 Meter	0,903*	0,090*			
2006	0,043		20 Meter	0,996*	0,313*	0,081*		
2007	0,371*	0,253*	25 Meter	0,970*	0,316*	0,071*	0,012	
			28 Meter	0,945*	0,389*	0,113*	0,201*	0,004
	2005	2006	1 Meter	5 Meter	10 Meter	20 Meter	25 Meter	

Tab. 2.4.8: R-Werte der 2way-ANOSIM-Analyse zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften aller beprobten Tiefen (r.) in verschiedenen Jahreszeiten (l.) des Untersuchungszeitraumes an der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger  $\sqrt{\cdot}$ -Transformation der Biomassewerte [ $\text{g } 400 \text{ cm}^{-2}$ ]. Signifikanzniveau: 5 %. Legende siehe Tab. 2.3.1.

			5 Meter	0,885*				
			10 Meter	0,907*	0,029			
Sommer	0,172*		20 Meter	0,985*	0,238*	-0,016		
Herbst	0,312*	0,098*	25 Meter	0,986*	0,350*	0,077*	0,003	
			28 Meter	0,900*	0,373*	0,112*	0,145*	0,017
	Frühjahr	Sommer	1 Meter	5 Meter	10 Meter	20 Meter	25 Meter	

Aufgrund der tendenziellen Abgrenzung der Epifaunagemeinschaft der 5 m-Tiefenstufe von den Gemeinschaften größerer Tiefen (unterstützt durch die Ergebnisse der Analyse der Epifaunagemeinschaft anhand digitaler Unterwasserfotografie, siehe Abschnitt 2.4.1) wird die Unterwasserkonstruktion von FINO 1 bei der weiteren Beschreibung der Epifaunagemeinschaft in die folgenden drei Tiefenstufen eingeteilt: 1 m, 5 m und 10 - 28 m. Aus Tab. 2.4.9 ist die durchschnittliche Biomasse der Taxa zu entnehmen, die am stärksten (> 3 %) zu den Unterschieden der Gemeinschaften der drei Tiefenstufen beitragen.

Tab. 2.4.9: Die durchschnittliche Biomasse [ $\text{g m}^{-2}$ ]  $\pm$  Standardabweichung der Taxa, die mehr als 3 % zu den Unterschieden zwischen den Gemeinschaften (SIMPER-Analyse) der unterschiedlichen Tiefenstufen beitragen.

	Tiefenstufen		
	1 Meter	5 Meter	10-28 Meter
Bivalvia indet.	21372,1 $\pm$ 18056,3	547,3 $\pm$ 842,6	51,6 $\pm$ 221,9
Jassa spp.	437,7 $\pm$ 442,4	369,6 $\pm$ 296,3	203,9 $\pm$ 262,1
Anthozoa indet.	183,7 $\pm$ 415,1	198,7 $\pm$ 22,6	365,1 $\pm$ 558,2
Asterias rubens	162,5 $\pm$ 330,1	85,2 $\pm$ 158,2	33,5 $\pm$ 92,8
Bryozoa indet.	95,9 $\pm$ 101,9	89,8 $\pm$ 104,0	63,6 $\pm$ 260,4
Porifera indet.	20,7 $\pm$ 27,6	10,6 $\pm$ 17,0	6,7 $\pm$ 33,2
Tubularia indet.	17,0 $\pm$ 30,5	28,0 $\pm$ 47,0	89,5 $\pm$ 171,8

Die durchschnittliche Anzahl der Taxa pro Probe war in den drei Tiefenstufen ähnlich und schwankte nur geringfügig über den Untersuchungszeitraum (Abb. 2.4.10). Die mittleren Artenzahlen variierten zwischen 7 und 14. Während die Artenzahl in der 1 m-Tiefenstufe bis in den Sommer des Jahres 2006 kontinuierlich anstieg, wurden im Herbst 2006 und Frühjahr 2007 in dieser Tiefenstufe etwas geringere Artendichten mit einem weiteren Anstieg zum Sommer 2007 ermittelt. Die Artenzahlen in der 5 m-Tiefenstufe und in der 10-28 m-Tiefenstufe

entwickelten sich synchron. Zwischen Phasen erhöhter Artenzahlen im Sommer und Herbst sank die Zahl der Taxa zum Frühjahr hin leicht ab.

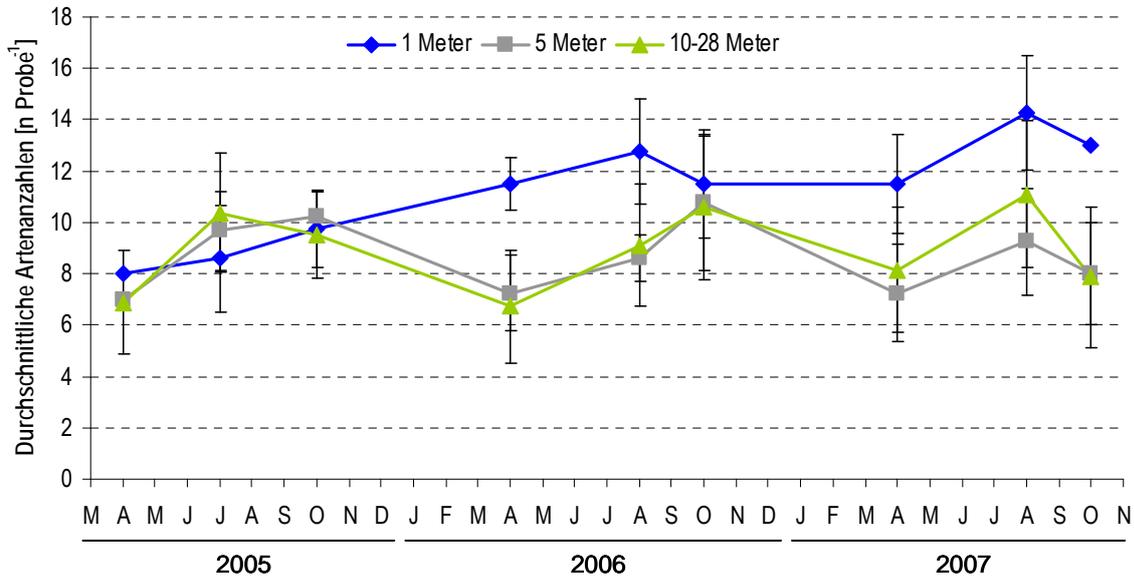


Abb. 2.4.10: Zeitliche Dynamik der durchschnittlichen ( $\pm$  Stabw.) Anzahl der Taxa in den drei Tiefenstufen (1 m, 5 m und 10-28 m) der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 ermittelt anhand von Kratzproben.

Die Äquität lag während des gesamten Untersuchungszeitraums in der 1 m-Tiefenstufe unter 0,2 und war deutlich niedriger als in den beiden anderen Tiefenstufen (Abb. 2.4.11). In den anderen Tiefenstufen schwankte die durchschnittliche Äquität jahreszeitlich um den Wert 0,5. Eine deutliche jahreszeitliche Rhythmik war dabei nicht zu erkennen.

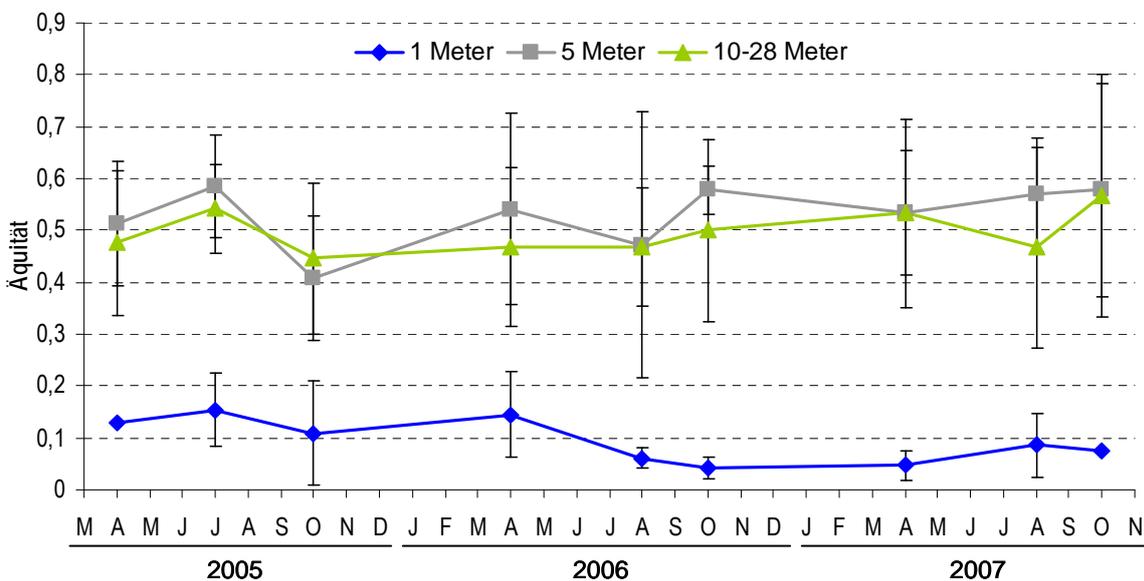


Abb. 2.4.11: Zeitliche Dynamik der durchschnittlichen ( $\pm$  Stabw.) Äquität der Taxa (basierend auf der Feuchtbiomasse) in den drei Tiefenstufen (1 m, 5 m und 10-28 m) der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 ermittelt anhand von Kratzproben.

### 2.4.3 Beschreibung artspezifischer Populationsdynamiken

#### Hydrozoa

Das Vorkommen der Hydrozoa (hauptsächlich die Art *Ectopleura larynx*) war auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 durch eine ausgeprägte Saisonalität gekennzeichnet. Die Populationsdynamik wies ein bis zwei jährliche Phasen besonders hoher Bedeckung der Plattformoberfläche im Frühling und im Sommer auf. Die Frühjahrsmaxima der Bedeckung durch die Hydrozoen waren in den Jahren 2006 und 2007 gut ausgeprägt. Im Jahr 2006 war vor allem die 15 m-Tiefenstufe dicht von *E. larynx* besiedelt. Die durchschnittliche Bedeckung der Plattformoberfläche betrug hier zwischen 30 und 40 %. Im Jahr 2007 war zusätzlich die 10 m-Tiefenstufe sehr dicht besiedelt. Hier wurden vereinzelt Bedeckungsgrade von 100 % erreicht (Abb. 2.4.12).

Während das Sommermaximum im Jahr 2006 sehr ausgeprägt war, war es im Jahr 2007 nicht erkennbar. Dies ist nicht zwangsläufig auf ein Fehlen dieses Maximums im Jahr 2007 zurückzuführen. Möglich ist auch, dass dieses sehr kurze Vorkommen zeitlich zwischen die Probennahmeterminale fiel. Zwischen den Hauptphasen des Vorkommens traten die Hydrozoa nahezu permanent aber meist nur mit geringer Bedeckung auf.

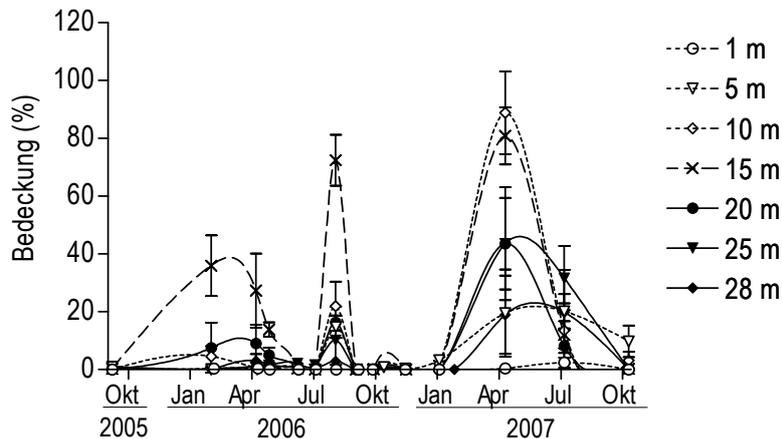


Abb. 2.4.12: Tiefenspezifische Populationsdynamik der Hydrozoa (überwiegend *Ectopleura larynx*) auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 ermittelt anhand digitaler Unterwasserfotografie [Mittelwert  $\pm$  Stabw.; N = 3-6 außer 28m-Tiefenstufe im September 2005 (N = 1) und Februar 2006 (N = 2)].

Die jährlichen Frühjahrsmaxima in der Bedeckung der Hydrozoa spiegelten sich auch in der Biomasse wider, während das Sommermaximum im Jahre 2006 anhand der Kratzproben, wahrscheinlich aufgrund der geringen zeitlichen Auflösung der Kratzprobenuntersuchung, nicht dokumentiert wurde (Abb. 2.4.13). Während das Frühjahrsmaximum der Biomasse im Jahr 2005 nicht sehr ausgeprägt war, war die Biomasse im Frühjahr der folgenden Jahre deutlich höher. Im Jahr 2005 traten die Hydrozoen im Frühjahr vor allem in der 1 m-Tiefenstufe auf. In den Folgejahren war die Biomasse dieses Taxons vor allem in der 10-28 m-Tiefenzone hoch. Im Frühjahr 2007 erreichten die Hydrozoen in dieser Tiefenstufe eine durchschnittliche Biomasse von rund 0,3 kg m<sup>-2</sup>.

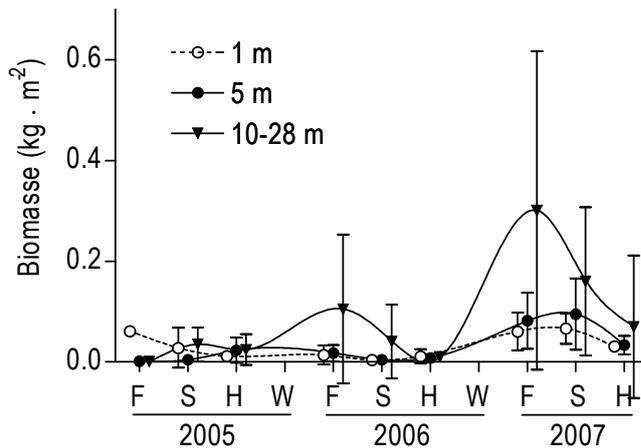


Abb. 2.4.13: Zeitliche Dynamik der Biomasse (Mittelwert ± Stabw.) der Hydrozoen auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 (F = Frühling; S = Sommer; H = Herbst; W = Winter).

Das saisonal massenhafte Auftreten der Hydrozoen veränderte die anhand digitaler Unterwasserfotografie erkennbare Struktur der Epifaunagemeinschaft zeitweise vollständig. In Abb. 2.4.14 ist dieselbe Stelle der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 einmal im Oktober 2006 (Abb. 2.4.14 A) und einmal während der Hauptphase des Vorkommens im Frühjahr 2007 (Abb. 2.4.14 B) dargestellt. Im Oktober 2006 waren die Hydrozoen nicht in den Proben nachzuweisen. Zu diesem Zeitpunkt war die Epifaunagemeinschaft von den Bauten der Amphipoden *Jassa* spp. und durch Aktinien vor allem der Art *Metridium senile* geprägt. Im Frühjahr 2007 bedeckten die Hydrozoen die Plattformoberfläche zu 100 %. Dabei überdeckten sie die üblichen Organismen der Epifaunagemeinschaft vollständig. Die tatsächliche Struktur der Epifaunagemeinschaft konnte zu diesem Zeitpunkt somit anhand digitaler Unterwasserfotografie nicht beschrieben werden.

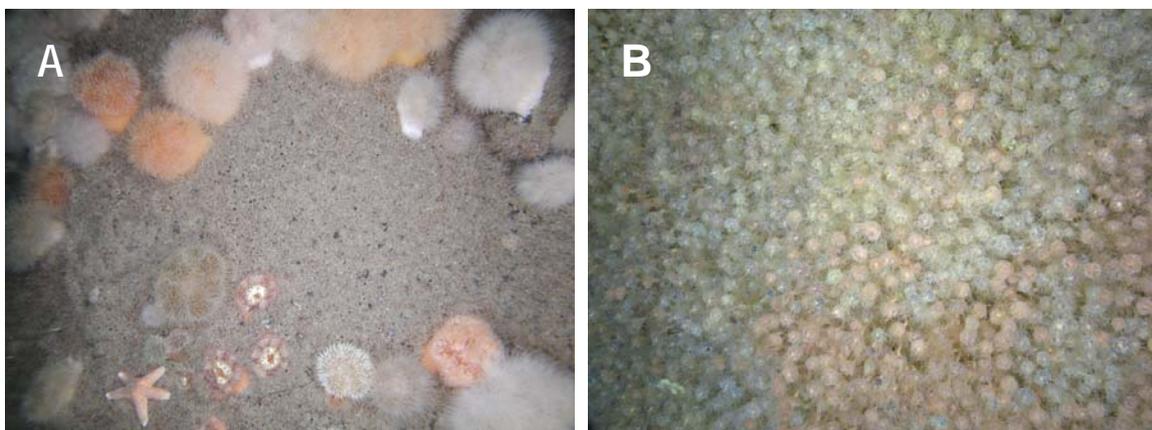


Abb. 2.4.14: Fotos derselben Position in der 10 m-Tiefenstufe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 im (A) Oktober 2006 und (B) April 2007.

*Mytilus edulis*

Das Vorkommen der Miesmuschel *Mytilus edulis* wies eine deutliche Tiefenstrukturierung auf (Abb. 2.4.15). Nahezu während des gesamten Untersuchungszeitraumes bedeckte *M. edulis* in der 1 m-Tiefenstufe die gesamte Plattformoberfläche.

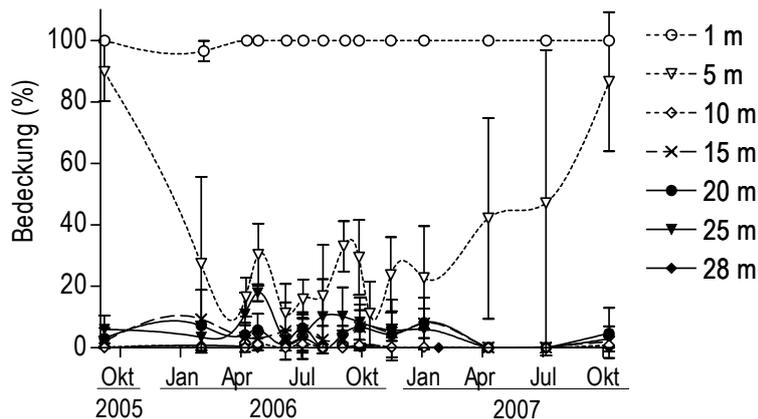


Abb. 2.4.15: Tiefenspezifische Populationsdynamik der Miesmuschel *Mytilus edulis* auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 dokumentiert anhand digitaler Unterwasserfotografie [Mittelwert  $\pm$  Stabw.; N = 3-6 außer 27m-Tiefenstufe im September 2005 (N = 1) und Februar 2006 (N = 2)].

Nur im Winter 2006 schwankte die Dichte der Miesmuscheln in diesem Bereich geringfügig. In der darunter liegenden 5 m-Tiefenstufe war die Miesmuscheldichte zu Beginn des Untersuchungszeitraumes im Herbst 2005 ebenfalls sehr hoch. Während des folgenden Winters 2006 sank die Dichte jedoch deutlich auf rund 30 % Bedeckung ab und oszillierte über das Jahr 2006 hinweg. Ab Winter 2007 stieg die Dichte von *M. edulis* im 5 m-Tiefenbereich wieder kontinuierlich an und erreichte zum Ende des Untersuchungszeitraumes im Herbst 2007 wieder einen Bedeckungsgrad von rund 80 %. Dabei variierte der Bedeckungsgrad innerhalb der Tiefenstufe stark. Der eulittorale Miesmuschelgürtel dehnte sich also von der 1 m-Tiefenstufe in tiefere Wassertiefen aus. Unterhalb der 5 m-Tiefenstufe trat *M. edulis* nur in geringen Dichten auf.

Die starke Variabilität des Bedeckungsgrades von *M. edulis* innerhalb der 5 m-Tiefenstufe im Jahr 2007 resultierte aus der scharfen Grenze der Tiefenausbreitung der Miesmuschel in diesem Bereich. Abb. 2.4.16 zeigt die Bedeckung der Plattformoberfläche im Herbst 2007 im Bereich von 5,0 bis 5,6 m Wassertiefe. Während *M. edulis* die Fläche bei 5,0 m Wassertiefe vollständig bedeckte (Abb. 2.4.16 A), waren bereits 20 cm tiefer deutliche Lücken in der Miesmuschelbedeckung zu verzeichnen (Abb. 2.4.16 B). Weitere 40 cm tiefer bedeckten die Miesmuscheln nur noch einen relativ geringen Teil der Oberfläche (Abb. 2.4.16 C). Mit diesen Proben wurde die untere Grenze der Tiefenausbreitung von *M. edulis* somit präzise erfasst.



Abb. 2.4.16: Bedeckung der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 im Herbst 2007 in (A) 5,0 m, (B) 5,2 m und (C) 5,6 m Wassertiefe.

Die Ausbreitung der Miesmuscheln in die 5 m-Tiefenstufe im Jahr 2007 sowie die hohe Dichte zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 2005 wurden anhand der Kratzproben nicht dokumentiert (Abb. 2.4.17). Offensichtlich erfolgte die Beprobung hier stets unterhalb der *Mytilus*-Tiefengrenze, so dass in der 5 m-Tiefenstufe keine Zunahme der *Mytilus*-Biomasse beobachtet wurde.

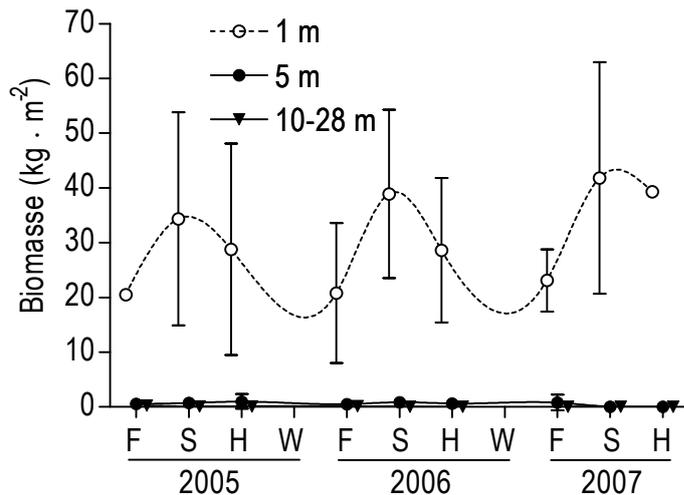


Abb. 2.4.17: Zeitliche Dynamik der Biomasse (Mittelwert  $\pm$  Stabw.) von *Mytilus edulis* auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 (F = Frühling; S = Sommer; H = Herbst; W = Winter).

In der 1 m-Tiefenstufe wies die Biomasse von *M. edulis* eine sehr gleichmäßige und stabile Dynamik auf, die sich in der Bedeckung der Plattformoberfläche durch die Miesmuscheln nicht widerspiegelte. Die Biomasse war im Sommer am höchsten. Die sommerlichen Maxima betragen in den drei Untersuchungs Jahren ca. 35 bis 40 kg m<sup>-2</sup>. Nach den Sommermonaten sank die Biomasse bis zum Frühjahr. Mit ca. 20 kg m<sup>-2</sup> ist die Miesmuschel-Biomasse im Frühjahr nur halb so hoch wie im Sommer. In den tieferen Tiefenstufen war die Biomasse von *M. edulis* gering.

In Gegensatz zu der Biomasse nahmen die sommerlichen Abundanzmaxima von *M. edulis* in der 1 m-Tiefenstufe über die Untersuchungs Jahre ab (Abb. 2.4.18). Wurden im Sommer 2005 noch rund 30.000 Ind. m<sup>-2</sup> gezählt, betrug die Abundanz im Sommer 2006 nur noch rund 10.000 Ind. m<sup>-2</sup> und im Sommer 2007 nur noch rund 6.000 Ind. m<sup>-2</sup>. Auch in den tieferen Tiefenstufen nahm die Zahl der Miesmuscheln ab. Im Sommer betrug die Dichte der Miesmuscheln in der 5 m-Tiefenstufe rund 10.000 Ind. m<sup>-2</sup> und in der 10-28 m-Tiefenstufe rund 5.000 Ind. m<sup>-2</sup>. Im Jahr 2007 wurden nur noch wenige Miesmuschelindividuen in diesen Tiefenstufen gezählt.

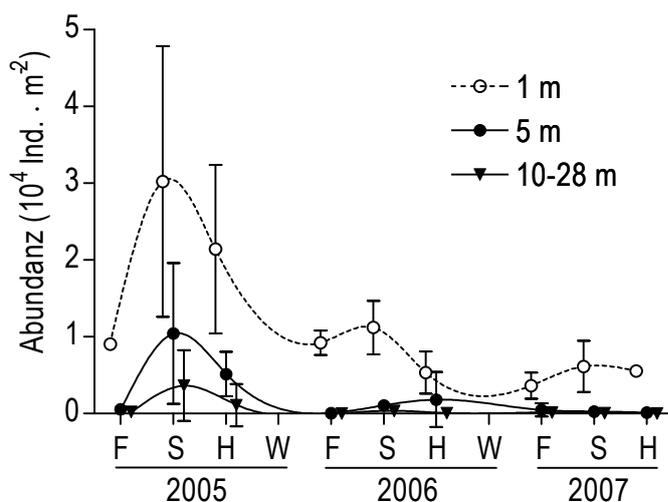


Abb. 2.4.18: Zeitliche Dynamik der Abundanz (Mittelwert  $\pm$  Stabw.) von *Mytilus edulis* auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 (F = Frühling; S = Sommer; H = Herbst; W = Winter).

Die individuelle Biomasse (Feuchtgewicht) der Miesmuscheln stieg in der 1 m-Tiefenstufe über den gesamten Untersuchungszeitraum kontinuierlich an und erreicht im Herbst 2007 durchschnittlich rund 7 g<sub>FG</sub> pro Individuum

(Abb. 2.4.19). In den tieferen Bereichen der Plattformkonstruktion von FINO 1 war die durchschnittliche individuelle Biomasse deutlich geringer. Nur im Frühjahr 2006 stieg die individuelle Biomasse kurzzeitig an, um zum Sommer hin wieder abzufallen. Innerhalb der Tiefenstufen war die Spanne der individuellen Biomasse in allen Tiefenstufen sehr groß (siehe Fehlerbalken Abb. 2.4.19), was das zeitgleiche Vorkommen großer und kleiner Individuen in allen Tiefenstufen aufzeigt.

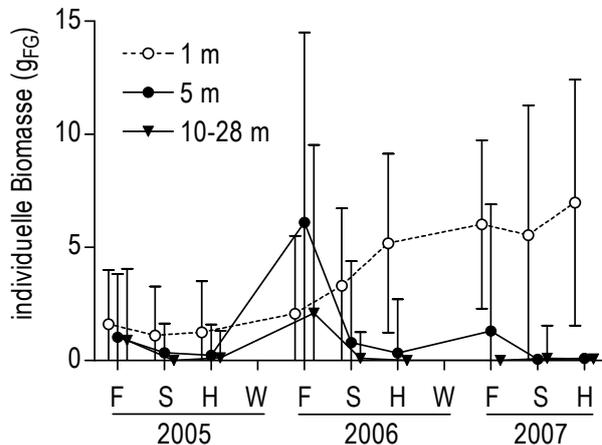


Abb. 2.4.19: Saisonale Entwicklung der individuellen Biomasse (Mittelwert  $\pm$  Stabw.) vom *Mytilus edulis* auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 (F = Frühling; S = Sommer; H = Herbst; W = Winter).

Das Verhältnisse von Feuchtgewicht (FG) bzw. Trockengewicht (TG) zu aschefreiem Trockengewicht (AFTG) von Miesmuschelindividuen von FINO 1 folgt potentiellen Regressionsmodellen (Abb. 2.4.20). Der Anteil der Biomasse (ausgedrückt als AFTG) stieg somit mit zunehmender Größe der Tiere. Das Regressionsmodell erklärte knapp 99 % der Variation des AFTG.

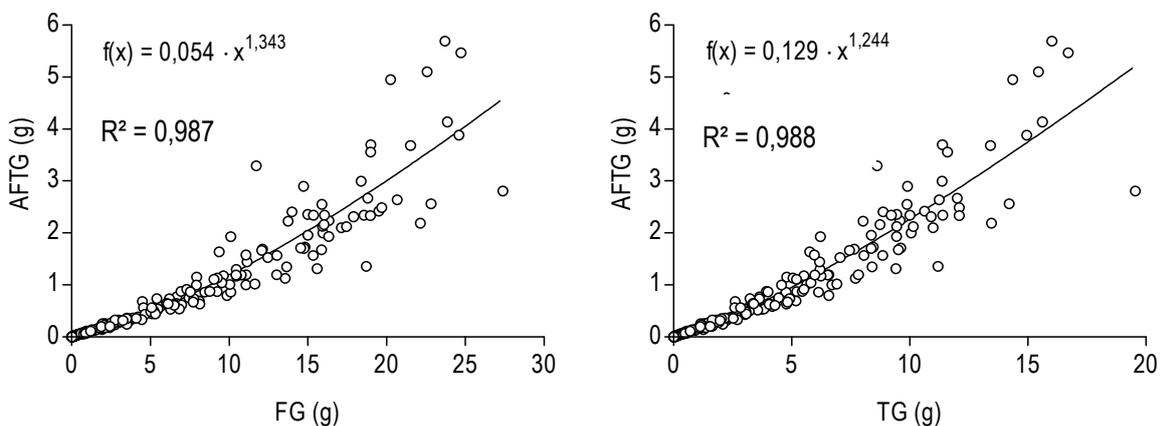


Abb. 2.4.20: Verhältnis von aschefreiem Trockengewicht (AFTG) zu Feuchtgewicht (FG) (links) bzw. Trockengewicht (TG) (rechts) von *Mytilus edulis* von der Unterwasserkonstruktion FINO 1.

### *Asterias rubens*

Die Abundanz von *Asterias rubens* wies eine deutliche Saisonalität mit jährlichen Abundanzmaxima im Frühjahr (2007) bzw. im Sommer (2005 und 2006) auf (Abb. 2.4.21). Die jährlichen Maximalabundanz stiegen über den Untersuchungszeitraum von 2005 bis 2007 an. Die höchsten Abundanz wurden im Frühjahr 2007 in der 10-28 m-Tiefenstufe ermittelt (Abb. 2.4.21 A). Hier wurden Dichten von durchschnittlich rund 2000 Ind. m<sup>-2</sup> erreicht. Am

niedrigsten waren die Abundanz in der 1 m-Tiefenstufe. Zwischen den Abundanzmaxima wurden nur sehr wenige Seesterne auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 beobachtet.

Die durchschnittliche Biomasse von *A. rubens* zeigte einen anderen zeitlichen Verlauf (Abb. 2.4.21 B). Nur in der 5 m-Tiefenstufe waren im Sommer 2005 und 2006 Biomassemaxima von durchschnittlich rund 200 g m<sup>-2</sup> zu verzeichnen. Im Jahr 2007 wurde im Frühjahr kein Biomassemaximum beobachtet. In der 10-28 m-Tiefenstufe war die Seestern-Biomasse über den gesamten Untersuchungszeitraum gering. In der 1m-Tiefenstufe war die Biomasse der Seesterne zu Beginn der Untersuchungen von Frühjahr 2005 (> 500 g m<sup>-2</sup>) bis Frühjahr 2006 (> 300 g m<sup>-2</sup>) sehr hoch. Danach sank die Seestern-Biomasse auch in dieser Tiefenstufe ab. Erst im Sommer 2007 wurde wieder eine erhöhte Biomasse von rund 150 g m<sup>-2</sup> aufgebaut.

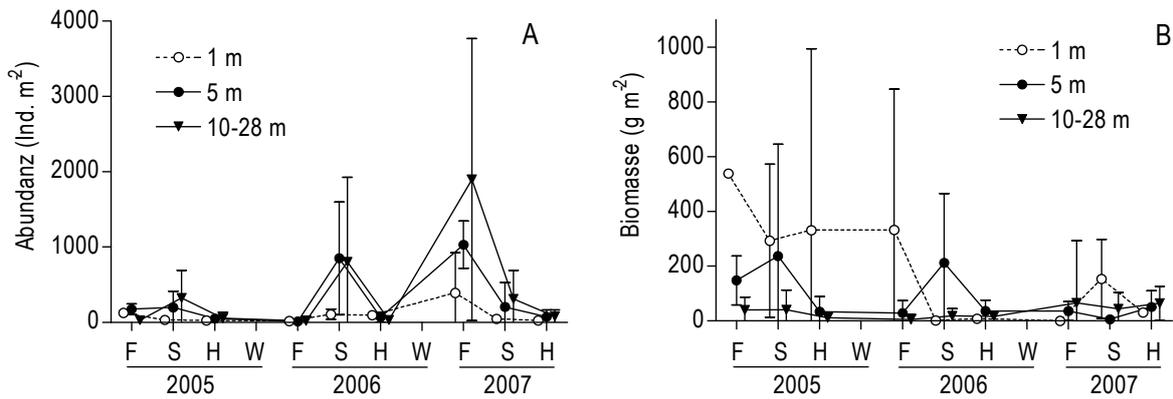


Abb. 2.4.21: Mittlere Abundanz (A) und Biomasse (B) (jeweils Mittelwert ± Stabw.) des Seesterns *Asterias rubens* auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1.

Die Division der durchschnittlichen Biomassewerte durch die durchschnittlichen Abundanzwerte geben eine grobe Abschätzung der individuellen Biomasse der Seesterne (Abb. 2.4.22). Hierbei zeigte sich, dass die individuelle Biomasse von *A. rubens* zu Beginn der Untersuchungen vom Frühjahr 2005 bis Frühjahr 2007 in der 1 m-Tiefenstufe deutlich von rund 5 g auf über 17 g pro Individuum anstieg, bevor sie auf sehr niedrige Werte abfiel. Erst im Sommer 2007 stieg die individuelle Biomasse wieder auf rund 3,5 g pro Individuum an. In den übrigen Wassertiefen war die individuelle Biomasse von *A. rubens* während des gesamten Untersuchungszeitraums niedrig.

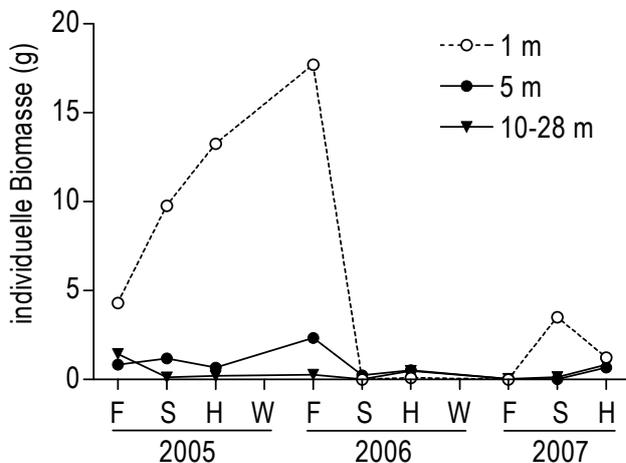


Abb. 2.4.22: Mittlere individuelle Biomasse des Seesterns *Asterias rubens* auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1.

### *Halichondria panicea*

Der Brotkrumenschwamm *Halichondria panicea* trat erst rund drei Jahre nach Errichtung von FINO 1 im Juni 2006 erstmalig auf der Unterwasserkonstruktion in rund 15 m Wassertiefe auf (Abb. 2.4.23). In der Folge war der Schwamm deutlich gewachsen und hatte zum Ende des Untersuchungszeitraumes im Oktober 2007 eine Ausdehnung von über 200 cm<sup>2</sup>. Das Wachstum folgte dabei einer exponentiellen Funktion. *Halichondria panicea* wurde auf dem Unterwasserfoto vom Oktober 2007 nicht in seiner vollständigen lokalen Ausdehnung erfasst (Abb. 2.4.24). Daher ist die berechnete Ausdehnung als konservativ zu betrachten.

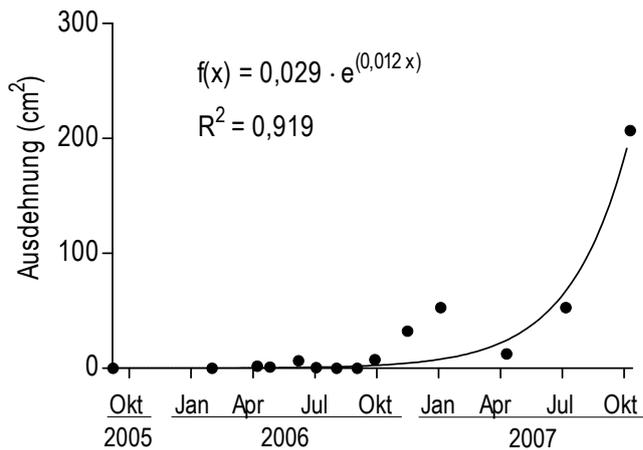


Abb. 2.4.23: Wachstum des Brotkrumenschwamms *Halichondria panicea* in rund 15 m Wassertiefe auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 ermittelt anhand digitaler Unterwasserfotografie.

Im Juni 2006 war *H. panicea* an dieser Stelle nur als kleiner gelber Fleck zu erkennen (Abb. 2.4.24). Er war zu der Zeit von umfangreichen Amphipodenbauten umgeben und räumlich nur wenig strukturiert. Mit dem Wachstum des Schwamms wurden die Amphipodenbauten zunehmend zurückgedrängt. Der Schwamm bildete eine komplexe dreidimensionale Struktur mit deutlichen „Schornstein“-artigen Erhebungen aus. Im Frühjahr 2007 wurden große Flächen des Schwamms von der saisonal auftretenden Hydrozoe *Ectopleura larynx* überwachsen, die den Schwamm jedoch nicht in seiner Ausdehnung einzuschränken schienen. Zum Ende des Untersuchungszeitraumes war die Oberfläche des Schwamms weitgehend frei von Amphipodenbauten. Mit dem Schwamm assoziierte eine typische Begleitfauna mit z. B. dem Schlangensterne *Ophiothrix fragilis*, der an keiner anderen Stelle der Unterwasserkonstruktion dokumentiert wurde.



Abb. 2.4.24: Wachstum und Ausdehnung des Brotkrumenschwamms *Halichondria panicea* auf der Unterwasser-konstruktion von FINO 1 in 15 m Wassertiefe

### Aktinien

In der 5 m- und der 10-28 m-Tiefenstufe wies die Biomasse der Aktinien eine sehr gleichmäßige saisonale Dynamik mit Abundanzmaxima im Sommer/Herbst auf (Abb. 2.4.25). Die maximale jährliche Biomasse betrug in diesen Tiefenstufen rund  $0,5$  bis  $1 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ . Zwischen den Maxima sank die Biomasse der Aktinien um mehr als 50 %. Im Sommer 2005 erreichten die Aktinien auch in der 1m-Tiefenstufe eine beachtliche Biomasse. In den Folgejahren waren die Biomassemaxima in dieser Zone jedoch nicht sehr ausgeprägt.

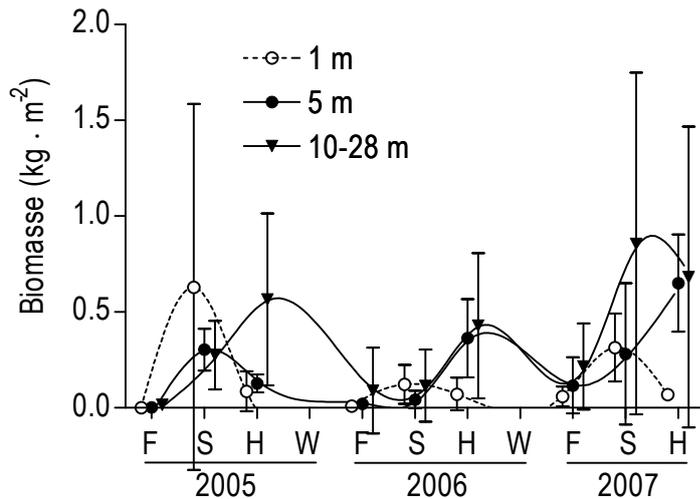


Abb. 2.4.25: Zeitliche Dynamik der Biomasse (Mittelwert  $\pm$  Stabw.) der Aktinien auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 (F = Frühling; S = Sommer; H = Herbst; W = Winter).

Generell verliefen die Biomasse und die Abundanz (Abb. 2.4.26) der Aktinien über den gesamten Untersuchungszeitraum recht synchron. Im Jahre 2006 fielen die Abundanzmaxima in der 1 m- und der 5 m-Tiefenstufe (jeweils  $< 2000$  Ind.  $\cdot$   $\text{m}^{-2}$ ) weniger deutlich aus als im Jahr 2005 ( $> 2000$  Ind.  $\cdot$   $\text{m}^{-2}$ ). Maximale Abundanzen von durchschnittlich über 4000 Ind.  $\cdot$   $\text{m}^{-2}$  wurden in der 10-28 m-Tiefenstufe beobachtet.

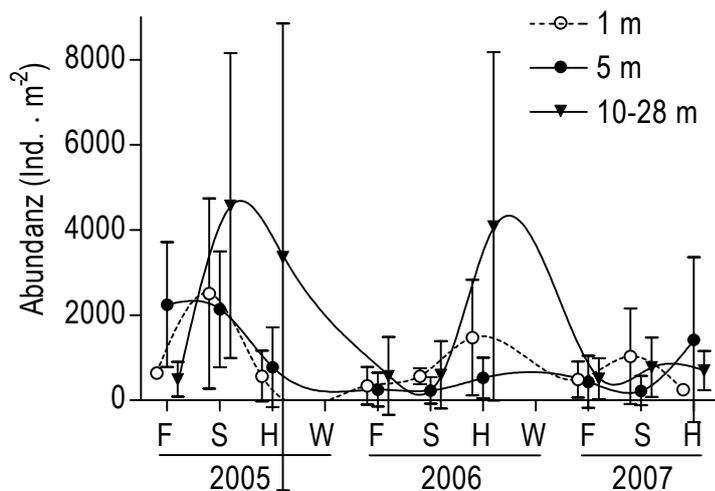


Abb. 2.4.26: Zeitliche Dynamik der Abundanz (Mittelwert  $\pm$  Stabw.) der Aktinien auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 (F = Frühling; S = Sommer; H = Herbst; W = Winter).

Die Unterwasserfotografie erlaubte eine höhere taxonomische Auflösung bei der Beschreibung der Populationsdynamiken der Aktinien. Der Anhand der Kratzproben beschriebene zeitliche Verlauf der Abundanzen mit saisonalen Maxima im Herbst wurde für jedes einzelne Aktinien-Taxon bestätigt. Somit weisen alle Aktinien-Taxa die gleiche saisonale Dynamik auf (Abb. 2.4.27 bis Abb. 2.4.29).

Die Seenelke *Metridium senile* erreichte ihre Maximalabundanz von rund 700 Ind.  $\cdot$   $\text{m}^{-2}$  im Winter 2007 in den 10 m- und 15 m-Tiefenstufen (Abb. 2.4.27). Im Herbst 2005 war diese Art auch in größeren Tiefen ab 20 m Wassertiefe relativ häufig. Außerhalb der Zeiten der Abundanzmaxima lagen die Dichten in allen Wassertiefen unterhalb von 200 Ind.  $\cdot$   $\text{m}^{-2}$ .

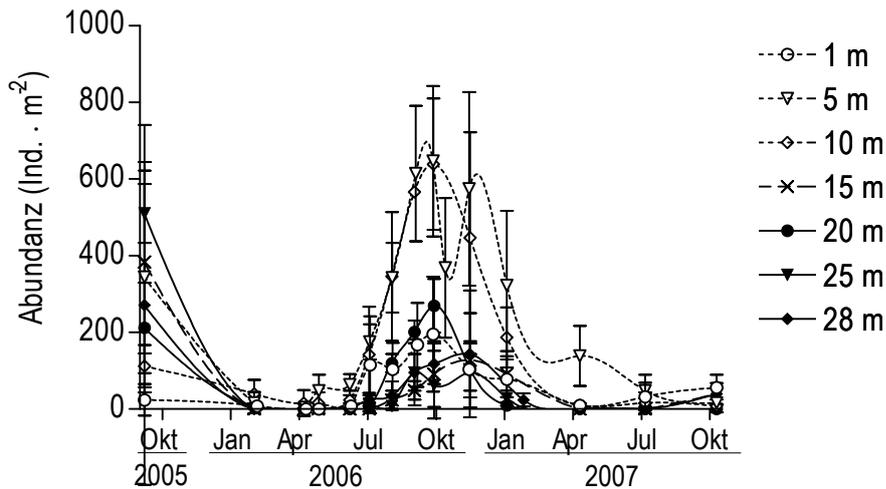


Abb. 2.4.27: Tiefenspezifische Populationsdynamik von *Metridium senile* auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 ermittelt anhand digitaler Unterwasserfotografie.

Die Abundanzen von *Sagartiogeton undatus* waren im Herbst 2005 noch relativ gering (Abb. 2.4.28). Im Herbst 2006 wurden hingegen Dichten von über 2.000 Ind. m<sup>-2</sup> erreicht. Diese hohen Abundanzen wurden vor allem in größeren Wassertiefen ab 15 m erreicht.

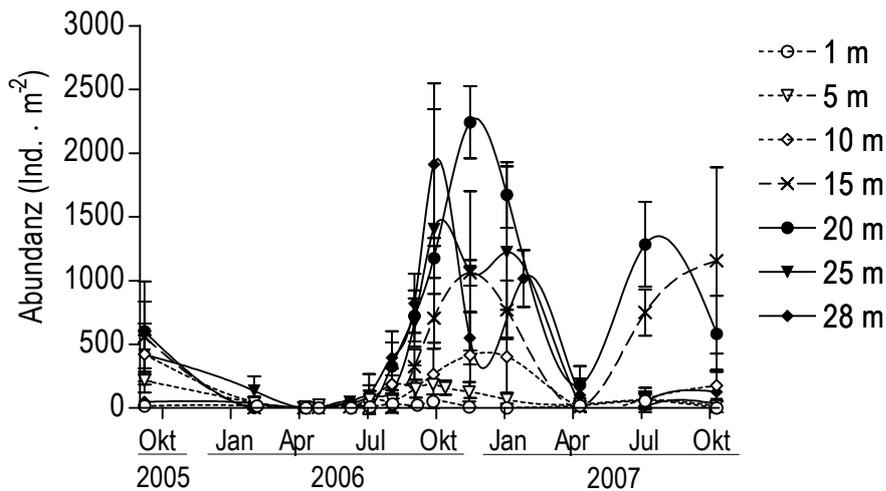


Abb. 2.4.28: Tiefenspezifische Populationsdynamik von *Sagartiogeton undatus* auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 ermittelt anhand digitaler Unterwasserfotografie.

Die Gruppe der unidentifizierten Aktinien (*Actinaria indet.*) besiedelte die Unterwasserkonstruktion von FINO 1 vergleichsweise spät (Abb. 2.4.29). Im Herbst 2005 wurden zwar Dichten von über 500 Ind. m<sup>-2</sup> erreicht. Diese Abundanzen waren jedoch gering, verglichen mit den in der Folge beobachteten Dichten dieses Taxons. Im Herbst 2006 stiegen die Dichten bereits auf über 1.500 Ind. m<sup>-2</sup> an. Im Herbst 2007 wurden schließlich Maximalabundanzen von rund 4.000 Ind. m<sup>-2</sup> erreicht. Wie *S. undatus* hat dieses Taxon seinen Verbreitungsschwerpunkt auf der Unterwasserkonstruktion in Tiefen von 20 - 28 m.

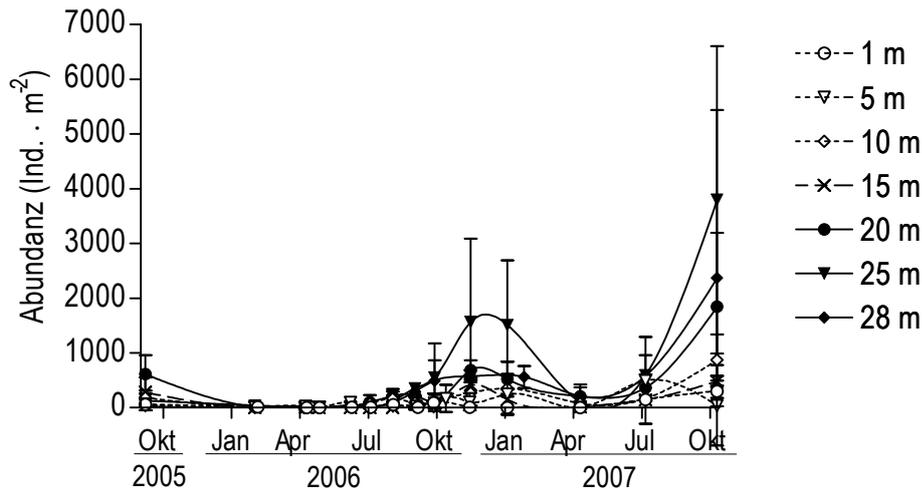


Abb. 2.4.29: Tiefenspezifische Populationsdynamiken der Actinaria indet. auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 ermittelt anhand digitaler Unterwasserfotografie.

Abb. 2.4.30 zeigt die Dynamik der Gesamtabundanz aller Aktinien auf der Plattformkonstruktion sowie das zeitliche Auftreten unidentifizierter Aktinien in den Weichbodenproben in bis zu 5 m Entfernung von der Plattform. Das Auftreten der Aktinien im Sediment stand in enger zeitlicher Verbindung zu den Abundanzmaxima der Aktinien der Hartsubstratepifauna. Im Herbst 2005 nahm die Abundanz der Aktinien auf der Plattform ab, als die Abundanz im umgebenden Sediment deutlich zunahm. In den Folgejahren waren die zeitlichen Dynamiken der Aktinien auf der Plattform und im umgebenden Sediment nahezu synchron.

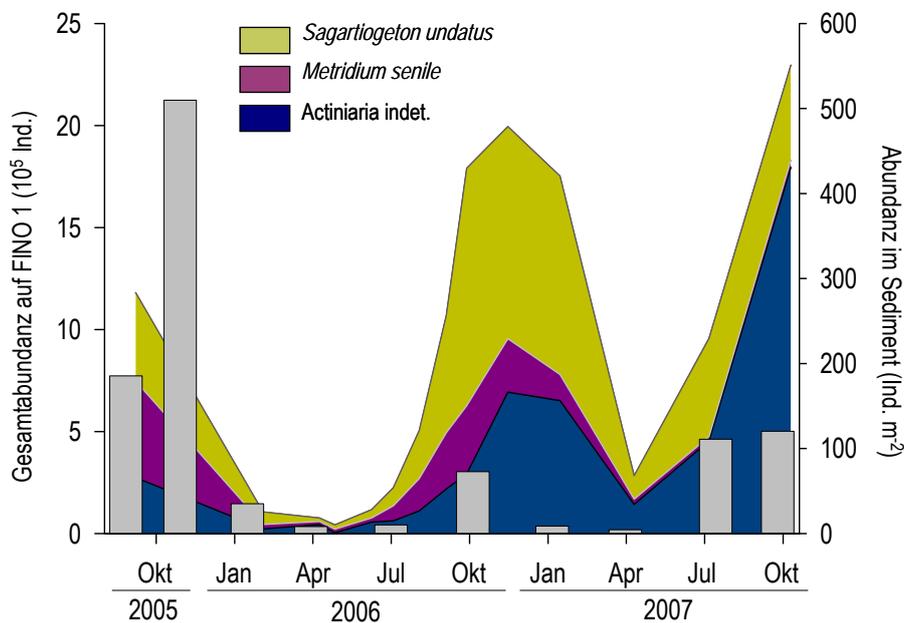


Abb. 2.4.30: Zeitlicher Verlauf der kumulativen Gesamtabundanz (linke Ordinate) aller Aktinien auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 ermittelt anhand digitaler Unterwasserfotografie. Die Balken (rechte Ordinate) geben die Abundanz (flächengewichteter Mittelwert  $\pm$  Stabw.) der Aktinien in den Weichbodenproben bis in eine Entfernung von 5 m um die Plattform wider.

### Unbesiedelte Flächen

Zur besseren Einschätzung der Gesamtsituation der unbesiedelten Flächen und zur Vereinfachung der Interpretation der Dynamik werden in Abb. 2.4.31 zunächst die unbesiedelten Flächen der Unterwasserkonstruktion aus den beiden aufeinander folgenden Projekten BeoFINO (Untersuchungszeitraum: August 2003 bis Dezember 2004) und BeoFINO II (Untersuchungszeitraum: September 2005 bis Oktober 2007) gegenübergestellt. Zu Beginn der Untersuchungen des Projektes BeoFINO waren noch rund 50 % der Oberfläche von FINO 1 unbesiedelt. Mit zunehmender Besiedlung durch Organismen wurde die freie Fläche jedoch im Laufe des Projektes deutlich reduziert. Im Dezember 2004 war die Plattform in 1 - 3 m Wassertiefe nahezu vollständig bewachsen. In größeren Tiefen waren aber auch zu diesem Zeitpunkt noch rund 30 % der Plattformoberfläche unbesiedelt.

Im Verlaufe der Untersuchung des Projektes BeoFINO II war die Variabilität der unbesiedelten Fläche vergleichsweise gering. In allen Wassertiefen betrug die unbesiedelte Fläche über den gesamten Untersuchungszeitraum weniger als durchschnittlich 10 % der gesamten Fläche der jeweiligen Tiefenstufe.

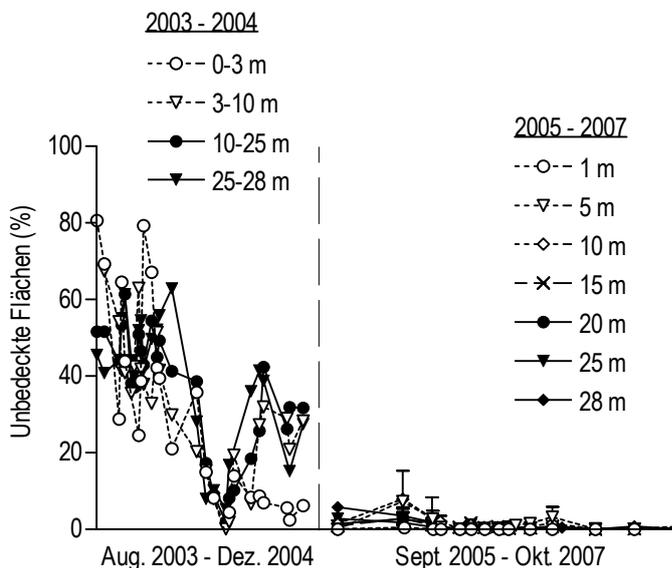


Abb. 2.4.31: Tiefenspezifische Dynamik unbesiedelter Flächen der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 im Verlaufe der aufeinander folgenden Projekte BeoFINO (Untersuchungszeitraum: August 2003 bis Dezember 2004) und BeoFINO II (Untersuchungszeitraum: September 2005 bis Oktober 2007) ermittelt anhand digitaler Unterwasserfotografie.

Die detaillierte Darstellung der Dynamik der unbesiedelten Flächen im Zeitraum vom Herbst 2005 bis Herbst 2007 (Projekt BeoFINO II) zeigt, dass die 1 m-Tiefenstufe über die gesamte Dauer der Untersuchungen nahezu vollständig bedeckt war (Abb. 2.4.32). Die zeitliche Variabilität war in der 5 m-Tiefenstufe am größten. In dieser Zone zeigten sich freie Flächen vor allem in den Wintermonaten. Im Winter 2006 waren in dieser Stufe über 10 m<sup>2</sup> unbesiedelt. Im Winter 2007 betrug die unbesiedelte Fläche nur noch rund 5 m<sup>2</sup>. Grundsätzlich scheinen die unbesiedelten Flächen in allen Tiefenstufen über die Dauer der Untersuchung kleiner zu werden.

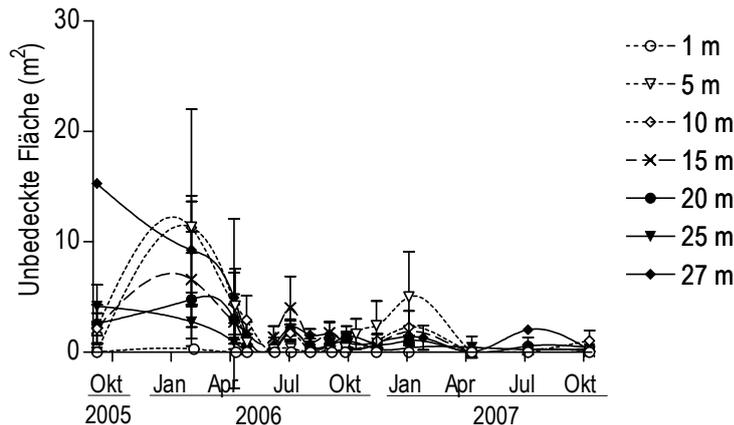


Abb. 2.4.32: Tiefenspezifische Dynamik der unbesiedelten Flächen der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 von Herbst 2005 bis Herbst 2007. [Mittelwert  $\pm$  Stabw.; N = 3-6 außer 27 m-Tiefenstufe im September 2005 (N = 1) und Februar 2006 (N = 2)] ermittelt anhand digitaler Unterwasserfotografie.

### *Jassa* spp.

Die Biomasse der *Jassa* spp.-Bauten schwankte deutlich zwischen den Jahren des Untersuchungszeitraumes (Abb. 2.4.33). In allen Tiefenstufen war die Biomasse der Bauten im Jahr 2006 deutlich niedriger als in den Jahren 2005 und 2007. Maximalwerte der Biomasse traten in den Jahren des Untersuchungszeitraumes zu unterschiedlichen Jahreszeiten auf. Auch variierte das zeitliche Auftreten der Biomassemaxima zwischen den Tiefenstufen. Dabei war kein konsistentes zeitliches und räumliches Muster erkennbar.

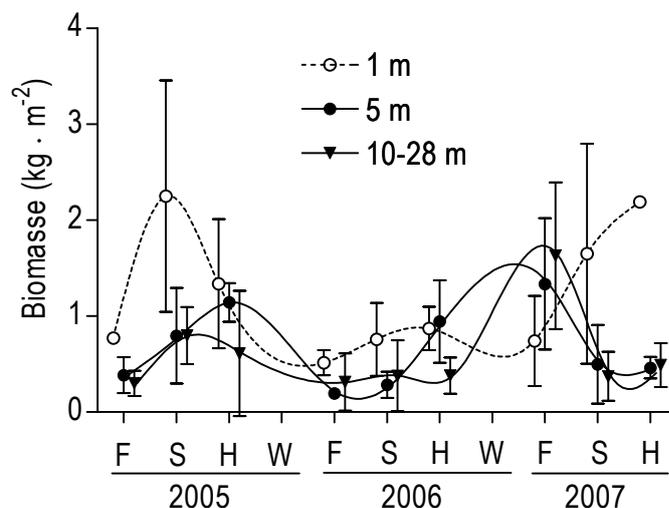


Abb. 2.4.33: Zeitliche Dynamik der Biomasse (Mittelwert  $\pm$  Stabw.) der *Jassa*-Bauten auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 (F = Frühling; S = Sommer; H = Herbst; W = Winter).

*Jassa* spp. trat auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 in sehr hohen Dichten auf. Über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelt erreichten Individuen mit einer Körperlänge von bis zu ca. 1 cm in der 1 m-Tiefenstufe Abundanzen von  $866.939 \pm 689.351$  Ind.  $m^{-2}$ . In der 5 m-Tiefenstufe lagen die Abundanzen bei  $388.557 \pm 439.158$  Ind.  $m^{-2}$ . In der 10-28 m-Tiefenstufen betragen die Abundanzen  $194.985 \pm 254.319$  Ind.  $m^{-2}$ .

Die *Jassa*-Gemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 setzte sich aus mindestens zwei Arten zusammen. Die häufigste Art war *Jassa herdmani*. Außerdem wurde noch *Jassa marmorata* beobachtet. Der Anteil der Art *J. herdmani* variierte mit der Wassertiefe (Abb. 2.4.34). Unterhalb von 10 m Wassertiefe war die Unterwasserstruktur nahezu ausschließlich von *J. herdmani* besiedelt. Auch die 5 m-Tiefenstufe wurde fast

ausschließlich von *J. herdmani* besiedelt. Im Juli 2005 sank der Anteil von dieser Art an der gesamten *Jassa* spp.-Gemeinschaft kurzzeitig auf rund 20 % bevor *J. marmorata* wieder vollständig aus dieser Tiefenstufe verschwand. In der 1 m-Tiefenstufe lag der Anteil von *J. herdmani* fast über den gesamten Untersuchungszeitraum zwischen 50 und 80 %.

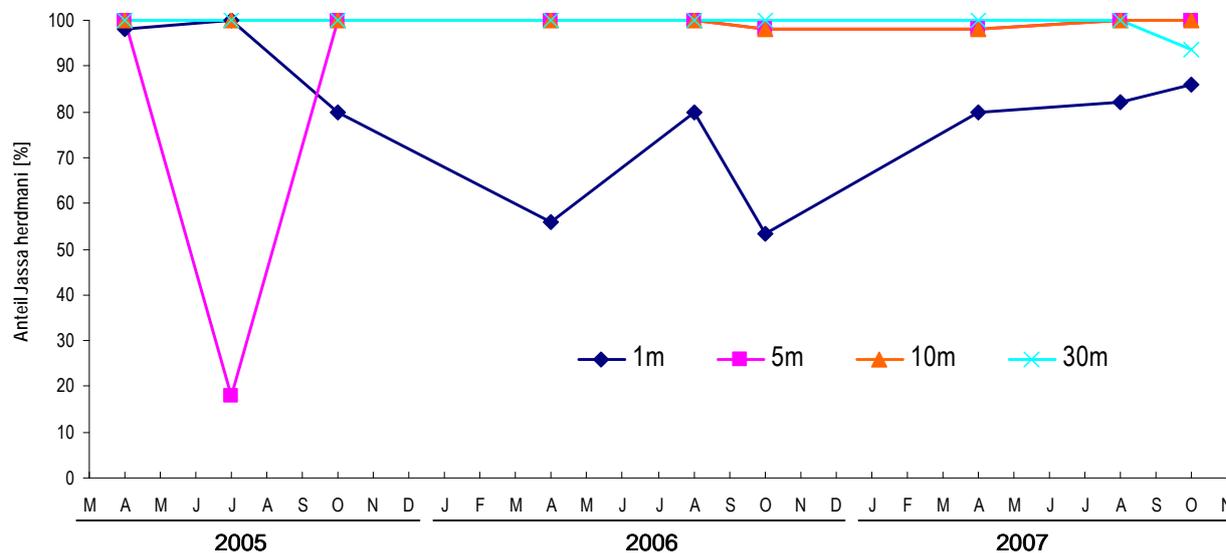


Abb. 2.4.34: Zeitlicher Verlauf des prozentualen Abundanzanteils der Art *Jassa herdmani* an der gesamten *Jassa* spp.-Population in unterschiedlichen Tiefenstufen der Unterwasserkonstruktion von FINO 1.

## 2.5 Zeitliche und räumliche Dynamik pelagischer Fische im Umfeld von FINO 1

### 2.5.1 Zeitliche Entwicklung der Abundanzen

#### Stationäres Horizontal-Echolot

Werden die Abundanzen der S- und M-Gruppe pro Probenahmezeitpunkt über alle ausgewerteten Entfernungen zur Plattform gemittelt, so zeigt sich, dass die Gesamtabundanz beider Gruppen zeitlich stark variierte (Abb. 2.5.1). Die höchste Abundanz der S-Gruppe war im Sommer zu verzeichnen, wobei der maximale Wert mit 0,66 Ind. 1000 m<sup>-3</sup> am 21. Juli 2007 dokumentiert wurde.

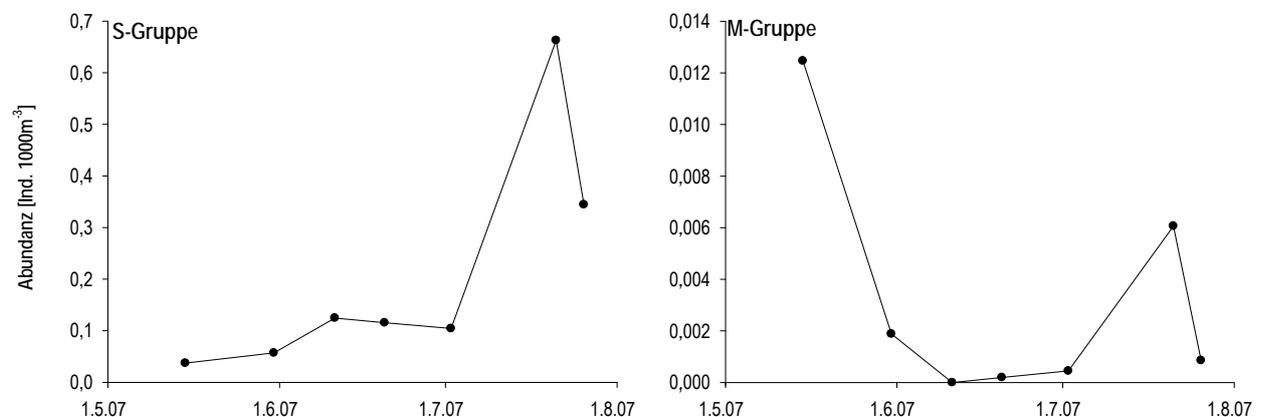


Abb. 2.5.1: Zeitliche Entwicklung der Abundanzen [Ind. 1000m<sup>-3</sup>] der S- und M-Gruppe. Daten wurden pro Probenahmezeitpunkt über alle Entfernungen gemittelt.

Die mittlere Abundanz der M-Gruppe war mit 0,013 Ind. m<sup>-3</sup> zu Beginn der Untersuchung Mitte Mai am höchsten. Ein weiteres Abundanzmaximum wurde am 21. Juli mit 0,006 Ind. m<sup>-3</sup> registriert.

### 2.5.2 Räumliche Verteilung der Abundanzen

Die räumliche Verteilung der Fische der S- und M-Gruppe zu den unterschiedlichen Probenahmezeitpunkten wird in Abb. 2.5.2 veranschaulicht. Die S-Gruppe erreichte ihre höchsten Abundanzen in einer Entfernung von 0-50 m von FINO 1 (0-50 m). Meist nahmen die Abundanzen mit der Entfernung zur Plattform ab. Aufgrund der hohen Abundanzen war diese räumliche Verteilung der Fische der S-Gruppe bei den letzten beiden Probenahmen im Juli am deutlichsten. Hier lagen die Abundanzmaxima (1,38 bzw. 0,78 Ind. 1000m<sup>-3</sup>) in einer Entfernung von 25-50 m von der Plattform, während in 50-75 m Entfernung zur Plattform bereits nur noch rund 0,4 Ind. 1000m<sup>-3</sup> ermittelt wurden.

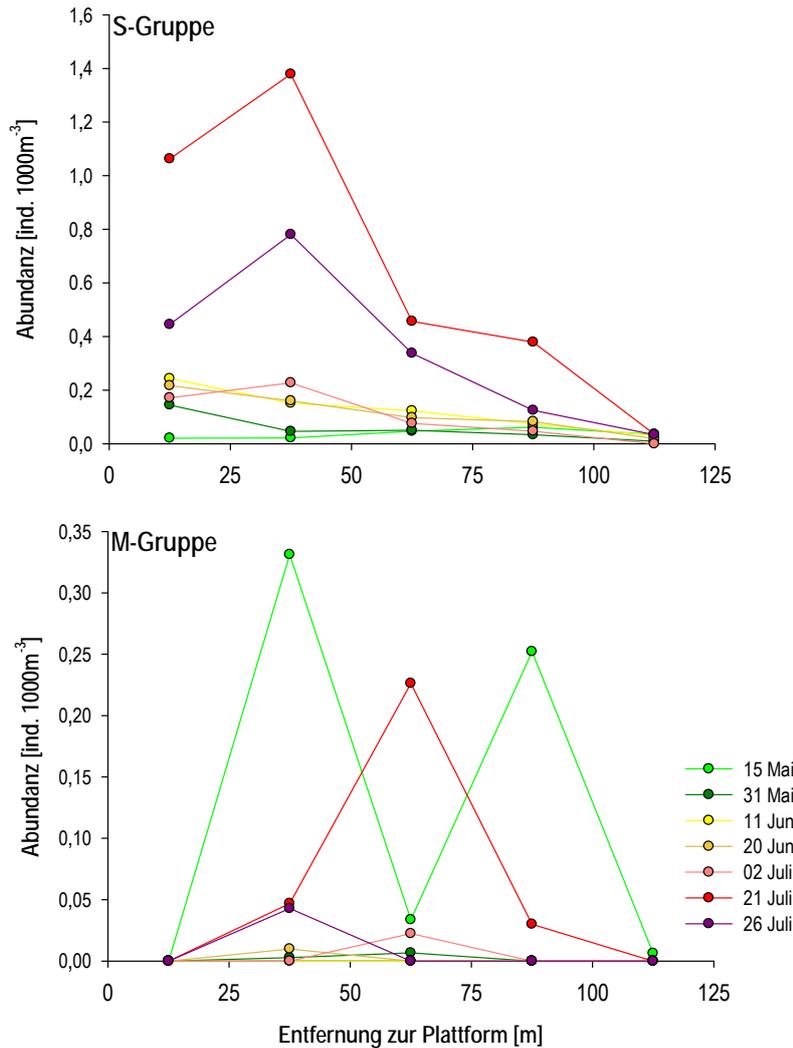


Abb. 2.5.2: Abundanz [Ind. 1000m<sup>-3</sup>] der S- und M-Gruppe von Mai bis Juli 2007 in Abhängigkeit von der Entfernung zur Plattform.

Die Individuendichten der M-Gruppe waren deutlich geringer als die der S-Gruppe. Bei der fleckenhaften räumlichen Verteilung der Individuen der M-Gruppe war während der gesamten Untersuchungszeit kein deutlicher Einfluss der Plattform zu erkennen (Abb. 2.5.2). Die Abundanz der M-Gruppe waren Anfang Mai in einer Entfernung von 25-50 m (0,033 Ind. 1000m<sup>-3</sup>) und 75-100 m (0,025 Ind. 1000m<sup>-3</sup>) von der Plattform am höchsten. Mitte Juli befand sich das Abundanzmaximum der M-Gruppe mit 0,023 Ind. 1000m<sup>-3</sup> in einer Entfernung von 50-75 m zur Plattform.

### 2.5.2.1 Häufigkeitsverteilung der Signalstärken

Die Abundanz der S-Gruppe zeigen einen deutlichen Bezug zu FINO 1. Abb. 2.5.3 zeigt die Häufigkeitsverteilung der Signalstärken an zwei Probenahmeterminen (21. und 26. Juli), an denen die Abundanz der S-Gruppe am höchsten war. Zur Veranschaulichung der Häufigkeitsverteilungen wurden die Ergebnisse der Regressionsanalysen basierend auf einer Normalverteilungsfunktion mit dargestellt. Detaillierte Ergebnisse des Regressionsmodells werden nicht gezeigt, da die Kurven ausschließlich der Veranschaulichung dienen. Die im Folgenden angebenen Mittelwerte entsprechen nicht zwangsläufig den Scheitelpunkten der Regressionskurven.

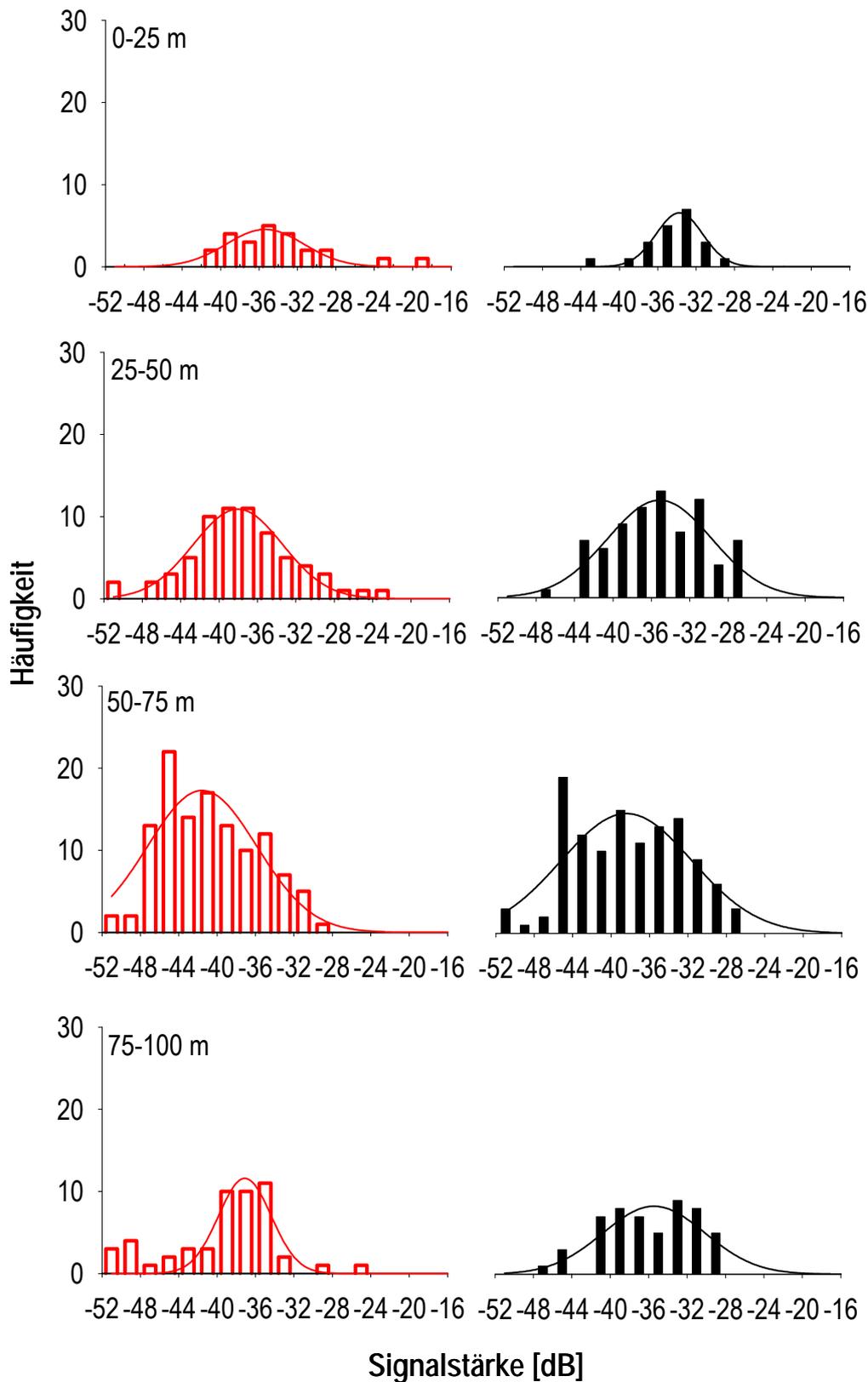


Abb. 2.5.3: Häufigkeitsverteilung der Signalstärken [dB] der S-Gruppe am 21. Juli (rot) und am 26. Juli (schwarz) 2007 in Abhängigkeit von der Entfernung zur Plattform.

An beiden Probenahmeterminen war im Bereich von 0-75 m eine leichte Abnahme der Signalstärke mit zunehmender Entfernung von der Plattform erkennbar (Abb. 2.5.3). Am 21. Juli betrug die mittlere Signalstärke in

0-25 m Entfernung von der Plattform  $-34 \pm 5$  dB. In 25 bis 50 m Entfernung lag die mittlere Signalstärke bei  $-38 \pm 6$  dB und bei 50-75 m Entfernung bei  $-41 \pm 6$  dB. Über diese Entfernung hinaus stieg die Signalstärke wieder leicht an und betrug bei 75-100 m durchschnittlich  $-40 \pm 6$  dB.

Ein ähnliches räumliches Verteilungsmuster der Signalstärken wurde am 26. Juli beobachtet. Die mittlere Signalstärke nahm von der direkten Umgebung von FINO 1 (0-25 m) von durchschnittlich  $-34 \pm 3$  dB auf  $-39 \pm 6$  dB in 50-75 m Entfernung ab. Auch an diesem Tag nahm die mittlere Signalstärke in größerer Entfernung (75-100 m) wieder auf  $-37 \pm 7$  dB zu.

### 2.5.3 Einfluss der Tageszeit auf die räumliche Dynamik pelagischer Fische

#### *Mobiles Horizontal-Echolot*

##### 2.5.3.1 Differenz der Signalstärken

Um den Einfluss der Tageszeit auf die Zusammensetzung der Fischfauna im Untersuchungsgebiet zu ermitteln, sind in Abb. 2.5.4 die bei Tag am 2.8.2007 (10.00 Uhr) und die am Abend am 1.8.2007 (20.00 Uhr) ermittelten Häufigkeiten der positiven und negativen Differenz der Signalstärken ( $\Delta$ dB) gegenübergestellt. Dabei bedeuten negative  $\Delta$ dB-Werte eine höhere Intensität der Echos bei 120 kHz als bei 38 kHz. Dies wiederum kann auf eine Dominanz z. B. von Fischen ohne Schwimmblase hindeuten. Gegenteilig zeigen positive  $\Delta$ dB-Werte eine stärkere Echointensität des 38 kHz-Schwingers auf und lassen damit eine Dominanz z. B. von Fischen mit Schwimmblase vermuten.

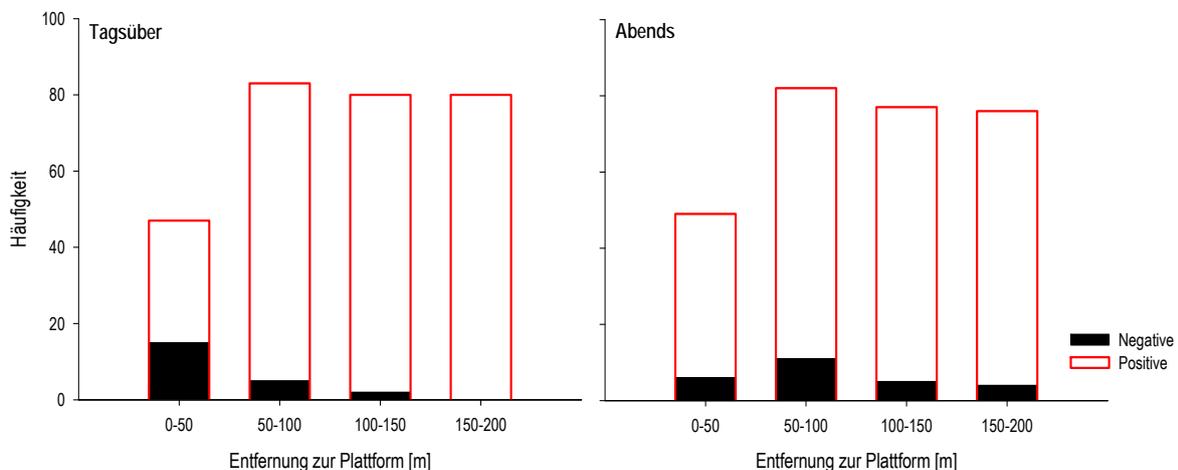


Abb. 2.5.4: Häufigkeit der positiven und negativen Differenz der Signalstärken am Tag (oben) und am Abend (unten) in Abhängigkeit von der Entfernung zur Plattform.

Sowohl bei Tag als auch am Abend überwogen die positiven  $\Delta$ dB-Werte deutlich. Bei Tag sank die Häufigkeit der negativen Werte mit steigender Entfernung zur Plattform. Diese Tendenz war am Abend nicht zu beobachten.

##### 2.5.3.2 Abundanz

Die räumliche Verteilung und die Abundanz der Fische der S- und M-Gruppe variierten mit der Tageszeit (Abb. 2.5.5). Die Abundanzen der S-Gruppe sind in jeder Entfernung zu FINO 1 am Abend höher als am Tag. Am Tag war die Abundanz der S-Gruppe in 0-50 m (0,05 Ind. 1000m<sup>-3</sup>) und am Abend in 50-100 m (0,12 Ind. 1000m<sup>-3</sup>) Entfernung zur Plattform am höchsten.

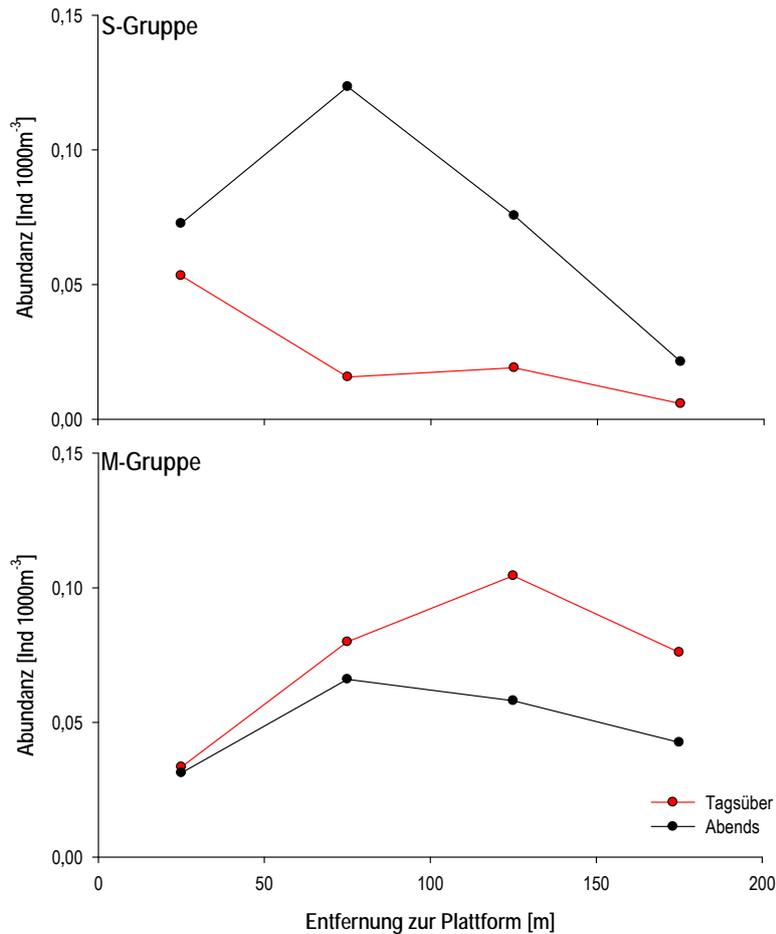


Abb. 2.5.5: Abundanz [Ind. 1000m<sup>-3</sup>] der S- und M-Gruppe am Tag (rot) und am Abend (schwarz) in Abhängigkeit von der Entfernung zur Plattform.

Die Abundanz der M-Gruppe war, anders als bei der S-Gruppe, tagsüber stets höher als am Abend. Nur in einer Entfernung von 0-50 m von der Plattform waren die Abundanzen der M-Gruppe tags und abends etwa gleich. In dieser Entfernung waren die Abundanzen der M-Gruppe am geringsten. In 50-100 m Entfernung zu FINO 1 wurden am Abend mit 0,07 Ind. 1000m<sup>-3</sup> und in 100-150 m mit 0,10 Ind. 1000m<sup>-3</sup> am Tag die höchsten Abundanzen der M-Gruppe registriert.

### 2.5.3.3 Häufigkeitsverteilung der Signalstärken

Die Tageszeit hatte keinen deutlichen Einfluss auf die räumliche Verteilung der Signalstärken der S-Gruppe (Abb. 2.5.6). Während des Tages war die Häufigkeit stärkerer Signale lediglich in unmittelbarer Nähe zur Plattform (0-50 m Entfernung) höher als in den anderen Entfernungen. In größerem Abstand zur Plattform wurden nur einzelne Signale dokumentiert. Hierbei war kein deutliches Häufigkeitsmaximum zu erkennen. Am Abend war die mittlere Signalstärke in unmittelbarer Nähe zur Plattform (0-50 m) niedriger als bei Tag. Die mittlere Signalstärke war am Abend in allen Entfernungen zur Plattform ähnlich.

Da die Abundanz der M-Gruppe keinen Einfluss der Plattform erkennen lässt, wird die räumliche Verteilung der Signalstärken dieser Gruppe nicht dargestellt.

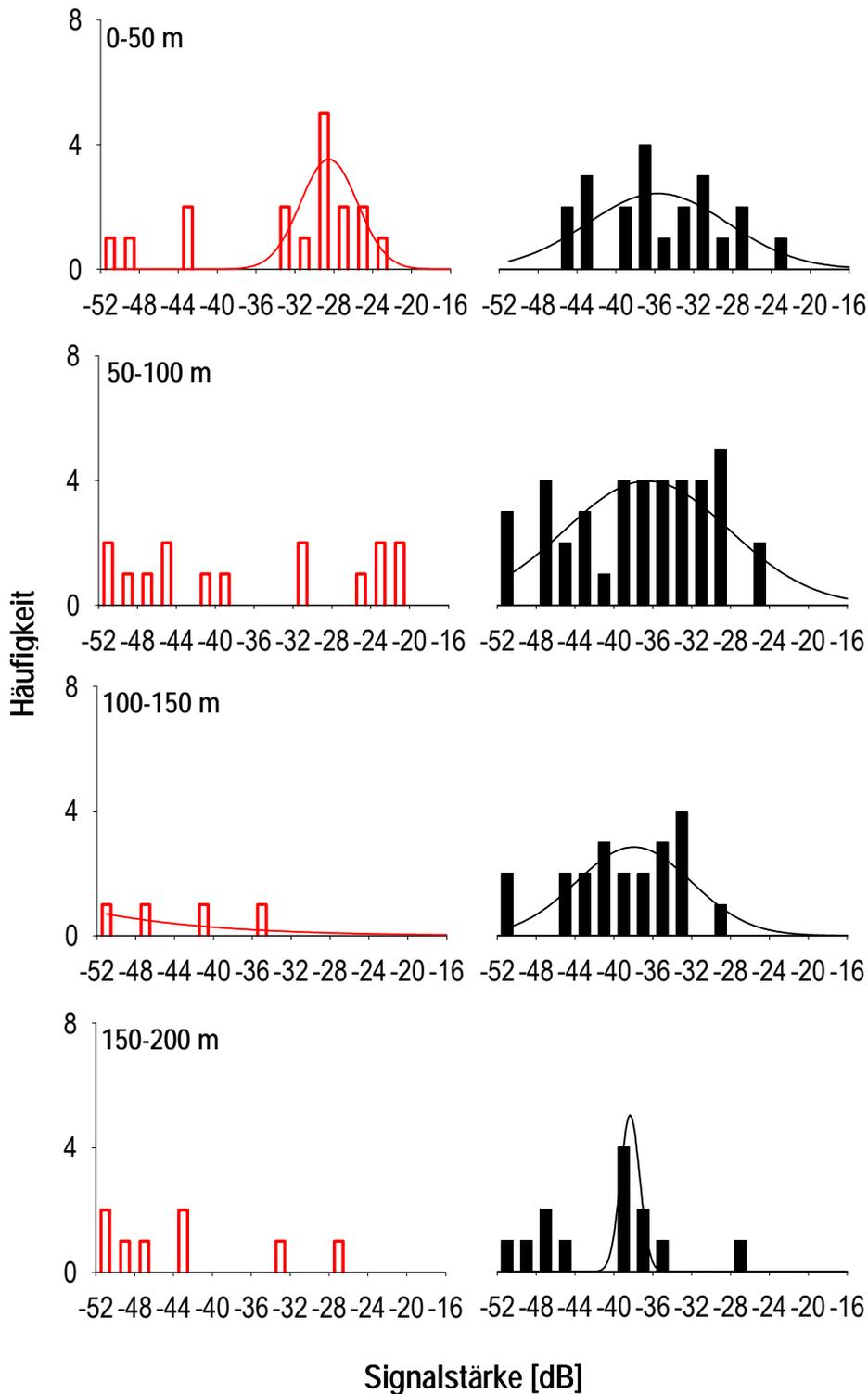


Abb. 2.5.6: Häufigkeitsverteilung der Signalstärken [dB] der S-Gruppe im August 2007 am Tag (rot) und am Abend (schwarz) in Abhängigkeit von der Entfernung zur Plattform.

#### 2.5.4 Räumliche Dynamik pelagischer Fische bis in 1000 m Entfernung von FINO 1

Die Abundanz der Fische der S-Gruppe nahm im August mit zunehmender Entfernung zur Plattform deutlich ab (Abb. 2.5.7). Die Abundanzen waren mit 0,18 Ind. 1000m<sup>-3</sup> (0-50 m) und 0,07 Ind. 1000m<sup>-3</sup> (50-100 m) am höchsten. In größerer Entfernung war die Abundanz konstant niedrig bis zu einer Entfernung von 950 – 1000 m, wo abermals Dichten von 0,11 Ind. 1000m<sup>-3</sup> verzeichnet wurden. Im Herbst war keine deutliche Zunahme der

Abundanz in der Nähe der Plattform zu erkennen. Das Maximum lag mit 0,10 Ind. 1000m<sup>-3</sup> bei einer Entfernung von 150-200 m zur Plattform.

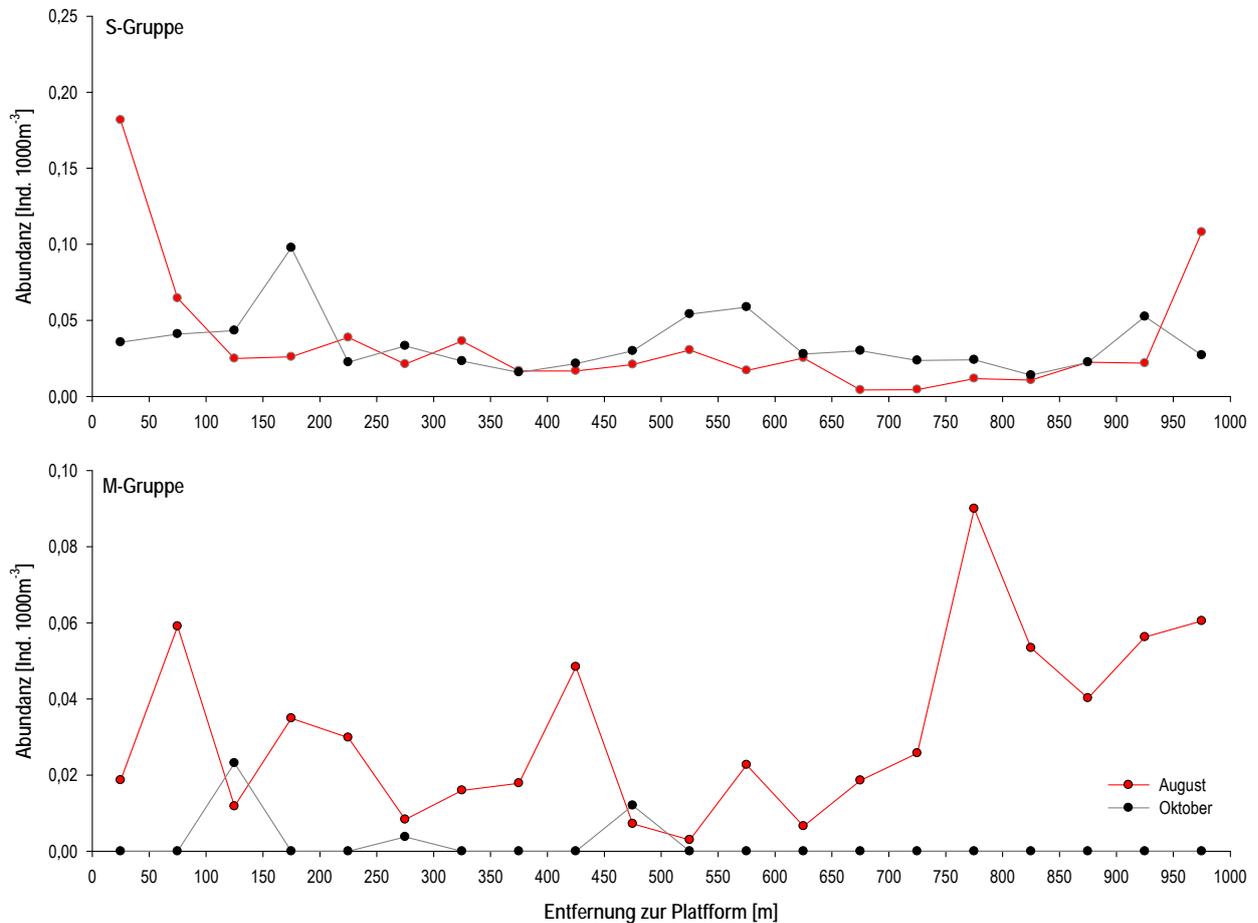


Abb. 2.5.7: Abundanzen [Ind. 1000m<sup>-3</sup>] der S- und M-Gruppe im August und Oktober 2007 in Abhängigkeit von der Entfernung zur Plattform.

Die räumliche Verteilung der Fische der M-Gruppe zeigte keinen Gradienten bezogen auf die Entfernung zur Plattform. Auffällig war die starke Fluktuation der Abundanz im Sommer. Die Abundanzmaxima lagen im Sommer bei 50-100 m (0,06 Ind. 1000 m<sup>-3</sup>), 400-450 m (0,05 Ind. 1000 m<sup>-3</sup>) und 750-800 m (0,09 Ind. 1000 m<sup>-3</sup>) Entfernung von FINO 1. Im Herbst waren nur geringe Abundanzen von maximal 0,02 Ind. 1000 m<sup>-3</sup> in unregelmäßigen Abständen zur Plattform zu verzeichnen.

## 2.6 Modellierung des Partikel- und Biomasseexports

### 2.6.1 Räumliche Verteilung von Standardpartikeln nach Freisetzung an FINO 1

In Abb. 2.6.1 ist die räumliche Verteilung hypothetischer Standardpartikel nach ihrer Freisetzung an FINO 1 im August 2004 dargestellt. Die Hauptausbreitungsrichtung entspricht den vorherrschenden Tidenströmungen. Das Verteilungsmuster basiert einzig auf Annahmen hinsichtlich der Sinkgeschwindigkeit sowie der räumlichen und zeitlichen Variabilität der Strömung. Diese Simulation erlaubt zunächst noch keine Quantifizierung des Eintrages organischen Materials in das umliegende Sediment. Für die dargestellten Verteilungsmuster wurde die Freisetzung von jeweils 1000 Partikel h<sup>-1</sup> in der 0-5 m-Tiefenstufe angenommen. Die Drift dieser Partikel wurde

bis zum ersten Bodenkontakt verfolgt. Dabei wurden Partikelsinkgeschwindigkeiten von  $0,005 \text{ m s}^{-1}$  zugrunde gelegt.

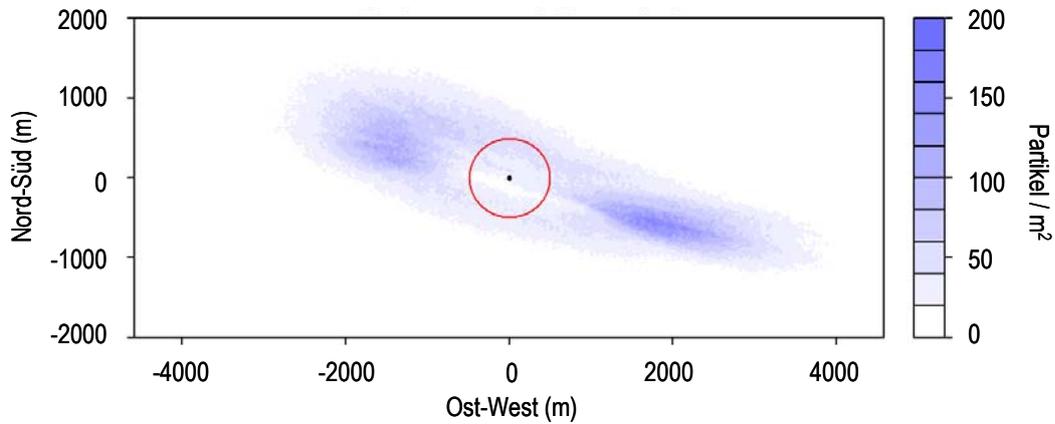


Abb. 2.6.1: Verteilung hypothetischer Standardpartikel ( $V_S = 0,005 \text{ m s}^{-1}$ ;  $K_h = 0,01 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ ;  $K_v = 0,01 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ ) nach Freisetzung an der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 im August 2004. Es wurde jeweils die Freisetzung von 1000 Partikel  $\text{h}^{-1}$  in der 0-5 m-Tiefenstufe angenommen. Die Farbskala entspricht der Anzahl der Partikel pro  $25 \times 25 \text{ m}$ -Zelle am Meeresboden. Der rote Kreis markiert den 500 m-Bereich um die Quelle der Partikel (hier: FINO 1).

Aus wiederholten Modellläufen lassen sich die Driftdistanzen von Partikelklassen unterschiedlicher Sinkgeschwindigkeiten berechnen. Hierzu wird festgestellt, wie viele Partikel eine bestimmte Strecke von der Quelle (FINO 1) zurückgelegt haben. Wie aus den Abb. 2.6.2 und Abb. 2.6.3 hervorgeht, sedimentieren extrem schnell sinkende Partikel ( $V_S = 0,21 \text{ m s}^{-1}$ ) erwartungsgemäß im Nahbereich der Plattform. Mehr als 90% dieser Partikel aus der 5-30 m-Tiefenstufe sedimentieren in einem Abstand von weniger als 50 m von der Plattform (Abb. 2.6.2). Nur sehr wenige Partikel (<1%) erreichen Entfernungen von mehr als 100 m. Die Verteilungskurve der extrem schnell sinkenden Partikel aus der 0-5 m-Tiefenstufe ist etwas flacher, aber auch hier landet der Großteil aller Partikel im unmittelbaren Nahbereich der Plattform. Einzelne Partikel (<1%) können aber bis 150 m weit verdriftet werden.

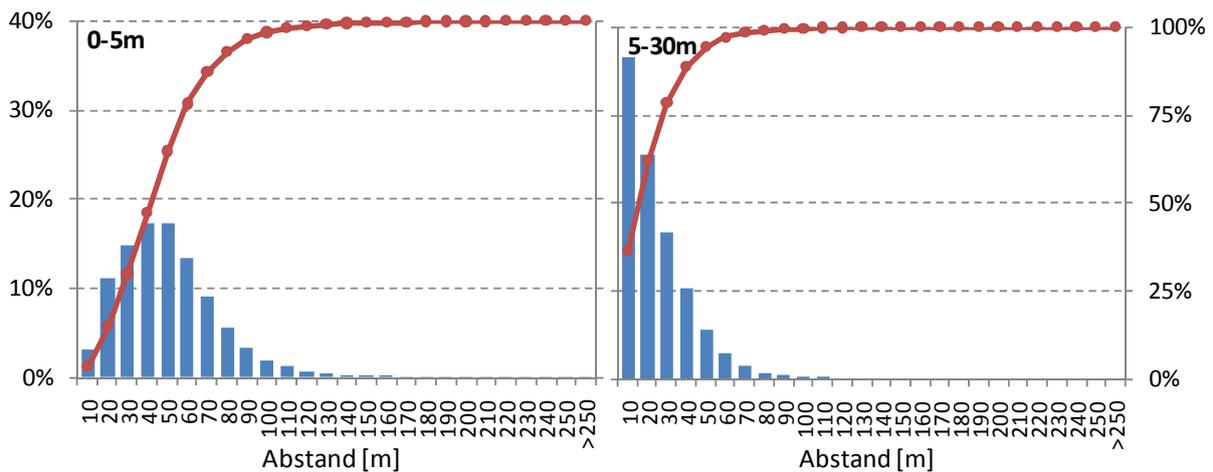


Abb. 2.6.2: Modellierte Driftdistanzen extrem schnell sinkender Partikel ( $V_S = 0,21 \text{ m s}^{-1}$ , Diffusionskonstanten:  $K_h = 0,01 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ ;  $K_v = 0,01 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ ). Prozentanteile als Balken der linken Ordinate, kumulative Verteilung als Linie auf der rechten Ordinate. A: Freisetzung in 0-5 m Tiefe; B: Freisetzung in 5-30 m Tiefe.

Das Verteilungsmuster der schnell sinkenden Partikel ( $V_S=0,065 \text{ m s}^{-1}$ ) ist deutlich breiter gestreut (Abb. 2.6.3). In dieser Klasse erreichen ca. 10% der Partikel aus der 5-30 m-Tiefenstufe Entfernungen von etwa 140 m (max. >300 m). Partikel aus 0-5 m-Tiefenstufe zeigen ein anderes Verteilungsmuster. Hier landen weniger als 5 % der schnell sinkenden Partikel im Nahbereich <100m. Ein Großteil (ca. 77 %) driftet jedoch nicht weiter als 200 m. Etwas über 10 % der Partikel werden um mehr als 250 m weit verdriftet.

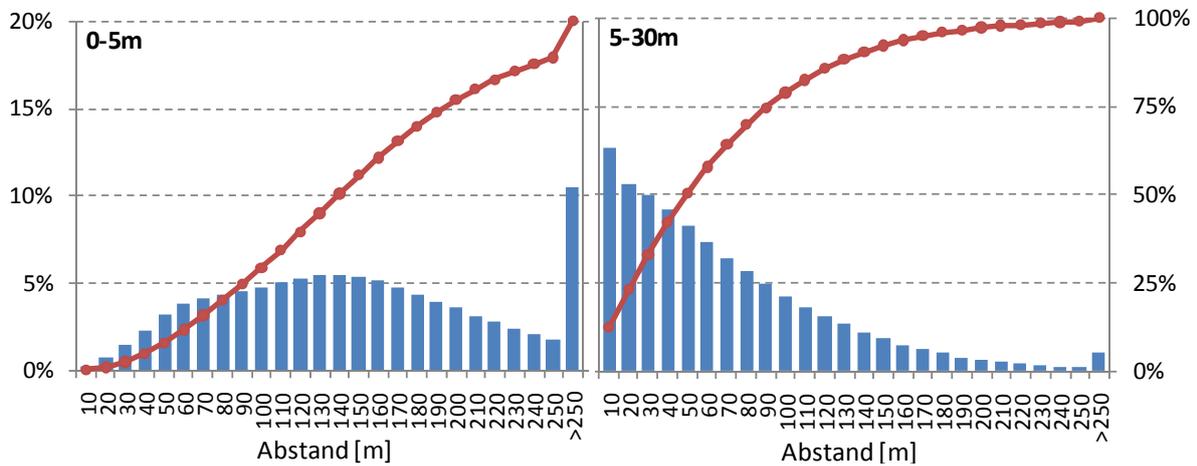


Abb. 2.6.3: Modellierte Driftdistanzen schnell sinkender Partikel ( $V_S = 0,065 \text{ m s}^{-1}$ , Diffusionskonstanten:  $K_h = 0,01 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ ;  $K_v = 0,01 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ ). Prozentanteile als Balken auf der linken Ordinate, kumulative Verteilung als Linie auf der rechten Ordinate. A: Freisetzung in 0-5 m Tiefe; B: Freisetzung in 5-30 m Tiefe.

Ein prinzipiell ähnliches, räumlich jedoch deutlich ausgedehnteres Driftmuster ist bei den langsam sinkenden Partikeln ( $V_S=0,005 \text{ m s}^{-1}$ ) zu beobachten (Abb. 2.6.4).

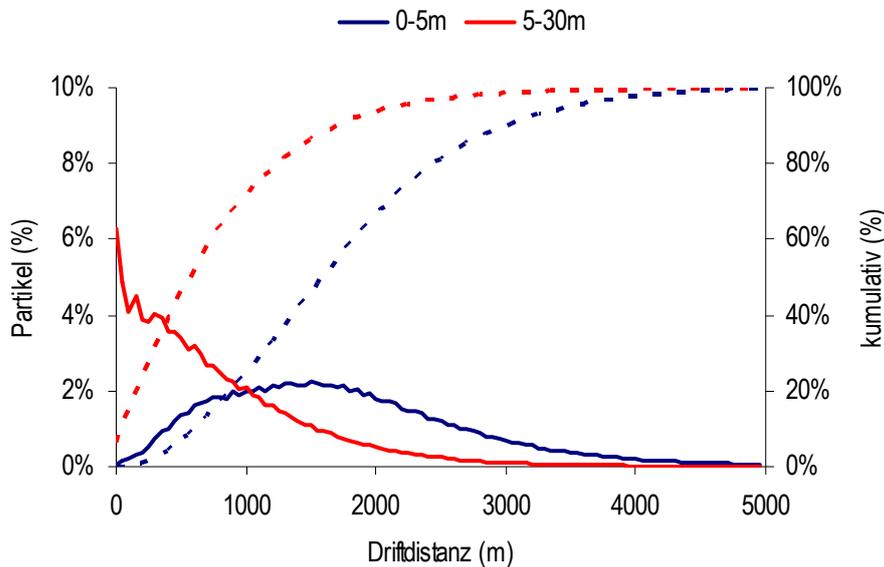


Abb. 2.6.4: Modellierte Driftdistanzen langsam sinkender Partikel ( $V_S = 0,005 \text{ m s}^{-1}$ ) nach Freisetzung an der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 (Diffusionskonstanten:  $K_h = 0,01 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ ;  $K_v = 0,01 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ ). Die kumulative Verteilung ist jeweils gestrichelt dargestellt.

Partikel dieser Klasse aus dem 5-30 m-Tiefenbereich können bis zu 3000 m weit verdriftet werden, wobei mehr als die Hälfte jedoch unter 600 m und mehr als 70 % unter 1000 m bleiben. Langsam sinkende Partikel aus der 0-5 m-Tiefenstufe können mehr als 4000 m verdriftet werden, wobei die Hälfte unter 1600 m bleibt (25% < 1000 m, 75% < 2300 m).

## 2.6.2 Sedimentation von Biomasse von FINO 1

### 2.6.2.1 *Mytilus edulis* und Fäzes

Entsprechend der kurzen Distanzen, die extrem schnell sinkende Partikel verdriftet werden, sedimentieren Miesmuscheln, die im Jahresverlauf in der 0-5 m-Tiefenstufe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 freigesetzt werden, in weniger als 100 m Entfernung von der Plattform (Abb. 2.6.5). Dabei werden lokal jährlich Maximaleinträge von bis zu  $215 \text{ g}_{\text{AFTG}} \text{ m}^{-2}$  Miesmuschel-Biomasse in das Sediment erwartet.

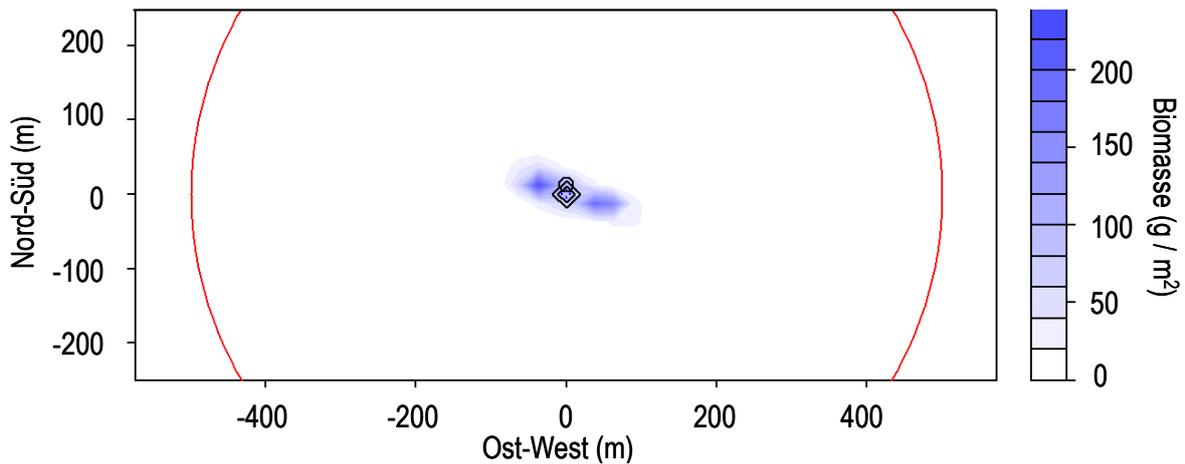


Abb. 2.6.5: Räumliche Verteilung des annualen, benthischen Biomasseeintrags durch vollständige Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) ( $V_s = 0,21 \text{ m/s}$ ;  $K_h = 0,01 \text{ m}^2/\text{s}$ ;  $K_v = 0,01 \text{ m}^2/\text{s}$ ), die in der 0-5 m-Tiefenstufe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 freigesetzt wurden. Der rote Kreis markiert den 500 m-Radius um die Plattform.

Die Fäzespartikel der Miesmuscheln, die in der 0-5 m-Tiefenstufe freigesetzt werden, breiten sich entsprechend ihrer geringeren Sinkgeschwindigkeit deutlich großflächiger bis in rund 3000 m um die Plattform herum aus (Abb. 2.6.6). Sedimentationsschwerpunkte befinden sich in Hauptströmungsrichtung in rund 2000 m Entfernung von der Plattform. Hier wird ein jährlicher Maximaleintrag von bis zu  $0,16 \text{ g}_{\text{AFTG}} \text{ m}^{-2}$  Biomasse erwartet.

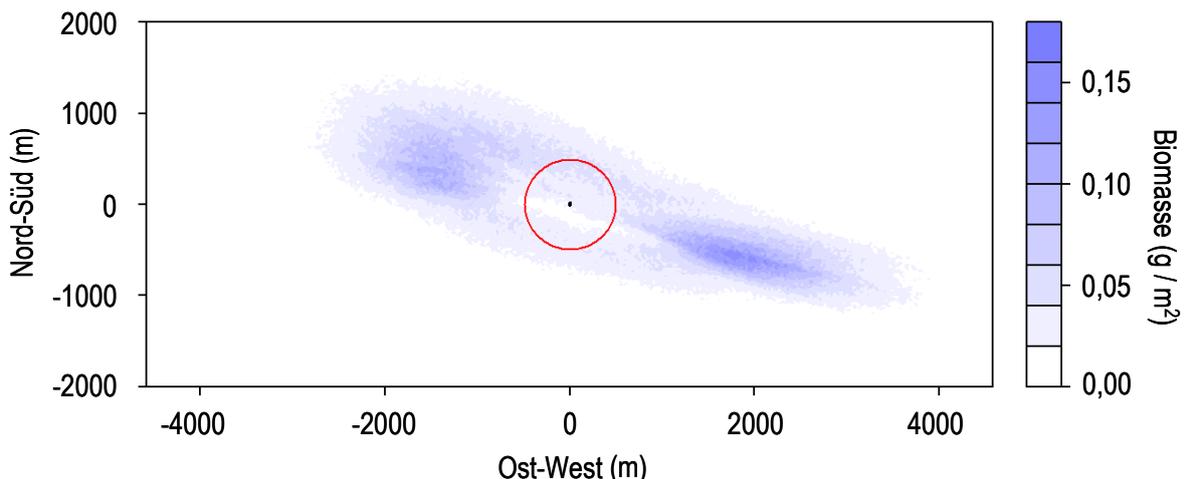


Abb. 2.6.6: Räumliche Verteilung des annualen, benthischen Biomasseeintrags durch *Mytilus*-Fäzes ( $V_s = 0,005 \text{ m/s}$ ;  $K_h = 0,01 \text{ m}^2/\text{s}$ ;  $K_v = 0,01 \text{ m}^2/\text{s}$ ), die in der 0-5 m-Tiefenstufe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 freigesetzt wurde. Der rote Kreis markiert den 500 m-Radius um die Plattform.

### 2.6.2.2 *Jassa*-Bauten

*Jassa*-Bauten, die in 0-5 m Wassertiefe an FINO 1 freigesetzt werden, werden mit den Strömungen bis zu 300 m weit transportiert (Abb. 2.6.7). Sedimentationsschwerpunkte befinden sich in Hauptströmungsrichtung in 150 bis 200 m Entfernung von der Plattform. Hier wurde mit Hilfe des Modells ein jährlicher Maximaleintrag an Biomasse von  $1,6 \text{ g m}^{-2}$  kalkuliert.

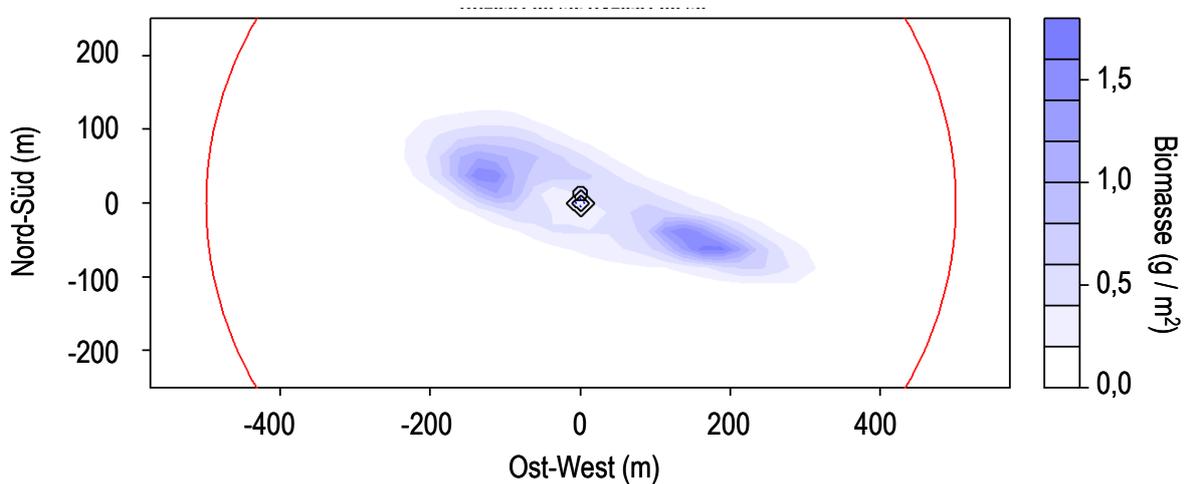


Abb. 2.6.7: Räumliche Verteilung des annualen, benthischen Biomasseeintrags durch *Jassa*-Bauten ( $V_s = 0,064 \text{ m/s}$ ;  $K_h = 0,01 \text{ m}^2/\text{s}$ ;  $K_v = 0,01 \text{ m}^2/\text{s}$ ), die in der 0-5 m-Tiefenstufe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 freigesetzt wurden. Der rote Kreis markiert den 500 m-Radius um die Plattform.

*Jassa*-Bauten, die in einer Wassertiefe von 5-30 m freigesetzt werden, werden kaum über eine Distanz von 100 m von der Plattform hinaus transportiert (Abb. 2.6.8). Der erwartete lokale Maximaleintrag durch *Jassa*-Bauten aus der 5-30 m-Tiefenstufe beträgt jährlich  $25 \text{ g}_{\text{AFTG}} \text{ m}^{-2}$ .

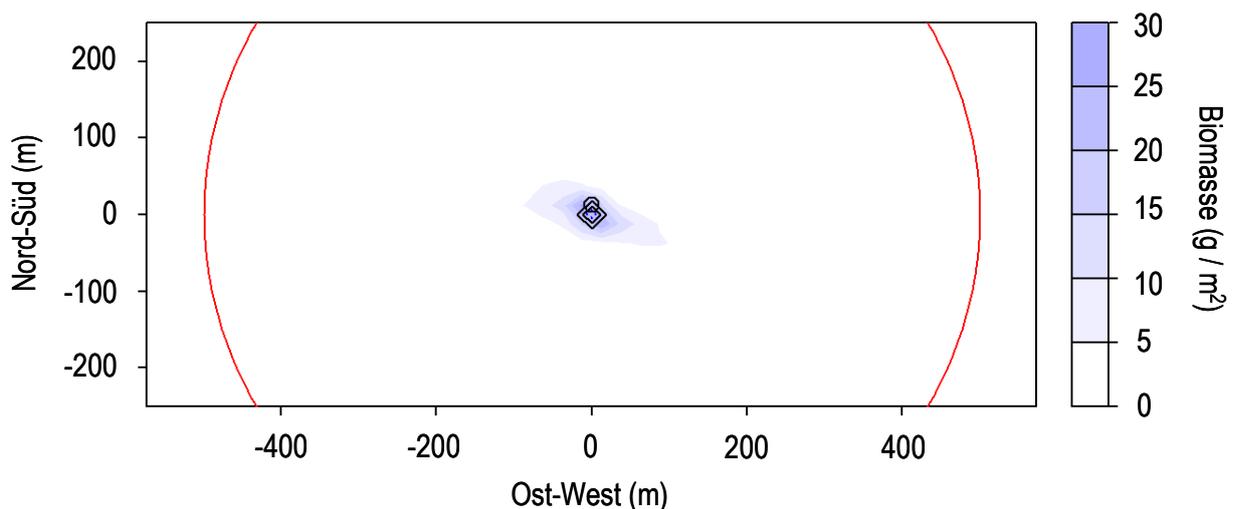


Abb. 2.6.8: Räumliche Verteilung des annualen, benthischen Biomasseeintrags durch *Jassa*-Bauten ( $V_s = 0,064 \text{ m/s}$ ;  $K_h = 0,01 \text{ m}^2/\text{s}$ ;  $K_v = 0,01 \text{ m}^2/\text{s}$ ), die in der 5-30 m-Tiefenstufe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 freigesetzt wurden. Der rote Kreis markiert den 500 m-Radius um die Plattform.

### 2.6.2.3 Hydrozoa

Hydrozoa, die in 5-30 m Wassertiefe von FINO 1 freigesetzt werden, werden um weniger als 200 m von der Plattform verdriftet (Abb. 2.6.9). Für die unmittelbare Umgebung der Plattform wurde eine jährliche Sedimentation von bis zu maximal 11  $g_{AFTG} m^{-2}$  Hydrozoen-Biomasse errechnet.

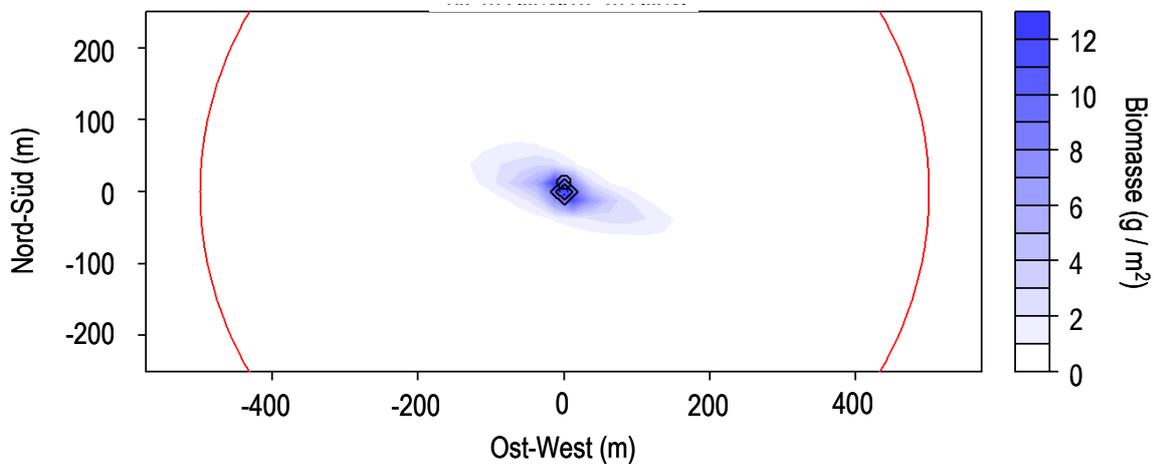


Abb. 2.6.9: Räumliche Verteilung des annualen, benthischen Biomasseeintrags durch Hydrozoa ( $V_s = 0,064 m/s$ ;  $K_h = 0,01 m^2/s$ ;  $K_v = 0,01 m^2/s$ ), die in der 5-30 m-Tiefenstufe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 freigesetzt wurden. Der rote Kreis markiert den 500 m-Radius um die Plattform.

### 2.6.2.4 Anthozoa

Wie die Hydrozoa sedimentieren auch die Anthozoa aus der 5-30 m-Tiefenstufe von FINO 1 überwiegend unmittelbar am Fuße der Plattform (Abb. 2.6.10). Dort wird ein maximaler jährlicher Biomasseeintrag durch Anthozoen von 34  $g_{AFTG} m^{-2}$  erwartet.

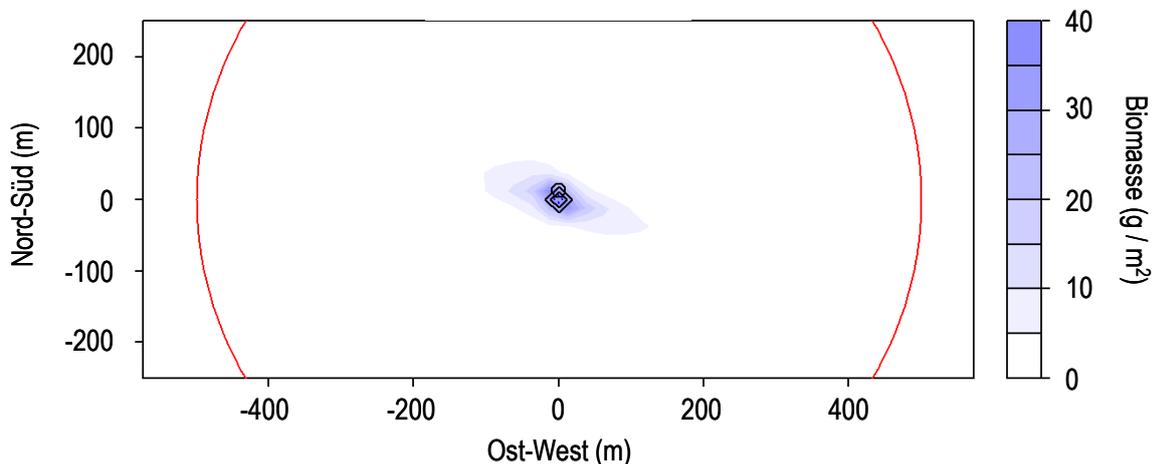


Abb. 2.6.10: Räumliche Verteilung des annualen, benthischen Biomasseeintrags durch Anthozoa ( $V_s = 0,064 m/s$ ;  $K_h = 0,01 m^2/s$ ;  $K_v = 0,01 m^2/s$ ), die in der 5-30 m-Tiefenstufe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 freigesetzt wurden. Der rote Kreis markiert den 500 m-Radius um die Plattform.

### 2.6.2.5 Gesamtbiomasseeintrag

Entsprechend der Verteilungsmuster der einzelnen Komponenten der Epifaunagemeinschaft auf FINO 1 sedimentiert der Großteil der exportierten Biomasse in einer Entfernung von bis zu 100 m von der Plattform (Abb. 2.6.11). Hier werden punktuelle Maximalwerte des Biomasseeintrags von bis zu 240  $g_{AFTG} m^{-2}$  erwartet. Die Modellierung ergab eine Sedimentation von 1-10  $g_{AFTG} m^{-2}$  Biomasse auf einer Fläche von rund 50.000  $m^2$ . Ein

Biomasseeintrag von  $10\text{--}80 \text{ g}_{\text{AFTG}} \text{ m}^{-2}$  werden jährlich auf einer Fläche von  $15.000 \text{ m}^2$  erwartet. Ein Eintrag von  $80\text{--}160 \text{ g}_{\text{AFTG}} \text{ m}^{-2}$  wurde für eine Fläche von rund  $3.100 \text{ m}^2$  errechnet und für eine Fläche von rund  $1900 \text{ m}^2$  wird eine Sedimentation von  $\geq 160 \text{ g}_{\text{AFTG}} \text{ m}^{-2}$  Biomasse erwartet.

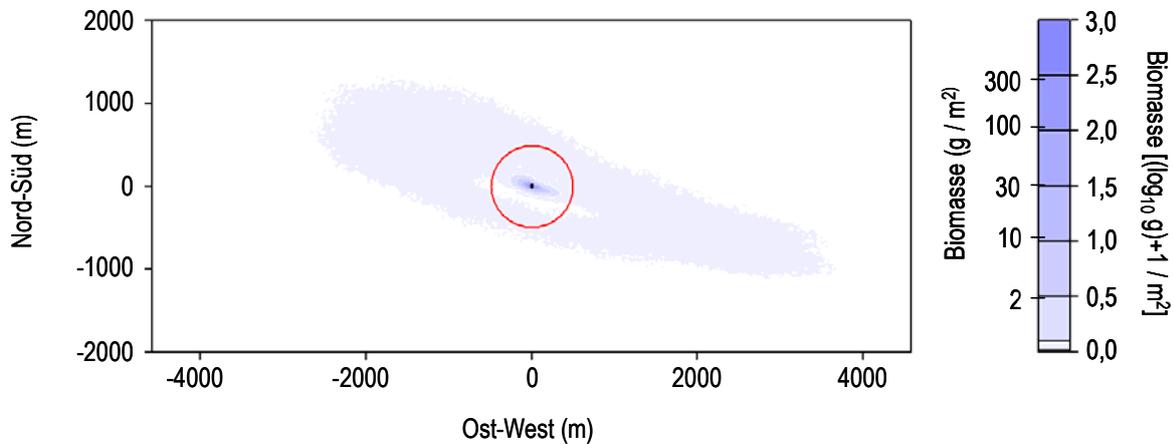


Abb. 2.6.11: Räumliche Verteilung des gesamten annualen Biomasseeintrags von der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 in das umliegende Sediment. Der rote Kreis markiert den 500 m-Radius um die Plattform.

Bei Extrapolation der hier ermittelten Exportmengen auf die Fläche eines Windparks mit 25 Anlagen wird ein jährlicher Biomasseeintrag in das umliegende Sediment von insgesamt rund  $43 \text{ t}_{\text{AFTG}}$  erwartet. Unter Einbeziehung einer 500 m Sicherheitszone hätte dieser Windpark bei einem Abstand zwischen den einzelnen Anlagen von jeweils 800 m eine Gesamtfläche von  $17,64 \text{ km}^2$ . Die Überlagerung der Sedimentationsfahnen der Anlagen des Windparks führt zu einem flächig geschlossenen Biomasseeintrag über das gesamte Gebiet des Windparks und darüber hinaus (Abb. 2.6.12). Dabei wird ein jährlicher Biomasseeintrag von  $1\text{--}10 \text{ g}_{\text{AFTG}} \text{ m}^{-2}$  auf einer Fläche von insgesamt rund  $1,5 \text{ km}^2$  erwartet. Eine jährliche Anreicherung des Sediments um  $10\text{--}80 \text{ g}_{\text{AFTG}} \text{ m}^{-2}$  Biomasse wurde für eine Fläche von rund  $400.000 \text{ m}^2$  errechnet, während nach der Modellrechnung rund  $73.000 \text{ m}^2$  einen Biomasseeintrag von  $80\text{--}160 \text{ g}_{\text{AFTG}} \text{ m}^{-2}$  erhalten. Ein jährlicher Biomasseeintrag von  $160 \text{ g}_{\text{AFTG}} \text{ m}^{-2}$  und mehr wird für eine Fläche von rund  $52.000 \text{ m}^2$  erwartet.

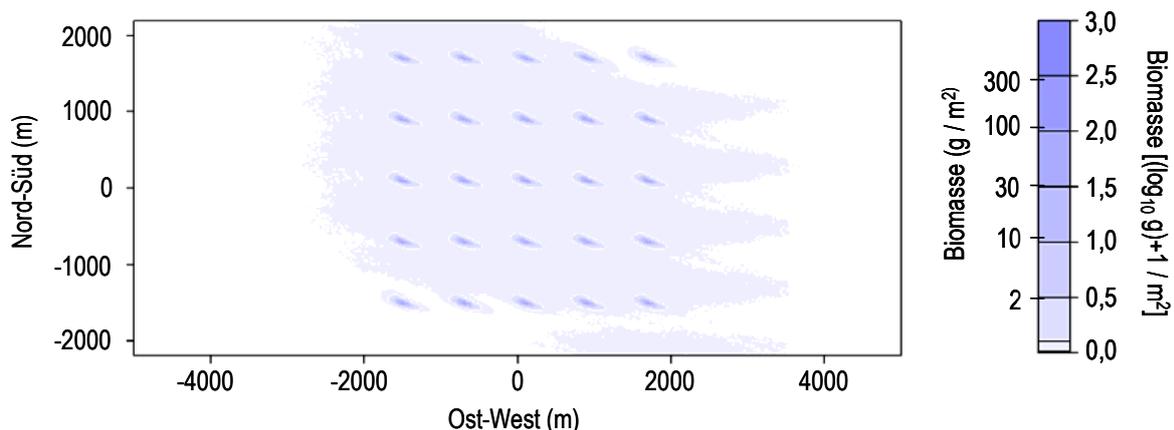


Abb. 2.6.12: Räumliche Verteilung des gesamten annualen, benthischen Biomasseeintrags eines hypothetischen Windparks mit 25 Anlagen. Für jede Anlage wurde die Unterwasserkonstruktion von FINO 1 angenommen. Die Abstände zwischen den Anlagen betragen jeweils 800 m.

## 2.7 EAT-Produktion

### 2.7.1 Qualitative Analyse der EAT-Substrate

In allen Proben konnten mit der Röntgendiffraktometrie (RDA) die Minerale Aragonit, Brucit, Kalzit, Kalzit mit Magnesiumanteilen ((Ca, Mg) CO<sub>3</sub>) sowie Quarz nachgewiesen werden. Zur Veranschaulichung zeigt die Abb. 2.7.1 einen Graphen der RDA-Analyse der Gitterprobe I. Es sind die Minerale, die schon in früheren Untersuchungen in EAT-Materialien aus dem Roten Meer und Mittelmeer nachgewiesen wurden (vgl. Tab. 2.7.1). Alle Proben wiesen vor allem die Minerale Aragonit und Brucit, Kalzit und Kalzit mit Magnesiumanteilen ((Ca, Mg) CO<sub>3</sub>) in verschiedenen Konzentrationen auf. Das Brucit und das Aragonit konnten als Hauptminerale detektiert werden. Das vorkommende Kalzit sowie Kalzit mit Mg-Anteilen waren teilweise in höheren Mengen in einigen Proben vertreten.

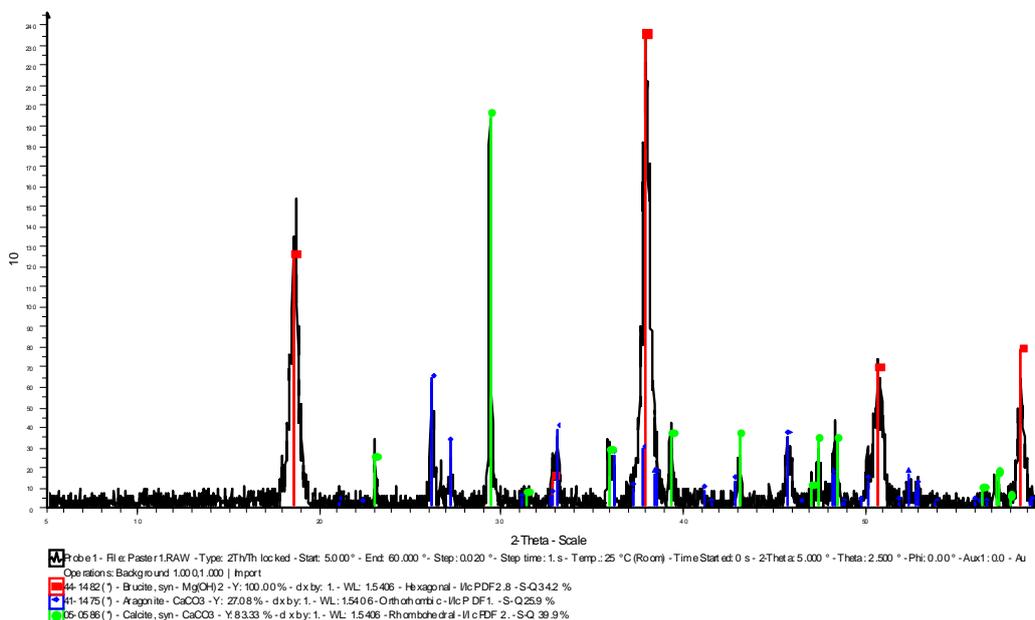


Abb. 2.7.1: RDA Spektrum von der EAT-Substratprobe Gitter I.

### 2.7.2 Quantitative Analyse der EAT-Substrate

Zur Berechnung der prozentualen Mineralgehalte der einzelnen EAT-Substrate wurden die ermittelten Röntgenfluoreszenzspektroskopie (RFA)-Ergebnisse mit den in Kapitel 1.4.9.8 genannten Faktoren umgerechnet. Die Analyse beinhaltet die Hauptmineralbildner Aragonit, Brucit, Halit und Quarz. Die schon in der RDA-Analyse detektierten Minerale Kalzium und Magnesium wurden bei der Berechnung der RFA-Ergebnisse den Mineralien Aragonit und Brucit zugeordnet. Durch diese Aufrechnung lagen die Mineralgehalte von Aragonit und Brucit leicht über den tatsächlichen Gehalten. Der Halitgehalt entsprach dem tatsächlichen Wert, da keine weiteren Verbindungen des Elements gemessen wurden. Die prozentualen Angaben zum Quarz sind bei der RFA-Analyse direkt aus dem SiO<sub>2</sub>-Gehalt berechnet worden. Aufgrund der methodischen Durchführung der RFA-Analyse werden die Elemente erst ab der Ordnungszahl 11 des Periodensystems, also ab Natrium, erfasst. Dieses bedeutet, dass die Messung mittels eines energiedispersiven Röntgenfluoreszenzspektrometers die Elemente der Ordnungszahlen 1 bis 10 nicht erfasst werden und somit ein Gesamtgehalt von 100 % nicht erreicht werden kann.

Die Analysen der hier dargestellten EAT-Substrate zeigen eine prozentuale Mineralverteilung (Tab. 2.7.1 und Tab. 2.7.2) von Aragonit von mindestens 30,3 % bis 71,4 %. Das Brucit wies einen Schwankungsbereich von 17,2 % bis 45,1 % auf, Halit war in den Proben mit 0,9 % bis 1,1 % vertreten. Der Quarzgehalt war bei fast allen Proben sehr gering bzw. in Spuren von <0,1 % bis 0,7 % vorhanden.

Tab. 2.7.1: Mineralgehalte (%) der RFA-Analyse ausgewählter EAT-Substrate und zwei Vergleichsproben.

	Aragonit [%]	Brucit [%]	Halit [%]	Quarz [%]	Summe [%]
Testgitter I	30,1	45,1	0,9	0,7	76,8
Testgitter II	29,5	40,9	1,0	0,5	71,9
Testgitter III	30,7	41,9	1,1	0,4	74,1
Testgitter IV	30,3	32,8	0,9	0,3	64,3
Testgitter Va (4 Monate)	42,2	34,8	1,0	< 0,01	78,0
Testgitter Vb (11 Monate)	71,1	18,4	1,2	0,1	90,8
Testgitter VIa (5 Monate)	47,7	24,3	1,2	0,8	74,0
Testgitter VIb (11 Monate)	71,4	17,2	1,1	0,5	90,1
Testgitter VII	69,8	17,7	1,1	0,6	89,1
Testgitter VIII	55,5	21,9	1,4	0,7	79,5
Testgitter NOMATEC	72,1	14,8	1,8	0,4	89,1
Naturkalk Helgoland	97,8	0,4	1,3	0,4	99,9

Die Mineralanalysen der EAT-Experimente Testgitter I bis IV zeigen ein sehr einheitliches Bild. Hier lagen die Anteile des Aragonits bei ca. 29,5 bis 30,3 % und des Brucits zwischen 32,5 und 45,1 %. Der geringste Aragonitanteil konnte im EAT-Substrat des Testgitters II mit 29,5 % bei einem Brucitanteil von 40,9 % nachgewiesen werden. Das von Aragonit:Brucit-Verhältnis lag somit bei 0,72 : 1. Der höchste Aragonitanteil wurde in der Probe des Testgitters VIb mit 71,4 % gemessen bei 17,2 % Brucit, was ein Aragonit:Brucit-Verhältnis von 4,2 : 1 ergibt. Ähnliche Werte wiesen die Testgitter Vb und VIII auf. Hier erreichten die Aragonitanteile 69,8 und 71,1 %. Der Brucitgehalt lag in diesen beiden Proben bei 18,4 bzw. 17,7 %. Trotz der leicht unterschiedlichen Aragonit- und Brucitwerte waren die Aragonit:Brucit-Verhältnisse bei beiden mit 3,9 : 1 gleich (Tab. 2.7.2). Bemerkenswert ist, dass das Vergleichsgitter aus dem Mittelmeer (NOMATEC 2004) gegenüber der hier genannten Probe Testgitter VIb einen nur geringfügig höheren Aragonitwert aufwies.

Der Quarzanteil war in allen Proben sehr gering und wurde durch die im zugeführten Meerwasser enthaltenen Sedimente bedingt. Bei Betrachtung der Aragonit- und Brucit-Werte der verschiedenen Experimente wird ersichtlich, dass es sich bei diesen beiden Hauptmineralien um gegenläufige Komponenten handelte. Schon Hilbertz (1988) und Menzel (1988) konnten durch ihre Untersuchungen zeigen, dass die elektrochemisch erzeugten Substrate mit einem hohen Aragonitanteil höhere Festigkeiten aufweisen. Somit ist ein hoher Aragonit-

wert auch eines der Ziele bei der Herstellung der Hartsubstrate. Die Betrachtung der mineralischen Zusammensetzung mit der bestromten Kathodenoberfläche in Ampere/m<sup>2</sup> Kathodenoberfläche (s. Kapitel 1.4.9.8, Tab. 1.4.13) zeigt, dass für das Experiment VIb der höchste Aragonitwert bei einer Bestromung von 2,6 A/m<sup>2</sup> Kathodenoberfläche ermittelt wurde. Hierbei handelte es sich im Vergleich zu den Experimenten von van Treeck (2001), Heesen (2002), Stirnberg (2002) und Paster (2006) um den zweithöchsten ermittelten Aragonitwert in einem EAT-Akkreptionsversuch mittels der eingesetzten EAT-Technologie.

### 2.7.2.1 Schichtdicken und Oberflächenpotenziale

Betrachtet man die Schichtdicken der Testgitter im Zeitverlauf, so zeigten die Gitter III und IV die größte Schichtdickenzunahme von maximal 14 mm in 6 Monaten. Diese wiesen aber einen relativ hohen Brucitgehalt auf (Tab. 2.7.2), der das Substrat als sehr weich und nicht dauerhaft haltbar erscheinen ließ.

Tab. 2.7.2: Mineralgehalte (%) der RFA-Analyse ausgewählter EAT-Substrate mit dem errechneten Aragonit:Brucit-Verhältnissen und den erreichten Schichtdicken der Präzipitate.

	Aragonit [%]	Brucit [%]	Verhältnis [Aragonit/Brucit]	Schichtdicke [mm]
Testgitter I	30,1	45,1	0,66:1	4
Testgitter II	29,5	40,9	0,72:1	3
Testgitter III	30,7	41,9	0,73:1	13
Testgitter IV	30,3	32,8	0,92:1	14
Testgitter Va (4 Monate)	42,2	34,8	1,2:1	4
Testgitter Vb (11 Monate)	71,1	18,4	3,9:1	6
Testgitter VIa (5 Monate)	47,7	24,3	2,0:1	7
Testgitter VIb (11 Monate)	71,4	17,2	4,2:1	8
Testgitter VII	69,8	17,7	3,9:1	8
Testgitter VIII	55,5	21,9	2,5:1	2
Testgitter Nomatec	72,1	14,8	4,9:1	6
Naturkalk Helgoland	97,8	0,4	245:1	-

Anhand der „Mohs'schen Härteskala“ (Wenk & Bulakh 2004) sind diese beiden Testgitter im feuchten Zustand der Härte I und somit „mit dem Fingernagel schabbar“ zuzuordnen. Das Testgitter VIb zeigte bei einem guten Aragonit:Brucit-Verhältnis von 4,2:1 zwar eine geringere Zunahme der Schichtdicke pro Zeit, doch war das akkretierte Substrat im feuchten Zustand sehr viel härter und konnte anhand der „Mohs'schen Härteskala“ in die Kategorie IV; „mit Messer gut ritzbar“ eingestuft werden. Ähnliche Werte zur Härte zeigten auch die Testgitter Vb und VII, die mit ihrem Aragonit:Brucit-Verhältnis von je 3,9:1 auch einen relativ hohen Aragonitgehalt erreichten. Der EAT-Versuch VIII, der in dem Außenbecken realisiert wurde, zeigte entgegen den Aquarierversuchen bisher

eine relativ mäßige Schichtdickenzunahme mit einem schlechten Aragonit:Brucit-Verhältnis. Die Gründe hierfür konnten noch nicht abschließend identifiziert werden. Wahrscheinlich ist aber, dass das Rundbecken im Verhältnis zum Gesamtvolumen eine zu geringe Wasserdurchflussrate hatte und somit nicht genügend „Frischwasser“ zur Versorgung mit Mineralien für die Akkretion zur Verfügung stand. Die erfassten Oberflächenpotenziale bei den EAT-Versuchen II, V und VIII bestätigen eine Verwendung dieser Messeinheit zur Steuerung der Akkretionstechnologie. Während Stirnberg (2002) bei seinen vergleichsweise kurzen Aquarienversuchen das optimale Oberflächenpotenzial  $-100 \text{ mV}_{\text{Zn}}$  angibt, konnte Paster (2006) im Rahmen seiner *in situ* Experimente mit sehr großen Installationen im Mittelmeer einen optimalen Bildungsbereich von etwa  $-145 \text{ mV}_{\text{Zn}}$  ermitteln. Unter Berücksichtigung der hier beschriebenen Experimente im Labormaßstab mit mittleren Expositionszeiten der Testgitter in Nordseewasser kann das optimale Oberflächenpotenzial mit etwa  $-110 \text{ mV}_{\text{Zn}}$  angegeben werden.

### 2.7.3 EAT Besiedelungsversuche

Insgesamt wurden nach einem Jahr der Exposition im Helgoländer Sublittoral sieben Taxa identifiziert (Abb. 2.7.2). Tierische Aufwuchsorganismen waren Ascidien, Bryozoen und sessile Polychaeten der Gattung *Pomatoceros*. *Pomatoceros* spp. wurden ausschließlich auf Bewuchsplatten aus PVC gefunden jedoch mit relativ geringem Bedeckungsgrad ( $< 0,3 \%$ ) (Abb. 2.7.2 D). Auf allen anderen Substraten fehlte diese Gattung. Auf PVC-Platten wurden hingegen keine Ascidien beobachtet, die auf allen anderen Substraten wuchsen. Bryozoen bedeckten nur auf Buntsandstein und Beton Flächen von rund 5 bis 10 % (Abb. 2.7.2 B und C). Auf den anderen Substraten fehlten die Bryozoa nahezu vollständig.

Die pflanzlichen Aufwuchsorganismen wurden durch alle drei großen Makroalgengruppen repräsentiert. Grünalgen, Rotalgen und Braunalgen wurden auf allen Substraten angetroffen. Auch Krustenrotalgen, eine Untergruppe der Rotalgen, wuchsen auf allen Substraten. Die Bedeckung durch Rotalgen war auf dem anhand von EAT-Technologie hergestellten Kalksubstrat mit durchschnittlich über 50 % besonders hoch (Abb. 2.7.2 A). Andere Substrate waren durchschnittlich zu 10 bis 20 % mit Rotalgen bedeckt. Auf Stahl betrug die Rotalgenbedeckung sogar noch weniger als 10 % (Abb. 2.7.2 E). Im Gegensatz zu den Rotalgen wuchsen nur sehr wenige Braunalgen auf dem Kalksubstrat. Während Buntsandstein, Beton und PVC zu 15 bis 25 % mit Braunalgen bedeckt waren, bedeckte diese Gruppe auf Kalksubstraten nur rund 1 % der Oberfläche. Nur auf Stahl wuchsen vergleichbar wenige Braunalgen.

Generell war die Bedeckung mit Aufwuchsorganismen auf Stahl sehr gering. Die unbedeckte Fläche betrug durchschnittlich rund 80 %. Besonders wenig unbedeckte Flächen waren auf Kalksubstraten zu verzeichnen. Diese waren nahezu vollständig bewachsen, während die übrigen Substrate unbedeckte Flächen von 15 bis 20 % aufwiesen.

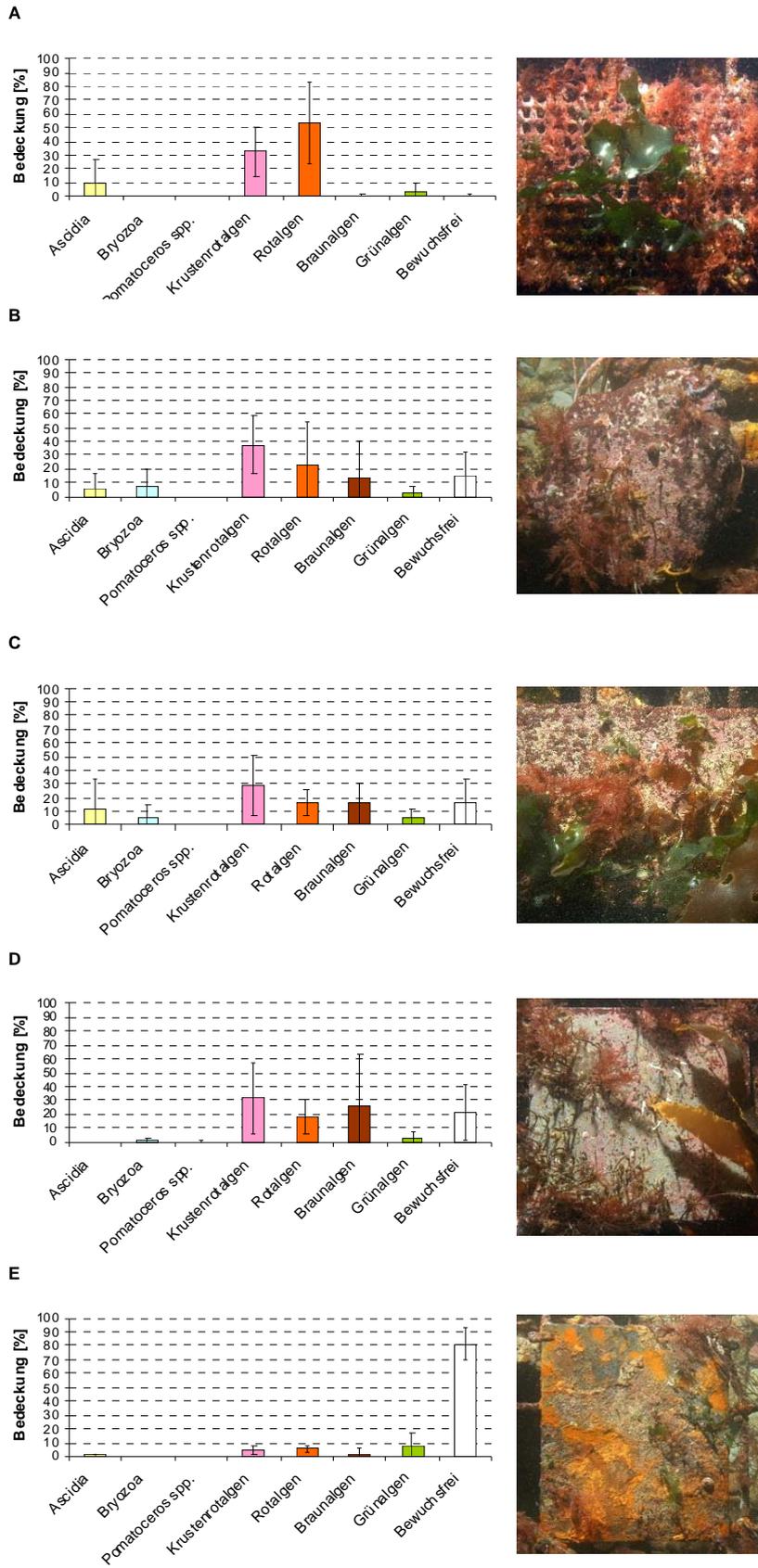


Abb. 2.7.2: Prozentuale Bedeckung (Mittelwert ± Stabw; N = 5) von Besiedlungsplatten aus anhand von EAT-Technologie hergestelltem (A) Kalk, (B) Buntsandstein, (C) Beton, (D) PVC und (E) Stahl nach einjähriger Exposition im Helgoländer Sublittoral auf 6 m Wassertiefe

Der Vergleich der Aufwuchsgemeinschaften der verschiedenen Substrate mittels nMDS-Plot zeigte eine weitgehende Übereinstimmung der Gemeinschaften auf Buntsandstein, Beton und PVC (Abb. 2.7.3). Die Gemeinschaften dieser drei Substrate zeigten weitgehende Überlappungen. Negative R-Werte der begleitenden ANOSIM-Analyse zeigen auf, dass die Variation der Gemeinschaftsstruktur unter Substraten gleichen Materials größer ist als zwischen diesen drei Substraten (Tab. 2.7.3). Auch die Gemeinschaften der Bewuchsplatten aus EAT-Kalk zeigten Überlappungen mit den Gemeinschaften auf Buntsandstein, Beton und PVC, wobei die Aufwuchsgemeinschaft einer Bewuchsplatte aus EAT-Kalk im nMDS-Plot deutlich von den übrigen abrückte. Diese Probe war durch einen nahezu vollständigen Bewuchs durch Rotalgen gekennzeichnet. Nach der ANOSIM-Analyse war die Trennung der Gemeinschaften auf EAT-Kalk von den Gemeinschaften auf Buntsandstein, Beton und PVC nicht deutlich. Dennoch waren die Unterschiede zu den Gemeinschaften auf Beton und PVC statistisch signifikant. Die Aufwuchsgemeinschaft auf Stahl war im nMDS-Plot deutlich von den Gemeinschaften aller anderen Substrate getrennt. Die entsprechende ANOSIM-Analyse bestätigte mit R-Werten von 0,524 bis 0,936 diese weitgehende bis nahezu vollständige Trennung der Gemeinschaft auf Stahl von den anderen Gemeinschaften.

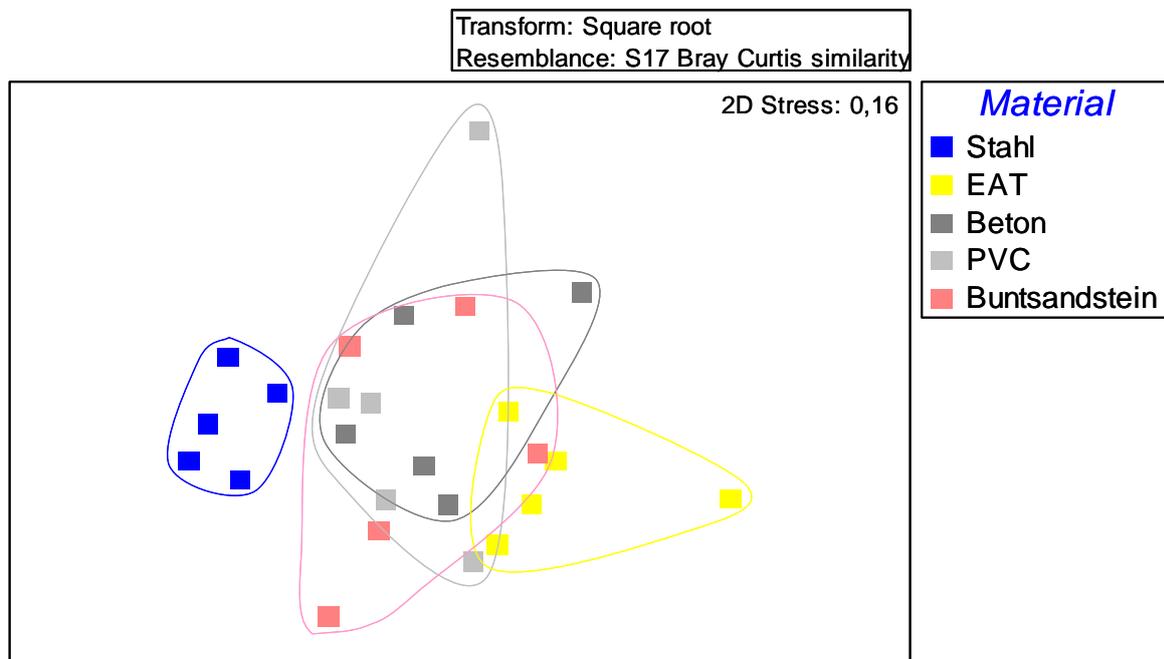


Abb. 2.7.3: nMDS-Plot basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger  $\sqrt{\cdot}$ -Transformation zum Vergleich der prozentualen Bedeckung von Bewuchsplatten unterschiedlicher Substrate nach einjähriger Exposition in 6 m Wassertiefe im Helgoländer Sublittoral.

Tab. 2.7.3: Ergebnisse der ANOSIM-Analyse basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger  $\sqrt{\cdot}$ -Transformation zum Vergleich der Aufwuchsgemeinschaften auf Bewuchsplatten unterschiedlicher Substrate nach einjähriger Exposition in 6 m Wassertiefe im Helgoländer Sublittoral. Legende siehe Tab. 2.3.1.

Buntsandstein	0,120			
Beton	0,280*	-0,236		
PVC	0,268*	-0,200	-0,072	
Stahl	0,936*	0,608*	0,632*	0,524*
	EAT	Buntsandstein	Beton	PVC

## 3 Diskussion

### 3.1 *Besiedlung des künstlichen Hartsubstrats*

Im Vergleich zu der vorangegangenen Untersuchung im Rahmen des Projektes BeoFINO war die Entwicklung der Epifaunagemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 deutlich vorangeschritten. Dies zeigte sich in einer erhöhten Anzahl an Taxa und der damit einhergehenden Ausprägung komplexer interspezifischer Interaktionen. Trotz zyklisch weitgehend stabilisierter Biomasse, einer ausgeprägten Tiefenzonierung und deutlicher jahreszeitlicher Dynamiken konnten aber auch weiterhin gerichtete Entwicklungstendenzen identifiziert werden, die darauf hindeuten, dass die Entwicklung der Epifaunagemeinschaft auch 4,5 Jahre nach der Errichtung der Plattform noch nicht abgeschlossen ist. Strukturelle Besonderheiten der Epifaunagemeinschaft bestätigen, dass zukünftige Offshore-Windenergieanlagen kein Äquivalent zu natürlichen Hartsubstraten darstellen.

#### 3.1.1 Tiefenzonierung der Epifaunagemeinschaft

Die Epifaunagemeinschaft auf der Unterwasserstruktur von FINO 1 war deutlich und dauerhaft tiefenstrukturiert. Dabei wurden drei charakteristische Tiefenzonen identifiziert. Die oberste Stufe bis in knapp 5 m Tiefe („1 m-Tiefenstufe“) war durch einen dichten Bewuchs durch die Miesmuschel *Mytilus edulis* gekennzeichnet. Die Miesmuscheln bedeckten die Unterwasserkonstruktion der Plattform in dieser Tiefenstufe nahezu konstant zu 100 %. Neben den Miesmuscheln wurden nur wenige andere Arten auf Fotos aus dieser Tiefenzone beobachtet. Lediglich die Wohnbauten der Amphipoden *Jassa* spp. erreichten einen nennenswerten Bedeckungsgrad. In der darunter anschließenden 5 m-Tiefenstufe war die Bedeckung durch *M. edulis* bereits geringer. Gleichzeitig stieg die Bedeckung durch *Jassa* spp.-Bauten an. Die Tiefenstufen von 10 m bis zum Grund in 28 m Wassertiefe waren hinsichtlich ihrer Aufwuchsgemeinschaft nicht mehr voneinander zu unterscheiden und bildeten somit die dritte Zone. Hier dominierten die Amphipoden mit ihren Wohnbauten die Biomasse der Gemeinschaft. Zusätzlich war diese Zone durch eine vergleichsweise hohe Abundanz von Aktinien gekennzeichnet.

Die zeitliche Konstanz dieser Tiefenstrukturierung deutet auf eine vorangeschrittene Stabilisierung der allgemeinen Gemeinschaftsstruktur der Epifaunagemeinschaft hin, die auch gegen das saisonale Auftreten einzelner Arten und die Etablierung zusätzlicher Faunenelemente resistent ist. Dies steht im Kontrast zu sehr jungen Gemeinschaften, deren Strukturen aufgrund relativer Artenarmut häufig stark durch saisonale Fluktuationen geprägt sind, die die Ausprägung einer spezifischen Tiefenstrukturierung überlagern können.

Die Tiefenstrukturierung epibenthischer Gemeinschaften ist das Resultat differentieller tiefenspezifischer Bedeutung physikalischer und biologischer Kontrollmechanismen. Die oberen Tiefenstufen unterliegen aufgrund der Nähe zur Wasseroberfläche einem starken physikalischen Einfluss (Little & Kitching 1996). Die Umweltbedingungen fluktuieren hier im Jahres- wie im Tagesverlauf häufig stark und Wellenschlag übt große Kräfte auf die siedelnden Organismen aus. Entsprechend wird die 1 m-Tiefenstufe von Miesmuscheln dominiert, die sich mit Hilfe von Byssus-Fäden dauerhaft in dieser physikalisch anspruchsvollen Umwelt verankern. Hier ist die Nahrungsversorgung für Miesmuscheln optimal, da sich ihre Nahrung, das Phytoplankton, überwiegend in der euphotischen Zone, also nahe der Wasseroberfläche, aufhält, wo eine effiziente Photosynthese gewährleistet ist (Holligan et al. 1984). Dichte Miesmuschelbestände bilden eine strukturell komplexes Habitat aus, das häufig von einer diversen Begleitfauna besiedelt wird (Buschbaum et al. 2009). Mit zunehmender Wassertiefe gewinnen

biologische Kontrollmechanismen wie Konkurrenz, Ressourcenverteilung und Räuberdruck zunehmend an Bedeutung (Whomersley & Picken 2003).

Die Aufwuchsgemeinschaft der 10-28 m-Tiefenstufe war in sich deutlich heterogener als die der oberen Tiefenstufen, was bereits aufgrund der großen vertikalen Ausdehnung dieser Zone zu erwarten ist, die zahlreiche Möglichkeiten der Gemeinschaftsdifferenzierung bietet (Whomersley & Picken 2003). Diese war jedoch auf FINO 1 nicht deutlich genug ausgeprägt war, um innerhalb der 10-28 m-Tiefenstufe unterschiedliche, tiefenspezifische Gemeinschaften zu identifizieren. Dennoch waren deutliche artspezifische Tiefenverteilungen innerhalb der 10-28 m-Tiefenstufe zu erkennen, die wahrscheinlich auf interspezifische Interaktionen, artspezifische Anpassungen, voranschreitende Sukzessionsvorgänge sowie tiefenspezifische Ausprägung physikalischer Umweltparameter zurückgeführt werden müssen.

So schien sich durch die Etablierung zusätzlicher Anthozoen-Arten (hier zusammengefasst unter Actinaria indet.) eine charakteristische Tiefenzonierung der Aktinien auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 herauszubilden. Gleiche Ernährungsstrategien und vergleichbare Körpergrößen der verschiedenen Aktinien-Taxa lassen eine deutliche Überschneidung genutzter Nahrungsressourcen und somit intensive interspezifische Konkurrenz erwarten. Das beschriebene Muster mit artspezifischen Tiefenverteilungen kann aus aktiver Habitatsegregation mit dem Ziel der Konkurrenzminimierung hervorgegangen sein. Wie in dem Fall der erst im Jahr 2006 mit auffälligen Individuenzahlen aufgetretenen Actinaria indet. kann interspezifische Konkurrenz mit anschließender Habitatsegregation somit zu einer Erhöhung der Diversität auf dem begrenzten Lebensraum der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 führen. Es wird daher vermutet, dass dieser Mechanismus auch zukünftig zu einer weiteren Zunahme der Artenzahl und damit zu einem Fortschreiten der Gemeinschaftsentwicklung beitragen wird.

### 3.1.2 Langfristige zeitliche Entwicklung der Epifaunagemeinschaft

Die Entwicklung der Artendichte der Epifauna seit der Errichtung von FINO 1 im Sommer 2003 ist schwierig zu beurteilen, da im Rahmen des vorangegangenen Projektes BeoFINO die zeitliche Entwicklung der Artenzahlen ausschließlich anhand von Unterwasserfotos beschrieben wurden. Die vorliegenden Ergebnisse haben jedoch gezeigt, dass die taxonomische Auflösung der Unterwasserfotos deutlich geringer ist als die der Kratzproben. Es werden hier somit zwei Datensätze miteinander verglichen, die jeweils nur ein unvollständiges Bild der tatsächlichen Epifaunagemeinschaft wiedergeben. Die bedeutendsten Taxa hinsichtlich ihrer Bedeckung der Plattformoberfläche (*Mytilus edulis*, *Jassa* spp., *Electra pilosa*, Aktinien und Hydrozoen) wurden bereits während der Initialansiedlung in den ersten 1,5 Jahren nach Errichtung der Plattform dokumentiert. Die mittlere Anzahl der Taxa sowie die Gesamtzahl der Taxa während der beiden Untersuchungszeiträume waren ähnlich, so dass eine vorangeschrittene Entwicklung der Epifaunagemeinschaft anhand dieser Parameter nicht nachgewiesen werden konnte. Anhand von Kratzproben wurden für den Sommer 2004 an FINO 1 insgesamt 42 Taxa registriert. Insgesamt wurden für den Zeitraum 2005 bis 2007 83 Taxa identifiziert, so dass die Gesamtzahl der registrierten Taxa scheinbar zugenommen hat. Hierbei muss jedoch beachtet werden, dass die Kratzproben des vorangegangenen Projekts BeoFINO ausschließlich aus dem Sommer 2004 stammen, wodurch eine saisonale Variabilität der Gemeinschaft mit jahreszeitlicher Fluktuation des Arteninventars nicht dokumentiert wurde. Ferner wurde im Rahmen der vorliegenden Untersuchung eine deutlich höhere Zahl von Kratzproben genommen. Dadurch war die beprobte Fläche und somit die Wahrscheinlichkeit, weitere Arten zu finden, größer. Bei einem Vergleich der jeweils im Sommer vorgefundenen Artenzahlen, die auf dem gleichen Probenvolumen beruhen, war ein deutlicher Anstieg der Gesamtartenzahl zu erkennen. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes der

vorliegenden Studie nahm die Gesamtzahl der Taxa von 46 (2005) auf 61 (2007) zu. Somit hat sich die sommerliche Gesamtzahl der Taxa seit 2004 um 45 % erhöht. Diese deutlich erkennbare Entwicklung ist wahrscheinlich auch noch nicht abgeschlossen.

Aufschlussreich ist ferner die Entwicklung der Gesamtbedeckung der Unterwasserkonstruktion. Nach der Errichtung der Plattform im Sommer 2003 stieg die Bedeckung der Unterwasserkonstruktion während der Initialbesiedlung schnell an. Dabei fluktuierte die Gesamtbedeckung unregelmäßig. Diese Fluktuationen wurden in hohem Maße durch das saisonale Auftreten und anschließende Verschwinden einiger Arten bestimmt. Im Dezember 2004 waren unterhalb der 1 m-Tiefenstufe noch rund 30 % der Plattformoberfläche unbedeckt. Im Zeitraum von 2005 bis Ende 2007 (Untersuchungszeitraum BeoFINO II) war die Plattformoberfläche nahezu vollständig durch die Aufwuchsf fauna bedeckt. In allen Tiefenstufen traten nur sporadisch freie Flächen auf (insgesamt < 10 % der Oberfläche). Dabei waren die einzelnen unbedeckten Flächen meist kleine Bereiche von nur wenigen Quadratzentimetern. Der Aufwuchs auf der Unterwasserkonstruktion war also soweit stabilisiert, dass artspezifische Abundanzschwankungen bzw. das saisonale Auftreten einzelner Arten keinen bedeutenden Einfluss mehr auf die Gesamtbedeckung hatten. Unbedeckte Flächen waren während der Wintermonate in 5 m Wassertiefe am häufigsten. Dies deutet auf eine teilweise Entfernung des Aufwuchses durch starken Wellenschlag während der Winterstürme hin, die aufgrund geringer Produktion bei niedrigen Temperaturen nur langsam kompensiert wird. Führen solche externen Einflüsse, anders als hier, zu deutlichen Veränderungen der Gemeinschaftsstruktur, so versetzen sie das System häufig in ein früheres Entwicklungsstadium zurück (Anger 1978). Vor allem Epifaunagemeinschaften reagieren mitunter besonders sensibel auf externe physikalische Störungen (Gutow et al. 2009), da sie Umwelteinflüssen unmittelbarer als z.B. Infaunagemeinschaften ausgesetzt sind.

Vergleichswerte für die Gesamtbiomasse der Epifauna auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 liegen aus der Zeit der Initialbesiedlung ebenfalls nur für den Juli 2004 vor. Zu diesem Zeitpunkt war die Biomasse in einer Wassertiefe von 10 bis 25 m mit 3-4 kg m<sup>-2</sup> am höchsten. Diese Verteilung hat sich durch die dauerhafte Etablierung von *M. edulis* in der 1 m-Tiefenstufe grundlegend geändert. Hier schwankte die durchschnittliche jährliche Biomasse saisonal zwischen 25 und 45 kg m<sup>-2</sup>, während die Biomasse der Epifauna in den darunter liegenden Tiefenstufen auch weiterhin bis zu durchschnittlich 4 kg m<sup>-2</sup> betrug. Die regelmäßige saisonale Fluktuation der Miesmuschelbiomasse sowie die seit Jahren vergleichsweise konstanten Biomassewerte der unteren Tiefenstufen sind deutlich gegenüber der gerichteten Zunahme an Biomasse während der Initialbesiedlung abzugrenzen. Diese regelmäßige saisonale Fluktuation deutet darauf hin, dass sich die Gesamtbiomasse auf der Plattformkonstruktion sowie ihre Tiefenverteilung langfristig dynamisch stabilisiert zu haben scheint. Es wird somit abgeschätzt, dass eine Jacket-Konstruktion von den Abmessungen von FINO 1 in der Nordsee langfristig von einer Epifauna mit einer Gesamtbiomasse von rund 5 t<sub>FG</sub> besiedelt wird, von der ungefähr 50 % in dem *M. edulis*-Gürtel der 1 m-Tiefenstufe angesiedelt sind. Dies entspricht rund der 4-5fachen Biomasse, die auf Monopile-Fundamenten (Durchmesser: 4 m) von Windenergieanlagen vor der walisischen Küste bei 10 m Wassertiefe ermittelt wurde (Bunker 2004).

Innerhalb des massiven Miesmuschelgürtels der 1 m-Tiefenstufe waren neben den zyklischen, saisonalen Biomasseschwankungen jedoch auch gerichtete Tendenzen in der Populationsentwicklung von *M. edulis* zu beobachten. Die Gesamtbiomasse der Miesmuscheln oszillierte in dieser Tiefenstufe saisonal sehr gleichmäßig mit der höchsten Biomasse im Sommer und einer anschließenden Abnahme zum folgenden Frühjahr. Trotz dieser regelmäßigen jährlichen Dynamik und der ähnlichen Biomassewerte aufeinander folgender Jahre zeigte

eine detaillierte Analyse, dass die Abundanz der Miesmuscheln in dieser Tiefenstufe von 2005 bis 2007 kontinuierlich abnahm, während das individuelle Feuchtgewicht der Tiere ebenso kontinuierlich zunahm. Die stetige Zunahme des individuellen Feuchtgewichts deutet darauf hin, dass die jährliche Rekrutierung von Jungtieren in dieser Tiefenstufe zunehmend an Bedeutung verliert, da der Anteil sehr kleiner Individuen trotz hoher jährlicher Dichten meroplanktischer Muschel-Larven scheinbar abnimmt. In den darunter liegenden Tiefenstufen hingegen ist das individuelle Feuchtgewicht der Tiere weiterhin gering, was wiederum durch eine verstärkte Ansiedlung von Larven in größeren Wassertiefen im Frühjahr/Sommer verursacht worden sein könnte.

Die Kratzproben zeigten keine deutliche Zunahme der Miesmuscheln unterhalb der 1 m-Tiefenstufe. Anhand der Unterwasserfotos wurde jedoch eine deutliche Ausbreitung von *Mytilus edulis* in die 5 m-Tiefenstufe dokumentiert. Dabei wurde der hohe Bedeckungsgrad der Muscheln vor allem durch größere Individuen erreicht. Das anhand der Kratzproben ermittelte geringe individuelle Feuchtgewicht der Muscheln sowie die zunehmende Besiedlung der 5 m-Tiefenstufe durch große Individuen lassen vermuten, dass in dieser Tiefenstufe komplexe populationsdynamische Vorgänge ablaufen. Die gleichmäßigen Schwankungen der Gesamtbiomasse der Miesmuscheln in der 1 m-Tiefenstufe über mehrere Jahre hinweg deuten darauf hin, dass die Kapazität dieser Tiefenstufe für *M. edulis* ausgeschöpft ist. Da der individuelle Energieanspruch der Tiere aufgrund zunehmender Körpergröße steigt, ist eine erhöhte intraspezifische Konkurrenz um limitierende Ressourcen wie Nahrung und Platz zu erwarten. Zur Vermeidung erhöhter Ressourcenkonkurrenz emigrieren Individuen in Bereiche geringerer Individuendichten (Littorin & Gilek 1999). Entsprechend scheinen Jungtiere vor allem unterhalb der Gezeitenzone zu siedeln, da hier der Konkurrenzdruck durch adulte Artgenossen geringer ist.

Ob sich die Ausbreitung von *M. edulis* in größere Tiefen fortsetzen wird und ob sich die Art dort langfristig etablieren wird, ist derzeit ungewiss. Die Ausbreitung in größere Tiefen wird sich möglicherweise so lange fortsetzen, wie die oberen Bereiche der Plattform durch große Tiere besetzt bleiben. Mit einem durchschnittlichen individuellen Feuchtgewicht von rund 7 g haben die Tiere eine Länge von 4-5 cm erreicht (eigene Messungen). Dies entspricht der Größe ausgewachsener Tiere, wobei das maximale individuelle Feuchtgewicht der Tiere auf bis zu 25 g anwachsen kann. Es ist also zu erwarten, dass die Tiere in der 1 m-Tiefenstufe ihr Maximalalter noch nicht erreicht haben. Somit kann sich die Verdrängung von Artgenossen aus dieser Tiefenstufe noch fortsetzen.

Miesmuscheln können künstliche Hartsubstrate im Meer über die gesamte Wassersäule besiedeln (Forteath et al. 1982). Dies hätte enorme Auswirkungen auf die Gesamtbiomasse auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1, da der Miesmuschelgürtel der relativ kleinflächigen obersten Tiefenstufe bereits 1,5 bis 3 t und damit rund die Hälfte der gesamten Biomasse auf FINO 1 beherbergt. Dieser Aufwuchs stellt jedoch keine Gefährdung der Statik von Offshore-Installationen dar, da statische und dynamische Belastungen durch eine solche Aufwuchsbiomasse und die dadurch veränderten Wellenlasten bei der Dimensionierung von Gründungsstrukturen bereits ausreichend berücksichtigt werden (pers. Mitteilung Hr. Neumaier, F&Z Baugesellschaft Hamburg)

Die langfristige Etablierung von *M. edulis* in größeren Wassertiefen ist jedoch fraglich. Die Unterwasserfotos haben gezeigt, dass die 5 m-Tiefenstufe im Herbst 2005 bereits einmal bis zu 90 % von *M. edulis* bedeckt war. In der Folge nahm diese Bedeckung deutlich ab, bevor sie seit Anfang 2007 wieder anstieg. Die genauen Gründe für die deutliche Abnahme der Miesmuschelbedeckung in der 5 m-Tiefenstufe über den Winter 2005/06 sind unbekannt. Die Reduzierung der Miesmuschelbedeckung fällt jedoch zeitlich mit dem Vorkommen großer Individuen des Seesterns *Asterias rubens* in den oberen Tiefenstufen zusammen. Zwar wurden diese überwiegend in der 1m-Tiefenstufe gefunden, Migration dieser sehr mobilen Tiere zwischen den Tiefenstufen kann jedoch nicht ausgeschlossen werden (Saier 2001). *Asterias rubens* ist ein bedeutender Räuber von

*M. edulis*, der Miesmuschelpopulationen regulieren kann (Dare 1982). Im Jahr 2005 waren die Miesmuscheln auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 noch relativ klein (Joschko et al. 2008) und bildeten so eine geeignete Beute für *A. rubens*, bevor sie aufgrund zunehmender Größe vor dem Fraß durch Seesterne geschützt waren (Sommer et al. 1999). Es ist nicht auszuschließen, dass die Miesmuscheln in der 5 m-Tiefenstufe stärker reduziert wurden als im Eulittoral. Miesmuscheln wachsen mit zunehmender Wassertiefe langsamer (Kautsky 1982a), wodurch sie länger dem Fraßdruck räuberischer Seesterne ausgesetzt sind. Ferner wird angenommen, dass *A. rubens* bei starkem Wellenschlag aus der Gezeitenzone abwandert (Chan 1973, Paine 1976) und in größerer Wassertiefe frisst. Im Sommer 2006 verschwanden die großen Seesterne von der Unterwasserkonstruktion von FINO 1. Ein halbes Jahr später begann die Bedeckung der 5 m-Tiefenstufe durch *M. edulis* wieder anzusteigen. Die sommerlichen Abundanzen von *A. rubens* stiegen seitdem von Jahr zu Jahr an. Die individuelle Biomasse blieb jedoch gering, was zeigte, dass die Population überwiegend aus kleinen Seesternen bestand, die den Bestand großer Miesmuscheln nicht kontrollieren können. Wolfson et al. (1979) führen das Fehlen großer Seesterne auf kalifornischen Ölplattformen auf die Anwesenheit nesselnder Aktinien in der Epifaunagemeinschaft zurück. Ein entsprechender Mechanismus kann auf FINO 1 nicht ausgeschlossen werden. Aktinien waren hier sehr abundant, und könnten so das Habitat vor allem für große Seesterne deutlich einschränkt haben, während für die kleinen Individuen ausreichend Oberfläche zur Verfügung stand. Das zeitliche Zusammentreffen hoher Abundanzen kleiner Seesterne mit dem Vorkommen der meroplanktischen Larven von *A. rubens* deutet darauf hin, dass die Unterwasserkonstruktion vorwiegend durch Larven besiedelt wird.

### 3.1.3 Saisonale Entwicklung der Epifaunagemeinschaft

Die saisonale Variabilität der Epifaunagemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 war so deutlich, dass eine zyklische jährliche Gemeinschaftsentwicklung anhand der Unterwasserfotografie erkennbar wurde. Da die Kratzproben im Gegensatz zur Unterwasserfotografie jedoch keine eindeutige jahreszeitliche Differenzierung der Epifaunagemeinschaft erbrachte, ist eine kritische Interpretation der anhand der Unterwasserfotografie ermittelten Ergebnisse geboten.

Die Trennung der Frühjahrsgemeinschaften von den Gemeinschaften der anderen Jahreszeiten in den Abbildungen 2.4.4 und 2.4.5 wird durch die extrem randständige Lage einzelner Proben aus dem Frühjahr in den MDS-Plots unterstützt. Diese Extremwerte repräsentieren Extremzustände der Gemeinschaften während einer kurzen Phase, in der die Hydrozoe *Ectopleura larynx* ihre kurze, saisonale Blüte hatte. Hier überdeckte *E. larynx* in 10 und 15 m Wassertiefe kurzzeitig alle anderen Organismen der Epifauna, so dass auf den Unterwasserfotos der Eindruck einer Monokultur entstand. Im Gegensatz hierzu haben die Kratzproben jedoch gezeigt, dass die anderen Arten der Epifauna durch die *E. larynx*-Blüte in ihrer Biomasse nicht beeinträchtigt wurden, wodurch der Anteil der Hydrozoen an der Gemeinschaft nicht so hoch ausfiel, wie es die Dominanz auf den Unterwasserfotos erwarten ließ. Dies wird auch aus der augenscheinlich unbeeinträchtigten Epifauna nach der jährlichen Hydrozoenblüte ersichtlich, die in der Folge auf den Unterwasserfotos beobachtet wurde. Dieses Ergebnis ist wichtig, da die Biomasse von Arten und Gemeinschaften deutlich mehr Information beinhaltet als der Bedeckungsgrad, da mit der Biomasse auch stets bedeutende Informationen hinsichtlich der Stoff- und Energieflüsse und damit der Funktionalität der Gemeinschaft verbunden sind. Das relativiert die anhand der Fotos dokumentierten Extremzustände, da sie (i) die reale Situation nur unzulänglich reflektieren und (ii) nicht so extrem sind, wie sie sich auf den Fotos aufgrund unvermeidbarer methodischer Limitierungen oft darstellen.

Dennoch ist die beobachtete, stabile Saisonalität qualitativ von einer gerichteten Gemeinschaftsentwicklung, wie sie in frühen Stadien der Besiedlung neuer Substrate zu beobachten ist, deutlich abzugrenzen.

### 3.1.4 Vergleich mit natürlichen Hartsubstraten

Ein Vergleich der Epifaunagemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 mit den Gemeinschaften natürlicher Hartsubstrate kann zur Beurteilung der „Naturnähe“ des künstlichen Hartsubstrats der Plattform beitragen. Bei einer solchen Beurteilung muss jedoch berücksichtigt werden, dass kürzlich ausgebrachte, künstliche Hartsubstrate stets nur in eingeschränktem Maße mit bereits lange etablierten natürlichen Substraten vergleichbar sind, auf denen sich die Aufwuchsgemeinschaften wahrscheinlich in einem anderem Entwicklungsstadium befinden. Ferner muss die räumliche Trennung verschiedener Standorte berücksichtigt werden, die zu einer unterschiedlichen Versorgung mit Larven führen kann. Auf diese Weise können bereits Unterschiede in den Gemeinschaften auftreten, die von der Oberflächenbeschaffenheit oder dem Material der Substrate unabhängig sind. Dennoch eignet sich dieser Vergleich, um Strukturen und Prozesse zu identifizieren, die auf grundlegende Unterschiede in den Aufwuchsgemeinschaften natürlicher und anthropogener Hartsubstrate hinweisen könnten.

Das umfangreichste natürliche Hartsubstrat der Deutschen Bucht ist der Felssockel der Insel Helgoland. Die Gemeinschaften des Helgoländer Sublittorals sind hinreichend dokumentiert. de Kluijver (1991) hat auf den natürlichen sublittoralen Hartsubstraten Helgolands 146 Epifaunaarten gefunden, während in der vorliegenden Untersuchung insgesamt 83 Arten auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 registriert wurden. Neben den unterschiedlichen Artendichten sind die qualitativen Unterschiede in der Gemeinschaftsstruktur zwischen den natürlichen Hartsubstraten Helgolands und der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 auffällig. Bei dem Vergleich der Gemeinschaften fällt zunächst das weitgehende Fehlen von Makroalgen auf der Plattformkonstruktion auf. Makroalgen wurden hier nur sporadisch und häufig nur vorübergehend angetroffen. Dies waren meist Grünalgen (evtl. *Ulva* sp.) in der Gezeitenzone. Das Fehlen von Makroalgen wurde wiederholt auf künstlichen Hartsubstraten beobachtet (Qvarfordt et al. 2006, Wilhelmsson & Malm 2008). Dabei fehlen Makroalgen vor allem in den frühen Sukzessionsstadien der Epifauna. Dabei ist unklar, ob das Fehlen der Makroalgen auf eine vertikale Ausrichtung der Substrate, auf ungünstige Lichtverhältnisse unterhalb der Plattform oder auf die häufig fehlende Oberflächenkomplexität künstlicher Substrate zurückzuführen ist (Wolfson et al. 1979, Forteach et al. 1982, Qvarfordt et al. 2006). Die habitatstrukturierende Funktion der Makroalgen wird häufig von filtrierenden Organismen wie z.B. Miesmuscheln und Seepocken übernommen (Qvarfordt et al. 2006). Während diese Funktion in der vorliegenden Untersuchung für die Miesmuscheln bestätigt wurde, fehlten Seepocken auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 trotz der sehr hohen jährlichen Dichten meroplanktischer Larven nahezu vollständig.

Auffällig war ferner das Auftreten langlebiger Arten wie z.B. Schwämmen in den Gemeinschaften natürlicher Habitats, die auf FINO 1 weitgehend fehlten. de Kluijver (1991) hat für die Helgoländer Gemeinschaften 15 Schwammarten beschrieben. Auf FINO 1 wurde mit *Halichondria panicea* im Juni 2006 die erste und bisher einzige Schwammart registriert. Innerhalb von 1,5 Jahren breitete sich *H. panicea* an dieser Stelle exponentiell über eine Fläche von rund 200 cm<sup>2</sup> aus. Mit *H. panicea* ist häufig eine charakteristische Begleitfauna assoziiert (Peattie & Hoare 1981). Entsprechend wurden in der Folge charakteristische Arten dieser typischen Begleitfauna wie der Schlangensterne *Ophiothrix fragilis* beobachtet. Das Auftreten einzelner neuer Arten kann somit als ein punktueller Katalysator der Gemeinschaftsentwicklung fungieren. Vor allem langlebige Arten sind ein Merkmal einer weit fortgeschrittenen Gemeinschaftsentwicklung (Pianka 1970).

Wilhelmsson & Malm (2008) haben die Epifauna auf Windenergieanlagen in Schweden und benachbarten, natürlichen Felssubstraten verglichen und dabei deutliche Unterschiede in der Gemeinschaftsstruktur festgestellt. Die Autoren vermuten, dass die geringere Komplexität der Gemeinschaften auf den künstlichen Hartsubstraten vor allem durch die räumliche Orientierung, vertikale Ausdehnung, räumliche Komplexität und Oberflächenstruktur bedingt ist.

### 3.1.5 Besiedelung unterschiedlicher Substrate

Die Besiedelung unterschiedlicher Substrate wurde in einem Feldversuch auf Helgoland untersucht, um v.a. auch die Besiedelung der künstlich erzeugten Kalksubstrate (EAT) unter Nordseebedingungen zu beurteilen. Die Epifauna der Kalkgitter unterschied sich deutlich von der der Stahlplatten, der PVC-Platten und der Betonstücke. Zur Besiedelung des (Helgoländer) Buntsandsteinmaterials wurden demgegenüber keine deutlichen Unterschiede gefunden. Das EAT-Material hob sich jedoch durch die beinahe flächendeckende Besiedelung der Oberfläche von allen übrigen Materialien ab, die zwischen 15 und 20 % unbesiedelte Stellen aufwiesen. Besonders die Rotalgen und die Krustenrotalgen dominierten das EAT-Substrat und auch Ascidien siedelten darauf mit vergleichsweise hoher Abundanz. Braunalgen fehlten weitgehend. Unklar bleibt, ob diese durch die Rotalgen verdrängt wurden oder ob das Substrat eine zu geringe Attraktivität für Braunalgen besaß. Das EAT-Material wurde wie im Mittelmeer (Schuhmacher & Schillak 1994) auch in der Nordsee als Besiedelungssubstrat akzeptiert und übertraf gar den Buntsandstein im Bedeckungsgrad durch die Aufwuchsgemeinschaft. Beton und PVC wurden weniger flächendeckend als das EAT-Material besiedelt. Im Gesamtvergleich wiesen deshalb deren Aufwuchsgemeinschaften etwas geringere Unterschiede zum Buntsandstein auf als das EAT-Substrat. Dieser Pilotstudie zur Folge ist das EAT-Material in der Nordsee als Baustoff geeignet. Auf Grund der hohen Akzeptanz als Besiedelungssubstrat und der „Naturähnlichkeit“ des Materials wäre denkbar, das EAT-Material als nichttragende Applikation an Gründungsstrukturen von Bauwerken zu positionieren, in denen ein dichter Aufwuchs, beispielsweise zur Erhöhung der Naturnähe, erwünscht ist. Ferner bliebe zu testen, ob EAT-Strukturen am Meeresgrund der Kolkbildung an den Füßen der Gründungsstrukturen entgegengewirken könnten.

Die exponierten Stahlplatten blieben zu 80 % unbesiedelt und können so nicht als naturähnlich betrachtet werden. Allerdings waren die hier verwendeten Stahlplatten ohne Korrosionsschutz installiert, so dass die Korrosion die Besiedelung behindern kann. Die Untersuchungen an der FINO 1 Plattform haben hingegen gezeigt, dass mit einem kathodischen Korrosionsschutz versehene Stahlbauten flächendeckend besiedelt werden können. Ein direkter Vergleich der Eignung als Substrat für Epifauna mit anderen Baustoffen ist daher anhand der Ergebnisse der Besiedlungsplatten nicht möglich.

### 3.1.6 Vergleich mit anderen künstlichen Hartsubstraten

Während natürliche Hartsubstrate in der Deutschen Bucht eher selten sind, stellen die Wracks havariierter Schiffe eine beachtliche Anzahl künstlicher Substrate in diesem Seegebiet dar. Laut Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie sind die Positionen von insgesamt über 1100 Wracks in der Deutschen Bucht registriert. Kürzlich wurden die Epifaunagemeinschaften auf Wracks vor der Küste Belgiens ausführlich dokumentiert (Zintzen et al. 2006, 2008 a, b). Ein Vergleich lässt deutliche Übereinstimmungen mit der Epifauna auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 erkennen. Bedeutende Elemente der Epifaunagemeinschaft auf FINO 1 wie *Jassa* spp. und die Hydrozoe *E. larynx* wurden auch auf den Wracks gefunden. Diese Arten haben die Unterwasserkonstruktion von FINO 1 bereits früh nach der Errichtung der Plattform besiedelt. Die untersuchten Wracks waren jedoch bereits vor Jahrzehnten gesunken. Die hohen Abundanzen dieser Arten in den scheinbar

etablierten Gemeinschaften der Wracks zeigt demnach auf, dass sie nicht zwangsläufig einen Indikator für ein frühes Entwicklungsstadium der Epifaunagemeinschaft darstellen. Vielmehr deutet die Dominanz der Arten auch nach Jahrzehnten der Exposition der Wracks darauf hin, dass künstliche Hartsubstrate auch langfristig kein Äquivalent für natürliche Hartsubstrate darstellen.

*Jassa* sp. ist häufig in hohen Abundanzen auf künstlichen Hartsubstraten im Meer anzutreffen (Leewis & Waardenburg 1990, Garcia 1991, Leonhard & Pedersen 2005, Havermans et al. 2007). Dabei werden in unterschiedlichen Arbeiten unterschiedliche Arten der Gattung *Jassa* als besonders abundant auf künstlichen Unterwasserstrukturen aufgeführt. So haben Orejas et al. (2005) die Art *J. herdmani* als eine charakteristische Komponente der Initialbesiedlung von FINO 1 aufgeführt. Auf den Unterwasserkonstruktionen walisischer Windenergieanlagen wurde *J. falcata* in hohen Abundanzen beobachtet (Bunker 2004). Aus der Epifaunagemeinschaft der Anlagen des dänischen Windparks Horns Rev wurde schließlich *J. marmorata* beschrieben (Leonhard & Pedersen 2004). Dabei können regionale und saisonale Unterschiede in den abiotischen Bedingungen sowie die Substratqualität über das lokale Arteninventar entscheiden. Ferner können verschiedene *Jassa*-Arten repräsentativ für unterschiedliche Sukzessionsstadien der Epifaunagemeinschaft sein. Aus Diskussionen mit Experten ist jedoch hervorgegangen, dass eine große morphologische Ähnlichkeit zwischen den Arten der Gattung *Jassa* zu Fehlbestimmungen geführt haben könnte. Diese Unsicherheit war Anlass für die genauere Analyse der *Jassa*-Population auf FINO 1. Dabei wurden zwei *Jassa*-Arten, *J. herdmani* und *J. marmorata*, auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 gefunden. Die Plattform wurde unterhalb einer Wassertiefe von 5 m fast ausschließlich von *J. herdmani* besiedelt. Nach einem kurzzeitigen Auftreten und anschließenden Verschwinden hoher Abundanzen von *J. marmorata* in der 5 m-Tiefenstufe im Sommer 2005 stieg der Anteil dieser Art in der 1 m-Tiefenstufe an und etablierte sich dort mit einem Anteil von 20-40 % an der gesamten *Jassa*-Population. Dieses Beispiel veranschaulicht, wie Arten der Initialbesiedlung wie *J. herdmani* mit fortschreitender Gemeinschaftsentwicklung erhöhtem Konkurrenzdruck durch neu ansiedelnde Arten ausgesetzt sind. Je nach Wassertiefe können etablierte Arten unter diesem Konkurrenzdruck bestehen, so dass interspezifische Interaktionen zu einer Koexistenz von Arten durch kleinräumige Habitatsegregation und somit zu einer Erhöhung der lokalen Diversität führen können.

Auffällig war, dass *M. edulis* auf Wracks nicht die Dominanz erreicht wie auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1. Die vertikale Verteilung der Miesmuscheln auf FINO 1, die sich fast ausschließlich auf die 1 m-Tiefenstufe beschränkt, legt nahe, dass die vergleichsweise geringe Abundanz von *M. edulis* auf den Wracks auf die Lage nahe dem Meeresboden zurückzuführen ist. Somit müssen die vertikalen Unterwasserstrukturen zukünftiger Offshore-Windenergieanlagen als spezielle Habitate betrachtet werden, denen aufgrund ihrer Ausdehnung über die gesamte Wassersäule eine besondere Stellung unter den künstlichen Hartsubstraten in der Nordsee zukommt. Sie sind somit nicht eine rein quantitative Ergänzung bereits zahlreicher künstlicher Hartsubstrate (Wracks), sondern repräsentieren zumindest in bestimmten Wassertiefen eine qualitative Veränderung der Meeresumwelt.

### 3.1.7 Ökologische Beurteilung der Epifauna auf dem künstlichen Hartsubstrat von FINO 1

Die vorliegenden Untersuchungen des Projektes BeoFINO II haben gegenüber dem vorangegangenen Projekt BeoFINO ein deutlich differenzierteres Bild der Epifaunagemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 produziert. Dies ist zunächst auf methodische Unterschiede zurückzuführen. Die konsequente

Kombination der fotografischen Dokumentation der Epifauna mit regelmäßigen Kratzproben hat zu einem verbesserten Verständnis der biologischen Prozesse in der Epifaunagemeinschaft sowie der Populationsentwicklungen einzelner Arten geführt (Beispiel: Entwicklung von Biomasse und Abundanz von *M. edulis*).

Es wurde deutlich, dass die interspezifischen Interaktionen innerhalb der Epifaunagemeinschaft über den Untersuchungszeitraum deutlich komplexer geworden sind (Beispiel: Habitatsegregation der Aktinien aufgrund interspezifischer Konkurrenz). Somit geht von einem künstlichen Hartsubstrat im Meer eine katalytische Wirkung für die Ausbildung interspezifischer Interaktionen aus, wie sie von Thiel und Gutow (2005) auch für treibende Substrate an der Wasseroberfläche beschrieben wurde. Andererseits fehlen nach wie vor bedeutende natürliche Kontrollmechanismen für einzelne Komponenten der Gemeinschaft (Beispiel: Kontrolle der Miesmuscheln durch den Räuber *A. rubens*; anhaltende Dominanz von Arten der Initialbesiedlung wie *Jassa* spp. und *E. larynx*), die eine qualitative Abgrenzung gegenüber den Gemeinschaften natürlicher Hartsubstrate verdeutlichen.

Insgesamt ist die Epifaunagemeinschaft auf FINO 1 stabiler geworden (Beispiel: zyklische Entwicklung von Biomasse und Abundanz statt gerichteter Prozesse; Widerstand des Bewuchses gegenüber physikalischen Einwirkungen). Auch 4,5 Jahre nach Errichtung der Plattform ist die Entwicklung der Gemeinschaft jedoch nicht abgeschlossen. Dies wird aus dem sukzessiven Auftreten neuer, vor allem langlebiger Arten der Gemeinschaft ersichtlich (Beispiel: der Brotkrumenschwamm *H. panicea* mit der charakteristischen Begleitfauna). Weitere Arten werden für die Zukunft erwartet, was die Komplexität der Interaktionen zwischen den Komponenten der Gemeinschaft weiter erhöhen wird. Anhand der Ergebnisse vorangegangener Arbeiten wird erwartet, dass Epifaunagemeinschaften auf künstlichen Hartsubstraten ein stabiles Klimax-Stadium nach 5 bis 11 Jahren (Leewis et al. 2000), ggf. aber auch nie erreichen (Sutherland & Karlson 1977).

Ein entscheidendes Merkmal der Epifaunagemeinschaft auf FINO 1 ist der stabile Miesmuschelgürtel in den oberen Bereichen der Unterwasserkonstruktion, der in dieser Ausprägung weder auf natürlichen Hartsubstraten noch auf den zahlreichen Wracks der Deutschen Bucht anzutreffen ist. Dies zeigt, dass zukünftige Offshore-Windenergieanlagen aufgrund ihrer vertikalen Ausdehnung über die gesamte Wassersäule für diese Region neuartige Habitate repräsentieren. Aufgrund der enormen Filtrationsleistung der Miesmuscheln kann zumindest für den Bereich einzelner Windparks ein Einfluss auf die lokalen Stoff- und Energieflüsse nicht ausgeschlossen werden (Joschko et al. 2008).

Die gesamte Biomasse der Epifaunagemeinschaft auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 betrug zum Abschluss der Untersuchungen im Jahr 2007 rund 5 t<sub>FG</sub>. Die jährlichen Schwankungen der Gesamtbiomasse der Epifauna durch Aufbau im Frühjahr und Abbau im Herbst/Winter betragen 1-2 t<sub>FG</sub>. Die vorliegenden Untersuchungen der Weichbodenfauna bei FINO 1 ergaben für den gesamten Untersuchungszeitraum von 2005 bis 2007 eine durchschnittliche Biomasse in dem Sediment der Referenzstationen in 200-400 m Entfernung von der Plattform von 192 g<sub>FG</sub> m<sup>-2</sup>. Wird dieser Wert als großflächig repräsentativ zugrunde gelegt, so wird auf FINO 1 jährlich soviel Biomasse produziert, wie in den umliegenden Weichböden auf einer Fläche von rund 5.000 bis 10.000 m<sup>2</sup> enthalten ist. Dies entspricht einer Kreisfläche mit einem Radius von 40-80 m. Für die derzeit bewilligten 1.200 bzw. die für die kommenden Jahre geplanten rund 3.000 Offshore Windenergieanlagen auf der Fläche der Deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee entspräche dies jährlich einer Biomasse von rund 6-12 bzw. 15-30 km<sup>2</sup> Weichboden. Die Materie und Energie, die zum Aufbau dieser Biomasse erforderlich ist, muss dem Gesamtsystem an anderer Stelle entzogen werden. Ob diese Stoff- und Energieallokation zu Defiziten an anderer Stelle des Systems führen wird oder ob das System über bisher ungenutzte Kapazitäten verfügt, wird auch in Zukunft schwer zu beurteilen sein.

Die ausgeprägte Saisonalität der Epifaunabiomasse zeigt, dass diese Materie und Energie dem System regelmäßig teilweise oder vollständig wieder zugeführt wird. Mit der Zunahme langlebiger Arten in der Aufwuchsgemeinschaft kann damit gerechnet werden, dass die Biomasse längerfristig in der Epifauna gebunden bleibt. Dadurch wird sie dem umliegenden System einerseits längerfristig entzogen, andererseits werden dadurch die jährlichen Schwankungen geringer.

### 3.2 *Veränderungen der Bodenfauna im Umfeld der Plattform*

Bereits im ersten Jahr nach der Installation der Plattform waren deutliche Unterschiede in der Sedimentbeschaffenheit und der Bodenfauna in ihrer näheren Umgebung erkennbar (Orejas et al. 2005). Allerdings konnte nicht geklärt werden, ob es sich dabei um vorübergehende Phänomene oder um permanente Veränderungen handelt. Aufgrund der Schwierigkeiten den Übergangsbereich zu beproben konnten auch keine genaueren Aussagen zur räumlichen Ausdehnung der faunistischen Veränderungen gemacht werden. Diese Fragestellungen wurden daher in der vorliegenden Studie vorrangig betrachtet.

#### 3.2.1 *Veränderungen im Nahbereich*

Die deutlichen Unterschiede der Fauna im Nahbereich bis 15 m Abstand zur Fauna im Referenzgebiet sind über den gesamten Zeitraum klar erkennbar. Allerdings ist in diesem Bereich auch sowohl die räumliche als auch die zeitliche Variabilität sehr hoch, so dass hier nicht von einer stabilen Gemeinschaftszusammensetzung ausgegangen werden kann. Vielmehr handelt es sich um einen Bereich permanenter Veränderungen. Zum einen kann dies durch instabile Sedimente erklärt werden, die mit wechselnden Strömungsbedingungen vor allem im Bereich des Kolkes regelmäßig bewegt werden. Zum anderen ist hier mit einem verstärkten Einfluss mobiler Räuber zu rechnen, die sich bevorzugt an der Plattform aufhalten. Dadurch kommt es zu häufigen Störungen unterschiedlicher kleinräumiger Ausdehnung, die eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Fauna bedingen und keine stabile Ausprägung der Gemeinschaft erlauben.

Eine Erholung der Bodenfauna, wie sie zu erwarten wäre, wenn es sich um Auswirkungen eines zeitlich begrenzten Eingriffs wie den Baumaßnahmen der Plattform handeln würde, war im Nahbereich der Plattform nicht zu beobachten. Vielmehr handelt es sich um eine permanente Veränderung der Lebensbedingungen, die eine permanent veränderte Bodenfauna bedingen. Für das Meeresgebiet charakteristische Weichbodenarten wie der Herzseeigel (*Echinocardium cordatum*), verschiedene Muscheln (*Phaxas pelucidus*, *Macra stultorum*, *Tellina fabula*) und röhrenbauende Borstenwürmer (*Owenia fusiformis*, *Chaetozone cf. setosa*, verschiedene Spioniden) kommen im Nahbereich der Plattform nur selten und dann für kurze Zeiträume vor. Im Rahmen der jährlichen Ansiedlung scheinen sich juvenile Organismen teilweise auch hier niederzulassen. Wenige Wochen nach den beobachteten höchsten Larvendichten im Meroplankton im Frühsommer werden auch in den Greiferproben der Umgebung höhere Anzahlen von Polychaeten (*O. fusiformis*, *Magelona* spp., *L. conchilega*) sowie 2006 auch juvenilen Echinoiden gefunden, wenn auch in deutlich geringeren Dichten als im Referenzgebiet. Diese können sich hier aber nicht auf Dauer etablieren und sind schon wenige Monate später nicht mehr zu finden. Die trotz saisonaler Schwankungen niedrigeren Artendichten in 5-15 m Abstand, die deutlich geringeren Organismendichten und Biomasse und die stärkeren Schwankungen als im Referenzgebiet zeugen von der geringeren Eignung dieses Bereiches für die typische Weichbodenfauna. Andererseits ist die Äquität in diesem Bereich im Allgemeinen höher als direkt an der Plattform und im Referenzgebiet. Dies liegt zum einen an der erfolgreichen Ansiedlung typischer Weichböden bewohnender Polychaeten in großen Dichten im Referenzgebiet,

zum anderen an den hohen zahlenmäßigen Dominanzen opportunistischer Arten in der unmittelbaren Nähe der Plattform.

Die Benthosgemeinschaft in 1 m Entfernung besteht überwiegend aus mobilen, vielfach räuberischen Arten. Neben Schwimmkrabben und Flohkrebse (*Atylus swammerdami*, *Abludomelita obtusata*) treten hier vermehrt mobile Borstenwürmer (*Eunereis longissima*, *Aonides paucibranchiata*) auf. Einerseits erklärt sich dies aus einer Präferenz für gröbere Substrate (z.B. *A. paucibranchiata*, Hartmann-Schröder 1996, Degraer et al. 2006). Andererseits ist hier vor allem das Nahrungsangebot ausschlaggebend. Räuberische und aasfressende Arten wie Schwimmkrabben oder *E. longissima* werden von Aas angezogen (Ramsay et al. 1998) und können von Organismen profitieren, die von der Epifauna künstlicher Hartsubstrate herabfallen (Wolfson et al. 1979, Davies et al. 1982). Große Individuendichten von Amphipoden treten vor allem in Bereichen mit gestörten Sedimenten auf (Wiecking & Kröncke 2003) sowie als lokale Ansammlungen v.a. mobiler Arten wie *A. swammerdami* in Gebieten erhöhten Nahrungsangebots (Sainte-Marie 1986). Verschiedene räuberische Borstenwürmer wie Nereiden wiederum fressen bevorzugt Amphipoden (Commito 1982) und könnten so von den erhöhten Flohkrebisdichten an der Plattform profitieren.

Viele der im Nahbereich von FINO 1 zeitweise in größeren Dichten vorkommenden Arten (Flohkrebse, Schwimmkrabben), die hier auch den Hauptanteil der Biomasse ausmachen, dienen ihrerseits als Nahrung für zahlreiche Fischarten (z.B. Grundeln, Leierfische, Dorschartige) (Cattrijsse et al. 1993). Sie können so ein erweitertes Nahrungsangebot darstellen und zur Ansammlung räuberischer Fischarten um die Plattform beitragen (Valdemarsen 1979, Jørgensen et al. 2002, Løkkeborg et al. 2002). Der dadurch erhöhte Fraßdruck wiederum führt zu einer Reduzierung der Dichte benthischer Evertebraten (Andre et al. 1993, Nelson et al. 1994). Dabei kann zur Zeit jedoch noch nicht prognostiziert werden, ob dieses erhöhte Nahrungsangebot für demersale Fische entscheidende positive Konsequenzen für die Bestände dieser Arten haben wird.

In 1 m Abstand wurden außerdem regelmäßig Arten gefunden, die auch die Plattform besiedeln. Auch die saisonal im Spätsommer bis Herbst in Plattformnähe vermehrt auftretenden Blumentiere (Actiniaria) können u.U. mit deren Vorkommen in der Epifauna der Plattform in Zusammenhang gebracht werden. Allerdings handelt es sich annähernd ausschließlich um sehr kleine Exemplare, bei denen der Ansiedlungserfolg in Weichbodengebieten von der Verfügbarkeit geeigneter Substrate zum Anheften abhängt. Sie könnten daher von dem erhöhten Schillanteil auf der Oberfläche des Sedimentes profitiert haben. Allerdings überlebten die meisten Tiere nicht bis zum kommenden Frühjahr, wo in allen drei Jahren nur wenige sehr kleine Tiere gefunden wurden.

Deutlich erhöhte Gehalte an organischem Kohlenstoff im Sediment waren nur bis zu einem Abstand von 5 m erkennbar. Das deutlich erhöhte C/N-Verhältnis in der gesamten Plattformumgebung bis 15 m deutet auf einen höheren Anteil stärker abgebauten organischen Materials hin (Waples & Sloan 1980). Die zunehmenden Beobachtungen von reduzierten Sedimenten in Sommer und Herbst 2007 deuten darauf hin, dass sich unter der Schillaufgabe zunehmend sauerstoffarme Zonen bilden. In Kombination mit dem hohen C/N-Verhältnis lässt sich daraus schließen, dass es hier zu einer Ansammlung von Stoffwechselendprodukten kommt, die unter der Schillschicht selbst bei den dort vorherrschenden Strömungen zu Sauerstoffmangel führen können. Dies erschwert die Besiedlung dieser Sedimente zusätzlich, da gerade viele Benthosarten größerer Sedimente sensibel auf geringe Sauerstoffgehalte reagieren (Rachor 1980, Rachor & Albrecht 1983, Niermann et al. 1990).

Die Veränderung der Bodenfauna ist nach wie vor im direkten Nahbereich (1m Abstand) am deutlichsten ausgeprägt. Bereits im Bereich von 5-15m Abstand lassen sich einige Ähnlichkeiten zur normalen Bodenfauna erkennen. Allerdings ist auch hier noch eine deutliche Veränderung der Sedimente zu erkennen mit erhöhtem

Schillgehalt und gröberen Sedimenten wie dies häufig in Kolkbereichen um künstliche Strukturen beobachtet wird (Ambrose & Anderson 1990, Barros et al. 2000). Dies spiegelt sich auch in einer Bodenfauna wider, die viele Arten umfasst, die als charakteristisch für gröbere Sedimente gelten, wie die Borstenwürmer *Nephtys cirrosa*, *N. caeca* und *Glycera*-Arten, die Flohkrebse *Bathyporeia elegans* und *B. guilliamsoniana* sowie das Lanzettfischchen *Branchiostoma lanceolatum* (Rachor & Nehmer 2003, Degraer et al. 2006). Die Veränderung des Sediments ist einer der Hauptgründe für die Veränderung der Bodenfauna, da die Zusammensetzung des Benthos stark von den Sedimenteigenschaften abhängt (Gray 1974, Rachor & Nehmer 2003, Degraer et al. 2006). Das Auftreten des kleinen Sandaals (überwiegend *Ammodytes tobianus*) vor allem im letzten Untersuchungsjahr ist vornehmlich dem gröberen Sediment in der weiteren Plattformumgebung (5-15m) zuzuschreiben, den diese tagsüber und im Winter als Versteck nutzen (Macer 1966 in Wright et al. 2000; Wright et al. 2000; Holland et al. 2005). Bei ihrer pelagischen Ernährungsweise ist es unwahrscheinlich, dass es sich hierbei um Nahrungseffekte handelt.

In der Plattformumgebung hat sich also keine stabile Bodengemeinschaft ausbilden können. Vielmehr ist die hohe zeitliche und räumliche Variabilität der Gemeinschaft das Charakteristikum dieses Bereiches. Während sich die räumliche Variabilität der Bodenfauna im Nahbereich der Plattform in den relativ großen Abständen der Punkte der Replikate eines Termins auf dem MDS widerspiegeln, deuten die recht klar getrennten jahreszeitlichen Gruppen an, dass in diesem Bereich auch die jahreszeitliche Variabilität höher ist als im Referenzgebiet. Dies beruht hauptsächlich auf der Ansiedlung vieler Arten in den Frühjahrs- und Sommermonaten, die sich häufig im Nahbereich der Plattform nicht auf Dauer etablieren können. In 10 – 15 m Entfernung wurden vereinzelt wenige eingegraben lebende, typische Weichbodenarten wie der Seeigel *Echinocardium cordatum* und die Muschel *Tellina fabula* gefunden, jedoch nicht in den Dichten und Regelmäßigkeiten wie im Referenzgebiet.

Die ökologischen Ansprüche der im Nahbereich vorkommenden Arten lassen darauf schließen, dass sowohl die Veränderung des Sediments als auch das zusätzliche Nahrungsangebot zusammenspielen und gemeinsam die beobachteten Veränderungen der Bodenfauna bedingen. So profitieren sowohl Räuber und Aasfresser als auch an gröbere Sedimente angepasste Organismen aus verschiedenen Gründen von der Plattform. Gleichzeitig müssen die Organismen in der Plattformumgebung aber mit beweglichen Sedimenten und einem erhöhten Fraßdruck durch Räuber klar kommen. Somit lässt sich nicht ein einzelner Faktor für die beobachteten Veränderungen verantwortlich machen, sondern es handelt sich um eine komplexe Veränderung des gesamten lokalen Nahrungsgefüges und der lokalen Lebensbedingungen im Nahbereich der Plattform.

### 3.2.2 Räumliche Ausdehnung von Veränderungen der Bodenfauna

Anhand der regelmäßigen Beprobungen des Nahbereiches der Plattform wurde deutlich, dass der Bereich bis mindestens 15 m Abstand eine permanent veränderte Bodenfauna aufwies. Von der Plattform aus konnten keine größeren Abstände beprobt werden und von den zur Verfügung stehenden Schiffen konnte der Übergangsbereich in der Nähe der Plattform aus Sicherheitsgründen nicht beprobt werden. Daher beschränken sich die Aussagen über die räumliche Ausdehnung der faunistischen Veränderungen auf eine Probennahme die im August 2005 (gut zwei Jahre nach der Installation der Plattform) vom Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ) der Universität Kiel mit dem FK *Littorina* durchgeführt wurde, der eine genauere Navigation im Nahbereich der Plattform erlaubte.

Die deutlichsten Veränderungen finden in unmittelbarer Nähe von künstlichen Hartsubstraten statt (Ambrose & Anderson 1990; Nelson et al. 1994), daran schließt sich eine Übergangszone an, in der graduelle Veränderungen bis hin zur gewöhnlichen Bodenfauna des Gebietes zu beobachten sind. Dementsprechend stellen die Proben aus 25 bis 200 m Abstand einen Übergangsbereich zwischen der stark veränderten Fauna im Nahbereich ( $\leq 15$  m) und der Fauna des Referenzgebietes dar. Als Ganzes betrachtet ähnelt sie mehr der Fauna des Referenzgebietes als der der Plattformumgebung, was vor allem aus einem ähnlichen Artenspektrum resultiert. Die Dichten der einzelnen Arten nehmen aber teilweise mit zunehmender Plattformnähe deutlich ab. Dabei lassen sich für verschiedene Arten unterschiedlich große Einflussbereiche erkennen. Einige Arten wie Schwimmkrabben oder *A. swammerdami* kommen nur im direkten Nahbereich der Plattform in größeren Dichten vor, schon ab 5 m Entfernung sind ähnliche Dichten wie im Referenzgebiet zu beobachten. Bei anderen Arten sind mit zunehmender Plattformentfernung abnehmende Dichten zu verzeichnen, wobei noch bis in ca. 200 m Abstand höhere Dichten als im Referenzgebiet erkennbar sind. Eine Reihe anderer Arten wiederum zeigt zunehmende Dichten mit zunehmendem Abstand, wobei diese Zunahme je nach Art bis in 25 bis 100 m Abstand am deutlichsten ist. Eine letzte Gruppe schließlich erreicht die höchsten Dichten in mittleren Abständen, wobei es sich einerseits um Arten handelt, die die gröberen Sedimente in der Umgebung der Plattform bevorzugen, andererseits um Ansiedlungen von juvenilen Organismen. Inwiefern diese von einer geringeren Dichte von konkurrierenden, ausgewachsenen Exemplaren der gleichen oder anderer Arten profitieren oder aber auch von einem Nahrungseintrag von Partikeln von der Plattform ist nicht bestimmbar. Da leider nicht die Möglichkeit bestand, den Übergangsbereich wiederholt zu beproben, kann auch nicht mit Sicherheit gesagt werden, ob sich diese Arten hier auf Dauer halten können.

Die im Übergangsbereich häufigeren Arten könnten von dem zusätzlichen Eintrag organischen Materials profitieren, oder aber auch von der verminderten Fischereiintensität. Zwar wurde das Referenzgebiet so gewählt, dass es innerhalb des 500 m- Sicherheitsbereichs der Plattform liegt, so dass auch dort theoretisch nicht gefischt werden sollte. Ohne eine Überwachung ist allerdings davon auszugehen, dass die Fischereiintensität dort zwar deutlich geringer ist als in der weiteren Umgebung, dass aber zumindest einzelne Fischer v.a. im äußeren Bereich dieser Zone auch fischen, was durch Seitensichtsonar-Untersuchungen (Schroeder & Dannheim 2006) und eigenen Beobachtungen während der Probennahme belegt wird. Insofern handelt es sich hier u.U. auch um einen Gradienten der Fischereiintensität. Da die Bodenfischerei eine der stärksten Störungen der marinen Umwelt darstellt (Dayton 1995; Jennings & Kaiser 1998; Thrush et al. 2001) ist zu erwarten, dass unbefischte Bereiche zukünftiger Windparks eine Erholung der Bodenfauna ermöglichen können. Einige der geplanten Windparks der deutschen AWZ liegen in den mit am intensivsten befischten Bereiche der Nordsee (Rijnsdorp et al. 1998; Jennings et al. 1999). Eine fortgesetzte Befischung kann letztendlich die Struktur und Funktion der benthischen Gemeinschaften der Region nachhaltig verändern (Jennings & Kaiser 1998; Hall 1999; Kaiser & de Groot 2000). Im Gegensatz zu dieser graduellen Veränderung der benthischen Gemeinschaften hin zu den äußeren Bereichen des Sperrgebietes, sind die deutlichen Veränderungen im unmittelbaren Nahbereich der Plattform jedoch eindeutig auf die Veränderungen des Sediments als Folge der Errichtung der Plattform zurückzuführen. Vergleichbare Veränderungen des Meeresbodens mit einer deutlichen Zunahme der Schillbedeckung sind bisher als Folge eingestellter Schleppnetzfisherei nicht dokumentiert worden.

Abgesehen von diesen weitreichenden indirekten Auswirkungen, die die ganze Fläche eines Windparks betreffen, ist anhand der Beobachtungen um die FINO 1 Forschungsplattform somit mit einer mehr oder weniger konzentrischen Zonierung um die einzelnen Anlagen zu rechnen. An einen stark direkt beeinflussten Bereich in der unmittelbaren Umgebung der Strukturen schließt sich ein Übergangsbereich von ca. 20 m an, der durch

Faunenelemente gröberer Sedimente und mobile räuberische Arten geprägt ist. Darum herum ergibt sich eine Zone eines graduellen Übergangs zur typischen Weichbodenfauna der Umgebung, bei der Einflüsse der Strukturen bis in einen Abstand von 100 – 200 m erkennbar sind.

### 3.3 *Ansammlung von Fischen*

#### 3.3.1 Zeitliche und räumliche Dynamik pelagischer Fische im Umfeld von FINO 1

Pelagische Fische akkumulieren sich an künstlichen Unterwasserstrukturen wie künstlichen Riffen, Hafenmauern, Schiffwracks und Ölplattformen (Galloway & Lewbel 1982; Gerlotto et al. 1989; Bohnsack et al. 1994; Rilov & Benayahu 1998; Stanley & Wilson 2000; Fabi & Sala 2002; Wilson et al. 2003; Doray et al. 2006; Wilson et al. 2006). Somit haben künstliche Unterwasserstrukturen einen Einfluss auf die räumliche Verteilung von pelagischen Fischen. Die Errichtung zahlreicher Windenergieanlagen wird den Anteil von Hartsubstraten in einem von sandigen Sedimenten dominierten Gebiet wie der Deutschen Bucht deutlich erhöhen. Der Bau der Forschungsplattform FINO 1 bot die Gelegenheit, den möglichen Einfluss von Windenergieanlagen auf die räumliche Verteilung pelagischer Fische bereits vor dem Bau der Windparks zu untersuchen.

Sowohl unsere Ergebnisse als auch frühere Studien zeigen, dass pelagische Fische im Untersuchungsgebiet saisonal auftreten. Die an FINO 1 beobachteten Schwarmfische Stöcker (*Trachurus trachurus*) und Makrele (*Scomber scombus*) verlassen, abhängig von der Wassertemperatur, die Deutsche Bucht im Herbst, um in wärmeren Gewässern zu überwintern und wandern im Frühjahr wieder in das Untersuchungsgebiet ein (ICES 1990). Dieses Migrationsverhalten zeigt sich deutlich in unseren Ergebnissen, da die Individuendichten der S- und M-Gruppe im Sommer und bei der M-Gruppe zusätzlich im Frühjahr am höchsten waren.

Während die räumliche Verteilung einiger pelagischer Fische durch die künstliche Unterwasserstruktur der Forschungsplattform beeinflusst wurde, konnte bei anderen keinen Effekt beobachtet werden. Die Abundanz der S-Gruppe war im Sommer in der näheren Umgebung von FINO 1 deutlich erhöht. Ein Einfluss von FINO 1 auf die Akkumulation der Fische der S-Gruppe war bis zu einer Entfernung von maximal 75 m zu erkennen. Hier war die Abundanz bis zu 9 mal höher als beispielsweise in 500 m Entfernung zu FINO 1. Abhängig von den vorherrschenden Umweltbedingungen, der lokalen Fischfauna und der Größe der Unterwasserstrukturen scheint die Akkumulation von Fischen an künstlichen Strukturen generell auf eine Entfernung von 16-80 m begrenzt zu sein (Gerlotto et al. 1989; Stanley & Wilson 1997; Fabi & Sala 2002; Wilson et al. 2006; Sala et al. 2007). Die Mechanismen und Prozesse, die zu einer Ansammlung von pelagischen Fischen in der Umgebung künstlicher Unterwasserstrukturen führen, sind bislang weitestgehend unbekannt (Bohnsack 1989). Als mögliche auslösende Stimuli werden Licht, Geräusche und/oder Vibrationen brechender Wellen angeführt, während ein erweitertes Nahrungsangebot durch die angesiedelte Hartsubstratfauna und Schutz vor Räubern und Strömungen mögliche selektive Gründe für die Akkumulation der Fische darstellen könnten (Bohnsack 1989; Jørgensen et al. 2002). Stanley & Wilson (1991) nehmen an, dass viele pelagische Fische von künstlichen Unterwasserstrukturen trophisch unabhängig sind und optische Reize eine wichtigere Rolle spielen. Vorläufige Ergebnisse aus Versuchsfängen an FINO 1 scheinen diese Annahme zu bestätigen. Die durch Angeln gefangenen Stöcker aus der direkten Umgebung von FINO 1 hatten keine Hartsubstratarten sondern verschiedene planktische Larven in ihren Mägen, die zu der normalen Nahrung dieses Fisches zählen (Jardas et al. 2004). Eine ausführliche Analyse der Mageninhalte der an FINO 1 gefangenen Stöcker im Vergleich zu Stöckern aus Referenzgebieten steht jedoch noch aus. Sollte sich dieser vorläufige Befund in zukünftigen Untersuchungen bestätigen, könnte

ausgeschlossen werden, dass Offshore-Windenergieanlagen direkt durch die Bereitstellung von Nahrung in Form von Aufwuchsfahrung zu einer Vergrößerung der Fischbestände beitragen werden.

Im Gegensatz zu den Fischen der S-Gruppe konnte bei der M-Gruppe kein räumlicher Bezug zu der Forschungsplattform ermittelt werden. Jedoch sind hohe Dichten in der weiteren Umgebung von FINO 1 gefunden worden. Eine ähnliche räumliche Verteilung der Makrele wurde auch von Soldal et al. (2002) an Ölplattformen in der Nordsee beobachtet. Nach Temming et al. (2002) besetzen Makrele und Stöcker ähnliche ökologische Nischen. Die unterschiedliche räumliche Verteilung beider Fischarten könnte demzufolge auf Habitatsegregation zur Vermeidung von Konkurrenz um Raum und/oder Nahrung hindeuten (Werner & Hall 1979). Das Nahrungsspektrum gerade größerer Makrelen umfasst jedoch auch Fische, u.a. auch junge Stöcker (Mehl & Westgård 1983; pers. Beobachtungen). Die räumliche Verteilung der Makrelen wird entscheidend durch die Räuber-Beute-Beziehung dieser Fische gesteuert (Bertrand et al. 2004), so dass anzunehmen ist, dass die hohe Abundanz von Makrelen in der Umgebung der Forschungsplattform mit einer dort hohen Dichte von Beutefischen (u.a. auch Stöcker) zusammenhängt.

### 3.3.2 Einfluss der Tageszeit auf die räumliche Dynamik pelagischer Fische im Umfeld von FINO 1

Neben einer ausgeprägten jahreszeitlichen Saisonalität zeigt unsere wie auch frühere Studien eine tageszeitliche Periodik in der Abundanz der Fische (Soldal et al. 2002; Doray et al. 2006; Wilson et al. 2006; Sala et al. 2007). Während die Abundanz der S-Gruppe am Abend höher war, wurde bei der M-Gruppe der gegenteilige Trend festgestellt. In der Literatur wird dieses Phänomen u.a. durch tagesperiodische vertikale Wanderungen der Fische erklärt (Fabi et al. 2006). Tagsüber bildet der Stöcker dichte Schulen, die sich meist in den mittleren bis unteren Wasserschichten aufhalten. Am Abend lösen sich die Schulen auf (Macer 1977), so dass Einzelfische mit dem Echolot besser erfasst werden können und so eine höhere Abundanz vorhanden zu sein scheint. Signale von einzelnen Fischen können mit Echoloten am verlässlichsten erfasst werden, wenn die Fische einen gewissen Abstand voneinander haben (Trout et al. 1952). In Fischschulen schwimmen Fische jedoch oft in sehr geringen Abständen zueinander, so dass eine Erfassung von Einzelfischen schwierig ist. Eine Abundanzabschätzung basierend auf Einzelsignalen kann demzufolge weit unterhalb der tatsächlichen Abundanz liegen. Es kann also davon ausgegangen werden, dass die Abundanz des Stöckers in der unmittelbaren Umgebung von FINO 1 gerade tagsüber stark unterschätzt wurde und sich höchst wahrscheinlich die räumliche Verteilung dieses Fisches noch extremer auf die künstlichen Unterwasserstrukturen von FINO 1 fokussiert. Diese Annahme wird durch Beobachtungen von Tauchern und der Unterwasserkamera gestützt, die auf eine wesentlich höhere Anzahl von Fischen pro m<sup>3</sup> schließen lassen als durch die Echolotdaten quantitativ ermittelt wurde. Hier werden weiterführende Untersuchungen zusätzliche Informationen liefern, um die Dichte des Stöckers an künstlichen Unterwasserstrukturen verlässlicher abschätzen zu können.

Der in dieser Untersuchung dokumentierte geringe Abundanz-Unterschied der S-Gruppe in der direkten Umgebung von FINO 1 am Tag und am Abend könnte jedoch auch darauf hindeuten, dass der Stöcker, entgegen seiner typischen diurnalen Rhythmik, an den künstlichen Unterwasserstrukturen auch in der Nacht seine Schulformation beibehält. Tagesperiodische Vertikalwanderungen und Verhaltensweisen können unter anderem durch die Nahrungsverteilung und/oder Lichteinfluss reguliert werden (Harden Jones 1968). Rilov & Benayahu (1998) vermuten, dass starke Strömungen und Verwirbelungen an künstlichen Unterwasserstrukturen die Dichte von planktischen Organismen lokal erhöht und damit planktivoren Fischen wie dem Stöcker eine sehr effektive

Nahrungsaufnahme ermöglicht. Für den Stöcker wäre es folglich von Vorteil, sich dauerhaft an FINO 1 aufzuhalten. Die Rolle der Lichtintensität bzw. ihrer tagesperiodischen Veränderung als Auslöser von Vertikalwanderungen ist noch unklar (Zwolinski et al. 2007). Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass die nächtliche Beleuchtung von FINO 1 einen Einfluss auf die Verhaltensweisen des Stöckers an der Forschungsplattform hat. Ein entsprechender Effekt der „light pollution“ ist bereits für Fische und andere Tiergruppen nachgewiesen worden (Mascarenhas et al. 2004; Barker & Richardson 2006; Deda et al. 2007).

Im Gegensatz zu dem Stöcker unternimmt die Makrele keine Vertikalwanderungen (Godø et al. 2004). Die generell höhere Abundanz der Makrele am Tag hängt möglicherweise mit ihren Jagdgewohnheiten zusammen, da diese Fische überwiegend am Tag fressen (Darbyson et al. 2003). Ob die höhere Abundanz der Makrele am Tag methodisch bedingt oder auf diurnales Verhalten der Fische zurückzuführen ist, kann mit den vorliegenden Daten nicht geklärt werden. Zusätzliche Datensätze aus weiterführenden Untersuchungen werden ein realistisches Bild der räumlichen Verteilung und der diurnalen Rhythmik der Makrele ermöglichen.

### 3.3.3 Eignung akustischer Methoden zur Erfassung pelagischer Fische an künstlichen Unterwasserstrukturen

Die Ergebnisse dieser Studie haben deutlich gezeigt, dass sich hydroakustische Methoden zur kontinuierlichen und detaillierten Erhebung von Daten zu Fischakkumulationen an künstlichen Unterwasserstrukturen im Offshore Bereich eignen. Die vorliegenden Daten hätten mit traditionellen Probenahmegeräten, wie zum Beispiel Schleppnetzen, nicht erhoben werden können. Jedoch ist die Identifizierung der lokalen Fischarten allein auf Grundlage von Echolotsignalen nicht möglich, so dass eine verlässliche Interpretation der Daten zusätzliche Informationen über die im Gebiet vorkommende Fischgemeinschaft und ihrer Zusammensetzung erfordert. Auch die Ermittlung bestimmter physischer Parameter der Fische wie zum Beispiel der Füllungsgrad der Mägen und damit einhergehend die Größe der Schwimmblase (dem Organ mit der stärksten Schallreflexion) ist von essentieller Bedeutung für eine verlässliche Interpretation der Daten (Didrikas & Hanson 2004). Diese Faktoren haben einen großen Einfluss auf die ermittelten Signalstärken der Fische und damit auf die Interpretation der Ergebnisse. Ein gutes Beispiel hierfür ist die Analyse der Häufigkeit der Signalstärken der S-Gruppe, die eine leichte Abnahme der mittleren Signalstärken mit zunehmender Entfernung zur Plattform zeigte. Dieses Phänomen ist ohne Hintergrundinformationen schwer zu interpretieren, da verschiedene Faktoren die Signalstärke der Fische beeinflusst haben können.

Ein wichtiger Faktor, der laut Literaturangaben einem starken Einfluss auf die Stärke der zurückstrahlenden Signale von Fischen hat, ist die Orientierung des Fisches im Raum und damit sein Winkel zum Echolot (Nakken & Olsen 1977; Hazen & Horne 2004; Henderson et al. 2008). Die Unkenntnis darüber macht eine Interpretation der empfangenen Signale schwierig. Frühere Studien zu diesem Thema beschränken sich zudem fast ausschließlich auf Untersuchungen mit vertikalen Echoloten. Artspezifische Angaben über die Beziehung zwischen der Orientierung des Fischkörpers und der Signalstärke bei horizontalen Echoloten sind in der Literatur nicht zu finden. Ferner haben pelagische Fische eine positive Rheotaxis (Harden Jones 1968; Castonguay & Gilbert 1995; Godø et al. 2004) und orientieren sich demzufolge an vorherrschenden Strömungsverhältnissen. Künstliche Unterwasserstrukturen verändern die Strömungsverhältnisse ihrer unmittelbaren Umgebung, so dass Fische im Umfeld von FINO 1 eine andere Orientierung im Raum haben könnten als die Fische in weiterer Entfernung zur Plattform. Eine Abschätzung des Einflusses der Strömungsrichtung und -stärke auf die

Signalstärke ist zurzeit nicht möglich, da detaillierte Informationen hinsichtlich der an FINO 1 vorherrschenden Strömungsverhältnisse fehlen.

Ebenso fehlen Informationen über die Zusammensetzung der lokalen Fischfauna zu den jeweiligen Probenahmezeitpunkten. Durch Beobachtungen mit der Unterwasserkamera ist nur das Vorkommen von Stöcker und Makrele als pelagische Fische an FINO 1 nachgewiesen. Es kann demzufolge bei der vorliegenden Signalstärke davon ausgegangen werden, dass es sich an FINO 1 bei den ermittelten Fischtracks der S-Gruppe höchstwahrscheinlich um Stöcker handelt. Die Zusammensetzung der pelagischen Fischfauna in weiterer Entfernung zur Plattform ist hingegen unbekannt. Fischarten wie Hering (*Clupea harengus*) oder Sprotte (*Sprattus sprattus*) kommen im Sommer im Untersuchungsgebiet vor (pers. Beobachtung). Die typischen Signalstärken für ausgewachsene Individuen des Herings beispielsweise liegen mit -43 dB über der mittleren Signalstärke des Stöckers einer vergleichbaren Größe (-49 dB). Jedoch fallen die Signalstärken des Herings in den Signalstärkenbereich der S-Gruppe und würden demzufolge dieser Gruppe zugeteilt (vergl. Kapitel 1.4.8.3). Folglich ist es möglich, dass die mit dem Echolot in weiterer Entfernung zu FINO 1 ermittelten Fischtracks zu verschiedenen Fischarten gehören. Ferner limitiert die fehlende Kenntnis über das Größenspektrum der vorkommenden pelagischen Fischarten die Aussagekraft der vorliegenden Ergebnisse, da die Größe eines Fisches Einfluss auf die Stärke des zurückstrahlenden Signals hat und demzufolge die Interpretation der ermittelten Signale beeinträchtigt (MacLennan & Simmonds 1992).

Nicht nur biologische Faktoren wie beispielsweise die Zusammensetzung der lokalen Fischfauna sondern auch physikalische Faktoren beeinflussen die Ergebnisse und müssen bei der Interpretation der Daten berücksichtigt werden. Bei der Anwendung von Echloten muss beachtet werden, dass es sogenannte „blinde Zonen“ gibt, in denen die Erfassung der Fische mit dem Echolot nicht möglich ist (Simmonds & MacLennan 2005). Blinde Zonen treten beispielsweise an Wasseroberflächen auf, wo Luftblasen und Verwirbelungen eine Erfassung der dort vorkommenden Fische verhindern oder aber auch direkt über dem Meeresboden. Doray et al. (2006) geben einen blinden Bereich an Wasseroberflächen von bis zu 10 m an. Auch an vertikalen Unterwasserstrukturen wie FINO 1 bestehen blinde Zonen, in denen eine Erfassung von Fischen mit akustischen Methoden nicht möglich ist, was zu einer Unterschätzung der Abundanz führt.

Durch das Folgeprojekt DeFi<sub>av</sub> werden weiterführende Untersuchungen zusätzliche Informationen zur besseren Abschätzung der Fisch-Abundanz in der direkten Umgebung von FINO 1 und den zukünftigen Offshore Windenergieanlagen liefern. Ferner wird die Probenahme durch den Einsatz pelagischer Schleppnetze und visueller Techniken ergänzt, die für eine Validierung der ermittelten Tracks unerlässlich sind (Thorne et al. 1989). Somit wird auch eine vergleichende Abschätzung der an der Forschungsplattform und in Referenzgebieten akkumulierten Fischbiomasse möglich sein.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die hier angewendete akustische Methode einen deutlichen Einfluss der künstlichen Unterwasserstrukturen auf die räumliche Verteilung einiger pelagischer Fischarten aufzeigt. Für die hier dargestellte Dynamik pelagischer Fische basierend auf einem einjährigen Datensatz lässt sich mit der angewendeten Methode zwar ein genereller Trend aufzeigen, zur verlässlichen Abschätzung des Einflusses der künstlichen Unterwasserstrukturen auf die regionalen Fischbestände sind jedoch Untersuchungen auf einer deutlich größeren räumlichen und zeitlichen Skala erforderlich, die eine Abschätzung von Populationsgrößen und nicht nur lokaler Ansammlungen erlauben. Diese Untersuchungen müssen ferner klären, ob die Ansammlungen der Fische an den künstlichen Unterwasserstrukturen die Folge von Attraktion der Fische oder von Produktion, also der lokalen Populationsvergrößerung aufgrund verbesserter Lebensbedingungen, sind. Die hohen

saisonalen und diurnalen Fluktuationen in der Dichte pelagischer Fische an FINO 1 lassen vermuten, dass die erhöhten Dichten an der Plattform eher temporär sind und somit nicht zwangsweise längerfristige, populationsdynamische Prozesse widerspiegeln. Die lediglich temporäre Attraktion von Fischen könnte den positiven Effekt des Fischereiverbots in den Gebieten zukünftiger Offshore-Windparks relativieren. Dies gilt jedoch vor allem für pelagische Fische, während für die demersale Fischfauna sowie für die gesamte Benthosgemeinschaft zumindest für die Windparkgebiete positive Effekte des Ausschlusses der Fischerei erwartet werden können. Aufbauend auf den bisherigen Ansätzen wird die Einbeziehung von Parametern wie Gemeinschaftszusammensetzung und Größenspektrum der Fische innerhalb des Folgeprojektes DeFi\_av eine verlässlichere Abschätzung über Abundanz und Biomasse der sich an FINO 1 akkumulierten pelagischen Fischfauna erlauben, so dass eine umfassendere Aussage des Einflusses einzelner Windenergieanlagen und eines gesamten Windparks auf die regionale Fischfauna möglich sein wird.

### ***3.4 Biomasseexport und kumulative Wirkungen***

Die Modellierung des Biomasseexports aus der Epifaunagemeinschaft der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 prognostiziert eine substantielle organische Anreicherung des Sediments in der unmittelbaren Umgebung der Plattform bis in eine Entfernung von ungefähr 100 m. Dabei werden lokale Spitzenwerte der Sedimentation von jährlich bis zu 240 g<sub>AFTG</sub> m<sup>-2</sup> erwartet. Diese Spitzenwerte werden vorwiegend durch schwere biogene Partikel wie Miesmuscheln oder Aggregate mehrerer Tiere ermöglicht, die aufgrund ihrer hohen Sinkgeschwindigkeit nahe der Plattformgründung sedimentieren. Die Grenzen einer erkennbaren organischen Anreicherung des umgebenden Sediments sind mit den vorliegenden Ergebnissen nicht festzulegen. Grundsätzlich nimmt die Menge des Eintrages mit zunehmender Entfernung von der Plattform ab. Entsprechend der Hauptströmungsrichtung sind verschiedene Bereiche um die Plattform herum unterschiedlich stark vom organischen Eintrag betroffen. Sehr leichte Partikel wie die Fäzes/Pseudofäzes von Miesmuscheln werden mit den vorherrschenden Gezeitenströmungen hingegen über Distanzen von bis zu über 3 km verdriftet, bevor sie auf dem Meeresboden sedimentieren. Hierdurch kommt es zu einer großflächigen organischen Anreicherung des umgebenden Sediments, die aber, verglichen mit den hohen Einträgen in der Nähe der Plattform, deutlich geringer ausfallen. Die Extrapolation der an FINO 1 gewonnenen Ergebnisse auf einen Windpark mit 25 Anlagen zeigte, dass für das gesamte Gebiet des Windparks und darüber hinaus mit einem flächendeckenden Eintrag organischen Materials aus der Epifauna der Gründungsstrukturen gerechnet werden muss.

Um die organische Anreicherung des Sediments quantitativ beurteilen zu können, müssen die errechneten Importwerte zu Biomasseeinträgen natürlichen und anthropogenen Ursprungs in Relation gesetzt werden. Natürliche Biomasseeinträge erfolgen primär aus der Sedimentation der jährlichen Primärproduktion des Phytoplanktons. Die jährliche planktische Primärproduktion in der südöstlichen Nordsee beträgt rund 800 g<sub>AFTG</sub> m<sup>-2</sup>, wobei zu Zeiten der Frühjahrs- und Sommerblüte Spitzenwerte von 12-14 g<sub>AFTG</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> erreicht werden (Abb. 3.4.1) (Rick et al. 2006). Die dabei produzierte Biomasse sedimentiert jedoch nicht vollständig auf dem Meeresboden. Ein großer Teil wird in der Wassersäule durch pelagische Konsumenten aufgezehrt, so dass nur rund 20 % der gesamten Primärproduktion in das Sediment eingetragen werden (Boon & Duineveld 1998). Dies führt zu einer organischen Anreicherung des Sediments von jährlich rund 160 g<sub>AFTG</sub> m<sup>-2</sup> mit Tagesspitzenwerten von 2-3 g<sub>AFTG</sub> m<sup>-2</sup> während der Blüten. Ein vergleichbarer Biomasseimport erfolgt aus der Epifauna von FINO 1 nach der vorliegenden Modellberechnung auf einer Fläche von rund 1900 m<sup>2</sup>. Geht man aufgrund der vorherrschenden Strömungen von einer ellipsoiden Verteilung der Partikel um die Plattform herum aus, so hätte diese Fläche eine Ausdehnung von rund 100 m entlang der Hauptströmungsrichtung. Bei Extrapolation dieses

Ergebnisses auf einen Windpark mit 25 Anlagen und einer Gesamtfläche von rund 10,2 km<sup>2</sup> ergibt sich eine Fläche von 52.000 m<sup>2</sup>, auf der der jährliche Biomasseimport mindestens verdoppelt wird. Bildlich entspräche dies ungefähr der Fläche von 5 Fußballfeldern.

Auswirkungen des Biomasseimports auf die benthischen Gemeinschaften der betroffenen Sedimente können nicht ausgeschlossen werden, da bereits die natürliche organische Anreicherung des Sediments durch die Sedimentation der planktischen Primärproduktion ein deutliches Signal in der Makrofauna hinterlässt (Boon et al. 1998). Dabei profitieren vor allem benthische Organismen, die sich von suspendiertem und sedimentiertem Material ernähren (Christensen & Kanneworff 1985). Da es sich in den Bereichen des maximalen organischen Eintrags in unmittelbarer Nähe zu FINO 1 vorwiegend um große Partikel bzw. vollständige Epifaunaorganismen handelt, wird hier zusätzlich mit einer Begünstigung mobiler Räuber und Aasfresser gerechnet. Ein entsprechend erhöhter Anteil dieser Gruppe wurde im Rahmen der vorliegenden Untersuchung im Nahbereich der Plattform beobachtet. Von Bedeutung könnte hierbei die Synchronisation der benthischen Reaktionen auf die Sedimentation organischen Materials sein. Während die Reaktionen der benthischen Makrofauna auf die planktische Primärproduktion zeitnah zu den Sedimentationsprozessen erfolgen, stellt sich das Maximum der benthischen Bakterienpopulation erst im Spätsommer ein (Boon et al. 1998). Wie aus Abb. 3.4.1 ersichtlich wird, sind die jährlichen Planktonblüten zu diesem Zeitpunkt bereits abgeschlossen, so dass in der Bakterienproduktion organisches Material umgesetzt wird, das bereits Wochen bis Monate zuvor sedimentiert ist. Jährliche Spitzenwerte des Biomasseexports aus der Epifauna auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 werden jedoch im Spätsommer und im Herbst erreicht. Dies könnte zu einer zusätzlichen Akkumulation von Biomasse im Sediment zu einer Zeit führen, in der der organische Gehalt des Sediments aufgrund verstärkter Remineralisierung durch die benthische Bakterienpopulation unter natürlichen Bedingungen bereits abnehmen sollte. Somit könnte ein erhöhter organischer Eintrag im Herbst zu einer weiteren Zunahme der bereits hohen Bakteriendichte mit einem einhergehenden, erhöhten Sauerstoffbedarf führen. Ob diese teilweise Überlagerung des natürlichen Sedimentationsrhythmus zu einem Sauerstoffdefizit bei anderen benthischen Komponenten führt, ist derzeit nicht zu beurteilen. Hierzu wären räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Untersuchungen des benthischen Metabolismus in der Nähe der Unterwasserkonstruktion erforderlich.

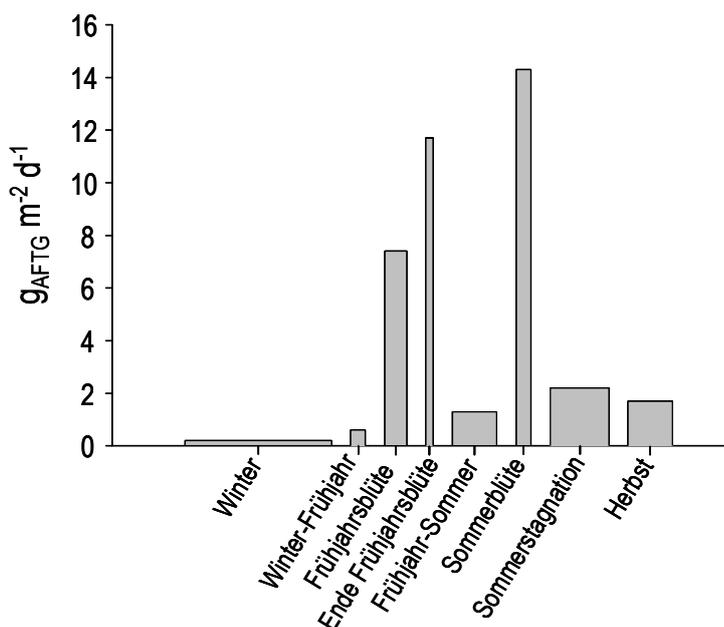


Abb. 3.4.1: Zeitlicher Verlauf und Quantifizierung der Primärproduktion in der Deutschen Bucht ermittelt anhand von Daten aus dem Zeitraum von 1994 bis 1996. Die Breite der Balken gibt die relative Länge der jeweiligen Phase wider (erstellt nach Daten aus Rick et al. 2006).

Neben den natürlichen Prozessen bieten auch anthropogene Aktivitäten die Möglichkeit, den Biomasseeintrag in das umgebende Sediment bei FINO 1 zu beurteilen. So wird in den Sedimenten von Aquakulturen ein erhöhter organischer Gehalt durch die Biodeposition von Fäzespartikeln festgestellt. Dabei übertreffen die Biodepositionsraten in Muschel-Aquakulturen den natürlichen Eintrag organischen Materials um den Faktor 1,3 bis 5,5 (Hatcher et al. 1994, Stenton-Dozey et al. 1999, Danovaro et al. 2004, Hartstein & Rowden 2004). Somit werden im Nahbereich von FINO 1 Biodepositionsraten erreicht, die mit denen in Muschel-Aquakulturen vergleichbar sind. Bei Untersuchungen in Aquakulturen hat sich gezeigt, dass der erhöhte Eintrag organischen Materials zu einer deutlichen Veränderung der Sedimentchemie und in der Folge zu einer Umstrukturierung der benthischen Gemeinschaften führen kann (Callier et al. 2007, Mahmoudi et al. 2008). So scheint das sedimentierte organische Material eine katalytische Wirkung auf sedimentologische Prozesse zu haben. Der Sauerstoffverbrauch sowie die Stoff- und Energieumsatzraten des Sediments steigen deutlich an (Giles & Pilditch 2006). Entsprechend einer positiven Rückkopplung stimuliert dies die Aufnahme von Nährstoffen aus der Wassersäule zusätzlich, wodurch schließlich lokale Konsequenzen für die Primärproduktion und damit für das gesamte Ökosystem erwartet werden (Tenore et al. 1982, Porter et al. 2004). Drastische Konsequenzen treten jedoch nur in unmittelbarer Nähe von Aquakulturen vor allem in strömungsberuhigten Buchten mit reduziertem Wasseraustausch auf (Hatcher et al. 1994, Ragnarsson & Raffaelli 1999, Stenton-Dozey et al. 1999). Unter Offshore-Bedingungen mit relativ starken Turbulenzen wird eine stärkere Resuspension und damit eine Verdünnung des sedimentierten Materials erwartet (Jago et al. 1993).

Nach der vorliegenden Modellrechnung wird über die gesamte Fläche zukünftiger Windparks ein jährlicher organischer Eintrag in das Sediment von mindestens  $1-10 \text{ g m}^{-2}$  erwartet. Verglichen mit dem jährlichen Eintrag aus der Primärproduktion erscheint diese Anreicherung vernachlässigbar klein, entspricht jedoch immer noch dem natürlichen Biomassegehalt des Sediments der südlichen Nordsee von rund  $9 \text{ g}_{\text{AFTG}} \text{ m}^{-2}$  (Heip et al. 1992). Ob sich dieser zusätzliche aber scheinbar geringe großflächige Eintrag langfristig problematisch für das gesamte System der Deutschen Bucht auswirken wird, kann derzeit nicht abgeschätzt werden. Grundsätzlich dürfen solche Prozesse jedoch nicht isoliert betrachtet werden. Vielmehr müssen sie in Kombination mit anderen natürlichen und anthropogenen Prozessen auf einer größeren räumlichen Skala evaluiert werden, da bisher nicht absehbare additive Effekte zahlreicher Stressoren wie Schifffahrt, Fischerei, Eutrophierung und die Einbringung künstlicher Hartsubstrate grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden dürfen.

Grundsätzlich müssen die aus der vorliegenden Modellrechnung hervorgegangenen Ergebnisse vorsichtig interpretiert werden, da dem hier angewendeten Modell unvermeidbare Unsicherheiten und simplifizierende Annahmen zugrunde liegen. So wurde für die Parametrisierung des Modells der Biomasseexport von der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 anhand der mehrjährigen Populationsdynamiken bedeutender Komponenten der Epifaunagemeinschaft abgeschätzt. Dabei wurde der Export bestimmter Partikelklassen über die Abnahme der Biomasse während einer bestimmten Phase des Jahres quantifiziert. Dieser wurde häufig für das gesamte Jahr als standardisierter Grundexport angenommen. Tatsächlich liegen jedoch für Phasen des Populationszuwachses keine Informationen hinsichtlich eines gleichzeitigen Biomasseexports vor. Ob dies zu einer Über- oder Unterschätzung des monatlichen Biomasseexports geführt hat, kann nicht beurteilt werden.

Ferner wurden nur die wenigen dominanten Komponenten der Epifaunagemeinschaft für die Abschätzung des Biomasseexports herangezogen. Der Anteil dieser Komponenten an der Gesamtbiomasse der

Epifaunagemeinschaft beträgt rund 85 %. Im Umkehrschluss bedeutet dies jedoch, dass bei einer Gesamtbiomasse von 3-5 t der Partikelexport aus einer Fraktion mit einer Biomasse von 450-750 kg nicht berücksichtigt werden konnte, was zu einer Unterschätzung des Biomasseexports führt. Diese nicht berücksichtigten Fraktionen traten nicht mit ausreichender Kontinuität auf, um ihre jährliche Populationsdynamik verlässlich beschreiben zu können.

Die beobachteten Biomasseverluste der Epifaunagemeinschaft wurden als Export interpretiert. Es ist jedoch sehr wahrscheinlich, dass ein Teil der Biomasseverluste die Folge direkter Prädation ist. Diese Verluste werden nicht in Form charakteristischer biogener Partikel in das umliegende Sediment abgegeben, sondern verbleiben möglicherweise in Form von Räuberbiomasse in der Epifaunagemeinschaft, was zu einer Überschätzung der exportierten Biomasse führt, deren Umfang sich jedoch ebenfalls nicht abschätzen lässt.

Als letzter Unsicherheitsfaktor sei erwähnt, dass das vorliegende Modell nur den ersten Bodenkontakt an FINO 1 freigesetzter Partikel errechnet. Dabei werden Resuspensionsprozesse nach der Sedimentierung nicht berücksichtigt. Diese sind vor allem für die sehr kleinen Partikel von großer Bedeutung, so dass vor allem der großflächige Eintrag geringer Mengen Biomasse sehr kritisch betrachtet werden muss. Für den modellierten hohen Biomasseeintrag im Nahbereich der Plattform wird der Fehler durch das Ignorieren von Resuspensionsprozessen geringer ausfallen. Hier sedimentieren überwiegend große, schwere Partikel, die nach der Sedimentation von den vorherrschenden Strömungen nur über relativ kurze Distanzen transportiert werden. Grundsätzlich resultiert das Ignorieren von Resuspensionsprozessen jedoch zu einer Verschiebung des quantitativen Sedimentationsprofils und möglicherweise zu einer Überschätzung des lokalen Biomasseeintrags, da ein Weitertransport nach Resuspension zu einer Verdünnung führt.

Die aufgeführten potentiellen Fehlerquellen waren bei dem derzeitigen Kenntnisstand unvermeidbar und erfordern eine vorsichtige Interpretation der produzierten Ergebnisse. Grundsätzlich dienen Modelle der Erstellung von Prognosen auf der Basis vorhandener Daten aber vielmehr noch der Identifizierung von Wissenslücken. Die Validierung des hier verwendeten Modells bzw. die Quantifizierung des Fehlers kann nur anhand aufwendiger empirischer Forschung erfolgen. Dennoch bietet die hier durchgeführte Modellierung einen bisher einzigartigen Bewertungsansatz für die zu erwartenden Konsequenzen der Errichtung großer Offshore-Windenergieparks in der Deutschen Bucht.

### ***3.5 EAT-Produktion***

Das Ziel dieser Teilstudie war der Testeinsatz verschiedener Stromsteuer- und Versorgungseinheiten zur Akkretionstechnologie sowie die Akkretion harten kalzitischen Materials an verschiedenen Drahtkathoden zur Herstellung naturähnlicher Harts substrate in Nordseewasser als Grundlage für eine später weiter zu entwickelnde, mögliche Anwendung an den Fundamenten von Offshore-Windenergieanlagen. Die hier vorgestellten Geräte und Materialien zeigten trotz der dargestellten Platzprobleme sowie zeitweise geringer Verfügbarkeit von Nordseewasser eine gute Verwendbarkeit. Im Fokus zum Einsatz der „Technik“ stand die sog. EAT-Stromversorgungs- und Steuereinheit (EAT-Koffer), die während der gesamten Laufzeit äußerst stabil lief und als Steuereinheit eingesetzt werden konnte. Auch die Datenerfassung der Stromdaten sowie die Millivolt-Messwerterfassung liefen ohne größere Ausfälle und zeichnete kontinuierlich Daten auf. Die Referenzelektrode zeigte während der Einsatzphase eine gute Eignung. Ähnlich wie im Rahmen des EU-NOMATEC-Projekts (NOMATEC 2004) zeigten sich im Laufe der Einsatzzeit Ermüdungserscheinungen bei dem verwendeten Material zur Sicherung gegen Wassereintrich. Die Gründe des Wassereintrichs konnten identifiziert werden. Somit können die

Wassereinbrüche bei einem späteren Neubau der Referenzelektroden vermieden werden. Die hier dargestellten Untersuchungen und Ergebnisse basieren auf den Freiland- und Laborarbeiten. Ziel dieses Projektes war es, die bisher im Roten Meer und Mittelmeer eingesetzte EAT-Technologie im kälteren und weniger salzhaltigen Meerwasser der Nordsee anzuwenden und erste Ergebnisse zu möglichen Bildungsraten künstlicher Hartsubstrate zu erhalten. Es konnte anhand verschiedener Versuche nachgewiesen werden, dass mit der EAT-Methode auch im Nordseewasser bei kälteren Wassertemperaturen sowie geringeren Salinitäten harte Substrate hergestellt werden können. Trotz der kleinmaßstäblichen Versuche zeigten die Bildungsraten pro Zeit ähnliche Werte wie im Mittelmeer. Es ist davon auszugehen, dass sich aufgrund der besseren Wasserversorgung bei *in situ*-Versuchen vor Helgoland wahrscheinlich gleiche Bildungsraten bei ähnlicher Stabilität und somit der Härte wie im Mittelmeer einstellen.

Die Anwendungsbereiche sind sehr vielfältig und reichen von der Restauration und Rehabilitation von Seegraswiesen über Bauelemente in Aquakulturen (z.B. Schwammzucht) bis hin zur Schaffung künstlicher Strukturen und Biotope für die hartbodenassoziierte Fauna. An Windkraftfundamenten könnten sie zur Verkleidung der Unterwasserstrukturen mit einem künstlichen, überwiegend aus im Meerwasser gelösten Mineralien hergestellten festen Materialien genutzt werden, um etwa die Naturnähe der Oberfläche zu erhöhen. Die Eignung des EAT-Materials als Besiedelungssubstrat wurde in einer separaten Studie mit der anderer künstlicher und natürlicher Materialien verglichen (siehe Kapitel 3.1.5). Flächig ausgebrachte EAT-Strukturen am Meeresgrund könnten zu einer Stabilisierung des Sediments beitragen, wodurch der Auskolkung an den Füßen der Gründungsstrukturen entgegengewirkt würde (Kolksschutz). Vergleichbare kleinräumige Anwendung fand die EAT-Technologie in Seegraswiesen des Mittelmeeres, wo dieses Material die Erosion von Sedimenten verringerte und so die Regeneration von Seegraswiesen ermöglichte (vgl. Abb. 1.4.21). Die freie Vorformbarkeit des Materials gestattet die Schaffung von Höhlen und Nischen, wodurch die strukturelle Komplexität der Bauwerksoberfläche erhöht werden könnte. Dies wäre vor allem zur Schaffung von Lebensraum für Höhlen bewohnende Organismen wie z.B. dem Europäischen Hummer (*Homarus gammarus*) von Bedeutung. Allerdings muss die EAT-Technik zur Anwendbarkeit und zur regelmäßigen Produktion größerer Strukturen, wie z.B. eines Kolksschutzes an Windkraftanlagen, weiter entwickelt und in enger Zusammenarbeit mit Ingenieuren an wasserbauliche Anforderungen angepasst werden. Die vorliegenden Ergebnisse konnten jedoch die prinzipielle Machbarkeit der Technik und die Naturverträglichkeit des Produktes in der Nordsee unter Beweis stellen.

## 4. Synthese

Die Epifauna auf der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 hat sich seit der Initialansiedlung deutlich weiterentwickelt. Die Diversität der Gemeinschaft ist angestiegen, was zu einer Ausbildung komplexer interspezifischer Interaktionen geführt hat. Trotz einer stabilisierten jahreszeitlichen Dynamik und einer klar erkennbaren Tiefenstrukturierung ist die Entwicklung der Epifaunagemeinschaft noch nicht abgeschlossen, was durch das sukzessive Auftreten neuer Arten auf der Plattformkonstruktion bestätigt wird. Hinsichtlich der Gesamtbiomasse jedoch scheint die Kapazität der Unterwasserstruktur mit rund 5 t erreicht zu sein. Dabei sind rund 50 % der gesamten Epifaunabiomasse in dem massiven Miesmuschelgürtel der oberen Meter der Gründungsstruktur angesiedelt. Die Verteilung der Biomasse und die Zusammensetzung der Epifaunagemeinschaft lassen darauf schließen, dass Offshore-Windenergieanlagen mit ihrer künstlichen Oberfläche kein Äquivalent zu natürlichen Hartsubstraten im Meer darstellen. Mit ihrer vertikalen Ausdehnung über die gesamte Wassersäule sind sie aufgrund der vertikalen Zonierung der Aufwuchsf fauna auch nicht mit bereits vorhandenen künstlichen Hartsubstraten wie Wracks gleichzusetzen sondern bilden ein spezielles Habitat.

In der direkten Umgebung wurde ein saisonales Auftreten großer Anzahlen pelagischer Fische (vorwiegend *Trachurus trachurus*) beobachtet mit höchsten Abundanzen im Sommer. Anhand von Echolotuntersuchungen ließ sich erkennen, dass die räumliche Verteilung einiger pelagischer Fische durch die künstliche Unterwasserstruktur der Forschungsplattform beeinflusst wurde und in der näheren Umgebung von FINO 1 deutlich erhöht war, während bei anderen Arten kein Effekt beobachtet werden konnte. Die Mechanismen und Prozesse, die zu einer Ansammlung pelagischer Fische in der Umgebung von FINO 1 führt, sind bislang weitgehend unbekannt. Diese ersten Untersuchungen konnten belegen, dass mit den angewandten Methoden eine Erfassung der pelagischen Fischfauna möglich ist. Allerdings bestehen noch Unsicherheiten bezüglich verschiedener relevanter Parameter, die vor einer generellen Abschätzung der Attraktivität von WEA für pelagische Fischarten geklärt werden müssen. Prognosen hinsichtlich der Bedeutung von Offshore-Windparks für die längerfristige Entwicklung von Fischbeständen sind auf der Basis der hier gewonnenen Ergebnisse noch nicht möglich. Detaillierte, langfristige Untersuchungen können die Grundlage schaffen, um die besonders bei der hoch mobilen pelagischen Fischfauna zu erwartenden kumulativen und synergistischen Effekte innerhalb eines Windparks abzuschätzen.

Bereits kurz nach dem Bau von FINO 1 waren deutliche Veränderungen in der lokalen Sedimentzusammensetzung in der direkten Umgebung zu beobachten. Im Nahbereich der Plattform ist das Sediment bis heute deutlich heterogener als vor dem Bau. Der Muschelschill, der vermutlich durch die Auskolkung aus tieferen Sedimentschichten freigelegt wurde, bildet eine permanente Schicht auf der Oberfläche, unter der sich im Laufe der Zeit reduzierte Bereiche entwickeln, die auf sauerstoffarme Bedingungen hinweisen. In größerer Entfernung zur Plattform (200-400 Meter) waren auch mittelfristig keine Veränderungen der Sedimentzusammensetzung zu erkennen.

Dementsprechend zeigte sich auch im regelmäßig beprobten Nahbereich der Plattform bis mindestens 15 m Abstand eine permanent veränderte Bodenfauna. Diese bildet keine stabile Gemeinschaft, sondern ist durch eine sehr hohe räumliche wie auch zeitliche Variabilität geprägt. Dies ist ein Bereich permanenter Veränderungen mit instabilen Sedimenten und einer hohen Dichte mobiler Räuber, die regelmäßige kleinräumige Störungen bewirken und so keine stabile Gemeinschaftsausprägung erlauben. Sowohl die Veränderung des Sediments als auch das zusätzliche Nahrungsangebot durch die Aufwuchsf fauna auf der Plattform spielen zusammen und

bedingen gemeinsam die beobachteten Veränderungen der Bodenfauna. So profitieren sowohl Räuber und Aasfresser als auch an gröbere Sedimente angepasste Organismen aus verschiedenen Gründen von der Plattform. Gleichzeitig werden die Organismen in der Plattformumgebung aber mit instabilen Sedimenten und einem erhöhten Fraßdruck durch Räuber konfrontiert. Somit lässt sich nicht ein einzelner Faktor für die beobachteten Veränderungen verantwortlich machen. Vielmehr handelt es sich um eine komplexe Veränderung des gesamten lokalen Nahrungsgefüges im Nahbereich der Plattform.

Die mathematische Modellierung des Biomasseexports aus der Epifaunagemeinschaft hat gezeigt, dass es im Nahbereich der Plattform bis in eine Entfernung von rund 100 m zu einer massiven organischen Anreicherung des umliegenden Sediments kommt, die neben der physikalischen Habitatveränderung wahrscheinlich zu der beobachteten Veränderung der benthischen Makrofauna im Nahbereich der Plattform beigetragen hat. Dabei wird durch den Eintrag von Biomasse der natürliche jährliche Eintrag aus der planktischen Primärproduktion zum Teil mehr als verdoppelt. Geringere Mengen organischen Materials werden flächendeckend über die gesamte Fläche zukünftiger Offshore-Windparks eingetragen. Die Folgen dieser geringfügigen aber dauerhaften organischen Anreicherung sind derzeit noch nicht abzuschätzen. Synergistische Effekte mit anderen anthropogenen Stressoren können jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Abgesehen von weitreichenden indirekten Auswirkungen, die die ganze Fläche eines Windparks betreffen, wie sie u.a. durch einen Wegfall der Bodenfischerei in diesen Gebieten erwartet werden können, ist anhand der Beobachtungen um die FINO 1 Forschungsplattform mit einer mehr oder weniger konzentrischen Zonierung um die einzelnen Anlagen zu rechnen. An einen stark direkt beeinflussten Bereich in der unmittelbaren Umgebung der Strukturen schließt sich ein Übergangsbereich von ca. 20 m an, der durch Faunenelemente größerer Sedimente und mobile, räuberische Arten geprägt ist. Darum herum ergibt sich eine Zone eines graduellen Übergangs zur typischen Weichbodenfauna der Umgebung, in der Einflüsse der Strukturen bis in einen Abstand von 100 – 200 m erkennbar sind.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung lassen darauf schließen, dass die lokale Ausbildung einer hohen Biomasse auf der Unterwasserkonstruktion von WEA sowie der punktuelle Export mit anschließender Sedimentation zumindest lokal einen Einfluss auf Stoff- und Energieflüsse haben werden. Die Quantifizierung dieser Auswirkungen ist derzeit jedoch noch mit einer Reihe von Unsicherheiten behaftet, die weiterer Klärung bedürfen. Außerdem müssen bei einer Beurteilung der Auswirkungen größerer Windparks bis hin zu den zahlreichen geplanten Windparks in der Deutschen Bucht aber auch andere Ökosystemkompartimente wie Seevögel und marine Säuger miteinbezogen werden und indirekte und synergistische Effekte sowie die Ergebnisse multipler anthropogener Einflüsse berücksichtigt werden. Die vorliegende Untersuchung kann dabei aber als erste Abschätzung der lokalen Auswirkungen in den geplanten Baugebieten der Nordsee einen Baustein für die Beurteilung der Gesamteffekte beitragen.

## 5 Synthese Prozesse im Nahbereich der Piles von Nord- und Ostsee

Die Synthese der Ergebnisse aus den Untersuchungen in Nord- und Ostsee soll die Frage klären, ob trotz der abiotischen und strukturellen Unterschiede (z. B. Salzgehalt, Strömungen, Gemeinschaftszusammensetzung) der marinen Systeme der Nord- und Ostsee generelle Aussagen über den Einfluss von Windenergieanlagen auf benthische Gemeinschaften möglich sind. Dazu wurde sowohl die Hartsubstrat- als auch die Weichbodengemeinschaft in die Synthese miteinbezogen. Dabei ist vor allem ein Vergleich der Organismendichte, Biomasse und Diversität interessant, da sie nicht nur Auskunft über gerichtete Entwicklungstendenzen und strukturelle Besonderheiten sondern auch über die Funktionalität der benthischen Gemeinschaften beider Systeme geben. Demzufolge ist es mit Hilfe dieser Parameter möglich, gleichgerichtete Reaktionen der benthischen Gemeinschaften der Nord- und Ostsee auf die Einbringung künstlicher Hartsubstrate aufzuzeigen.

### 5.1 Struktureller Vergleich epibenthischer Gemeinschaften in Nord- und Ostsee

Die Expositionszeit von Hartsubstraten ist nicht nur für Individuendichten sondern insbesondere auch für das Artenreichtum von Hartsubstratgemeinschaften von großer Bedeutung (Anger 1978). Im Jahr 2003 wurden in der Ostsee ein Stahlrohrzylinder und in der Nordsee die Forschungsplattform FINO 1 als künstliche Unterwasserstrukturen in das jeweilige marine System eingebracht. Damit ist eine Vergleichbarkeit des Expositionszeitraumes gegeben. Zudem hängt die räumliche Verteilung von Hartsubstrat-Arten stark von Faktoren wie Hydrodynamik, Lichtintensität und Prädatorendruck ab (Witman 1985; Barkai & Branch 1988; Baynes 1999). Bei einem strukturellen Vergleich müssen demzufolge vergleichbare Bedingungen für die Epifauna gewährleistet sein. Die Untersuchungen in der Ostsee beschränkten sich auf einen 2,5 m hohen Stahlrohrzylinder in ca. 20 m Wassertiefe (vergleiche BeoFINO-Endbericht: Orejas et al. 2005). Ihnen wurden zur tiefenspezifischen Vergleichbarkeit Kratzproben aus bodennahen Bereichen von FINO 1 in 28 m Wassertiefe gegenübergestellt. Hier spielen Faktoren wie hoher Sedimentanteil in der Wassersäule, Lichtintensität und Prädatorendruck durch demersale Fische eine essentielle Rolle für die Struktur und Zusammensetzung der Epifauna-Gemeinschaft. Für einen tiefenabhängigen Vergleich der Biomasse der Aufwuchsfauna wurden die Daten von experimentellen Besiedlungsplatten (Ostsee) den Kratzproben von der Unterwasserkonstruktion der Forschungsplattform (Nordsee) gegenübergestellt. Um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurden Proben mit ähnlicher Expositionszeit (ca. 1 Jahr) ausgewählt.

Im Folgenden werden zur Vereinfachung die Ausdrücke Nord- und Ostsee zur Beschreibung und Diskussion der Ergebnisse aus den jeweiligen Untersuchungen verwendet. Es wird an dieser Stelle ausdrücklich darauf hingewiesen, dass damit kein genereller Systemvergleich zwischen den Meeresgebieten der Nord- und Ostsee verbunden ist, sondern dass sich die angestellten Vergleiche ausschließlich auf beiden Untersuchungen an (i) dem Stahlrohrzylinder in der Ostsee und (ii) der Forschungsplattform FINO 1 in der Nordsee beziehen. Bezieht sich die Diskussion der Ergebnisse doch auf grundlegende systemische Unterschiede zwischen den Meeresgebieten der Nord- und Ostsee, so wird dies deutlich hervorgehoben. Ferner muss berücksichtigt werden, dass sich ein Stahlrohrzylinder von 2,5 m Höhe strukturell deutlich von einer Offshore-Windenergieanlage unterscheidet, während die Unterwasserkonstruktion von FINO 1 ähnlich den Plänen für spätere Offshore-Windenergieanlagen errichtet wurde.

### 5.1.1 Artenspektrum

Vor dem Vergleich der Artenzahlen zwischen Nord- und Ostsee wurde die taxonomische Auflösung beider Untersuchungen angeglichen, um methodische Artefakte auszuschließen. Da eine Artbestimmung nicht für alle taxonomischen Gruppen möglich war und Phyla wie die Nemertea nur als solche zusammengefasst wurden, kann verallgemeinernd im strengeren Sinne nicht von einer *Arten-Zahl* gesprochen werden. Daher wird im Folgenden als Maß für die Diversität die Anzahl der Taxa verwendet. Die Anzahl der Taxa je epifaunistischer Gruppe wurde für die Unterwasserkonstruktionen des Stahlrohrzylinders (Ostsee) und den bodennahen Bereich von FINO 1 (Nordsee) über den gesamten Untersuchungszeitraum ermittelt. Die Probenanzahl kann einen Einfluss auf die Anzahl der gefundenen Taxa haben. Für diesen Vergleich standen mit 28 (Nordsee) und 27 (Ostsee) Kratzproben eine vergleichbare Anzahl von Proben zur Verfügung.

Der Vergleich der Anzahl der Hartsubstrat-Taxa pro faunistischer Gruppe zeigt einen deutlichen strukturellen Unterschied zwischen den Epifaunagemeinschaften der Nordsee und der Ostsee (Abb. 5.1.1).

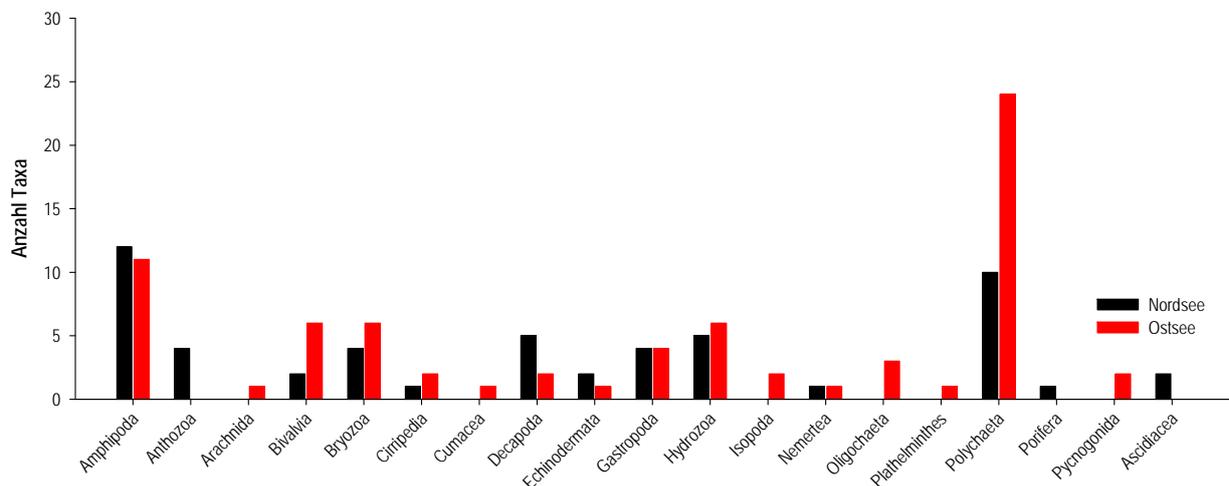


Abb. 5.1.1: Anzahl der Taxa pro taxonomischer Gruppe der bodennahen Epifaunagemeinschaften an der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 (Nordsee) und dem Stahlrohrzylinder (Ostsee) ermittelt aus allen während des Untersuchungszeitraumes (2005-2007) analysierten Kratzproben aus 19 m (Ostsee) bzw. 28 m (Nordsee) Wassertiefe

Auffällig sind die deutlich unterschiedlichen Taxazahlen der Polychaeta. Diese sind in der Ostsee mit 24 Taxa mit Abstand die artenreichste Gruppe. In der Nordsee hingegen bestand diese Gruppe lediglich aus 12 Taxa. Die Polychaeta waren jedoch zusammen mit den Amphipoda die artenreichsten Gruppen der Epifauna-Gemeinschaft der Nordsee. Ferner fällt auf, dass 6 taxonomische Gruppen nur in der Ostsee vertreten waren. Hierzu gehören beispielsweise Oligochaeta und Isopoda, die allerdings an der Forschungsplattform in anderen Tiefen durchaus gefunden wurden. Hingegen waren es die Anthozoa, die Porifera und die Ascidiacea, die ausschließlich in der Epifauna-Gemeinschaft der Nordsee gefunden wurden. Anders als erwartet wiesen nur Decapoda und Amphipoda in der Nordsee höhere Taxazahlen auf als in der Ostsee. Dieses Ergebnis ist überraschend, da benthische Gemeinschaften der Ostsee generell als artenärmer gelten als die der Nordsee. Ein wichtiger Faktor, der die Kolonisation neu eingebrachter Hartsubstrate beeinflussen kann, ist die Nähe zu etablierten Hartsubstrat-Gemeinschaften. Viele Hartsubstrat-Arten verbreiten sich über planktische Larven, deren Lebensdauer im Plankton zeitlich beschränkt ist (Davis & Butler 1989). Je kürzer die Strecke zwischen bereits besiedelten und

neu eingebrachten Hartsubstraten ist, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Besiedlung. Ferner steigt die Diversität der Epifauna-Gemeinschaft gewöhnlich mit der Dauer der Exposition von Unterwasserstrukturen an, so dass durch die Nähe zu etablierten Epifaunagemeinschaften ein größerer Fundus an Hartsubstrat-Arten für die Besiedlung von neu eingebrachten Unterwasserstrukturen zur Verfügung gestanden haben könnte. Die kürzere Entfernung des Stahlrohrzylinders der Ostsee zu weiteren Hartsubstraten könnte, im Vergleich zu der weitgehenden Isolierung von FINO 1, demzufolge zu den Unterschieden in der Anzahl der Taxa beigetragen haben.

Betrachtet man die zeitliche Entwicklung der Taxazahlen pro Probe, ist kein deutlicher Unterschied bezüglich der Anzahl der Taxa über den Untersuchungszeitraum zwischen beiden Gebieten feststellbar (Abb. 5.1.2). Dies lässt vermuten, dass die Zusammensetzung der Epifauna-Gemeinschaft der Ostsee im Laufe der Untersuchungen stärker fluktuierte und sich Arten weniger dauerhaft etablierten als in der Nordsee. Ferner wies die Anzahl der Taxa pro Probe in beiden Untersuchungen eine ähnliche saisonale Rhythmik auf, die scheinbar primär durch die jeweils vorherrschenden Jahreszeiten bestimmt wurde. Die inter- und intraannuelle Variabilität scheint in der Hartsubstrat-Gemeinschaft der Ostsee höher zu sein als in der Gemeinschaft der Nordsee. Hier scheint die hohe inter- und intraannuelle Variabilität der Salinität in dem Meeressystem der Ostsee verglichen mit den eher stabilen Bedingungen des Meeressystems der Nordsee eine wesentliche Einflussgröße zu sein (vgl. Kapitel 1.4.1 BEOFINO 2-Ostsee und Kapitel 2.1 dieser Bericht).

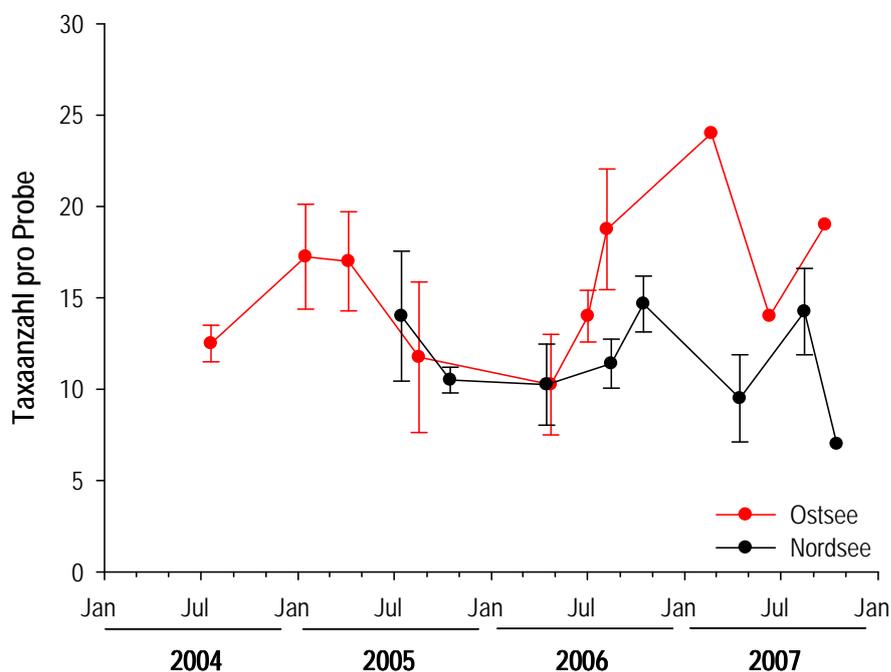


Abb. 5.1.2: Zeitliche Entwicklung der Anzahl der Taxa pro Kratzprobe (Mittelwert  $\pm$  Stabw.) in 19 m (Ostsee) bzw. 28 m (Nordsee) Wassertiefe.

### 5.1.2 Biomasse und Abundanz

Bei der Betrachtung der Gesamtbiomasse und -abundanz lässt sich intraannuell in beiden Gebieten ein Trend zu einer saisonalen Strukturierung der Epifauna-Gemeinschaft erkennen (Abb. 5.1.3 und Abb. 5.1.4). Für die Analyse der Daten wurde die Gesamtanzahl der Individuen sowie die Feuchtmasse aller Organismen pro Probenahmezeitpunkt aus 19 m (Stahlrohrzylinder Ostsee) bzw. 28 m (FINO 1 Nordsee) ermittelt und zur Vergleichbarkeit auf 1 m<sup>2</sup> hochgerechnet.

Die zeitliche Entwicklung lässt eine relativ hohe Variabilität der Gesamtabundanz der Nordsee-Epifauna im Vergleich zur Ostsee-Epifauna erkennen (Abb. 5.1.3). Auffällig ist hier die kurzzeitige, starke Abundanzsteigerung im April 2007, die hauptsächlich durch eine hohe Dichte des Amphipoden *Jassa* spp. hervorgerufen wurde. Solche kurzzeitigen, starken Abundanzsteigerungen waren in der Hartsubstratgemeinschaft der Ostsee nicht zu verzeichnen. Der Extremwert des Frühjahrs 2007 auf FINO 1 kann höchstwahrscheinlich mit dem gleichzeitig sehr hohen Bedeckungsgrad der Hydrozoen *Ectopleura larynx* in Verbindung gebracht werden. Zintzen et al. 2006 fanden hohe Dichten von *Jassa* spp. besonders in Assoziationen mit Hydrozoen. Saisonal bedingte Ereignisse scheinen demzufolge die Epifauna-Gemeinschaft an FINO 1 stärker zu beeinflussen als die Epifauna-Gemeinschaft des Stahlrohrzylinders.

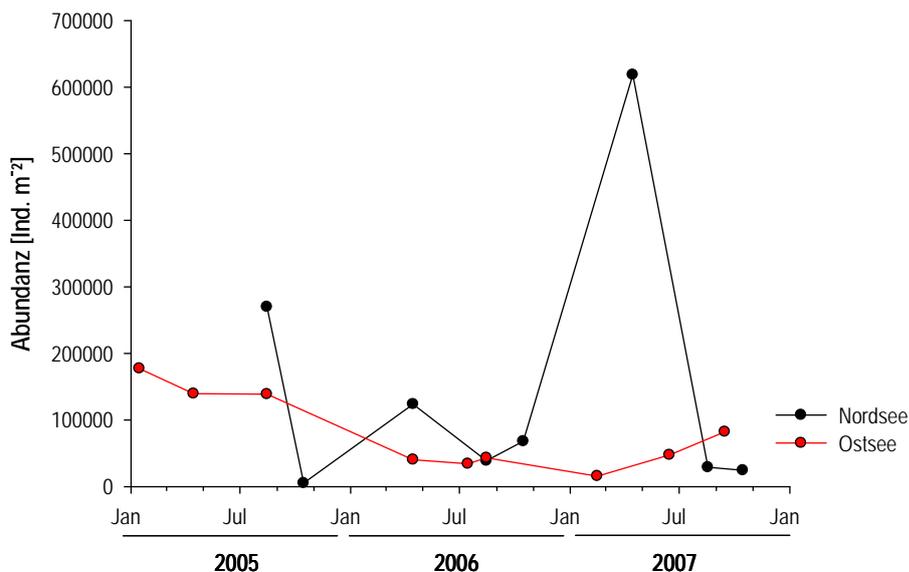


Abb. 5.1.3: Zeitliche Entwicklung der gesamten Abundanz (Ind. m<sup>-2</sup>) in 19 m (Ostsee) bzw. 28 m (Nordsee) Wassertiefe. Die für die jeweiligen Probenahmezeitpunkte zur Verfügung stehenden Kratzproben wurden gepoolt und auf m<sup>2</sup> hochgerechnet.

Die zeitliche Dynamik der Gesamtbiomasse beider Gebiete ist der Abbildung Abb. 5.1.4 zu entnehmen. Daraus wird ersichtlich, dass die Aufwuchsbiomasse auf FINO 1 in Bodennähe deutlich geringer war als auf dem Stahlrohrzylinder in der Ostsee. Erst zum Ende des Untersuchungszeitraumes sind die Biomassenwerte der Ostsee-Gemeinschaft niedriger. Für diesen Zeitraum standen jedoch für die Ostsee nur jeweils Daten einer Probe zur Verfügung. Die relativ hohen Standardabweichungen an vorherigen Probenahmezeitpunkten deuten auf eine hohe Variabilität zwischen den Proben und damit auf eine heterogene räumliche Verteilung der Biomasse am Stahlrohrzylinder hin. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass die niedrigen Biomassen am Ende des Untersuchungszeitraumes in der Ostsee aufgrund der geringen Probenanzahl nicht repräsentativ sind. Die hohen Standardabweichungen der Biomasse der Ostsee-Epifauna lassen ferner vermuten, dass sich

die Biomasse zu einem großen Teil aus vereinzelt auftretenden, großen Tieren oder Ansammlungen von Tieren zusammensetzt. Hier scheint die fleckenhafte Verteilung einzelner Taxa wie Seepocken, Nemertinen und Miesmuscheln *Mytilus edulis* von großer Bedeutung zu sein. Solche fleckenhaften Verteilungen von Organismen kamen an FINO 1 in der bodennahen Zone nicht vor, so dass die Biomasse der Epifauna-Gemeinschaft an FINO 1 in der betrachteten Tiefenstufe homogener erschien.

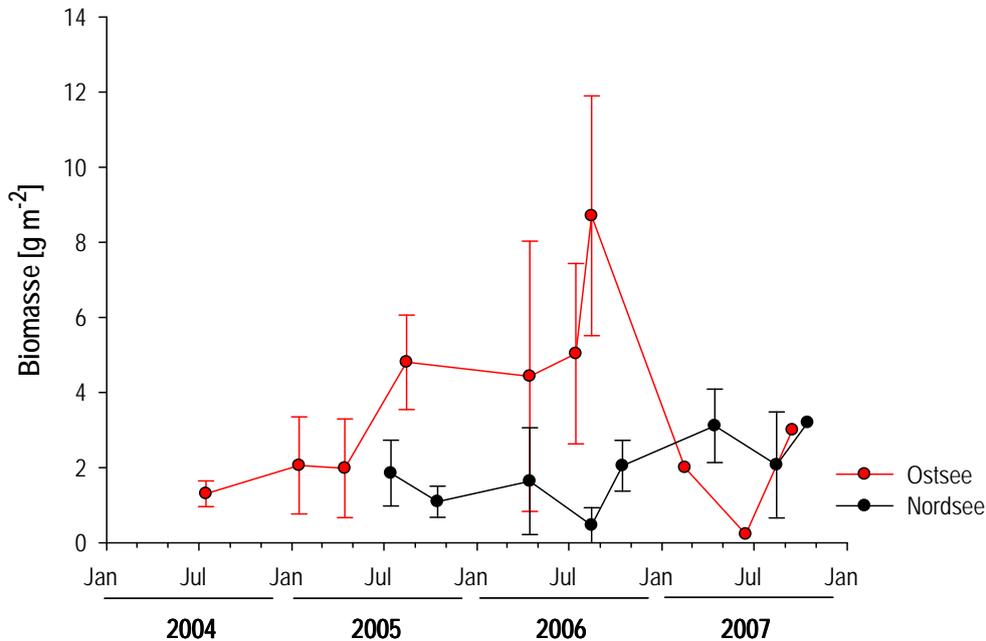


Abb. 5.1.4: Zeitliche Entwicklung der gesamten Aufwuchsbiomasse (Mittelwert  $\pm$  Stabw.) in 19 m (Ostsee) bzw. 28 m (Nordsee) Wassertiefe.

### 5.1.3 Tiefenabhängiger Vergleich von Biomassen

In Abb. 5.1.5 ist die Tiefenverteilung der Epifaunabiomasse in Nord- und Ostsee gegenübergestellt. Die Gesamtbiomasse variiert in beiden Gebieten deutlich mit der Wassertiefe. Jedoch zeigen sich hinsichtlich der räumlichen Verteilung wesentliche Unterschiede. Während die Epifaunabiomasse der Nordsee in der 1 m-Tiefenstufe besonders hoch ist, ist die Tiefenverteilung der Biomasse in der Ostsee deutlich gestreckter. Hier ist Biomasse im oberen Bereich ebenfalls am höchsten, jedoch nimmt die Biomasse mit zunehmender Wassertiefe kontinuierlicher ab. Dieser strukturelle Unterschied wird hauptsächlich durch Miesmuscheln hervorgerufen. *Mytilus edulis* ist für die enorme Biomasse im oberen Bereich der Forschungsplattform verantwortlich. In den unteren Tiefenzonen ist die Biomasse von *M. edulis* an FINO 1 jedoch sehr gering. Ferner ist die durchschnittliche individuelle Biomasse von *M. edulis* in den tieferen Bereichen deutlich geringer. Im Gegensatz dazu hat *M. edulis* in der Ostsee in allen Tiefenstufen einen essentiellen Anteil an der Biomasse.

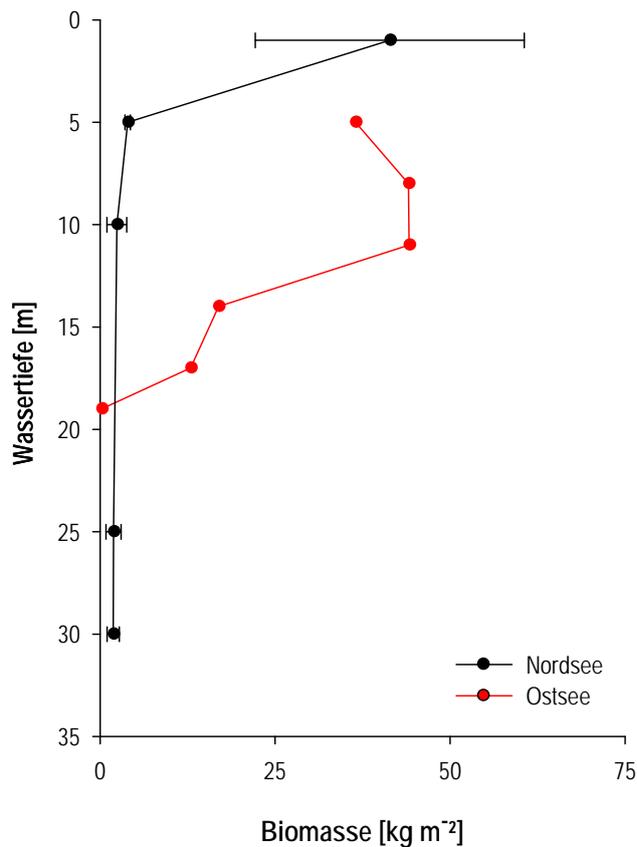


Abb. 5.1.5: Gesamte Aufwuchsbiomasse in Abhängigkeit von der Wassertiefe nach ca. 1 Jahr der Exposition [Mittelwert  $\pm$  Stabw. (N = 3-5 pro Tiefe) außer für die Ostsee (N = 1 pro Tiefe)].

#### 5.1.4 Vergleich spezifischer Parameter von *Mytilus edulis*

Zum Vergleich der Miesmuschelbestände der FINO 1-Plattform und des Versuchsaufbaus in der Ostsee wurden Länge, Trockengewicht (TG) und aschefreies Trockengewicht (AFTG) der Miesmuscheln aus dem Sommer 2007 bestimmt. Dazu wurden Muscheln aus dem Bereich des Miesmuschelgürtels der FINO 1-Plattform und der obersten Besiedelungsplatten der Ostsee in 5 m Wassertiefe ausgewählt.

In der Nordsee wurden größere Miesmuscheln (bis max. 76 mm Länge) gefunden als in der Ostsee (max. 32 mm Länge). Der Vergleich der Massen- und Längenverhältnisse bleibt hier auf gleich große Exemplare beschränkt. Das Verhältnis von AFTG bzw. Aschegewicht (Asche) zur Länge der Miesmuschelindividuen folgt sowohl in der Nordsee als auch in der Ostsee einem potentiellen Regressionsmodell (Abb. 5.1.6). Das Regressionsmodell erklärt in beiden Gebieten rund 97-99 % der Variation des AFTG und des Aschegewichts. Zur verständlicheren Interpretation der Daten wird hier das AFTG als Proxy des Gewichtes von organischer Substanz und das Aschegewicht als Proxy des Schalengewichtes der Miesmuscheln verwendet. Sowohl die Biomasse als auch das Schalengewicht steigen somit mit zunehmender Größe der Tiere, aber in unterschiedlichem Maße in Nord- und Ostsee.

Auffällig ist, dass die Miesmuscheln der Ostsee bei gleicher Länge eine mehr als doppelt so hohe Biomasse (AFTG) aufweisen wie die Exemplare der Nordsee. Weiter fällt auf, dass Muscheln gleicher Länge in der Ostsee etwa 1/5 des Schalengewichtes der Muscheln der Nordsee aufweisen.

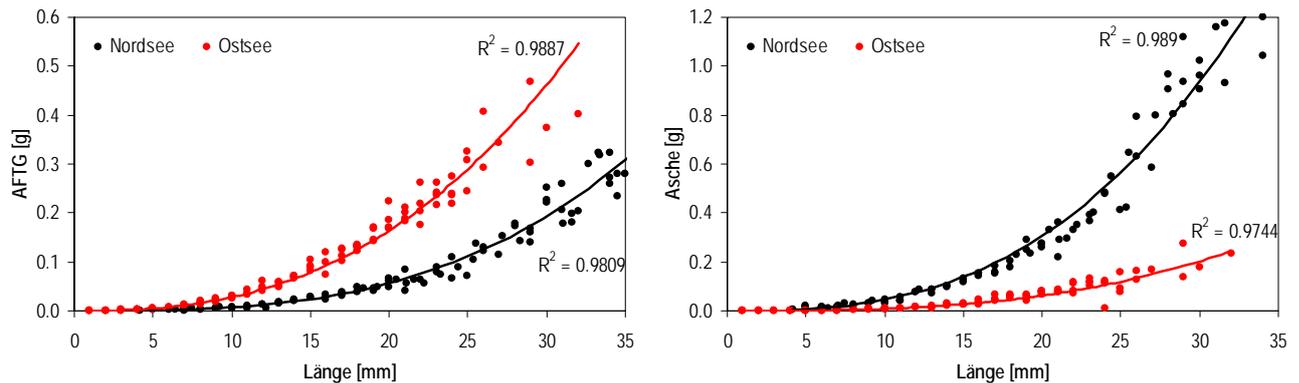


Abb. 5.1.6: Verhältnis von aschefreiem Trockengewicht (AFTG) (links) bzw. Aschegewicht (rechts) zur Länge von *Mytilus edulis* in Nord- und Ostsee im Sommer 2007.

Dies deutet darauf hin, dass die Muscheln aus der Ostsee bei gleicher Größe mehr Fleisch enthalten und dünnere Schalen als die Muscheln aus der Nordsee ausbilden. Die wesentliche geringe Schalendicke der Ostsee-Muscheln könnte eine Folge der unterschiedlichen Salinitäten der beiden Meeresgebiete sein. In der Nordsee wurden im Untersuchungszeitraum Werte um 34 psu gemessen. In der Ostsee wurde mit 16-24 psu eine wesentlich geringere Salinität ermittelt. Mit abnehmender Salinität nimmt die Kalzifizierungsrate von Miesmuscheln ab (Malone & Dodd 1967), was sich in einer dünneren Schale äußern könnte. Jedoch können auch andere Faktoren wie Wellenschlag und die Anwesenheit von Prädatoren Einfluss auf die Schalendicke von Muscheln haben.

Der Fleischanteil von Miesmuscheln unterliegt annualen und saisonalen Schwankungen (Kautsky 1982b). Neben der Verfügbarkeit von Nahrung spielt hierbei die Produktion von Gonaden eine wichtige Rolle (Kautsky 1982b). Das Abblanchen der Muscheln wird durch verschiedene Faktoren ausgelöst u.a. von Nahrungsverfügbarkeit und Temperatur (Newell et al. 1982). Unterschiedliche Stadien der Gonadenreife könnten demzufolge eine Erklärungsmöglichkeit für den unterschiedlich hohen Anteil an Biomasse sein. Es ist nicht auszuschließen, dass die Ostsee-Muscheln im Gegensatz zu den Nordsee-Muscheln zum Probenahmezeitpunkt noch nicht abgelaicht hatten und dementsprechend eine höhere Biomasse in Form von Gonaden aufweisen.

## 5.2 Struktureller Vergleich von Weichboden-Gemeinschaften in Nord- und Ostsee

Der Einfluss künstlicher Hartsubstrate auf lokale Weichbodengemeinschaften ist einerseits von Umweltparametern wie Sedimentbeschaffenheit und Strömungsverhältnissen und andererseits von biologischen Parametern wie der Zusammensetzung der lokalen Weichbodengemeinschaft abhängig (Davis et al. 1982; Ambrose & Anderson 1990; Schröder et al. 2006; Zettler & Pollehne 2006). Um die Reaktionen der lokalen Weichbodengemeinschaften auf die Einbringung künstlicher Hartsubstrate analysieren zu können, wurden Greiferproben aus einem Abstand von ca. 1 m zu FINO 1 bzw. Stechrohrproben aus einem Abstand von 0,5 – 2,5m zum Stahlrohrzylinder Greiferproben aus jeweils von der Struktur unbeeinflussten Referenzgebieten gegenübergestellt. Die Referenzstationen befanden sich in 200-400 m (Nordsee) bzw. 50 m Entfernung (Ostsee) zu den künstlichen Hartsubstraten. Um einen saisonalen Einfluss auf die Reaktionen der lokalen Weichbodenfauna auszuschließen, wurde die Analyse auf Daten aus dem Sommer 2007 beschränkt. Ferner wurden die Proben zur Vergleichbarkeit auf 1 m<sup>2</sup> hochgerechnet.

### 5.2.1 Abundanz und Biomasse

Die Analyse der Weichboden-Proben zeigt in beiden Gebieten einen deutlichen Einfluss der künstlichen Unterwasserstrukturen auf die umliegende Weichbodengemeinschaft. Es sind jedoch unterschiedliche Reaktionen der einzelnen taxonomischen Gruppen erkennbar. Innerhalb der Weichbodengemeinschaft des FINO 1-Nahbereichs zeigen Amphipoda, Decapoda und Anthozoa eine wesentlich höhere Dichte als im Referenzgebiet. Im Gegensatz dazu wurden im Nahbereich des Stahlrohrzylinders Polychaeta, Oligochaeta und Cumacea in wesentlich höheren Dichten als im Referenzgebiet gefunden (Abb. 5.2.1). Polychaeta, Nemertea und Bivalvia wiesen im Referenzgebiet der Nordsee wesentlich höhere Dichten auf als im Nahbereich von FINO 1. Eine vergleichbare negative Reaktion auf die Einbringung künstlicher Hartsubstrate ist in der Weichbodengemeinschaft des Untersuchungsgebietes der Ostsee nicht zu erkennen. Die Einbringung künstlicher Hartsubstrate scheint in Nord- und Ostsee gänzlich unterschiedliche Auswirkungen auf die lokale Weichbodenfauna zu haben. Während taxonomische Gruppen der Nordsee-Weichbodengemeinschaft sowohl positive als auch negative Reaktionen auf die Einbringung des künstlichen Hartsubstrates zeigen, wurden negative Reaktionen am Stahlrohrzylinder in der Ostsee nicht beobachtet.

Auch bei der räumlichen Verteilung der Biomasse der taxonomischen Gruppen lässt sich zwischen Nord- und Ostsee kein einheitlicher Trend feststellen (

Abb. 5.2.2). Decapoda und Anthozoa weisen eine höhere Biomasse im Nahbereich von FINO 1 auf, während Echinodermata eine deutlich höhere Biomasse im Referenzgebiet der Nordsee aufweisen. Im Vergleich zur Nordsee sind die absoluten Unterschiede in der Biomasse der taxonomischen Gruppen zwischen dem Nahbereich des Stahlrohrzylinders und dem Referenzgebiet in der Ostsee deutlich geringer.

Die Reaktion bestimmter taxonomischer Gruppen auf die Einbringung künstlicher Hartsubstrate hängt stark von den Ansprüchen der Arten an das Habitat ab. Joschko (2008) zeigte beispielsweise, dass sich die Weichbodengemeinschaft in der unmittelbaren Umgebung von FINO 1 von einer von sedentären und sessilen Arten dominierten Gemeinschaft zu einer Gemeinschaft mit einem höheren Anteil an mobilen, oft räuberischen Arten verschiebt. Diese gerichtete Entwicklung scheint, zumindest hinsichtlich der Akkumulation von mobilen und räuberischen Arten, auch in der Ostsee stattzufinden. Mobile Räuber und Aasfresser profitieren wahrscheinlich von der qualitativen und quantitativen Verbesserung des Nahrungsangebotes durch von der Unterwasserkonstruktion herab fallender Epifauna. Ferner wurden in beiden Untersuchungsgebieten Sedimente durch Erosion abgetragen und Fragmente von Muschelschalen (Schill) aus tieferen Sedimentschichten freigespült. Dies führte zu der Ausbildung von Schillauflagen, die kein geeignetes Habitat für typische Weichbodenarten darstellen, für mobile Tiere aber scheinbar geeignet sind. Im Gegensatz dazu beeinträchtigten die veränderten Strömungsbedingungen im Umfeld der Unterwasserstrukturen sessile und sedentäre Tiere. Einerseits werden diese Tiere im Zuge der Erosion mit abgetragen, andererseits können sich bestimmte Arten unter den veränderten Umweltbedingungen nicht im Weichboden ansiedeln. Es kann davon ausgegangen werden, dass additive und synergistische Effekte eine Veränderung der gesamten Gemeinschaften bewirken. Da das Arteninventar der Nord- und Ostsee jedoch sehr unterschiedlich ist, können generelle Trends wahrscheinlich nur auf der Ebene funktioneller Gruppen erkannt werden.

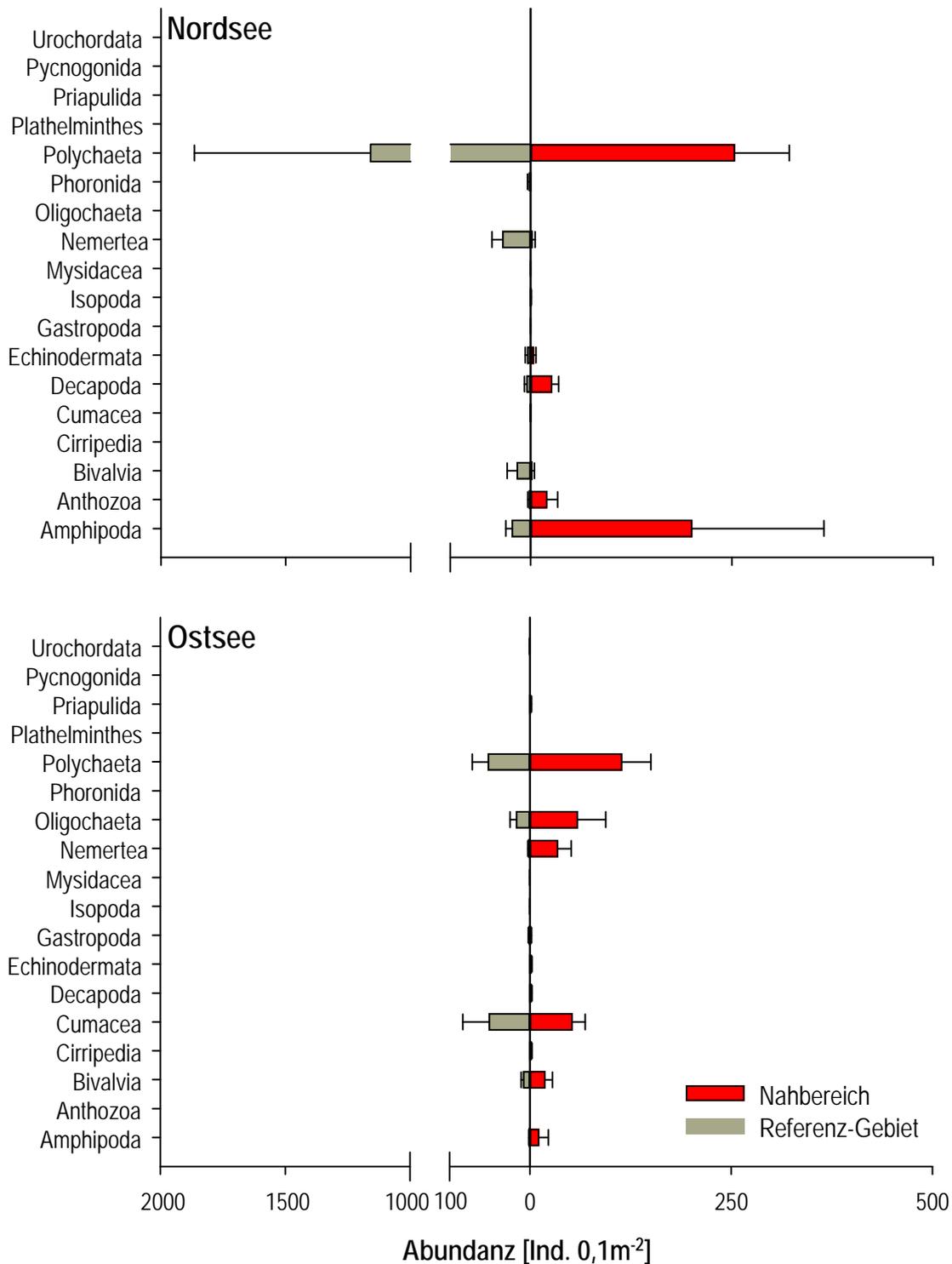


Abb. 5.2.1: Mittlere ( $\pm$  Stabw.) Abundanz pro taxonomischer Hauptgruppe der Weichbodenfauna im Sommer 2007 im Nahbereich von FINO 1 (Nordsee) bzw. des Stahlrohzyllinders (Ostsee) und in dem jeweiligen Referenzgebiet.

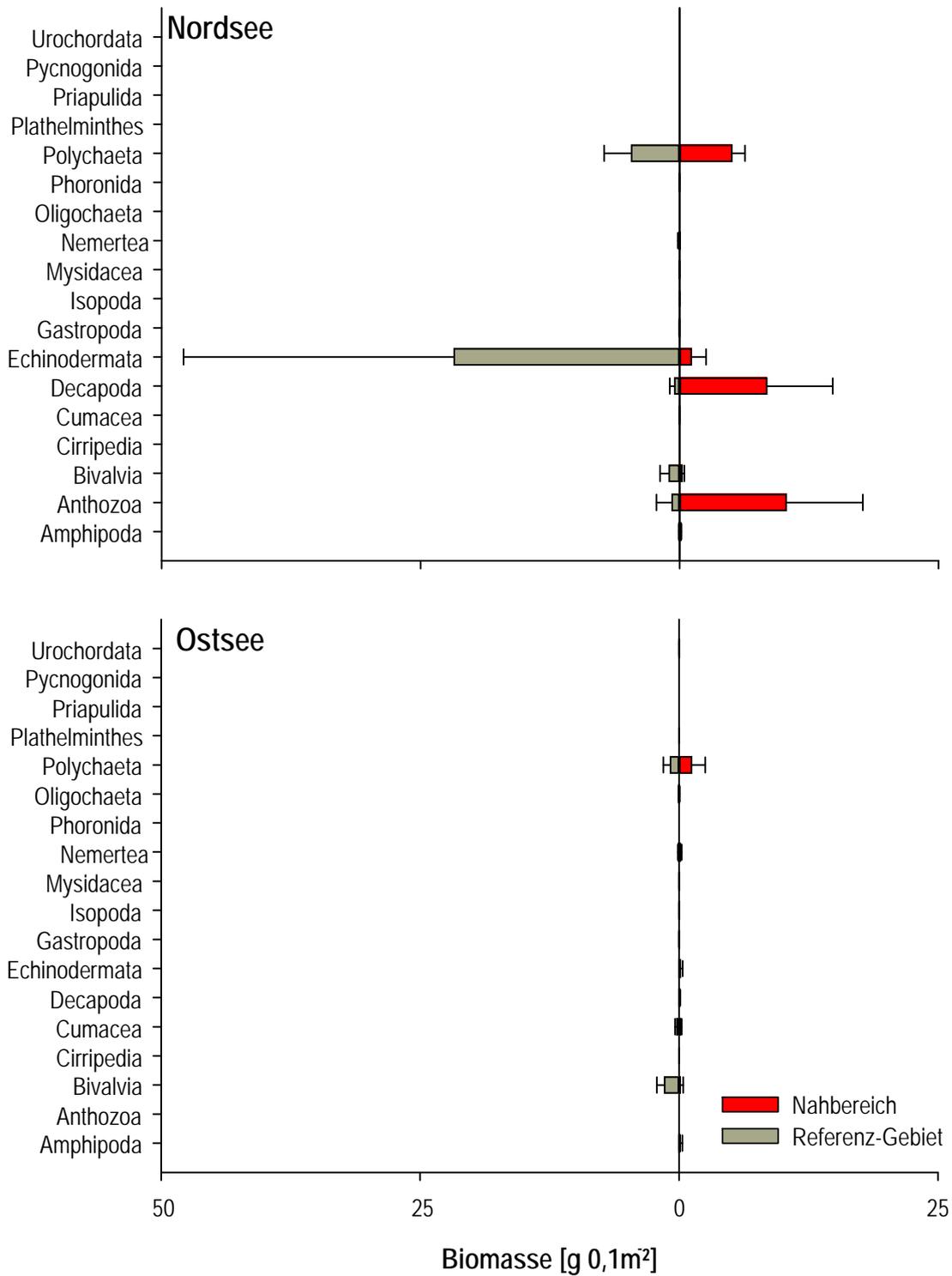


Abb. 5.2.2: Mittlere ( $\pm$  Stabw.) Biomasse pro taxonomischer Hauptgruppe der Weichbodenfauna im Sommer 2007 im Nahbereich von FINO 1 (Nordsee) bzw. des Stahlrohzyllinders (Ostsee) und in dem jeweiligen Referenzgebiet.

### 5.3 Schlussfolgerung

Anhand der parallel durchgeführten Untersuchungen in Nord- und Ostsee lassen sich trotz der sehr unterschiedlichen Unterwasserstrukturen des Stahlrohrzylinders und der Forschungsplattform FINO 1 einige generelle Auswirkungen der Einbringung künstlicher Hartsubstrate in durch ausgedehnte Weichböden dominierte Habitate identifizieren. Grundsätzlich führt die Besiedlung der Unterwasserkonstruktionen aufgrund der neu hinzugekommenen charakteristischen Hartbodenfauna zu einer lokalen Erhöhung der Gesamtdiversität. Zwischen den Systemen des Hartsubstrats und des Weichbodens findet ein intensiver Stoff- und Energieaustausch statt. Dennoch lassen die deutlichen qualitativen Unterschiede der Habitate (Hartsubstrat und Weichboden) und der jeweils besiedelnden Makrofauna Zweifel aufkommen, ob aus dieser Erhöhung der Diversität die häufig erwartete Erhöhung der Stabilität des Gesamtsystems resultiert. Vielmehr scheint es eher zu einer erhöhten Variabilität der Weichbodenfauna in der Umgebung der Hartsubstrate zu kommen. Zu unterschiedlich sind die beiden Komponenten, als dass stabilisierende Synergieeffekte zwischen den Systemen zu diesem Zeitpunkt erkennbar würden.

In beiden Gebieten, Nord- und Ostsee, entwickelt die Epifauna des künstlichen Hartsubstrats eine im Vergleich zur Infauna des umgebenden Sediments enorme Biomasse, die zahlreichen Organismen im Nahbereich als Nahrung dient. In beiden Regionen hatte die Miesmuschel *Mytilus edulis* einen großen Anteil an der Gesamtbiomasse der Epifaunagemeinschaft. Ferner wurden in beiden Untersuchungen zahlreiche Fische an den Strukturen beobachtet, die möglicherweise auch durch das erhöhte Nahrungsangebot angelockt wurden.

Auch führte die Einbringung der künstlichen Hartsubstrate in beiden Untersuchungen durch Auskolkung des Sediments zu einer Habitatveränderung im angrenzenden Nahbereich. Durch den Abtrag feiner Oberflächensedimente trat Muschelschill an die Oberfläche, der ein grundsätzlich anderes Habitat als das ursprüngliche, feine Sediment darstellt. In der Folge waren strukturelle Veränderungen der Weichbodengemeinschaften zu verzeichnen.

Der weitaus größere Tiefenbereich, über den eine dichte Besiedlung durch Miesmuscheln in der Ostsee beobachtet wurde, lässt eine deutlich größere Biomasseansammlung auf vergleichbaren Strukturen in der Ostsee vermuten, als dies in der Nordsee beobachtet wurde. Der Biomasseexport aus der Epifaunagemeinschaft in das umliegende Sediment war zwischen den beiden Untersuchungen nur schwer zu vergleichen, da eine Quantifizierung des Exports nur für die Nordsee vorliegt. Der Vergleich der durch die lokalen Strömungsverhältnisse jeweils verursachten Sedimentationsmuster lässt eine etwas größere räumliche Verteilung biogener Partikel in der Nordsee erwarten. Im Umkehrschluss bedeutet dies eine höhere Sedimentation im Nahbereich der Unterwasserkonstruktion in der Ostsee, was bei der ohnehin bereits hohen Anfälligkeit der Ostsee für die Ausbildung anoxischer Bereiche im Sediment zu einer verstärkten Beeinträchtigung führen kann. Das Problem der Sedimentanoxie ist in der Nordsee aufgrund der schwachen Schichtung des Wasserkörpers und der vergleichsweise hohen Tidenströmungen grundsätzlich geringer. Grundsätzlich lassen sich jedoch mit den hier gewonnenen Ergebnissen keine Schwellenwerte definieren, auf deren Basis die beobachteten Effekte als bedenklich bzw. bedenkenlos eingestuft werden können, zumal evtl. ökosystemare Auswirkungen von verschiedenen, variablen Umweltparametern abhängig sind.

Neben den erwähnten generellen Effekten zeigte der Vergleich der Ergebnisse aus Nord- und Ostsee jedoch keine deutlichen Übereinstimmungen sondern vielmehr grundsätzlich unterschiedliche Effekte zwischen den beiden Standorten. Dies ist vor allem auf grundlegend verschiedene Umweltparameter, vor allem der Salinität

und der Strömungsbedingungen, und die damit verbundenen Unterschiede im Arteninventar und Besiedlungsmuster in den beiden Meeresgebieten zurückzuführen. Die beiden Gemeinschaften sind durch unterschiedliche Dominanzmuster geprägt, so dass Veränderungen in der Dominanzhierarchie nur schwer oder gar nicht miteinander vergleichbar sind. Aufgrund dieser fehlenden Vergleichbarkeit der Systeme wäre es riskant, Ergebnisse aus einem Meeresgebiet auf ein anderes zu übertragen, um auf der Basis dieser Ergebnisse dort eine Prognose hinsichtlich der Auswirkungen künstlicher Hartsubstrate auf die Meeresumwelt zu erstellen. Die Schlussfolgerung dieser Synthese muss also sein, dass die Konsequenzen der Errichtung von Offshore-Windparks für jedes System bzw. jedes Meeresgebiet spezifisch untersucht werden müssen.

## 6 Danksagung

Zahlreiche Institutionen, Firmen und Personen haben zum Gelingen dieses umfangreichen Projektes beigetragen.

Wir danken

- dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) und dem Projektträger Jülich (PTJ), für die Förderung des Projektes
- dem Germanischen Lloyd und WindTest für die Organisation und Koordination der Arbeiten auf der FINO 1.  
Unser besonderer Dank geht an Gundula Fischer, Detlef Kindler und Arno Trautsch
- dem Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH; Kai Herklotz) für die freundliche Bereitstellung der hydrographischen Daten von der Forschungsplattform FINO 1
- der Besatzung der FS Heincke für die sehr hilfreiche und engagierte Mitarbeit auf See
- den Forschungstauchern, Praktikanten, FöJ'lerInnen und Studierenden für die Hilfe bei den Probenahmen auf See und bei der Bearbeitung der Proben im Labor
- dem Zentrum für wissenschaftliches Tauchen des AWI für die logistische Unterstützung
- Herrn Carsten Wanke für die Mithilfe bei den Besiedelungsexperimenten auf Helgoland
- dem Forschungs- und Technologiezentrum Küste (FTZ) der Christian-Albrecht-Universität Kiel für die Probenahmen im August 2005 mit dem FK Littorina
- Herrn Prof. Dr. Heinz-Dieter Franke, Michael Janke, Isabel Schmalenbach und Karin Boos für die Unterstützung der EAT-Produktion auf Helgoland
- der Firma iSiTEC GmbH aus Bremerhaven für die zuverlässige und engagierte Entwicklung, Reparatur und Wartung der Kamerasystems und der Forschungsecholote
- Herrn Erich Dunker (AWI) und dessen Team für die unermüdliche Neuentwicklung und Modifizierung großer und kleiner Anlagen
- Herrn Prof. Dr. Maarten Boersma für die freundliche Bereitstellung der Planktondaten der Helgoländer Langzeitreihen
- Herrn Dr. Eike Rachor, der uns mit seinen weitreichenden Kenntnissen über das Ökosystem Nordsee hilfreich zur Seite stand

## 7 Literatur

- Ambrose RF, Anderson TW (1990) Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community. *Mar Biol* 107: 41-52
- André C, Jonsson PR, Lindegarth M (1993) Predation on settling bivalve larvae by benthic suspension feeders: the role of hydrodynamics and larval behaviour. *Mar Ecol Prog Ser* 97: 183-192
- Anger K (1978) Development of a subtidal epifaunal community at the island of Helgoland. *Helgoländer wiss Meeresunters* 31: 457-470
- Anon (2006) SIMFAMI Final Report. Contact number: Q5RS-2001-02054: 500 pp
- Barange M, Hampton I, Soule M (1996) Empirical determination of in situ target strengths of three loosely aggregated pelagic fish species. *ICES J Mar Sci* 53: 225-232
- Barkai A, Branch GM (1988) The influence of predation and substrata complexity on recruitment to settlement plates: a test of the theory of alternative states. *J Exp Mar Biol Ecol* 124: 215-237
- Barker BJ, Richardson JML (2006) The effect of artificial light on male breeding-season behaviour in green frogs, *Rana clamitans melanota*. *Can J Zool/Rev Can Zool* 84: 1528-1532
- Barros F, Underwood AJ, Lindegarth M (2001) The influence of rocky reefs on structure of benthic macrofauna in nearby soft-sediments. *Est Coast Shelf Sci* 52: 191-199
- Baynes TW (1999) Factors structuring a subtidal encrusting community in the southern Gulf of California. *Bull Mar Sci* 64: 419-450
- Bertrand A, Barbieri MA, Córdova J, Hernández C, Gómez F, Leiva F (2004) Diel vertical behaviour, predator-prey relationships, and occupation of space by jack mackerel (*Trachurus murphyi*) off Chile. *ICES J Mar Sci* 61: 1105-1112
- Björk M, Gilek M, Kautsky N, Näf C (2000) In situ determination of PCB biodeposition by *Mytilus edulis* in a Baltic coastal ecosystem. *Mar Ecol Prog Ser* 194: 193-201
- Bobek M, Schiemer F (1987) Der Einsatz eines neuen Echolotes in der Fisch-Ökologie. *Österreichs Fischerei* 40: 119-127
- Bohnsack JA (1989) Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioural preference? *Bull Mar Sci* 44: 631-645
- Bohnsack JA, Harper DE, McClellan DB, Hulsbeck M (1994) Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, U.S.A. *Bull Mar Sci* 55: 796-823
- Bolding K, Burchard H, Pohlmann T, Stips A (2002) Turbulent mixing in the northern North Sea: a numerical model study. *Cont Shelf Res* 22: 2707-2724
- Boon AR, Duineveld GCA (1998) Chlorophyll a as a marker for bioturbation and carbon flux in southern and central North Sea sediments. *Mar Ecol Prog Ser* 162: 33-42
- Boon AR, Duineveld GCA, Berhuis EM, van der Weele JA (1998) Relationships between benthic activity and the annual phytopigment cycle in near-bottom water and sediments in the southern North Sea. *Est Coast Shelf Sci* 46: 1-13
- Bray JR, Curtis JT (1957) An ordination of the upland forest of southern Wisconsin. *Ecol Monogr* 27: 225-349
- BSH (2007): Standarduntersuchungskonzept Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie: 58 pp
- Bubner E, Meyer DE, Schillak L, Schuhmacher H (1988) Bauprozesse im Meerwasser auf elektrochemisch-biogener Grundlage. *Mitt SFB 230 „Natürliche Konstruktionen - Leichtbau in Architektur und Natur“* 2: 95-105
- Buchanan JB (1984) Sediment analysis. In: Holme, NA & McIntyre, AD (Herausg.): *Methods for the study of marine benthos*. IBP Handbook 16. ed. Blackwell, Oxford: 41-65

- Bunker FSD (2004) Biology and video surveys of North Hoyle wind turbines. 11<sup>th</sup>-13<sup>th</sup> August 2004. A report to CMACS Ltd. By MarineSeen, Estuary Cottage, Bentlass, Hundleton, Pembrokeshire. SA71 5RN
- Buschbaum C, Dittmann S, Hong J-S, Hwang I-S, Strasser M, Thiel M, Valdivia N, Yoon S-P, Reise K (2009) Mytilid mussels: global habitat engineers in coastal sediments. *Helgol Mar Res*: doi: 10.1007/s10152-008-0139-2
- Callier MD, Weise AM, McKindsey CW, Desrosiers G (2006) Sedimentation rates in a suspended mussel farm (Great-Entry Lagoon, Canada): biodeposit production and dispersion. *Mar Ecol Prog Ser* 322: 129-141
- Callier MD, Weise AM, McKindsey CW, Desrosiers G (2007) Multi-scale spatial variations in benthic sediment geochemistry and macrofaunal communities under a suspended mussel culture. *Mar Ecol Prog Ser* 348: 103-115
- Castonguay M, Gilbert D (1995) Effects of tidal streams on migrating Atlantic mackerel, *Scomber scombrus* L. *ICES J Mar Sci* 52: 941-954
- Cattrijsse A, Mees J, Hamerlynck O (1993) The hyperbenthic Amphipoda and Isopoda of the Voordelta and the Westerschelde estuary. *Cah Biol Mar* 34: 187-200
- Chamberlain J, Fernandes TF, Read P, Nickell TD, Davies IM (2001) Impacts of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments. *ICES J Mar Sci* 58: 411
- Chan G (1973) Subtidal mussel beds in Baja California, with a new record size for *Mytilus californianus*. *Veliger* 16: 239-240
- Christensen H, Kannevorf E (1985) Sedimenting phytoplankton as major food source for suspension and deposit feeders in the Øresund. *Ophelia* 24: 223-244
- Clark KR & Warwick RM (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd ed.. PRIMER-E: Plymouth, UK: 144 pp
- Comrnito J A (1982) The importance of predation by infaunal polychaetes in controlling the structure of a softbottom community in Maine, USA. *Mar Biol* 68: 77-81
- Danovaro R, Gambi C, Luna GM, Mirto S (2004) Sustainable impact of mussel farming in the Adriatic Sea (Mediterranean Sea): evidence from biochemical, microbial and meiofaunal indicators. *Mar Poll Bull* 49: 325-333
- Darbyson E, Swain DP, Chabot D, Castonguay M (2003) Diel variation in feeding rate and prey composition of herring and mackerel in the southern Gulf of St Lawrence. *J Fish Biol* 63: 1235-1257
- Dare PJ (1982) Notes on the swarming behaviour and population density of *Asterias rubens* L. (Echinodermata: Asteroidea) feeding on the mussel, *Mytilus edulis*. *L J Cons Int Explor Mer* 40: 112-118
- Davis AR, Butler AJ (1989) Direct observations of larval dispersal in the colonial ascidian *Podoclavella moluccensis* Sluiter: Evidence for closed populations. *J Exp Mar Biol Ecol* 127: 189-203
- Davis N, Van Blaricom GR, Dayton PK (1982) Man-made structures on marine sediments: Effects on adjacent benthic communities. *Mar Biol* 70: 295-303
- de Kluijver MJ (1991) Sublittoral hard substrate communities off Helgoland. *Helgoländer Meeresunters* 45: 317-344
- Deda P, Elbertzhagen I, Klusmann M (2007) Light pollution and the impacts of biodiversity, species and their habitats. Secretariat of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (UNEP-CMB): 133-139
- Degraer S, Wittoeck J, Appeltans W, Cooreman K, Deprez T, Hillewaert H, Hostens K, Mees J, Vanden Berghe E, Vincx M (2006) The macrobenthos atlas of the Belgian part of the North Sea. Belgian Science Policy D/2005/1191/3 ISBN 90-810081-6-1: 164 pp
- Didrikas T, Hansson S (2004) In situ target strength of the Baltic Sea herring and sprat. *ICES J Mar Sci* 61: 378-382

- Doray M, Josse E, Gervain P, Reynal L, Chantrel J (2006) Acoustic characterisation of pelagic fish aggregations around moored fish aggregating devices in Martinique (Lesser Antilles). *Fish Res* 82: 162-175
- Fabi G, Manoukian S, Spagnolo A (2006) Feeding behaviour of three common fishes at an artificial reef in the northern Adriatic Sea. *Bull Mar Sci* 78: 39-56
- Fabi G, Sala A (2002) An assessment of biomass and diel activity of fish at an artificial reef (Adriatic Sea) using stationary hydroacoustic technique. *ICES J Mar Sci* 59: 411-420
- Field JG, Clarke KR, Warwick, RM (1982) A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Mar Ecol Prog Ser* 8: 37-52
- Forteath GNR, Picken GB, Ralph R, Williams J (1982) Marine growth studies on the North Sea oil platform Montrose Alpha. *Mar Ecol Prog Ser* 8: 61-68
- Galloway BJ, Lewbel GS (1982) The ecology of petroleum platforms in the northwestern Gulf of Mexico: a community profile. U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Washington, D.C., FWC/OBS-82/27, Open-file Report 82-03: 92 pp
- Garcia CB (1991) Comparison of successional patterns on hard substrata: the Caribbean Sea and the North Sea. Dissertation, Universität Bremen: 148 pp
- Gerlotto F, Bercy C, Bordeau B (1989) Echo-integration survey around off-shore oil-extraction platforms off Cameroon: observation of the repulsive effect on fish of some artificially emitted sounds. *Proc Inst Acoust* 11: 79-88
- Giles H, Pilditch CA (2004) Effects of diet on sinking rates and erosion thresholds of mussel *Perna canaliculus* biodeposits. *Mar Ecol Prog Ser* 282: 205-219
- Giles H, Pilditch CA (2006) Effects of mussel (*Perna canaliculus*) biodeposit decomposition on benthic respiration and nutrient fluxes. *Mar Biol* 150: 261-271
- Godø OR, Hjellvik V, Iversen SA, Slotte A, Tenningen E, Torkelsen T (2004) Behaviour of mackerel schools during summer feeding migration in the Norwegian Sea, as observed from fishing vessel sonars. *ICES J Mar Sci* 61: 1093-1099
- Gorska N, Korneliussen RJ, Ona E (2007) Acoustic backscatter by schools of adult Atlantic mackerel. *ICES J Mar Sci* 64: 1145-1151
- Gray JS (1974) Animal-sediment relationships. *Oceanogr Mar Biol* 12: 223-261
- Greenlaw CF (1977) Backscattering spectra of preserved zooplankton. *J Acoust Soc Am* 62: 44-52
- Greve W, Reiners F, Nast J, Hoffmann S (2004) Helgoland Roads meso- and macrozooplankton time-series 1974 to 2004: lessons from 30 years of single spot, high frequency sampling at the only off-shore island of the North Sea. *Helgol Mar Res* 58: 221-222
- Gutow L, Giménez L, Boos K, Saborowski R (2009) Rapid changes in the epifaunal community after detachment of buoyant benthic macroalgae. *J Mar Biol Assoc UK* doi: 10.1017/S00253154080026 58
- Harden Jones FR (1968) Fish migration. Edward Arnold, London: 325 pp
- Hartmann-Schröder G (1996) Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. 2 ed. (Dahl, F: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile: 58); Gustav Fischer, Jena: 648 pp
- Hartstein ND, Rowden AA (2004) Effect of biodeposits from mussel culture on macroinvertebrate assemblages at sites of different hydrodynamic regime. *Mar Environ Res* 57: 339-357
- Hatcher A, Grant J, Schofield B (1994) Effects of suspended mussel culture (*Mytilus* spp.) on sedimentation, benthic respiration and sediment nutrient dynamics in a coastal bay. *Mar Ecol Prog Ser* 115: 219-219
- Havermans C, De Broyer C, Mallefet J, Zintzen V (2007) Dispersal mechanisms in amphipods: a case study of *Jassa herdmani* (Crustacea, Amphipoda) in the North Sea. *Mar Biol* 153: 83-89

- Hazen EL, Horne JK (2004) A method for evaluating the effects of biological factors on fish target strength. ICES J Mar Sci 60: 555-562
- Heesen K (2002) Zusammensetzung und Bioerosion elektrochemisch erzeugter Hartsubstrate im Meer. Schriftliche Hausarbeit, Universität Duisburg-Essen
- Heip C, Basofrd D, Craeymeersch JA, Dewarumez J-M, Dörjes J, de Wilde P, Duineveld G, Eleftheriou A, Herman PMJ, Niermann U, Kingston P, Künitzer A, Rachor E, Rumohr H, Soetaert K, Soltwedel T (1992) Trends in biomass, density and diversity of North Sea macrofauna. ICES J Mar Sci 49: 13-22
- Heitz E, Kreysa G (1977): Grundlagen der technischen Elektrochemie. - Verlag Chemie GmbH, Weinheim-New York:179 pp
- Henderson MJ, Horne JK, Towler RH (2008) The influence of beam position and swimming direction on fish target strength. ICES J Mar Sci 65: 226-237
- Hilbertz WH (1988) Growing and fading structures: experiments, applications, ideas. Mitt SFB 230 „Natürliche Konstruktionen – Leichtbau in Architektur und Natur“ 2: 107-114
- Holland GJ, Greenstreet SPR, Gibb IM, Fraser HM, Robertson MR (2005) Identifying sandeel *Ammodytes marinus* sediment habitat preferences in the marine environment. Mar Ecol Prog Ser 303: 269-282
- Holligan PM, Harris RP, Newell RC, Harbour DS, Head RN, Linley EAS, Lucas MI, Tranter PRG, Weekley CM (1984) Vertical distribution and partitioning of organic carbon in mixed, frontal and stratified waters of the English Channel. Mar Ecol Prog Ser 14: 111-127
- Hunter JR, Craig PD, Phillips HE (1993) On the use of random walk models with spatially variable diffusivity. J Comput Phys 106: 366-376
- ICES (1990) ICES-FishMap <http://www.ices.dk/marineworld/fishmap/ices>
- Jago CF, Bale AJ, Green MO, Howarth MJ, Jones SE, McCave IN, Millward GE, Morris AW, Rowden AA, Williams JJW (1993) Resuspension processes and seston dynamics, southern North Sea. In: Charnock H, Dyer KR, Huthnanca JM, Liss PS, Simpson JH, Tett PB (Herausg.) Understanding the North Sea system. Philos Trans R Soc Lond A 343: 475-491
- Jardas I, Šantić M, Pallaoro A (2004) Diet composition and feeding intensity of horse mackerel, *Trachurus trachurus* (Osteichthyes: Carangidae) in the eastern Adriatic. Mar Biol 144: 1051-1056
- Jørgensen T, Løkkeborg S, Soldal AV (2002) Residence of fish in the vicinity of a decommissioned oil platform in the North Sea. ICES J Mar Sci 59: S288-S293
- Joschko TJ (2008) Influence of artificial hard substrates on recruitment success of the zoobenthos in the German Bight. Universität Oldenburg, Dissertation 210 pp
- Joschko TJ, Buck B, Gutow L, Schröder A (2008) Colonization of an artificial hard substrate by *Mytilus edulis* in the German Bight. Mar Biol Res 4: 350-360
- Kautsky N (1982a) Growth and size structure in a Baltic *Mytilus edulis* population. Mar Biol 68: 117-133
- Kautsky N (1982b) Quantitative studies on gonad cycle, fecundity, reproductive output and recruitment in a Baltic *Mytilus edulis* Population. Mar Biol 68: 143-160
- Kautsky N, Evans S (1987) Role of biodeposition by *Mytilus edulis* in the circulation of matter and nutrients in a Baltic coastal ecosystem. Mar Ecol Prog Ser 38: 201-212
- Korlipara R, Zatorski RA, Herman H (1984) The properties of electrode-positing minerals in seawater. Mar Technol Soc J 17: 19-27
- Kruskal JB (1964) Multidimensional scaling by optimising goodness of fit to a non-metric hypothesis. Psychometrika 29:1-27
- Leewis RJ, van Moorsel G, Waardenburg H (2000) Shipwrecks on the Dutch Continental Shelf as artificial reefs. In: Jensen AC, Collins KJ, Lockwood APM (Herausg.). Artificial reefs in European seas. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 419-434

- Leewis RJ, Waardenburg HW (1990) Flora and fauna of the sublittoral hard substrata in the Oosterschelde (The Netherlands) – interactions with the North Sea and the influence of a storm surge barrier. *Hydrobiologia* 195: 189-200
- Leonhard SB, Pedersen J (2004) Hard bottom substrate monitoring - Horns Rev offshore wind farm. Annual status report 2003. ELSAM Engineering, Kopenhagen, Denmark: 62 pp
- Leonhard SB, Pedersen J (2005) Hard bottom substrate monitoring - Horns Rev offshore wind farm. Annual status report 2004. ELSAM Engineering, Kopenhagen, Denmark. 79 pp
- Little C, Kitching JA (1996) The biology of rocky shores. Oxford University Press. Oxford: 252 pp
- Littorin B, Gilek M (1999) A photographic study of the recolonization of cleared patches in a dense population of *Mytilus edulis* in the northern Baltic Proper. *Hydrobiologia* 393: 211-219
- Løkkeborg S, Humborstad OB, Jørgensen T (2002) Spatio-temporal variations in gillnet catch rates in the vicinity of North Sea oil platforms. *ICES J Mar Sci* 59: 294-299
- Love RH (1971) Dorsal-aspect target strength of an individual fish. *J Acoust Soc Am* 49: 816-823
- Love, RH (1977) Target strength of an individual fish at any aspect. *J Acoust Soc Am* 62: 1397-1403
- Lozan JL, Kausch H (1998) Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. Pareys Studentexte Vol. 74: 287 pp
- Macer CT (1977) Some aspects of the biology of the horse mackerel [*Trachurus trachurus* (L.)] in the waters around Britain. *J Fish Biol* 10: 51-62
- MacLennan DN, Simmonds EJ (1992) Fisheries acoustics. Chapman & Hall, London: 336 pp
- Mahmoudi E, Essid N, Beyrem H, Hedfi A, Boufahja F, Aïssa P, Vitiello P (2008) Mussel-farming effects on Mediterranean benthic nematode communities. *Nematology* 10: 323-333
- Malone PG, Dodd JR (1967) Temperature and salinity effects on calcification rate in *Mytilus edulis* and its paleoecological implications. *Limnol Oceanogr* 12: 432-436
- Mascarenhas R, dos Santos RG, dos Santos AS, Zeppelini D (2004) Nesting of Hawksbill turtles in Paraíba-Brazil: avoiding light pollution effects. *Mar Turtle Newsl* 104: 1-3
- Mehl S, Westgård T (1983) The diet and consumption of mackerel in the North Sea. *ICES CM H*: 34
- Menzel K (1988) Elektrochemische Abscheidungen von mineralischen Substanzen aus Meerwasser. - Mitt Sonderforschungsbereich 230 „Natürliche Konstruktionen - Leichtbau in Architektur und Natur“ 1: 161-175
- Menzel K (1995) Mineral deposition on metals by galvanic current. *Otto Graf J* 6: 210-220
- Merck T, v. Nordheim H (2000): Technische Eingriffe in marine Lebensräume - Tagungsband. BfN-Skripten 29. Bonn.
- Meyer DE, Schuhmacher H (1993) Ökologisch verträgliche Bauprozesse im Meerwasser. *Geowissenschaften* 11: 408-412
- Nakken O, Olsen K (1977) Target strength measurements of fish. *Rapp Pv Re'un Cons Int Explor Mer* 170: 52-69
- Nelson WG, Neff T, Navratil P, Rodda J (1994) Disturbance effects on marine infaunal benthos near stabilized oil-ash reefs: spatial and temporal alteration of impacts. *Bull Mar Sci*: 55: 1303-1315
- Niermann U; Bauerfeind E, Hickel W, von Westernhagen H (1990): The recovery of benthos following the impact of low oxygen content in the German Bight. *Neth J Sea Res* 25: 215-226
- Newell RIE, Hilbish TJ, Koehn RK, Newell CJ (1982) Temporal variation in the reproductive cycle of *Mytilus edulis* L. (Bivalvia, Mytilidae) from localities on the east coast of the United States. *Biol Bull* 162: 299-310
- NOMATEC (2004): Development of non-degrading, Novel Marine Technologies (NOMATEC) for the sustainable exploitation and protection of Mediterranean marine resources. Final Project Report. 5th Framework Program, Contract No. EVK3-CT2000-00033: 178 pp
- Okubo A (1971) Oceanic diffusion diagrams. *Deep-Sea Res* 18: 789-802

- Orejas C, Joschko T, Schröder A, Dierschke J, Exo M, Friedrich E, Hill R, Hüppop O, Pollehne F, Zettler ML, Bochert R (2005) Ökologische Begleitforschung zur Windenergienutzung im Offshore-Bereich auf Forschungsplattformen in der Nord- und Ostsee (BeoFINO), BMU Projektabschlussbericht FKz 0327526: 333 pp
- Paine RT (1976) Biological observations on a subtidal *Mytilus californianus* bed. *Veliger* 19: 125-130
- Paster M (2006) Beiträge zur Entwicklung der Steuerung elektrochemischer Mineralakkretion zur Herstellung künstlicher Hartsubstrate für die Aquakultur. Diplomarbeit, Universität Duisburg-Essen
- Peattie ME, Hoare R (1981) The sublittoral ecology of the Menai Strait. *Est Coast Shelf Sci* 13: 621-635
- Pianka ER (1970) On r- and K-selection. *Am Nat* 104: 592-597
- Pielou EC (1966) The measurement of diversity in different types of biological collections. *J Theor Biol* 13: 131-144
- Porter ET, Cornwell JC, Sanford LP (2004) Effect of oysters *Crassostrea virginica* and bottom shear velocity on benthic-pelagic coupling and estuarine water quality. *Mar Ecol Prog Ser* 271: 61-75
- Qvarfordt S, Kautsky H, Malm T (2006) Development of fouling communities on vertical structures in the Baltic sea. *Est Coast Shelf Sci* 67: 618-628
- Rachor E, Albrecht H (1983) Sauerstoff-Mangel im Bodenwasser der Deutschen Bucht. *Veröff Inst Meeresforsch Bremerh* 19: 209-227
- Rachor E, Nehmer P (2003) Erfassung und Bewertung ökologisch wertvoller Lebensräume in der Nordsee. BfN-Projektbericht FKZ 899 85 310: 175 pp
- Rachor E (1980) The inner German Bight - an ecologically sensitive area as indicated by the bottom fauna. *Helgoländer Meeresunters* 33: 522-530
- Ragnarsson SÁ, Raffaelli D (1999) Effects of the mussel *Mytilus edulis* L. on the invertebrate fauna of sediments. *J Exp Mar Biol Ecol* 241: 31-43
- Ramsay K; Kaiser MJ, Hughes RN (1998) Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats. *J Exp Mar Biol Ecol* 224: 73-89
- Ricciardi A, Bourget E (1998) Weight-to-weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. *Mar Ecol Prog Ser* 163: 245-251
- Rick HJ, Rick S, Tillmann U, Brockmann U, Gärtner U, Dürselen C, Sündermann J (2006) Primary productivity in the German Bight (1994–1996). *Estuaries* 29: 4-23
- Rilov G, Benayahu Y (1998) Vertical artificial structures as an alternative habitat for coral reef fishes in disturbed environments. *Mar Environ Res* 45: 431-451
- Rumohr H (1999) Soft bottom macrofauna: collection, treatment and quality assurance of samples. *ICES - ICES Techn Mar Environ Sci* 8: 1-17
- Saier B (2001) Direct and indirect effects of seastars *Asterias rubens* on mussel beds (*Mytilus edulis*) in the Wadden Sea. *J Sea Res* 46: 29-42
- Sainte-Marie B (1986) Feeding and swimming of lysianassid amphipods in a shallow cold-water bay. *Mar Biol* 91: 219-229
- Sala A, Fabi G, Manoukian S (2007) Vertical diel dynamic of fish assemblage associated with an artificial reef (Northern Adriatic Sea). *Sci Mar Barc* 71: 355-364
- Schröder A, Orejas C, Joschko T (2006) Benthos in the vicinity of the piles: FINO 1 (North Sea). Köller J, Köppel J, Peters W (Herausg.): *Offshore Wind Energy. Research on Environmental Impacts*. Springer. Berlin: 185-198
- Schröder A, Dannheim J (2006) Bottom trawling effects on North Sea benthos. In: Demestre M et al. (Herausg.): *Response of benthic communities and sediment to different regimens of fishing disturbance in European coastal waters. Final report EU project QLRT-2001-00787*. CSIC/ICM, Barcelona: 117 pp

- Schröder A (2005) Community dynamics and development of soft bottom macrozoobenthos in the German Bight (North Sea) 1969-2000. *Ber Polarforsch* 494:1-179
- Schuhmacher H, Schillak L (1994) Integrated electrochemical and biogenic deposition of hard material - a nature-like colonization substrate. *Bull Mar Sci* 55: 672-679
- Shannon CE, Weaver W (1963) The mathematical theory of communication. Univ of Illinois Press, Urbana, Illinois 148 pp
- Simmonds EJ, MacLennan DN (2005) Fisheries acoustics: theory and practice, 2nd. Blackwell Science, Oxford: 429 pp
- SIMRAD Manual (2004) Operator manual Simrad ER60 scientific echo sounder application. Simrad AS 2004, ISBN 82-8066-011-9: 172 pp
- Soldal AV, Svellingen I, Jørgensen T, Løkkeborg S (2002) Rigs-to-reefs in the North Sea: hydroacoustic quantification of fish in the vicinity of a "semi-cold" platform. *ICES J Mar Sci* 59: 281-287
- Sommer U, Meusel B, Stielau C (1999) An experimental analysis of the importance of body-size in the seastar-mussel predator-prey relationship. *Acta Oecologica* 20: 81-86
- Stanley DR, Wilson CA (1991) Factors affecting the abundance of selected fishes near oil and gas platforms in the northern Gulf of Mexico. *Fish Bull* 89: 149-159
- Stanley DR, Wilson CA (1997) Seasonal and spatial variation in abundance and size distribution of fishes associated with a petroleum platform in the northern Gulf of Mexico. *Can J Fish Aquat Sci* 54: 1166-1177
- Stanley DR, Wilson CA (2000) Variation in the density and species composition of fishes associated with three petroleum platforms. *Fish Res* 47: 161-172
- Stenton-Dozey JME, Jackson LF, Busby AJ (1999) Impact of mussel culture on macrobenthic community structure in Saldanha Bay, South Africa. *Mar Poll Bull* 39: 357-366
- Stirnberg J (2002) Elektrochemisch erzeugte Mineralkrusten unter Verwendung einer Referenzelektrode und Untersuchungen zum Wachstumsverhalten von Steinkorallen in natürlichen und experimentell veränderten elektrischen Gleichstromfeld. Diplomarbeit, Ruhr-Universität Bochum
- Stommel H (1949) Horizontal diffusion due to oceanic turbulence. *J Mar Res* 8: 199-225
- Sutherland JP, Karlson RH (1977) Development and stability of the fouling community at Beaufort, North Carolina. *Ecol Monograph* 47: 425-446
- Temming A, Bøhle B, Skagen DW, Knudsen FR (2002) Gastric evacuation in mackerel: the effects of meal size, prey type and temperature. *J Fish Biol* 61: 50-70
- Tenore KR, Boyer LF, Cal RM, Corral J, Garcia-Fernandez C, Gonzales N, Gonzales-Gurriaran E, Hanson RB, Iglesias J, Krom M, Lopez-Jamar EJM, Pamatmat MM, Perez A, Rhoads DC, de Santiago G, Tietjen J, Westrich J, Windom HL (1982) Coastal upwelling in the Rias Bajas, NW Spain: contrasting the benthic regimes of the Rias de Arosa and de Muros. *J Mar Res* 40: 701-772
- Thiel M, Gutow L (2005) The ecology of rafting in the marine environment. II. The rafting community and organisms. *Oceanogr Mar Biol* 43: 279-418
- Thorne RE, Hedgepeth JB, Campos J (1989) Hydroacoustic observations of fish abundance and behaviour around an artificial reef in Costa Rica. *Bull Mar Sci* 44: 1058-1064
- Trout GC, Lee AJ, Richardson ID, Harden Jones FR (1952) Recent echosounder studies. *Nature* 170: 71-72
- Tsuchiya M (1980) Biodeposit production by the mussel *Mytilus edulis* L. on rocky shores. *J Exp Biol* 47: 203-222
- Ulrich I, Anger K, Schöttler U (1995) Tube-building in two epifaunal amphipod species, *Corophium insidiosum* and *Jassa falcata*. *Helgoländer Meeresunters* 49: 393-398
- Valdemarsen JW (1979) Behaviour aspects of fish in relation to oil platforms in the North Sea. Publ by: ICES; Charlottenlund (Denmark). ICES CM11

- van Treeck P, Schuhmacher H (1999) Artificial reefs created by electrolysis and coral transplantation – an approach ensuring the compatibility of environmental protection and diving tourism. *Est Coast Shelf Sci* 49: 75-81
- van Treeck P (2001) Beiträge zur Wiederbesiedlung natürlicher, seminatürlicher und künstlicher Riffsubstrate durch Steinkorallen und andere marine Invertebraten. Dissertation Universität Essen: 152 pp
- Visser AW (1997) Using random walk models to simulate the vertical distribution of particles in a turbulent water column. *Mar Ecol Prog Ser* 158: 275-281
- Waples DW, Sloan RJ (1980) Carbon and nitrogen diagenesis in deep sea sediments. *Geochim Cosmochim Acta* 44: 1463-1470
- Wenk HR, Bulakh A (2004) Minerals their constitution and origion. Cambridge University Press. Cambridge: 646 pp
- Werner EE, Hall DJ (1979) Foraging efficiency and habitat switching in competing sunfishes. *Ecology* 60: 256-264
- Whomersley P, Picken GB (2003) Long-term dynamics of fouling communities found on offshore installations in the North Sea. *J Mar Biol Assoc UK* 83: 897-901
- Wieking G, Kröncke I (2003) Macrofauna communities of the Dogger Bank (central North Sea) in the late 1990s: spatial distribution, species composition and tropic structure. *Helgol Mar Res* 57: 34-46
- Wilhelmsson D, Malm T (2008) Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Est Coast Shelf Sci* 79: 459-466
- Wilson CA, Miller MW, Allen YC, Boswell KM, Nieland DL (2006) Effects of depth, location and habitat type on the relative abundance and species composition of fishes associated with petroleum platforms and Sonnier Bank in the northern Gulf of Mexico. US Dep of the Interior, Minerals management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA. OCS Study MMS 2006-037: 85 pp
- Wilson, CA, Pierce A, Miller MW (2003) Rigs and reefs: a comparison of the fish communities at two artificial reefs, a production platform, and a natural reef in the northern Gulf of Mexico. Prepared by the Coastal Fisheries Institute, School of the Coast and Environment. Louisiana State University. US Dep of the Interior, Minerals management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA. OCS Study MMS 2003-009: 95 pp
- Witman JD (1985) Refuges, biological disturbance, and rocky subtidal community structure in New England. *Ecol Monograph* 55: 421-445
- Wolfson A., Van Blaricom G, Davis N, Lewbel GS (1979) The marine life of an offshore oil platform. *Mar Ecol Prog Ser*: 81-89
- Wright PJ, Jensen H, Tuck I (2000) The influence of sediment type on the distribution of lesser sandeel, *Ammodytes marinus*. *Neth J Sea Res* 44: 243-256
- Zettler ML, 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*. Köller J, Köppel J, Peters W (Herausg.): Springer, Berlin: 201-222
- Zettler, ML, Pollehne F (2008) Benthosökologische Auswirkungen von Offshore-Windenergieparks in Nord- und Ostsee, BeoFINO 2. Prozesse im Nahbereich der Piles - Ostsee. Endbericht. FKZ 0329974B. 59 pp
- Zintzen V, Massin C, Norro A, Mallefet J (2006) Epifaunal inventory of two shipwrecks from the Belgian Continental Shelf. *Hydrobiologia* 555: 207-219
- Zintzen V, Norro A, Massin C, Mallefet J (2008a) Spatial variability of epifaunal communities from artificial habitats: Shipwrecks in the Southern Bight of the North Sea. *Est Coast Shelf Sci* 76: 327-344
- Zintzen V, Norro A, Massin C, Mallefet J (2008b) Temporal variation of *Tubularia indivisa* (Cnidaria, Tubulariidae) and associated epizoites on artificial communities in the North Sea. *Mar Biol* 153: 405-420

Zwolinski J, Morais A, Marques V, Stratoudaki Y, Fernandes PG (2007) Diel variation in the vertical distribution and schooling behaviour of sardine (*Sardina pilchardus*) off Portugal. ICES J Mar Sci 64: 963-972

## V Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung tragen maßgeblich zum Verständnis der ökologischen Prozesse an der Forschungsplattform FINO 1 in der Nordsee bei. Form und Größe der Unterwasserkonstruktion von FINO 1 erlauben, die Ergebnisse direkt auf zukünftige Offshore-Windenergieanlagen mit vergleichbaren Gründungsstrukturen in der Nordsee zu übertragen. Mit Hilfe mathematischer Modellierung wurden die an der singulären Struktur von FINO 1 beobachteten und quantifizierten Prozesse erstmalig auf die Fläche ganzer Windparks extrapoliert. Auf diese Weise tragen die Ergebnisse direkt zu einer Risikobeurteilung der Offshore-Windenergienutzung in der Deutschen Bucht bei. Die vorliegenden Ergebnisse werden Entscheidungsträgern helfen, die aus der Errichtung von Offshore-Windenergieanlagen erwachsenden ökologischen Folgen zur wirtschaftlich-technischen Machbarkeit und Rentabilität in Beziehung zu setzen, um die geplante Offshore-Windenergienutzung im gesamtgesellschaftlichen Sinne ökologisch und ökonomisch sinnvoll und sicher zu dimensionieren.

Das primäre Produkt dieser Forschung ist die Aufklärung und Wissensvermehrung. An eine kommerzielle Verwertung der Ergebnisse ist nicht gedacht. Viele der erreichten Ergebnisse sind von hohem Interesse für die Grundlagenforschung. Sie werden daher der Öffentlichkeit in Form von Publikationen in internationalen Fachzeitschriften sowie Vorträgen auf Tagungen und Kongressen zugänglich gemacht. So wird das Verständnis der ökologischen Vorgänge in zukünftigen Offshore-Windparks zu einer wissenschaftlichen Evaluierung der Auswirkungen der Nutzung regenerativer Energiequellen im Meer beitragen.

Im Rahmen des Projektes wurde in Zusammenarbeit mit klein- und mittelständischen Unternehmen wie der iSiTEC GmbH aus Bremerhaven technische Entwicklungsarbeit geleistet. In diesem Zusammenhang entwickelte und konstruierte, Ethernet-gesteuerte Kamera- und Echolotkomponenten wurden im marinen Dauereinsatz erstmalig erfolgreich getestet und weiterentwickelt.

## VI Wissenschaftliche Fortschritte

Dass Projekt BeoFINO II hat im Bereich der marinen ökologischen Grundlagenforschung neue und wichtige Ergebnisse erbracht. Tiefenstrukturierung von Epifaunagemeinschaften, jahreszeitliche Dynamiken sowie benthosökologische Prozesse im Nahbereich künstlicher Hartsubstrate sind im Offshore-Bereich aufgrund technischer und logistischer Schwierigkeiten weitgehend unerforscht. Erstmalig erfolgte eine Abschätzung der involvierten Biomasse, was neue Erkenntnisse hinsichtlich küstenferner Stoff- und Energieflüsse erlauben wird. Die hochqualitativen Ergebnisse werden vor dem Hintergrund der neuartigen Nutzung des marinen Lebensraumes und seiner Ressourcen Publikationen in hochrangigen, internationalen Fachzeitschriften erlauben. Sie werden so auch als Grundlage für weiterführende Forschung dienen. Die Studie hat über den direkten Projektbezug hinaus wissenschaftlich wertvolle Ergebnisse zur Ökologie zahlreicher mariner Arten und Gemeinschaften produziert. Somit dienen die erzielten Erkenntnisse nicht nur der Risikoabschätzung und Entscheidungsfindung zu Windenergieprojekten auf administrativer Ebene. Sie haben darüber hinaus auch im Bereich der Grundlagenforschung einen Zuwachs an Wissen bewirkt.

## VII Veröffentlichung der Ergebnisse

Die Ergebnisse dieser Studie werden hiermit dem Zuwendungsgeber in ausführlicher Berichtsform vorgelegt. Die Verbreitung des Berichtes durch den Zuwendungsgeber und die Veröffentlichung über die TIB Hannover werden die Ergebnisse der breiten Öffentlichkeit, Entscheidungsträgern sowie Umweltverbänden zugänglich machen. Sowohl unsere Untersuchungen als auch vorläufige Ergebnisse wurden bei verschiedenen Tagungen und Konferenzen vorgestellt. Hinzu kommen einige Veröffentlichungen, die bereits in wissenschaftlichen Journalen und Büchern erschienen sind. Aus der Vielzahl der bearbeiteten Aspekte werden zahlreiche weitere Manuskripte hervorgehen, die in englischer Sprache in internationalen wissenschaftlichen Fachzeitschriften publiziert werden. Diese Publikationen werden dem Zuwendungsgeber/Projektträger unmittelbar nach Erscheinen zugehen.

### *Kongresse, Konferenzen, Workshops:*

- ICES Benthos Ecology Working Group, 21–25 April 2008, Torre Grande, Italien. Vortrag A. Schroeder: *Offshore constructions' effects on Benthos: Research at the platform FINO1 in the German Bight: overview of activities & preliminary results.*
- IEA TASK 23 workshop, ecology and regulation, 28.-29. Februar 2008, Petten, Niederlande. Vortrag A. Schroeder: *Effects of Offshore Constructions on Benthos: Experiences from the research platform FINO1 in the German Bight.*  
Poster Krone, R. & Schröder, A.: *Fish and Crabs on artificial Offshore Structures in the German Bight -Research Platform FINO1 and Wrecks-.*
2. Wissenschaftstage des Bundesumweltministeriums zur Offshore- Windenergienutzung am 20.-21. Februar 2007, Berlin. Vortrag A. Schroeder: *Benthologische Prozesse im Nahbereich von Piles: Einflüsse von Offshore-Windenergieparks auf die Meeresboden-Fauna.*
- ICES Benthos Ecology Working Group, 1.-5. Mai 2006. Vortrag A. Schroeder: *BeoFINO II: Impacts of offshore wind farms on benthic ecology in the North and Baltic Sea*
1. Deutsches Meeresenergieforum, 18. 1. 2006, Berlin, Vortrag T. Joschko: *Umweltverträglichkeit von erneuerbaren Energien im Meer: Fallbeispiel Offshore-Windenergie (BeoFINO)*
- HUSUMwind 2005, 20.-24. September 2005, Husum. Vortrag L. Gutow: *Ökologische Begleitforschung zur Windenergienutzung im Offshore-Bereich auf Forschungsplattformen in der Nord- und Ostsee.*
- ICES Benthos Ecology Working Group, 18.-22. April 2005, Kopenhagen, Dänemark. Vortrag A. Schröder: *BeoFINO: Ecological research on the impact of Offshore Windfarms based on research platforms in the North and Baltic Sea.*
- Workshop on International Exchange of Experiences on the Assessment of the Ecological Impacts of Offshore Wind Farms, 17.-18. März 2005, TU-Berlin. Vortrag A. Schröder: *Conclusions on possible effects on benthic communities.*
3. Forschungsworkshop Windenergie, 9. März 2005, Bremerhaven. Vortrag A. Schröder & C. Orejas: *Ökologische Begleitforschung zur Windenergienutzung im Offshore-Bereich in Nord- und Ostsee.*
- FINO 3-Workshop, 17. Januar 2005, TH Kiel. Vortrag A. Schröder, L. Gutow & T. Joschko: *BeoFINO II: Benthosökologische Auswirkungen von Offshore-Windenergieparks in Nord- und Ostsee*

*Veröffentlichungen:*

- Schröder, A., Orejas, C., Joschko, T. (2006). Benthos in the vicinity of the piles: FINO 1 (North Sea). In: Köller J., Köppel, Peters (eds): Offshore Wind Energy. Research on Environmental Impacts. Springer Verlag Heidelberg, 14.
- Joschko TJ (2007) Influence of an artificial hard substrate on recruitment success of the zoobenthos in the German Bight. Dissertation, Universität Oldenburg.
- Schröder, A. (2008): Auswirkungen von Offshore-WEA auf die Meeresbodenfauna. In: Morkel, L.; Toland, A.; Wende, W.; Köppel, J. (Hrsg.): Tagungsband der 2. Wissenschaftstage des Bundesumweltministeriums zur Offshore-Windenergienutzung am 20. und 21. Februar 2007 in Berlin: 141-150
- Joschko TJ, Buck B, Gutow L, Schröder A (2008) Colonization of an artificial hard substrate by *Mytilus edulis* in the German Bight. Mar Biol Res 4: 350-360
- Krone R & Brenner M (2009) Muschelzucht, künstliche Substrate und Windparks. In: Katalog zur Ausstellung Harte Schale weicher Kern. Nationalmuseum für Naturgeschichte Luxemburg. ISBN: 978-2-919877-15-7
- Krone R, Gutow L, Joschko TJ, Schröder A (2013) Epifauna dynamics at an offshore foundation – implications of future wind power farming in the North Sea. Mar Env Res 85: 1-12

## 9 Anhang

Tab. 9.A: Liste aller im Untersuchungszeitraum und Gebiet (FINO 1 und Umgebung) erfassten Arten.

Taxon	Vorkommen	
	Weichboden	Aufwuchs
Algae		
Chlorophyta indet.		X
Phaeophyceae indet.		X
Annelida		
Polychaeta indet.	X	X
Capitellida		
Capitellidae indet.	X	
<i>Capitella capitata</i>	(Fabricius, 1780)	X
<i>Capitella minima</i>	(Langerhans, 1880)	X
<i>Capitella</i> spp.		X
<i>Notomastus latericeus</i>	M. Sars, 1850	X
Magelonidae		
<i>Magelona alleni</i>	Wilson, 1958	X
<i>Magelona filiformis</i>	Wilson, 1959	X
<i>Magelona johnstoni</i>	Fiege, 2000	X
<i>Magelona mirabilis</i>	(Johnston, 1865)	X
Cirratulida		
Cirratulidae		
<i>Chaetozone cf. setosa</i>	(Malmgren, 1867)	X
Paraonidae		
<i>Aricidea cerrutii</i>	Laubier, 1967	X
Eunicida		
Dorvilleidae		
<i>Protodorvillea kefersteini</i>	(McIntosh, 1869)	X
Opheliida		
Opheliidae		
<i>Ophelia limacina</i>	(Rathke, 1843)	X
Scalibregmatidae		
<i>Scalibregma inflatum</i>	Rathke, 1843	X
Orbiniida		
Orbiniidae		
<i>Scoloplos armiger</i>	(O.F. Müller, 1776)	X
Oweniida		
Oweniidae		
<i>Owenia fusiformis</i>	Delle Chiaje, 1841	X
Phyllodocida		
Glyceridae		
<i>Glycera alba</i>	(O.F. Müller, 1776)	X
<i>Glycera lapidum</i>	Quatrefages, 1865	X
<i>Glycera</i> spp.		X
Goniadidae indet.		X
<i>Glycinde nordmanni</i>	(Malmgren, 1865)	X
<i>Goniada maculata</i>	Oersted, 1843	X
<i>Goniadella bobretzkii</i>	(Annenkova, 1929)	X
Hesionidae		
<i>Ophiodromus flexuosus</i>	(Delle Chiaje, 1827)	X
<i>Podarkeopsis helgolandica</i>	(Hilbig & Dittmer, 1979)	X
Nephtyidae		
<i>Nephtys assimilis</i>	Oersted, 1843	X
<i>Nephtys caeca</i>	(Fabricius, 1780)	X
<i>Nephtys cirrosa</i>	Ehlers, 1868	X
<i>Nephtys hombergii</i>	Savigny, 1818	X
<i>Nephtys longosetosa</i>	Oersted, 1843	X
<i>Nephtys</i> spp.		X

Tab. 9.A: Liste aller im Untersuchungszeitraum und Gebiet (FINO 1 und Umgebung) erfassten Arten.

Taxon		Vorkommen	
		Weichboden	Aufwuchs
Nereididae indet.		X	
<i>Eunereis longissima</i>	(Johnston, 1840)	X	X
<i>Nereis pelagica</i>	Linnaeus, 1758		X
Pholoidae			
<i>Pholoe baltica</i>	Ørstedt, 1843	X	
<i>Pholoe</i> spp.		X	
Phyllodoceidae			
<i>Eteone flava</i>	(Fabricius, 1780)	X	
<i>Eteone foliosa</i>	Quatrefages, 1865	X	
<i>Eteone longa</i>	(Fabricius, 1780)	X	
<i>Eteone picta</i>	Quatrefages, 1865	X	
<i>Eteone</i> spp.		X	
<i>Eulalia viridis</i>	(Linnaeus, 1767)	X	X
<i>Eumida sanguinea</i>	(Oersted, 1843)	X	X
<i>Eumida</i> spp.		X	
<i>Phyllodoce groenlandica</i>	Oersted, 1843	X	
<i>Phyllodoce lineata</i>	(Claparède, 1870)	X	
<i>Phyllodoce mucosa</i>	Oersted, 1843	X	X
<i>Phyllodoce rosea</i>	(McIntosh, 1877)	X	
Pisionidae			
<i>Pisione remota</i>	(Southern, 1914)	X	
Polynoidae indet.		X	X
<i>Enipo kinbergi</i>	Malmgren, 1865	X	
<i>Gattyana cirrosa</i>	(Pallas, 1766)	X	X
<i>Harmothoe fragilis</i>	Moore, 1910		X
<i>Harmothoe glabra</i>	(Malmgren, 1865)	X	
<i>Harmothoe impar</i>	(Johnston, 1839)	X	X
<i>Harmothoe ljungmani</i>	(Malmgren, 1867)	X	X
<i>Harmothoe</i> spp.		X	
<i>Lagisca extenuata</i>	(Grube, 1840)	X	X
<i>Lepidonotus squamatus</i>	(Linnaeus, 1767)		X
<i>Malmgrenia arenicolae</i>	(Saint-Joseph, 1888)	X	
<i>Malmgrenia marphysae</i>	(McIntosh, 1876)	X	
<i>Malmgrenia</i> spp.		X	
Sigalionidae			
<i>Sigalion mathildae</i>	Audouin & Milne-Edwards, 1830	X	
<i>Sthenelais limicola</i>	(Ehlers, 1864)	X	
Syllidae			
<i>Autolytus edwardsi</i>	Saint-Joseph, 1887		X
<i>Autolytus prolifer</i>	(O.F. Müller, 1776)	X	
<i>Autolytus</i> spp.		X	
<i>Streptosyllis websteri</i>	Southern, 1914	X	
<i>Syllis hyalina</i>	Grube, 1863	X	
Sabellida			
Sabellidae indet.			X
Serpulidae			
<i>Pomatoceros triqueter</i>	(Linnaeus, 1758)		X
<i>Spirorbis</i> spp.			X
<i>Spirorbis spirorbis</i>	(Linnaeus, 1758)		X

Tab. 9.A: Liste aller im Untersuchungszeitraum und Gebiet (FINO 1 und Umgebung) erfassten Arten.

Taxon		Vorkommen	
		Weichboden	Aufwuchs
Spionida			
Poecilochaetidae			
<i>Poecilochaetus serpens</i>	Allen, 1904	X	
Spionidae			
<i>Aonides paucibranchiata</i>	Southern, 1914	X	
<i>Polydora guillei</i>	Laubier & Ramos, 1974	X	
<i>Polydora pulchra</i>	Carazzi, 1895	X	
<i>Scolelepis bonnierii</i>	(Mesnil, 1896)	X	
<i>Scolelepis foliosa</i>	(Audouin & Milne-Edwards, 1833)	X	
<i>Scolelepis</i> spp.		X	
<i>Scolelepis squamata</i>	(Abildgaard, in O.F. Müller, 1806)	X	
<i>Scolelepis tridentata</i>	(Southern, 1914)	X	
<i>Spio decoratus</i>	Bobretzky, 1870	X	
<i>Spio filicornis</i>	(O.F. Müller, 1776)	X	
<i>Spio</i> spp.		X	
<i>Spiophanes bombyx</i>	(Claparède, 1870)	X	
Terebellida			
Pectinariidae			
<i>Pectinaria koreni</i>	(Malmgren, 1865)	X	
Terebellidae			
<i>Lanice conchilega</i>	(Pallas, 1766)	X	X
Arthropoda			
Crustacea indet.		X	
Cirripedia			
Thoracica			
Balanidae indet.			X
<i>Balanus crenatus</i>	Bruguère, 1789	X	X
<i>Balanus improvisus</i>	Darwin, 1854		X
Verrucidae			
<i>Verruca stroemia</i>	(O.F. Müller, 1776)		X
Malacostraca			
Amphipoda indet.		X	X
Ampeliscidae			
<i>Ampelisca brevicornis</i>	(Costa, 1853)	X	
Amphilochidae			
<i>Amphilochus neapolitanus</i>	Della Valle, 1893	X	
Aoridae indet.			
<i>Aora gracilis</i>	Bate, 1852	X	
<i>Leptocheirus pilosus</i>	Zaddach, 1844	X	
Argissidae			
<i>Argissa hamatipes</i>	(Norman, 1869)	X	
Atylidae			
<i>Atylus falcatus</i>	Metzger, 1871	X	
<i>Atylus swammerdami</i>	(Milne-Edwards, 1830)	X	
Calliopiidae			
<i>Apherusa clevei</i>	Sars, 1904	X	
<i>Apherusa ovalipes</i>	Norman & Scott, 1906	X	
Caprellidae indet.			
<i>Pariambus typicus</i>	(Krøyer, 1845)	X	
<i>Phthisica marina</i>	Slabber, 1769	X	X

Tab. 9.A: Liste aller im Untersuchungszeitraum und Gebiet (FINO 1 und Umgebung) erfassten Arten.

Taxon		Vorkommen	
		Weichboden	Aufwuchs
Corophiidae			
<i>Corophium acherusicum</i>	Costa, 1851	X	X
<i>Corophium curvispinum</i>	Sars, 1895		X
<i>Corophium insidiosum</i>	Crawford, 1937	X	X
<i>Corophium lacustre</i>	Vanhoffen, 1911		X
<i>Corophium sextonae</i>	Crawford, 1937	X	X
<i>Corophium</i> spp.		X	
<i>Siphonoecetes krøyeranus</i>	Bate, 1856	X	
Haustoriidae			
<i>Bathyporeia elegans</i>	Watkin, 1938	X	
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	(Bate, 1856)	X	
<i>Bathyporeia</i> spp.		X	
<i>Bathyporeia tenuipes</i>	Meinert, 1877	X	
<i>Urothoe poseidonis</i>	Reibisch, 1905	X	
Isaeidae indet.		X	
<i>Microtopos maculatus</i>	Norman, 1867	X	
<i>Photis longicaudata</i>	(Bate & Westwood, 1863)	X	
Ischyroceridae indet.		X	
<i>Jassa falcata</i>	(Montagu, 1808)	X	
<i>Jassa herdmani</i>	(Walker, 1893)	X	
<i>Jassa marmorata</i>	Holmes, 1905	X	
<i>Jassa</i> spp.		X	X
Leucothoidae			
<i>Leucothoe incisa</i>	Robertson, 1892	X	
Lysianassidae			
<i>Acidostoma obesum</i>	(Bate & Westwood, 1861)	X	
<i>Hippomedon denticulatus</i>	(Bate, 1857)	X	
<i>Lepidepcreum longicorne</i>	(Bate & Westwood, 1862)	X	
<i>Orchomene nana</i>	(Krøyer, 1846)	X	
Megalurotidae			
<i>Megaluropus agilis</i>	Hoek, 1889	X	
Melitidae			
<i>Abludomelita obtusata</i>	(Montagu, 1813)	X	
<i>Cheirocratus</i> spp.		X	
<i>Cheirocratus sundevalli</i>	(Rathke, 1843)	X	
<i>Melita</i> spp.		X	
Oedicerotidae indet.		X	
<i>Periculodes longimanus</i>	(Bate & Westwood, 1868)	X	
<i>Pontocrates altamarinus</i>	(Bate & Westwood, 1862)	X	
<i>Pontocrates arenarius</i>	(Bate, 1858)	X	
<i>Synchelidium maculatum</i>	Stebbing, 1906	X	
Stenothoidae			
<i>Stenothoe marina</i>	(Bate, 1857)	X	X
<i>Stenothoe monoculoides</i>	(Montagu, 1813)		X
<i>Stenothoe</i> sp.			X
<i>Stenothoe tergestina</i>	Nebeski, 1881		X
<i>Stenothoe valida</i>	Dana, 1852		X

Tab. 9.A: Liste aller im Untersuchungszeitraum und Gebiet (FINO 1 und Umgebung) erfassten Arten.

Taxon		Vorkommen	
		Weichboden	Aufwuchs
Cumacea indet.		X	
Bodotriidae			
<i>Bodotria scorpioides</i>	(Montagu, 1804)	X	
<i>Iphinoe trispinosa</i>	(Goodsir, 1843)	X	
Diastylidae			
<i>Diastylis bradyi</i>	Norman, 1879	X	
<i>Diastylis laevis</i>	Norman, 1869	X	
<i>Diastylis rathkei</i>	(Krøyer, 1841)	X	
Pseudocumatidae			
<i>Pseudocuma longicornis</i>	(Bate, 1858)	X	
<i>Pseudocuma similis</i>	Sars, 1900	X	
<i>Pseudocuma</i> spp.		X	X
Decapoda indet.			X
Brachyura indet.		X	
Atelecyclidae			
<i>Atelecyclus</i> sp.		X	
cf. <i>Atelecyclus</i> spp.			X
Callianassidae			
<i>Callianassa</i> spp.		X	
<i>Callianassa subterranea</i>	(Montagu, 1808)	X	
<i>Callianassa tyrrhena</i>	(Petagna, 1792)	X	
Cancridae			
<i>Cancer pagurus</i>	Linnaeus, 1758	X	X
Corystidae			
<i>Corystes cassivelaunus</i>	(Pennant, 1777)	X	
Crangonidae			
<i>Crangon allmani</i>	Kinahan, 1857	X	
<i>Crangon crangon</i>	(Linnaeus, 1758)	X	
<i>Crangon</i> spp.		X	
<i>Philocheras bispinosus</i>	(Hailstone, 1835)	X	
<i>Philocheras trispinosus</i>	(Hailstone, 1835)	X	
Galatheidae			
<i>Galathea</i> spp.		X	
Hippolytidae			
<i>Hippolyte varians</i>	Leach, 1814	X	X
Majidae			
<i>Macropodia rostrata</i>	(Linnaeus, 1761)	X	
<i>Macropodia</i> spp.		X	X
Paguridae			
<i>Pagurus bernhardus</i>	(Linnaeus, 1758)	X	
Pandalidae			
<i>Pandalina brevisrostris</i>	(Rathke, 1843)	X	
Pilumnidae			
<i>Pilumnus hirtellus</i>	(Linnaeus, 1761)		X
Pinnotheridae			
<i>Pinnotheres pisum</i>	(Linnaeus, 1767)		X
Porcellanidae			
<i>Pisidia longicornis</i>	(Linnaeus, 1767)	X	X

Tab. 9.A: Liste aller im Untersuchungszeitraum und Gebiet (FINO 1 und Umgebung) erfassten Arten.

Taxon		Vorkommen	
		Weichboden	Aufwuchs
Portunidae indet.		X	
<i>Liocarcinus arcuatus</i>	(Leach, 1814)	X	X
<i>Liocarcinus depurator</i>	(Linnaeus, 1758)	X	X
<i>Liocarcinus holsatus</i>	(Fabricius, 1798)	X	X
<i>Liocarcinus</i> spp.		X	X
<i>Necora puber</i>	(Linnaeus, 1767)		X
Processidae			
<i>Processa canaliculata</i>	Leach, 1815	X	
<i>Processa modica</i>	Williamson & Rochanaburanon, 1979	X	
<i>Processa novveli holthuisi</i>	Al-Adhub & Williamson, 1975	X	
<i>Processa</i> spp.		X	
Upogebiidae			
<i>Upogebia deltaura</i>	(Leach, 1815)	X	
Isopoda indet.		X	
Idoteidae			
<i>Idotea</i> spp.			X
Mysidacea indet.		X	
Mysidae			
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	(Goes, 1864)	X	
<i>Schistomysis kervillei</i>	(G.O. Sars, 1885)	X	
Chaetognatha indet.		X	
Chordata			
Asciacea indet.		X	X
Pleurogona			
Stolidobranchia			
Molgulidae indet.			X
Cephalochordata			
Amphioxiformes			
Branchiostomidae			
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	(Pallas, 1774)	X	
Cnidaria			
Anthozoa indet.			X
Hexacorallia			
Actiniaria indet.		X	X
Actiniidae			
cf. <i>Urticina</i> spp.			X
Edwardsiidae indet.		X	
Metridiidae			
<i>Metridium senile</i>	(Linnaeus, 1761)	X	X
Sagartiidae indet.			X
<i>Sagartiogeton undatus</i>	(O.F. Müller, 1788)		X
Ceriantharia			
Cerianthidae			
<i>Cerianthus lloydi</i>	Gosse, 1859	X	
Octocorallia			
Alcyonacea			
Alcyoniidae			
<i>Alcyonium digitatum</i>	Linnaeus, 1758		X

Tab. 9.A: Liste aller im Untersuchungszeitraum und Gebiet (FINO 1 und Umgebung) erfassten Arten.

Taxon	Vorkommen	
	Weichboden	Aufwuchs
Hydrozoa indet.	X	X
Hydroida		
Athecata		
Bougainvilliidae indet.	X	
Corymorphidae		
<i>Corymorpha nutans</i>	X	
Eudendriidae		
Eudendrium spp.	X	
Hydractinidae		
<i>Hydractinia echinata</i>	X	
Pandeidae		X
<i>Leuckartiara octona</i>	X	X
Tubulariidae indet.	X	
<i>Ectopleura larynx</i>	X	X
<i>Tubularia bellis</i>		X
<i>Tubularia indivisa</i>	X	X
<i>Tubularia</i> spp.	X	
Thecata indet.	X	
Aequoreidae		X
<i>Aequorea</i> spp.	X	
Campanulariidae indet.	X	
<i>Clytia hemisphaerica</i>	X	
<i>Obelia dichotoma</i>	X	
<i>Obelia</i> spp.	X	
Eucheilotidae		
<i>Eucheilota maculata</i>	X	
Lovenellidae		
<i>Lovenella clausa</i>	X	
<i>Lovenella</i> spp.	X	
Sertulariidae		
<i>Sertularia cupressina</i>	X	
Echinodermata		
Asteroidea		
Forcipulatida		
Asteriidae		
<i>Asterias rubens</i>	X	X
Paxillosida		
Astropectinidae		
<i>Astropecten irregularis</i>	X	
Echinoidea		
Echinoida		
Echinidae		
<i>Psammechinus millaris</i>		X
Spatangoida		
Loveniidae		
<i>Echinocardium cordatum</i>	X	

Tab. 9.A: Liste aller im Untersuchungszeitraum und Gebiet (FINO 1 und Umgebung) erfassten Arten.

Taxon	Vorkommen	
	Weichboden	Aufwuchs
Holothuroidea indet.	X	
Ophiuroidea indet.	X	X
Ophiurida		
Amphiuridae indet.	X	
<i>Acrocnida brachiata</i> (Montagu, 1804)	X	
Ophiothrichidae		
<i>Ophiothrix fragilis</i> (Abildgaard, 1789)		X
Ophiuridae		
<i>Ophiura affinis</i> Lütken, 1858	X	
<i>Ophiura albida</i> (Forbes, 1841)	X	
<i>Ophiura ophiura</i> (Linnaeus, 1758)	X	
<i>Ophiura</i> spp.	X	
Mollusca		
Bivalvia indet.	X	
Anomalodesmata		
Pholadomyoidea		
Thraciidae		
<i>Thracia papyracea</i> (Poli, 1791)	X	
Heterodonta		
Myoidea		
Corbulidae		
<i>Corbula gibba</i> (Olivi, 1792)	X	
Myidae		
<i>Mya arenaria</i> Linnaeus, 1758	X	
Veneroidea		
Donactidae		
<i>Donax vittatus</i> (da Costa, 1778)	X	
Mactridae		
<i>Lutraria lutraria</i> (Linnaeus, 1758)	X	
<i>Lutraria</i> spp.	X	
<i>Mactra stultorum</i> (Linnaeus, 1758)	X	
<i>Spisula elliptica</i> (Brown, 1827)	X	
<i>Spisula subtruncata</i> (da Costa, 1778)	X	
Montacutidae		
<i>Montacuta ferruginosa</i> (Montagu, 1808)	X	
<i>Mysella bidentata</i> (Montagu, 1803)	X	
Pharidae		
<i>Ensis directus</i> (Conrad, 1843)	X	
<i>Ensis ensis</i> (Linnaeus, 1758)	X	
<i>Ensis</i> spp.	X	
<i>Phaxas pellucidus</i> (Pennant, 1777)	X	
Psammobiidae		
<i>Gari fervensis</i> (Gmelin, 1791)	X	
Semelidae		
<i>Abra alba</i> (W. Wood, 1802)	X	
<i>Abra prismatica</i> (Montagu, 1808)	X	
Solenidae indet.	X	
Tellinidae		
<i>Tellina fabula</i> Gmelin, 1791	X	
Veneridae		
<i>Chamelea gallina</i> (Linnaeus, 1758)	X	
<i>Clausinella fasciata</i> (da Costa, 1778)	X	

Tab. 9.A: Liste aller im Untersuchungszeitraum und Gebiet (FINO 1 und Umgebung) erfassten Arten.

Taxon		Vorkommen	
		Weichboden	Aufwuchs
Protobranchia			
Nuculoida			
Nuculidae			
<i>Nucula nitidosa</i>	Winckworth, 193	X	
Pteriomorpha			
Mytiloida			
Mytilidae			
<i>Modiolarca subpicta</i>	(Cantraine, 1835)		X
<i>Mytilus edulis</i>	Linnaeus, 1758	X	X
Ostreoida			
Ostreidae indet.			X
Pterioida			
Anomiidae indet.			X
Gastropoda indet.		X	
Heterobranchia			
Heterostropha			
Pyramidellidae			
<i>Turbonilla</i> spp.		X	
Opisthobranchia indet.		X	
Cephalaspidea			
Cylichnidae			
<i>Cylichna cylindracea</i>	(Pennant, 1777)	X	
Nudibranchia indet.		X	
Aeolodiina			
Aeolidiidae			
<i>Aeolidia papillosa</i>	(Linnaeus, 1761)		X
<i>Aeolidiella glauca</i>	(Alder & Hancock, 1845)		X
Flabellinidae indet.			X
<i>Coryphella browni</i>	Picton, 1980		X
<i>Flabellina verrucosa</i>	(M. Sars, 1829)		X
Tergipedidae indet.			X
Dendronotina			
Tritoniidae			
<i>Tritonia</i> spp.			X
Doridina			
Archidorididae indet.			X
Onchidorididae			
<i>Adalaria proxima</i>	Alder & Hancock, 1862		X
Polyceridae			
<i>Polycera quadrilineata</i>	(O.F. Müller, 1776)		X
Prosobranchia			
Mesogastropoda			
Naticidae			
<i>Euspira pulchella</i>	(Risso, 1826)	X	
Neogastropoda			
Epitoniidae			
<i>Epitonium commune</i>	(Lamarck, 1822)	X	X

Tab. 9.A: Liste aller im Untersuchungszeitraum und Gebiet (FINO 1 und Umgebung) erfassten Arten.

Taxon	Vorkommen	
	Weichboden	Aufwuchs
Nemertini indet.	X	X
Porifera indet.		X
Demospongiae		
Halichondrida		
Halichondriidae		
<i>Halichondria panicea</i>		(Pallas, 1766) X
Tentaculata		
Bryozoa indet.	X	
Gymnolaemata		
Cheilostomata		
Calloporidae		
<i>Callopora dumerili</i>		(Audouin, 1826) X
<i>Membraniporella nitida</i>	X	(Johnston, 1838)
Electridae		
<i>Electra crustulenta</i>	X	(Pallas, 1766)
<i>Electra monostachys</i>	X	(Busk, 1854)
<i>Electra pilosa</i>	X	(Linnaeus, 1767)
<i>Electra</i> spp.	X	
Flustridae		
<i>Flustra foliacea</i>	X	(Linnaeus, 1758)
Hippothoidae		
<i>Celleporella hyalina</i>	X	(Linnaeus, 1767)
Membraniporidae		
<i>Conopeum reticulum</i>	X	(Linnaeus, 1767)
<i>Conopeum seurati</i>	X	(Canu, 1928)
Microporellidae		
<i>Fenestrulina malusii</i>	X	(Audouin, 1826)
Smittinidae		
<i>Schizomavella</i> spp.	X	
Ctenostomata		
Alcyonidiidae		
<i>Alcyonidium mytili</i>	X	Dalyell, 1848
<i>Alcyonidium parasiticum</i>	X	(Fleming, 1828)
Nolellidae		
<i>Anguinella palmata</i>	X	Van Beneden, 1845
Phoronida		
Phoronidae		
<i>Phoronis muelleri</i>	X	Selys-Longchamps, 1903
<i>Phoronis</i> spp.	X	
Anzahl Taxa	262	97

Tab. 9.B: Mittelwert mit Standardabweichung (MW  $\pm$  Stabw) der Abundanzen [Individuen/m<sup>2</sup>] und Präsenz (P) in % der Arten für die Gebiete in 1 m, 5-15 m Entfernung und im Referenzgebiet in 200-400 m Entfernung von der Forschungsplattform, die innerhalb des Untersuchungszeitraumes 2005 bis 2007 am stärksten zu den Unterschieden der Benthosgemeinschaft beitragen.

Taxa	1 m		5-15 m		Referenz (200-400 m)	
	P	MW $\pm$ Stabw	P	MW $\pm$ Stabw	P	MW $\pm$ Stabw
<b>große Abundanz und große Präsenz 1 m</b>						
Polychaeta						
<i>Aonides paucibranchiata</i>	79	54 $\pm$ 74	7	1 $\pm$ 3	2	0,2 $\pm$ 1
<i>Eunereis longissima</i>	66	227 $\pm$ 436	57	30 $\pm$ 82	25	21 $\pm$ 66
Crustacea						
<i>Abludomelita obtusata</i>	66	224 $\pm$ 612	7	2 $\pm$ 6	8	4 $\pm$ 21
<i>Atylus swammerdami</i>	72	353 $\pm$ 806	23	8 $\pm$ 24	14	2 $\pm$ 7
Portunidae	59	66 $\pm$ 159	27	7 $\pm$ 18	21	7 $\pm$ 15
Cnidaria / Anthozoa						
Actiniaria	79	111 $\pm$ 216	47	19 $\pm$ 36	29	5 $\pm$ 11
<b>große Abundanz und große Präsenz 5-15 m</b>						
Polychaeta						
<i>Nephtys cirrosa</i>	31	20 $\pm$ 47	89	60 $\pm$ 49	39	7 $\pm$ 12
Crustacea						
<i>Bathyporeia elegans</i>	31	8 $\pm$ 15	82	103 $\pm$ 122	60	30 $\pm$ 46
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	31	7 $\pm$ 13	70	106 $\pm$ 253	72	54 $\pm$ 108
<b>große Abundanz und große Präsenz 200-400 m</b>						
Polychaeta						
<i>Chaetozone cf. setosa</i>	24	4 $\pm$ 7	63	13 $\pm$ 15	100	82 $\pm$ 76
<i>Lanice conchilega</i>	48	143 $\pm$ 435	23	51 $\pm$ 127	54	339 $\pm$ 681
<i>Magelona filiformis</i>	0	0	13	2 $\pm$ 4	80	27 $\pm$ 27
<i>Magelona johnstoni</i>	7	1 $\pm$ 3	60	28 $\pm$ 41	90	194 $\pm$ 210
<i>Owenia fusiformis</i>	17	3 $\pm$ 7	19	39 $\pm$ 164	50	1755 $\pm$ 3546
<i>Poecilochaetus serpens</i>	7	14 $\pm$ 72	28	9 $\pm$ 2	94	100 $\pm$ 107
<i>Spio</i> spp.	38	14 $\pm$ 34	39	26 $\pm$ 66	70	35 $\pm$ 47
<i>Spiophanes bombyx</i>	28	8 $\pm$ 19	65	158 $\pm$ 490	96	687 $\pm$ 1745
Crustacea						
<i>Urothoe poseidonis</i>	10	2 $\pm$ 1	76	29 $\pm$ 34	100	161 $\pm$ 102
Echinodermata						
<i>Echinocardium cordatum</i>	14	57 $\pm$ 174	31	32 $\pm$ 123	83	44 $\pm$ 72
Mollusca / Bivalvia						
<i>Montacuta ferruginosa</i>	7	1 $\pm$ 4	16	4 $\pm$ 17	62	19 $\pm$ 27
<i>Tellina fabula</i>	14	5 $\pm$ 15	43	25 $\pm$ 53	87	40 $\pm$ 35
<i>Thracia papyracea</i>	21	5 $\pm$ 12	19	2 $\pm$ 5	73	36 $\pm$ 33
Phoronida						
<i>Phoronis</i> spp.	31	8 $\pm$ 16	47	13 $\pm$ 27	81	81 $\pm$ 110
<b>große Abundanz und große Präsenz alle Gebiete</b>						
Polychaeta						
<i>Notomastus latericeus</i>	69	46 $\pm$ 62	72	58 $\pm$ 108	69	57 $\pm$ 82
<i>Scoloplos armiger</i>	82,8	51 $\pm$ 64	43	13 $\pm$ 25	81	24 $\pm$ 22
Nemertini						
Nemertini	79	58 $\pm$ 68	87	46 $\pm$ 43	100	225 $\pm$ 179

Tab. 9.C: Mittelwert mit Standardabweichung (MW  $\pm$  Stabw) der Abundanzen [Individuen/m<sup>2</sup>] und Präsenz (P) in % der Arten für die Gebiete in 1 m, 5-15 m Entfernung und im Referenzgebiet in 200-400 m Entfernung von der Forschungsplattform, die innerhalb des Untersuchungszeitraumes 2005 bis 2007 nur in einem Gebiet vorkamen, oder die eine geringe Präsenz hatten, aber bei denen es wahrscheinlich einen Plattformeinfluss gibt.

Taxa	1 m		5-15 m		Referenz (200-400 m)	
	P	MW $\pm$ Stabw	P	MW $\pm$ Stabw	P	MW $\pm$ Stabw
<b>größere Abundanz und Präsenz 1 m</b>						
Polychaeta						
<i>Enipo kinbergi</i>	3	1 $\pm$ 6	0	0	0	0
<i>Eteone flava</i>	31	12 $\pm$ 21	16	2 $\pm$ 6	2	0,2 $\pm$ 1
<i>Eteone longa</i>	21	2 $\pm$ 5	12	2 $\pm$ 5	14	2 $\pm$ 4
<i>Eumida sanguinea</i>	24	85 $\pm$ 227	19	19 $\pm$ 70	28	27 $\pm$ 79
<i>Gattyana cirrosa</i>	14	3 $\pm$ 8	2	1 $\pm$ 5	1	0,1 $\pm$ 1
<i>Glycera lapidum</i>	24	12 $\pm$ 27	2	0,4 $\pm$ 2	0	0
<i>Harmothoe impar</i>	3	7 $\pm$ 39	0	0	0	0
<i>Harmothoe ljunghmani</i>	41	33 $\pm$ 63	1	0,4 $\pm$ 3	4	7 $\pm$ 4
<i>Lagisca extenuata</i>	3	0,3 $\pm$ 2	0	0	0	0
<i>Microprotopus maculatus</i>	38	18 $\pm$ 36	5	1 $\pm$ 2	0	0
<i>Ophiodromus flexuosus</i>	28	17 $\pm$ 54	0	0	0	0
<i>Pholoe baltica</i>	28	6 $\pm$ 16	0	0	7	1 $\pm$ 3
<i>Phyllodoce mucosa</i>	21	25 $\pm$ 76	16	4 $\pm$ 10	0	0
<i>Pisione remota</i>	3	0,3 $\pm$ 2	0	0	0	0
<i>Podarkeopsis helgolandica</i>	55	18 $\pm$ 22	42	8 $\pm$ 16	31	4 $\pm$ 6
<i>Protodorvillea kefersteini</i>	48	20 $\pm$ 31	4	1 $\pm$ 3	0	0
<i>Scolelepis foliosa</i>	7	1 $\pm$ 3	0	0	0	0
<i>Syllis hyalina</i>	3	1 $\pm$ 4	0	0	0	0
Crustacea						
<i>Amphilocheus neapolitanus</i>	14	4 $\pm$ 12	0	0	0	0
<i>Atelecycclus</i>	3	0,3 $\pm$ 2	0	0	0	0
<i>Cheirocratus sundevalli</i>	24	45 $\pm$ 138	1	0,1 $\pm$ 1	0	0
<i>Corophium acherusicum</i>	38	38 $\pm$ 75	6	2 $\pm$ 13	0	0
<i>Corophium sextonae</i>	10	3 $\pm$ 11	2	0,2 $\pm$ 2	1	0,1 $\pm$ 1
<i>Galathea</i> sp.	3	0,3 $\pm$ 2	0		0	0
<i>Hippolyte varians</i>	3	1 $\pm$ 7	0		0	0
<i>Jassa</i> spp.	28	10 $\pm$ 28	15	2 $\pm$ 5	12	6 $\pm$ 28
<i>Orchomene nana</i>	31	23 $\pm$ 102	27	7 $\pm$ 15	14	2 $\pm$ 6
<i>Pagurus bernhardus</i>	31	17 $\pm$ 36	4	1 $\pm$ 3	0	0
<i>Pandalina brevisrostris</i>	3	0,3 $\pm$ 2	0		0	0
<i>Pariambus typicus</i>	7	3 $\pm$ 17	2	0,4 $\pm$ 2	8	1 $\pm$ 5
<i>Pisidia longicornis</i>	3	3 $\pm$ 15	0		0	0
<i>Upogebia deltaura</i>	3	1 $\pm$ 4	0		0	0
Echinodermata						
<i>Asterias rubens</i>	38	10 $\pm$ 19	16	2 $\pm$ 5	6	1 $\pm$ 2
Mollusca / Bivalvia						
<i>Myrella bidentata</i>	31	13 $\pm$ 26	15	4 $\pm$ 11	25	4 $\pm$ 8
<i>Mytilus edulis</i>	28	5 $\pm$ 11	2	1 $\pm$ 6	1	0,1 $\pm$ 1
Mollusca / Gastropoda						
Opisthobranchia	3	5 $\pm$ 28	0		1	0,1 $\pm$ 1
Chordata / Ascidiacea						
Ascidiacea	3	1,0 $\pm$ 0,6	0		0	0

Fortsetzung Tab. 9.C:

Taxa	1 m		5-15 m		Referenz (200-400 m)	
	P	MW ± Stabw	P	MW ± Stabw	P	MW ± Stabw
<b>größere Abundanz und Präsenz 5-15 m</b>						
Polychaeta						
<i>Eteone foliosa</i>	14	2 ± 5	22	3 ± 7	0	0
<i>Phyllodoce lineata</i>	24	8 ± 22	49	35 ± 78	25	6 ± 12
<i>Streptosyllis websteri</i>	0		1	0,1 ± 1	0	0
Crustacea						
<i>Cancer pagurus</i>	0	0	1	0,1 ± 1	0	0
<i>Diastylis bradyi</i>	7	2 ± 7	22	3,6 ± 1	1	0,1 ± 1
<i>Hippomedon denticulatus</i>	0	0	1	0,1 ± 1	0	0
<i>Iphinoe trispinosa</i>	17	2 ± 4	33	9 ± 17	10	1 ± 4
<i>Philocheras bispinosus</i>	14	5 ± 21	31	23 ± 45	10	2 ± 5
Mollusca / Bivalvia						
<i>Corbula gibba</i>	0	0	2	0,2 ± 2	0	0
<i>Donax vittatus</i>	0	0	2	0,4 ± 2	0	0
Chordata / Pisces						
Ammodytidae	0	0	25	6 ± 14	0	0
<b>größere Abundanz und Präsenz 1 m und 5-15 m</b>						
Polychaeta						
<i>Eteone picta</i>	10	1 ± 3	8	1 ± 4	1	0,1 ± 1
<i>Glycera alba</i>	10	1 ± 4	11	1 ± 4	1	0,1 ± 1
<i>Nephtys caeca</i>	24	8 ± 20	37	7 ± 12	12	1 ± 4
<i>Phyllodoce groenlandica</i>	17	2 ± 6	19	3 ± 6	1	0,1 ± 1
Chordata / Cephalochordata						
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	14	2 ± 8	17	3 ± 8	0	0
<b>größere Abundanz und Präsenz 200-400 m</b>						
Polychaeta						
<i>Aricidea cerrutii</i>	0	0	0	0	1	0,1 ± 1
<i>Eulalia viridis</i>	0	0	0	0	1	0,1 ± 1
<i>Harmothoe glabra</i>	10	3 ± 9	12	3 ± 1	24	4 ± 1
<i>Magelona alleni</i>	0	0	0	0	7	1 ± 3
<i>Magelona mirabilis</i>	0	0	1	0,2 ± 2	12	3 ± 28
<i>Nephtys assimilis</i>	14	3 ± 1	25	4 ± 9	38	4 ± 6
<i>Nephtys hombergii</i>	3	0,3 ± 2	13	2 ± 5	37	5 ± 7
<i>Pectinaria koreni</i>	3	2 ± 9	2	1 ± 3	28	7 ± 16
<i>Phyllodoce rosea</i>	0	0	7	1 ± 4	25	7 ± 21
<i>Polydora guillei</i>	0	0	0	0	1	0,1 ± 1
<i>Polydora pulchra</i>	14	5 ± 19	13	2 ± 6	33	10 ± 19
<i>Scalibregma inflatum</i>	0	0	0	0	4	1 ± 3
<i>Scolelepis bonnierii</i>	10	1 ± 4	16	2 ± 5	67	16 ± 23
<i>Scolelepis squamata</i>	0	0	0	0	2	1 ± 5
<i>Sigalion mathildae</i>	0	0	12	1 ± 4	44	7 ± 11

Fortsetzung Tab. 9.C:

Taxa	1 m		5-15 m		Referenz (200-400 m)	
	P	MW ± Stabw	P	MW ± Stabw	P	MW ± Stabw
Crustacea						
<i>Acidostoma obesum</i>	0	0	0	0	2	0,3 ± 2
<i>Apherusa clevei</i>	0	0	0	0	1	0,1 ± 1
<i>Apherusa ovalipes</i>	0	0	0	0	1	0,1 ± 1
<i>Callianassa subterranea</i>	0	0	0	0	6	1 ± 2
<i>Corophium insidiosum</i>	0	0	0	0	4	0,4 ± 2
<i>Corystes cassivelaunus</i>	0	0	4	1 ± 7	25	3 ± 6
<i>Leptocheirus pilosus</i>	0	0	0	0	1	0,1 ± 1
<i>Leucothoe incisa</i>	3	0,3 ± 2	6	1 ± 4	53	10 ± 3
<i>Stenothoe marina</i>	0	0	0	0	1	0,1 ± 1
Echinodermata						
<i>Acrocnida brachiata</i>	0	0	1	0,1 ± 1	24	3 ± 6
<i>Ophiura affinis</i>	0	0	0	0	2	0,4 ± 3
<i>Ophiura ophiura</i>	0	0	0	0	2	0,2 ± 1
Mollusca / Bivalvia						
<i>Abra prismatica</i>	0	0	0	0	2	0,2 ± 1
<i>Chamelea gallina</i>	7	1 ± 3	1	0,1 ± 1	12	1 ± 4
<i>Clausinella fasciata</i>	0	0	0	0	1	0,1 ± 1
<i>Cylichna cylindracea</i>	0	0	0	0	9	2 ± 7
<i>Ensis directus</i>	0	0	0	0	4	0,4 ± 2
<i>Ensis ensis</i>	0	0	0	0	5	1 ± 3
<i>Euspira pulchella</i>	10	2 ± 8	22	4 ± 8	33	5 ± 9
Mollusca / Gastropoda						
<i>Gari fervensis</i>	0	0	0	0	3	0,3 ± 2
<i>Lutraria</i> spp.	0	0	0	0	2	0,2 ± 1
<i>Mactra stultorum</i>	0	0	0	0	25	4 ± 9
<i>Mya arenaria</i>	0	0	0	0	2	0,3 ± 2
<i>Nucula nitidosa</i>	0	0	0	0	2	0,3 ± 2
<i>Phaxas pellucidus</i>	0	0	2	0,2 ± 2	38	10 ± 20
<i>Spisula elliptica</i>	0	0	0	0	2	0,2 ± 1
<i>Spisula subtruncata</i>	0	0	0	0	10	1 ± 3
<i>Turbonilla lactea</i>	0	0	0	0	1	0,2 ± 2
Cnidaria / Anthozoa						
Edwardsiidae	0	0	0	0	1	0,1 ± 1
<b>größere Abundanz und Präsenz 200-400 m und 5-15 m</b>						
Polychaeta						
<i>Goniada maculata</i>	28	5 ± 8	53	8 ± 13	53	8 ± 10

Tab. 9.D: Mittelwert mit Standardabweichung der Abundanzen pro Greifer (0,1 m<sup>2</sup>) für die Gebiete in 1 m, 5-15 m, 25m, 50m, 100m, 150m, 200m Entfernung und im Referenzgebiet in 200-400 m Entfernung von der Forschungsplattform. Aufgeführt sind die Taxa, die im Sommer 2005 am stärksten zu den Unterschieden der Benthogemeinschaft beitragen.

Abstand	1 m	5-15 m	25 m	50 m	100 m	150 m	200 m	Referenz
Polychaeta								
<i>Abludomelita obtusata</i>	27,5 ± 30,4	0,3 ± 0,5	0	0	0,2 ± 0,4	0	0	0,4 ± 0,7
<i>Chaetozone cf. setosa</i>	0	0,3 ± 0,5	1,5 ± 1	3,3 ± 3,6	3,8 ± 1,7	5,2 ± 2,5	7 ± 3	6,6 ± 3,6
<i>Eteone longa</i>	1 ± 1,4	0	0,3 ± 0,5	0,2 ± 0,4	0,7 ± 0,8	0	1,7 ± 1,2	0,2 ± 0,4
<i>Eumida sanguinea</i>	6 ± 8,5	0,5 ± 1	0,3 ± 0,8	0	1 ± 2	1,2 ± 1	0,7 ± 0,6	3,9 ± 2,4
<i>Eunereis longissima</i>	42 ± 19,8	0	0,5 ± 1,2	0,2 ± 0,4	1,5 ± 1,4	1,2 ± 1,2	1,3 ± 1,5	0,1 ± 0,4
<i>Goniada maculata</i>	1 ± 1,4	2,5 ± 1,7	0,8 ± 1,2	0,8 ± 0,8	0,7 ± 1	0,8 ± 1,2	0,3 ± 0,6	0,7 ± 0,8
<i>Harmothoe glabra</i>	2 ± 2,8	0,3 ± 0,5	0,5 ± 0,5	0,8 ± 0,8	0,3 ± 0,5	0,3 ± 0,5	0	1,9 ± 1,7
<i>Lanice conchilega</i>	111,5 ± 157,7	23,3 ± 15,7	25,7 ± 8,4	26 ± 11,5	28,7 ± 21,2	49,5 ± 13,6	28 ± 13,9	161,6 ± 71,5
<i>Magelona filiformis</i>	0	0,5 ± 1	6,8 ± 5,8	3,3 ± 2,5	5,3 ± 3,2	4,5 ± 3,1	2 ± 2,6	1,5 ± 1,4
<i>Magelona johnstoni</i>	0	0	7,3 ± 2,4	6,3 ± 3,9	7,3 ± 3,3	7,8 ± 4,4	8,3 ± 4,2	4,4 ± 2,8
<i>Nephtys cirrosa</i>	2,5 ± 2,1	11 ± 5	0,8 ± 1,3	0,7 ± 1	0,2 ± 0,4	0	0	0,7 ± 1,6
<i>Notomastus latericeus</i>	3,5 ± 2,1	0,5 ± 1	1 ± 0,6	2 ± 1,1	1,5 ± 1	0,7 ± 0,8	3 ± 2,6	0,3 ± 0,8
<i>Owenia fusiformis</i>	2 ± 1,4	71,5 ± 27,3	471,5 ± 251	641,3 ± 335,2	298,7 ± 212,4	338,8 ± 110,6	322,3 ± 131,2	870,1 ± 265,9
<i>Pectinaria koreni</i>	2,5 ± 3,5	0	0,8 ± 1,2	1,7 ± 1	2 ± 1,7	1,8 ± 1,3	4 ± 2	3,4 ± 2,5
<i>Phylodoce lineata</i>	4 ± 5,7	6,8 ± 13,5	1,3 ± 1,5	1 ± 0,6	2,8 ± 1,5	1,2 ± 1,2	1,3 ± 1,2	3 ± 1,6
<i>Phylodoce rosea</i>	0	0	0,7 ± 0,8	0,2 ± 0,4	0,7 ± 0,8	2,3 ± 1,6	2 ± 2	1,1 ± 1,2
<i>Poecilochaetus serpens</i>	19,5 ± 27,6	5 ± 5,2	49,8 ± 23,4	70,5 ± 18	80,5 ± 42,8	112,8 ± 29,3	97,7 ± 23,6	12,4 ± 10,8
<i>Polydora pulchra</i>	5,5 ± 6,4	1 ± 1,2	1,3 ± 1,2	1 ± 1,5	0,8 ± 0,8	0,8 ± 0,8	0,3 ± 0,6	2,6 ± 2,1
<i>Protodorvillea kefersteini</i>	4,5 ± 0,7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scolelepis bonnierii</i>	0	0,3 ± 0,5	1,8 ± 1,9	2,5 ± 1,2	3,5 ± 2,3	2,8 ± 2,6	2,7 ± 2,1	1,9 ± 1,7
<i>Spio spp.</i>	9 ± 11,3	2,8 ± 3,2	14,3 ± 10,6	20 ± 13,7	27,3 ± 9,7	41,8 ± 24,9	68,3 ± 15,7	3,5 ± 2,7
<i>Spiophanes bombyx</i>	0	5 ± 3,4	35,2 ± 15,2	19,3 ± 12,8	31,3 ± 10,9	43,7 ± 13,4	49,7 ± 6	57,7 ± 19

Fortsetzung Tab.9.D

	Abstand	1 m	5-15 m	25 m	50 m	100 m	150 m	200 m	Referenz
Actinaria		23 ± 24	2 ± 2,7	0,5 ± 0,8	0,5 ± 0,5	0,7 ± 1	0,5 ± 1,2	1,7 ± 1,5	0,9 ± 1,8
Crustacea									
<i>Abludomelita obtusata</i>		27,5 ± 30,4	0,3 ± 0,5	0	0	0,2 ± 0,4	0	0	0,4 ± 0,7
<i>Atylus swammerdami</i>		201 ± 281,4	3,5 ± 6,4	0,2 ± 0,4	0,5 ± 0,8	1 ± 1,5	0,7 ± 0,8	0	0,1 ± 0,4
<i>Bathyporeia elegans</i>		0	10,3 ± 3,3	0,5 ± 0,8	0,8 ± 1	0,8 ± 1,2	0,5 ± 1,2	0	0,3 ± 0,7
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>		0,5 ± 0,7	63 ± 42	6,2 ± 3,4	6 ± 4,1	3,5 ± 2,9	1 ± 1,7	2 ± 1	3,1 ± 3,2
<i>Corystes cassivelaunus</i>		0	2,5 ± 2,4	0	0,5 ± 0,5	0,2 ± 0,4	0,3 ± 0,5	0	0,7 ± 1
<i>Iphinoe trispinosa</i>		0,5 ± 0,7	1,8 ± 3,5	0,8 ± 1,2	0,5 ± 0,5	0,2 ± 0,4	0,3 ± 0,5	0	0
<i>Leucothoe incisa</i>		0	0	0,3 ± 0,8	0,5 ± 0,5	0,7 ± 0,8	0,7 ± 0,8	1 ± 1	1,5 ± 1,7
<i>Orchomene nana</i>		27,5 ± 38,9	2,3 ± 4,5	0,7 ± 0,8	4,5 ± 9,6	1,7 ± 3,2	1,3 ± 2,4	0	0,4 ± 0,7
<i>Pagurus bernhardus</i>		8,5 ± 10,6	0,5 ± 0,6	0	0	0	0	0	0
<i>Pontocrates arenarius</i>		0	1,3 ± 0,5	0	0	0	0	0	0,1 ± 0,3
Portunidae		54,5 ± 34,6	6 ± 4,2	3,8 ± 3,3	1,7 ± 2,9	1,8 ± 2,6	1,5 ± 1,4	1 ± 1	3,5 ± 2,1
<i>Processa modica</i>		26 ± 36,8	4 ± 8	33,3 ± 14,1	29,8 ± 10,7	24 ± 5,5	15 ± 9,6	11 ± 1,7	2,8 ± 1,2
<i>Urothoe poseidonis</i>		0	4 ± 6,7	5,3 ± 1,6	6,3 ± 4,3	8,2 ± 4,9	5,5 ± 2,3	8,3 ± 4,5	12,1 ± 5,5
Echinodermata									
<i>Echinocardium cordatum</i>		0	24,8 ± 15,4	1,7 ± 1,9	5,5 ± 2,9	4,3 ± 2,4	6 ± 4,1	4 ± 2,6	16,7 ± 12
Mollusca									
<i>Montacuta ferruginosa</i>		0	0,5 ± 1	2,8 ± 3,7	3,3 ± 2,9	2,2 ± 2,3	2,2 ± 2,9	4,7 ± 4,5	3,3 ± 3,4
<i>Mysella bidentata</i>		0,5 ± 0,7	0	0,2 ± 0,4	0	0	0,2 ± 0,4	1,7 ± 2,9	1,2 ± 1,5
<i>Phaxas pellucidus</i>		0	0,3 ± 0,5	0,7 ± 0,5	1 ± 0,9	1,8 ± 1,5	4 ± 3,2	4 ± 3,6	0,7 ± 1,6
<i>Tellina fabula</i>		0	4,5 ± 3,1	9,2 ± 3,3	5,3 ± 4,2	11,2 ± 6,8	9,5 ± 3,1	9,3 ± 2,5	6,9 ± 3,8
<i>Thracia papyracea</i>		2,5 ± 3,5	0,3 ± 0,5	3,7 ± 3,5	2,7 ± 1,2	5,5 ± 2,7	5,8 ± 3,1	5,3 ± 6,7	5,7 ± 2,6
Nemertini									
Nemertini		17,5 ± 2,1	3,3 ± 0,5	26,8 ± 10,5	32,8 ± 8,2	41,7 ± 8,1	45,5 ± 10,4	45 ± 2,6	22,7 ± 8,8
Tentaculata									
<i>Phoronis</i> spp.		0	0,5 ± 1	5,8 ± 7,3	4,2 ± 10,2	4 ± 7,4	0,8 ± 0,8	4 ± 3	20,7 ± 10,8

Tab. 9.E: Anzahl der Fotos, die von den jeweiligen Probenahmezeitpunkten in die Analyse der Epifaunagemeinschaft bzw. der artspezifischen Populationsdynamiken eingegangen sind. Fett umlegte Fotos verschiedener Zeitpunkte wurden zu jeweils einem Probenahmezeitpunkt zusammengefasst.

Tiefenstufe	Herbst '05		Frühjahr '06				Sommer '06				Herbst '06				Winter '07		Frühjahr '07		Sommer '07		Herbst '07					
	21.09.2005	14.02.2006	16.02.2006	21.04.2006	24.04.2006	10.05.2006	11.05.2006	21.06.2006	23.06.2006	17.07.2006	18.07.2006	16.08.2006	17.08.2006	15.09.2006	19.09.2006	10.10.2006	11.10.2006	26.10.2006	27.11.2006	28.11.2006	16.01.2007	07.02.2007	23.04.2007	19.07.2007	22.10.2007	
1 m	Gemeinschaftsstruktur	3	3	3	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	3	3	3	3	3	3	3	3
	Populationsdynamik	3	3	3	6	3	3	3	3	6	3	3	3	3	3	6	3	3	3	3	4	4	5	5	3	3
5 m	Gemeinschaftsstruktur	3	3	3	1	2	0	0	0	2	1	0	0	0	0	3	0	0	0	3	3	3	3	3	3	3
	Populationsdynamik	3	3	3	2	3	3	2	1	4	1	2	1	2	1	3	3	3	3	3	4	4	5	5	3	3
10 m	Gemeinschaftsstruktur	3	3	3	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	2	0	0	3	3	3	3	3	3	3
	Populationsdynamik	3	3	3	5	3	3	3	3	5	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	5	5	5	3	3	3
15 m	Gemeinschaftsstruktur	3	3	3	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	3	3	3	3	3	3
	Populationsdynamik	3	3	3	5	3	3	3	3	5	3	3	3	3	3	5	3	3	3	3	5	5	5	3	3	3
20 m	Gemeinschaftsstruktur	3	3	3	3	0	0	0	0	3	3	3	3	3	3	3	0	0	3	3	3	3	3	3	3	3
	Populationsdynamik	3	3	3	5	3	3	3	3	5	3	3	3	3	3	5	3	3	3	3	5	5	5	3	3	3
25 m	Gemeinschaftsstruktur	3	3	3	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	3	3	3	3	3	3	3	3
	Populationsdynamik	3	3	3	5	3	3	3	3	5	3	3	3	3	3	5	3	3	3	3	5	5	5	3	3	3
28 m	Gemeinschaftsstruktur	1	2	3	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	3	0	0	3	3	3	3	3	3	3	3
	Populationsdynamik	1	2	6	6	3	2	1	1	5	3	3	3	3	3	6	1	2	0	0	3	5	5	3	3	3