

Vervollständigung der Zeitreihen des StUK während der Betriebsphase und Ermittlung von Veränderungen des Benthos durch Ausweitung des anlagenbezogenen Effektmonitorings

Schlussbericht zum Projekt

Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben *alpha ventus* zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH (StUKplus)

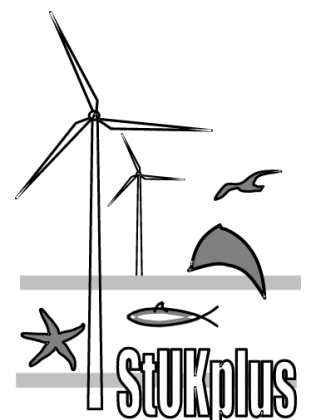


© DOTI 2009 - Matthias Ibeler

Dr. Lars Gutow, Katharina Teschke, Manuela Gusky, Stephanie Preuß, Stefanie Breyer, Rita Fürst, Regine Bönsch, Dr. Andreas Schmidt

Im Auftrag des Bundesamts für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH)

Bremerhaven, Juni 2014



Auftraggeber:



Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH)
Bernhard-Nocht-Straße 78
20359 Hamburg

Auftragnehmer:



Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum
für Polar- und Meeresforschung (AWI)
Am Handelshafen 12
27570 Bremerhaven

Unterauftragnehmer:



Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH (IfAÖ)
Mitglied der GICON® - Gruppe
Alte Dorfstrasse 11
18184 Neu Broderstorf

Stand:

Juni 2014

Die diesem Bericht zugrunde liegenden Untersuchungen wurden im Rahmen des Forschungsvorhabens „Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben *alpha ventus* zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH“ (StUKplus) durchgeführt. Das StUKplus-Vorhaben wird mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit unter dem Förderkennzeichen 0327689A gefördert. Es ist Bestandteil der Forschungsinitiative „Research at *alpha ventus*“ (RAVE).

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Gefördert durch:




Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz
und Reaktorsicherheit



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Vervollständigung der Zeitreihen des StUK während der Betriebsphase und Ermittlung von Veränderungen des Benthos durch Ausweitung des anlagenbezogenen Effektmonitorings

Auftragnehmer Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung	Auftragsnummer 0327689A/AWI3
Projektbezeichnung Vervollständigung der Zeitreihen des StUK während der Betriebsphase und Ermittlung von Veränderungen des Benthos durch Ausweitung des anlagenbezogenen Effektmonitorings	
Laufzeit des Projektes 01.10.2008 - 31.03.2012	
Projektbeteiligte Dr. Lars Gutow, Katharina Teschke, Manuela Gusky, Stephanie Preuß, Stefanie Breyer, Rita Fürst, Regine Bönsch, Dr. Andreas Schmidt	
	

1. Zusammenfassung

Das Standardkonzept zur Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK) des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) schreibt umfangreiche Untersuchungen der benthischen Gemeinschaften des Meeresbodens sowie des Aufwuchses an den Gründungsstrukturen von Offshore-Windenergieanlagen vor. Mit dem Bau des Testfeldes *alpha ventus* konnte die Angemessenheit dieser Untersuchungen erstmals überprüft werden. Im vorliegenden Teilprojekt des StUKplus-Forschungsvorhabens wurden die in der zweiten Fortschreibung des Standarduntersuchungskonzepts (StUK3, BSH 2007) vorgeschriebenen Untersuchungen räumlich und zeitlich ausgeweitet, um zu überprüfen, ob auf diese Weise Auswirkungen auf das benthische System nachgewiesen werden können, die mit den betreiberseitig durchzuführenden Monitoring nicht aufgezeigt werden. Im ersten Arbeitspaket (AP1) dieses Teilprojekts erfolgte eine zusätzliche vollständige Beprobung gemäß StUK3 im zweiten Jahr der Betriebsphase von *alpha ventus*. Die Ergebnisse von AP1 deuten auf unterschiedliche zeitliche Entwicklungen der benthischen Gemeinschaften und sedimentologischer Parameter im Offshore-Windpark und in einem von *alpha ventus* unbeeinflussten Referenzgebiet hin. Diese Unterschiede sind jedoch meist auf vorübergehende Schwankungen untersuchten Parameter wie Artenvielfalt, Gesamtabundanz und Biomasse zurückzuführen. Langfristige, gerichtete Veränderungen des Benthos als Folge des Baus und Betriebs des Offshore-Windparks waren nicht zu erkennen. Lediglich die Biomasse und die Artenzahl des Aufwuchses auf den Unterwasserkonstruktionen der Gründungsstrukturen nahmen seit der Errichtung der Offshore-Windenergieanlagen (OWEA) kontinuierlich zu. Im zweiten Arbeitspaket (AP2) wurde das anlagenbezogene Effektmonitoring der benthischen Gemeinschaften des Meeresbodens auf die gesamte Distanz zwischen zwei benachbarten Offshore-Windenergieanlagen (OWEA) ausgedehnt. In AP2 wurden keine Auswirkungen der OWEA auf das Benthos und den Meeresboden nachgewiesen. Die räumliche Auflösung des anlagenbezogenen Effektmonitorings war nicht geeignet, die Prozesse im Nahbereich der Gründungsstrukturen zu erfassen. Die räumliche und die zeitliche Ausweitung des Benthosmonitorings führte in beiden Arbeitspaketen nicht zu zusätzlichen Ergebnissen. Allerdings wurden Defizite der benthosökologischen Untersuchungen nach StUK3 aufgezeigt und Verbesserungsvorschläge abgeleitet.

2. Summary

The standard concept for the investigation of the impacts of offshore wind turbines on the marine environment (StUK) of the German Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH) prescribes extensive investigations on the benthic communities of the seafloor as well as on the fouling assemblages on the underwater structures of offshore wind turbines. The construction of the test site *alpha ventus* allowed for the first time for testing the appropriateness of these investigations. In the present sub-project of the StUKplus research project, the investigations according to StUK3 (BSH, 2007) were spatially and temporally extended in order to test for effects on the benthic system which could otherwise not be revealed by the StUK procedures. In the first work package of the sub-project an additional complete sampling campaign according to StUK was performed in the second year of the operational phase of the wind farm. The results of this work package indicate differential temporal variations of the benthic communities and of sedimentological parameters inside the wind farm and in a reference area outside the wind farm. However, the differences were mainly temporary fluctuations while persistent effects of the construction and operation of the wind farm on the benthos were not evident. Solely the biomass and species richness of the fouling assemblage on the underwater structures increased continuously since the construction of the turbines. In the second work package the turbine-related effect monitoring of the benthic communities of the seafloor was extended to the entire distance between two neighbouring turbines. No effects of the turbines on the benthos and the sediment could be detected in this work package. The spatial resolution of the turbine-related effect monitoring was inadequate for detecting processes which occur in the vicinity of the turbine foundations. In none of the two work packages did the spatial and temporal extension of the benthos monitoring provide additional findings. However, deficiencies of the benthos ecological investigations according to StUK3 became evident and improvements could be deduced.

3. Inhaltsverzeichnis

1.	Zusammenfassung	4
2.	Summary	5
3.	Inhaltsverzeichnis	6
4.	Tabellenverzeichnis	8
5.	Abbildungsverzeichnis	10
6.	Abkürzungsverzeichnis	14
7.	Einleitung	15
8.	Stand von Wissenschaft und Technik.....	16
9.	Material und Methoden	20
9.1.	AP1: Vervollständigung der Zeitreihen während der Betriebsphase	20
9.1.1.	Untersuchungsgebiet.....	20
9.1.2.	Untersuchungsprogramm	21
9.1.3.	Topographie und Sediment	24
9.1.4.	Unterwasservideo	25
9.1.5.	Makrozoobenthos - Epifauna.....	26
9.1.6.	Makrozoobenthos - Infauna.....	27
9.1.7.	Untersuchungen des Aufwuchses an der Unterwasserkonstruktion – Quantitative Kratzproben	29
9.1.8.	Untersuchungen des Aufwuchses an der Unterwasserkonstruktion – Digitale Fotodokumentation	30
9.1.9.	ROV-Untersuchungen	30
9.1.10.	Analyse- und Auswertemethoden.....	31
9.2.	AP2: Ermittlung von Veränderungen des Benthos durch Ausweitung des anlagenbezogenen Monitorings.....	32
9.2.1.	Analyse- und Auswertemethoden.....	34
10.	Methodenkritik	36
11.	Ergebnisse	37
11.1.	AP1: Vervollständigung der Zeitreihen während der Betriebsphase	37
11.1.1.	Sedimente.....	37
11.1.2.	Makrozoobenthos – Epifauna	38
11.1.3.	Makrozoobenthos – Infauna	43
11.1.4.	Anlagenbezogenes Effektmonitoring – Sedimente.....	48
11.1.5.	Anlagenbezogenes Effektmonitoring – Infauna	50
11.1.6.	Aufwuchs – Kratzproben.....	54
11.1.7.	Aufwuchs – Fotodokumentation	57



11.2.	AP2: Ermittlung von Veränderungen des Benthos durch Ausweitung des anlagenbezogenen Effektmonitorings	59
11.2.1.	Sediment.....	59
11.2.2.	Infauna.....	63
12.	Diskussion	71
12.1.	Bewertung der Ergebnisse	71
12.1.1.	Sedimente.....	72
12.1.2.	Epifauna des Meeresbodens	73
12.1.3.	Infauna.....	74
12.1.4.	Aufwuchs auf den Anlagen.....	77
12.2.	Einordnung der Ergebnisse	78
12.3.	Angemessenheit des StUK3-Untersuchungsrahmens	79
13.	Ausblick	81
14.	Literaturangaben.....	82



4. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Eckpunktkoordinaten des Offshore-Testfeldes alpha ventus und des Referenzgebiets.	21
Tabelle 2: Betriebsbegleitende Untersuchungen der Biototypen und des Benthos im 2. Jahr der Betriebsphase des Offshore-Testfeldes alpha ventus im Vergleich zu den Vorgaben des StUK3 (BSH 2007).	22
Tabelle 3: Zeiträume der Probenahme im 2. Betriebsjahr im Projektgebiet alpha ventus und im Referenzgebiet.	24
Tabelle 4: Ergebnisse der 2-faktoriellen ANOVA zum Vergleich des Korngrößenmedians, Schluffanteils und des Glühverlusts des Sediments des <i>alpha ventus</i> -Gebiets und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011. Fett hervorgehobene p-Werte zeigen als signifikant akzeptierte Effekte an.	38
Tabelle 5: Ergebnisse der 2-faktoriellen ANOVA zum Vergleich der Anzahl der Taxa, Pielou's Äquität, Shannon-Wiener-Diversität, Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse der makrozoobenthischen Epifauna des <i>alpha ventus</i> -Gebiets und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011. Fett hervorgehobene p-Werte zeigen als signifikant akzeptierte Effekte an.	41
Tabelle 6: Multivariater Dispersionsindex als Maß der strukturellen Heterogenität der makrozoobenthischen Epifaunagemeinschaften des Testfeldes <i>alpha ventus</i> und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.	43
Tabelle 7: Ergebnisse der 2-faktoriellen ANOVA zum Vergleich der Anzahl der Taxa, Pielou's Äquität, Shannon-Wiener-Diversität, Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse der makrozoobenthischen Infauna des <i>alpha ventus</i> -Gebiets und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011.	46
Tabelle 8: Zeitliche Variation des R-Wertes der ANOSIM zum Vergleich der Strukturen der makrozoobenthischen Infaunagemeinschaften des <i>alpha ventus</i> -Gebiets und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.	48
Tabelle 9: Ergebnisse der Korrelationsanalyse zur Untersuchung der Übereinstimmung der zeitlichen Variation des Korngrößenmedians, Schluffanteils und des Glühverlusts des Sediments auf den anlagenbezogenen Transekten und in der Fläche des Windparks <i>alpha ventus</i> (Daten aus Infaunamonitoring gemäß StUK3) in den Jahren 2008 bis 2011. Fett hervorgehobene p-Werte zeigen als signifikant akzeptierte Effekte an.	50
Tabelle 10: Ergebnisse der Korrelationsanalyse zur Untersuchung der Übereinstimmung der zeitlichen Variation der Anzahl der Taxa, der Äquität, der Shannon-Wiener-Diversität und der Gesamtabundanz der makrozoobenthischen Infauna auf den anlagenbezogenen Transekten und in der Fläche des Windparks <i>alpha ventus</i> in den Jahren 2008 bis 2011. Fett hervorgehobene p-Werte zeigen als signifikant akzeptierte Effekte an.	53



Tabelle 11: R-Werte der 2-faktoriellen gekreuzten ANOSIM zum Vergleich der Aufwuchsgemeinschaften an den Tripod-Gründungsstrukturen der OWEA des Windparks <i>alpha ventus</i> . Verglichen wurden die Aufwuchsgemeinschaften unterschiedlicher Untersuchungskampagnen (links) und Wassertiefen (rechts). Kampagnen: 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.	59
Tabelle 12: R-Werte der 2-faktoriellen gekreuzten ANOSIM zum Vergleich der Aufwuchsgemeinschaften an den Jacket-Gründungsstrukturen der OWEA des Windparks <i>alpha ventus</i> . Verglichen wurden die Aufwuchsgemeinschaften unterschiedlicher Untersuchungskampagnen (links) und Wassertiefen (rechts). Kampagnen: 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.....	59
Tabelle 13: Ergebnisse der Regressionsanalyse zur Überprüfung der Abhängigkeit des Korngrößenmedians, des Schluffanteils und des Glühverlusts des Sediments vom Abstand von den OWEA entlang Transekten mit ost-westlicher bzw. nord-südlicher Ausrichtung im Testfeld <i>alpha ventus</i>	60
Tabelle 14: Ergebnisse des allgemeinen linearen Modells zum Vergleich von Korngrößenmedian, Schluffanteil und Glühverlust (org. Gehalt) der Sedimente im Testfeld <i>alpha ventus</i> und in den Referenzgebieten in den Jahren 2008-2011.....	63
Tabelle 15: Ergebnisse der Regressionsanalyse zur Überprüfung der Abhängigkeit der taxonspezifischen Abundanz, Gesamtzahl der Taxa, Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse der makrozoobenthischen Infauna im Herbst 2011 vom Abstand von den Offshore-Windenergieanlagen entlang Transekten mit ost-westlicher bzw. nord-südlicher Ausrichtung im Testfeld <i>alpha ventus</i> . Daten aus dem erweiterten Monitoring dieses Arbeitspakets sind den Daten aus dem Monitoring nach StUK3 gegenübergestellt. Fett hervorgehobene Werte zeigen als signifikant akzeptierte Effekte an.....	65
Tabelle 16: Ergebnisse des allgemeinen linearen Modells zum Vergleich der Anzahl der Taxa, Äquität, Diversität, Gesamtindividuenzahl und Gesamtbiomasse der benthischen Infauna im Testfeld <i>alpha ventus</i> und in den Referenzgebieten in den Jahren 2008-2011. Fett hervorgehobene p-Werte zeigen als signifikant akzeptierte Effekte an.	69

5. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Position und Ausrichtung der während des Frühjahrs 2011 (Kampagne 6; links) und des Herbstes 2011 (Kampagne 7; rechts) durchgeführten Video- und Kurrenttransekte im Offshore-Testfeld alpha ventus und im Referenzgebiet.	26
Abbildung 2: 2 m-Baumkurre zur Beprobung der benthischen Epifauna (links). Typischer Baumkurrenfang im Offshore-Testfeld alpha ventus im Frühjahr (oben rechts) und Herbst (unten rechts) 2011.	27
Abbildung 3: van Veen-Bodengreifer zur Erfassung der Infauna (links oben), typischer Siebrest aus dem Herbst 2011 an Bord (rechts oben), Sedimentstecher (links unten), Aufschlammung des Sediments (Mitte unten) und taxonomische Bestimmung der Infaunaorganismen im Labor des IfAÖ, Neu Broderstorf (rechts unten).	28
Abbildung 4: Links: Positionen der Stationen für die Beprobung der benthischen Infauna im Testfeld alpha ventus und im Referenzgebiet im 2. Betriebsjahr (Kampagnen 6 und 7). Rechts: Positionen der Stationen für die Beprobung der benthischen Infauna im Rahmen des anlagenbezogenen Effektmonitorings im Testfeld alpha ventus im 2. Betriebsjahr (Kampagnen 6 und 7).....	29
Abbildung 5: Links: Quantitative Beprobung der Epifauna auf der Gründungsstruktur einer Offshore-Windenergieanlage im Taucheinsatz. Rechts: 20 x 20 cm Rahmen mit Netzbeutel und Spachtel.	30
Abbildung 6: Remotely Operated Vehicle (ROV) mit Steuerungskabel an Deck des Forschungsschiffs.	31
Abbildung 7: Lage der Stationen (sampling points) auf den Transekten innerhalb des Testfeldes <i>alpha ventus</i> sowie im westlichen (R1) und im östlichen (R2) Referenzgebiet. Innerhalb der AV-Sicherheitszone: AV1-AV6 = Standorte der <i>REpower</i> -Windenergieanlagen; AV7-AV12 = Standorte der <i>Areva Multibrid</i> -Windenergieanlagen; UW = Umspannwerk.	33
Abbildung 8: Schematische Darstellung des Prinzips der linearen Regression zur Ermittlung der Abhängigkeit der Abundanz ausgewählter Infauna-Taxa von der Entfernung von den OWEA im Testfeld <i>alpha ventus</i> . Die Abundanzen wurden im Rahmen des anlagenbezogenen Effektmonitorings ermittelt.	35
Abbildung 9: Zeitliche Variabilität des (A) Korngrößenmedians, (B) Schluffanteils und (C) des Glühverlusts des Sediments im <i>alpha ventus</i> -Gebiet und im Referenzgebiet in den Jahren 2008 bis 2011. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.	37
Abbildung 10: Anteile einzelner taxonomischer Großgruppen an der Zusammensetzung der makrozoobenthischen Epifauna des <i>alpha ventus</i> -Gebiets und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011.	39
Abbildung 11: Zeitliche Variabilität der durchschnittlichen (\pm Standardabweichung) (A) Anzahl der Taxa, (B) Pielou's Äquität, (C) Shannon-Wiener-Diversität, (D) Gesamtabundanz und (E) Gesamtbioasse der makrozoobenthischen Epifauna im <i>alpha ventus</i> -Gebiet und im Referenzgebiet in den Jahren 2008 bis 2011. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer	

2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.....	40
Abbildung 12: nMDS-Plot zur Darstellung der strukturellen Ähnlichkeit der makrozoobenthischen Epifaunagemeinschaften des <i>alpha ventus</i> -Gebiets (AV) und des Referenzgebiets (Ref) in den Jahren 2008 bis 2011 basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger 4. Wurzel-Transformation der Abundanzdaten. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.	42
Abbildung 13: Zeitliche Variation des R-Wertes der ANOSIM zum Vergleich der Strukturen der makrozoobenthischen Epifaunagemeinschaften des <i>alpha ventus</i> -Gebiets und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.....	42
Abbildung 14: Anteile einzelner taxonomischer Großgruppen an der Zusammensetzung der makrozoobenthischen Infauna des <i>alpha ventus</i> -Gebiets und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011.....	44
Abbildung 15: Zeitliche Variabilität der durchschnittlichen (\pm Standardabweichung) (A) Anzahl der Taxa, (B) Pielou's Äquität, (C) Shannon-Wiener-Diversität, (D) Gesamtabundanz und (E) Gesamtbiomasse der makro-zoobenthischen Infauna im <i>alpha ventus</i> -Gebiet und im Referenzgebiet in den Jahren 2008 bis 2011. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.....	45
Abbildung 16: Zeitliche Variabilität der Abundanz des Polychaeten <i>Spiophanes bombyx</i> (links) und der Biomasse des Seeigels <i>Echinocardium cordatum</i> (rechts) im <i>alpha ventus</i> -Gebiet und im Referenzgebiet in den Jahren 2008 bis 2011. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.	47
Abbildung 17: nMDS-Plot zur Darstellung der strukturellen Ähnlichkeit der makrozoobenthischen Infaunagemeinschaften des <i>alpha ventus</i> -Gebiets (av) und des Referenzgebiets (ref) in den Jahren 2008 bis 2011 basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger 4. Wurzel-Transformation der Abundanzdaten. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.	48
Abbildung 18: Anlagenbezogenes Effektmonitoring: zeitliche Variabilität des Korngrößenmedians, Schluffanteils und des Glühverlusts des Sediments in unterschiedlichen Abständen (100, 200 und 400 m) zu den Gründungsstrukturen der OWEA AV7 und AV12 des Testfeldes <i>alpha ventus</i> -Gebiet in den Jahren 2008 bis 2011. Das Sediment wurde auf ost-westlich (links) und nord-südlich (rechts) ausgerichteten Transekten beprobt. Zum Vergleich ist die zeitliche Entwicklung des jeweiligen Parameters (Mittelwert \pm Standardabweichung) in der gesamten Fläche des Windparks dargestellt. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.....	49
Abbildung 19: Anlagenbezogenes Effektmonitoring: zeitliche Variabilität der Anzahl der Taxa, Gesamtabundanz, Pielou's Äquität und der Shannon-Wiener-Diversität der	

makrozoobenthischen Infauna in unterschiedlichen Abständen (100, 200 und 400 m) zu den Gründungsstrukturen der OWEA AV7 und AV12 des Testfeldes *alpha ventus*-Gebiet in den Jahren 2008 bis 2011. Die Infauna wurde auf ost-westlich (links) und nord-südlich (rechts) ausgerichteten Transekten beprobt. Zum Vergleich ist die zeitliche Entwicklung des jeweiligen Parameters (Mittelwert \pm Standardabweichung) in der gesamten Fläche des Windparks dargestellt (Daten aus StUK Infaunamonitoring). Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011. 52

Abbildung 20: Anlagenbezogenes Effektmonitoring: zeitliche Variabilität der Gesamtbiomasse der makrozoobenthischen Infauna in unterschiedlichen Abständen (100, 200 und 400 m) zu den Gründungsstrukturen der OWEA AV7 und AV12 des Testfeldes *alpha ventus* in den Jahren 2008 bis 2011. Die Infauna wurde auf ost-westlich (links) und nord-südlich (rechts) ausgerichteten Transekten beprobt. Zum Vergleich ist die zeitliche Entwicklung der durchschnittlichen (\pm Standardabweichung) Gesamtbiomasse in der gesamten Fläche des Windparks dargestellt (Daten aus StUK Infaunamonitoring). Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011. 54

Abbildung 21: Anteile einzelner taxonomischer Großgruppen an der Zusammensetzung des Aufwuchses in 1 bis 10 m Wassertiefe auf den Gründungsstrukturen der OWEA des Testfeldes *alpha ventus* in den Jahren 2009 bis 2011. 54

Abbildung 22: Zeitliche Variabilität der (A & B) Anzahl der Taxa, (C & D) Gesamtbiomasse, (E & F) Äquität und (G & H) Shannon-Wiener-Diversität des Aufwuchses in 1, 5 und 10 m Wassertiefe auf den Tripod- (links) und Jacket- (rechts) Gründungsstrukturen der OWEA des Testfeldes *alpha ventus* in den Jahren 2009 bis 2011. Kampagnen: 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011. 56

Abbildung 23: Zeitliche Variabilität der Biomasse der Miesmuschel *Mytilus edulis* in 1, 5 und 10 m Wassertiefe auf den Tripod- (links) und Jacket- (rechts) Gründungsstrukturen der OWEA des Testfeldes *alpha ventus* in den Jahren 2009 bis 2011. Kampagnen: 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011. 57

Abbildung 24: nMDS-Plot zur Darstellung der strukturellen Ähnlichkeit der Aufwuchsgemeinschaften unterschiedlicher Tiefenstufen (1, 5 und 10 m Wassertiefe) an den (A) Tripod- und den (B) Jacket-Gründungsstrukturen der OWEA des Windparks *alpha ventus* in den Jahren 2009 bis 2011. Dargestellt sind die relativen Bray-Curtis-Ähnlichkeiten basierend auf den taxonspezifischen Bedeckungsgraden auf digitalen Unterwasserfotos. Kampagnen: 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011. 58

Abbildung 25: Korngrößenmedian (mm) des Sediments im *alpha ventus*-Gebiet (links) und in den Referenzgebieten (rechts). Im Zeitraum von 2008 bis 2009 wurde jeweils im Herbst auf jeder Station eine Sedimentprobe genommen. Die Stationen lagen entlang von Transekten mit ost-westlicher bzw. nord-südlicher Ausrichtung und erstreckten sich im Testfeld zwischen zwei benachbarten OWEA. Im Testfeld befanden sich je zwei Nord-Süd- und Ost-West-Transekte, in jedem der zwei Referenzgebiete befanden sich je ein Nord-Süd- und ein Ost-West-Transekt. Die Linien verbinden die Mittelwerte aus jeweils zwei Proben. 60

Abbildung 26: Schluffanteil (prozentualer Gewichtsanteil) des Sediments im *alpha ventus*-Gebiet (links) und in den Referenzgebieten (rechts). Im Zeitraum von 2008 bis 2009 wurde jeweils im Herbst auf jeder Station eine Sedimentprobe genommen. Die Stationen lagen entlang von Transekten mit ost-westlicher bzw. nord-südlicher Ausrichtung und erstreckten sich im Testfeld zwischen zwei benachbarten OWEA. Im Testfeld befanden sich je zwei Nord-Süd- und Ost-West-Transekte, in jedem der zwei Referenzgebiete befanden sich je ein Nord-Süd- und ein Ost-West-Transekt. Die Linien verbinden die Mittelwerte aus jeweils zwei Proben..... 61

Abbildung 27: Gewichtsverlust (%) durch Verglühen des organischen Anteils des Sediments aus dem *alpha ventus*-Gebiet (links) und den Referenzgebieten (rechts). Im Zeitraum von 2008 bis 2009 wurde jeweils im Herbst auf jeder Station eine Sedimentprobe genommen. Die Stationen lagen entlang von Transekten mit ost-westlicher bzw. nord-südlicher Ausrichtung und erstreckten sich im Testfeld zwischen zwei benachbarten OWEA. Im Testfeld befanden sich je zwei Nord-Süd- und Ost-West-Transekte, in jedem der zwei Referenzgebiete befanden sich je ein Nord-Süd- und ein Ost-West-Transekt. Die Linien verbinden die Mittelwerte aus jeweils zwei Proben. 62

Abbildung 28: Anteile einzelner taxonomischer Großgruppen an der Zusammensetzung der benthischen Infauna im Testfeld *alpha ventus* und in den Referenzgebieten ermittelt über den gesamten Untersuchungszeitraum von 2008 bis 2011. 64

Abbildung 29: Abundanzen der benthischen Infaunaarten (A) *Bathyporeia guilliamsoniana* und (B) *Thracia phaseolina* entlang der nord-südlich bzw. ost-westlich ausgerichteten Transekte zwischen zwei benachbarten OWEA des Testfeldes *alpha ventus* im Herbst 2011. Die Daten entstammen dem erweiterten anlagenbezogenen Effektmonitoring. (C) Gesamtbiomasse der benthischen Infauna in unterschiedlichen Abständen von zwei OWEA des Testfeldes *alpha ventus* im Herbst 2011. Die Daten entstammen dem anlagenbezogenen Effektmonitoring nach StUK (BSH 2007). 66

Abbildung 30: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) (A) Anzahl der Taxa, (B) Pielou's Äquität (J'), (C) Shannon-Wiener-Diversität (H'), (D) Gesamtabundanz und (E) Gesamtbiomasse der benthischen Infauna im Testfeld *alpha ventus* und in den Referenzgebieten in den Jahren 2008–2011. 68

Abbildung 31: nMDS-Plot zur Darstellung der Bray-Curtis-Ähnlichkeit der Infaunagemeinschaften des Testfeldes *alpha ventus* und der Referenzgebiete in den Jahren 2008-2011 basierend auf 4. Wurzel-transformierten Abundanzdaten..... 70

Abbildung 32: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Bray-Curtis-Ähnlichkeit der Infaunagemeinschaften des Testfeldes *alpha ventus* und der Referenzgebiete sowie R-Werte (Punktwerte) der 1-faktoriellen ANOSIM-Analyse zum Vergleich der strukturellen Ähnlichkeit der Gemeinschaften. Die Analysen basieren auf 4. Wurzel-transformierten Abundanzdaten. 71

Abbildung 33: Abundanz des Polychaeten *Spiophanes bombyx* (links) und Biomasse des Seeigels *Echinocardium cordatum* auf Feinsandböden der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee. Symbole repräsentieren Mittelwerte in jeweils einem Untersuchungsgebiet und zu einem Zeitpunkt. Die Daten entstammen Umweltverträglichkeitsprüfungen zu Offshore-Windparkprojekten und sind der von Dannheim et al. (2013) erstellten Datenbank entnommen. Fr = Frühling; He = Herbst. 75



6. Abkürzungsverzeichnis

ANOSIM	Analysis of Similarity
ANOVA	Analysis of Variance (Varianzanalyse)
AWI	Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
DIN	Deutsches Institut für Normung
FINO	Forschungsplattformen in Nord- und Ostsee
GPS	Global Positioning System
ICES	International Council for the Exploration of the Sea
IfAÖ	Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH
MVDisp	Multivariater Dispersionsindex
nMDS	nicht-metrische multidimensionale Skalierung
NMEA	National Marine Electronics Association
OWEA	Offshore-Windenergieanlage
RAVE	Research at <i>alpha ventus</i>
ROV	Remotely Operated Vehicle
StUK	Standarduntersuchungskonzept (Standard Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt)
UTC	Universal Time Code



7. Einleitung

Der Offshore-Windenergie wird eine große Bedeutung bei der Umsetzung der Energiewende beigemessen. Von der deutschen Bundesregierung in Auftrag gegebene Energieszenarien prognostizieren bis zum Jahr 2050 einen Anteil der Offshore-Windenergie von rund 20 % an der gesamten Stromerzeugung (Schlesinger et al. 2011). Hierfür sollen in der deutschen Nordsee auf einer Gesamtfläche von rund 5.300 km² (entspricht ca. 20 % der deutschen AWZ der Nordsee) insgesamt fast 100 Windparks errichtet werden. Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) wies bereits frühzeitig auf die Umweltrisiken hin, die mit dem großräumigen Ausbau der Offshore-Windkraft verbunden sind (Merck & von Nordheim 2000). Ein möglichst umweltschonender Ausbau der Offshore-Windenergie erfordert ein Verständnis der zu erwartenden Auswirkungen auf die Meeresumwelt.

Das Standardkonzept zur Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK3; BSH 2007) schreibt für jedes Windparkprojekt, das in der deutschen AWZ umgesetzt wird, umfangreiche benthosökologische Untersuchungen vor. Diese umfassen die flächenhafte Beprobung der benthischen In- und Epifauna des Meeresbodens in den Offshore-Windparks sowie auf geeigneten Referenzflächen. Ferner erfolgt ein anlagenbezogenes Effektmonitoring. Hierzu wird die benthische Infauna des Meeresbodens in 100, 200 und 400 m Abstand von einzelnen Offshore-Windenergieanlagen (OWEA) eines Windparks erfasst. Die Beprobung der Infauna erfolgt mit Hilfe eines van Veen-Greifens, die Epifauna wird mit einer Baumkurre erfasst. Zusätzlich wird die Epifauna auf den Unterwasserstrukturen einzelner OWEA in verschiedenen Wassertiefen dokumentiert. Dies erfolgt im Taucheinsatz anhand von Kratzproben und digitaler Unterwasserfotografie. Die Untersuchungen erstrecken sich über eine Voruntersuchung vor der Errichtung eines Offshore-Windparks, über die Bauphase sowie über das 1., 3. und 5. Jahr der Betriebsphase des Offshore-Windparks.

Das StUK wurde 2001 auf der Basis vorhandenen Expertenwissens erstellt und lag zum Zeitpunkt der Projektdurchführung in seiner zweiten Überarbeitung vor (StUK3, BSH 2007). Aufgrund bis dahin fehlender realisierter Offshore-Windparks in Deutschland konnte das StUK noch nicht auf ein Monitoring einer Bau- und Betriebsphase angewendet werden, so dass die Überprüfung seiner Eignung und Angemessenheit in der Praxis zu Projektbeginn ausstand. Mit dem Bau des ersten deutschen Offshore-Windparks *alpha ventus* in der Nordsee im Jahr 2009 kam das StUK erstmalig zur Anwendung.

Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) initiierte im Jahr 2008 das umfangreiche Forschungsprogramm RAVE (Research at *alpha ventus*). Das unter dem Dach dieser Forschungsinitiative durchgeführte Forschungsvorhaben „StUKplus“ hat zum Ziel, das Standarduntersuchungskonzept auf der Basis der bei der erstmaligen Anwendung gewonnenen Erfahrungen zu evaluieren und für zukünftige Windparkprojekte anzupassen. Hierzu wurden in zahlreichen Teilprojekten zahlreiche Forschungs- und Entwicklungsprojekte gefördert, die gezielt methodische Aspekte des StUK untersuchten bzw. Ökosystemkomponenten erfassten, die in dem Konzept bisher nicht berücksichtigt wurden.

Der vorliegende Abschlussbericht beschreibt die Arbeiten und Ergebnisse einer Studie, deren Ziel es war, die Angemessenheit der räumlichen und zeitlichen Auflösung der im StUK3 vorgeschriebenen benthosökologischen Untersuchungen zu evaluieren. Neben der grund-



sätzlichen Untersuchung möglicher Auswirkungen des Windparks *alpha ventus* auf das Benthos stellt dieses Projekt folgende Fragen, die in zwei Arbeitspaketen bearbeitet wurden:

1. Zeigt eine zusätzliche Beprobung im 2. Betriebsjahr benthosökologische Prozesse auf, die für die Beurteilung der Umweltauswirkungen des Offshore-Windparks von Bedeutung sind?
2. Zeigt eine räumliche Ausweitung des anlagenbezogenen Effektmonitorings benthosökologische Prozesse auf, die für die Beurteilung der Umweltauswirkungen des Offshore-Windparks von Bedeutung sind?

Zur Beantwortung der ersten Frage erfolgte im ersten Arbeitspaket (AP1) durch das Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH (IfAÖ) eine zusätzliche, vollständige benthosökologische Untersuchung gemäß StUK im 2. Jahr der Betriebsphase des Windparks *alpha ventus*. Die Daten von AP1 wurden in den Kontext der allgemeinen benthosökologischen Untersuchungen nach StUK gestellt, die für die Jahre 2009 und 2010 ebenfalls vom IfAÖ durchgeführt wurden. Die Voruntersuchung im Jahr 2008 wurde durch die Firma BioConsult Schuchardt & Scholle GbR durchgeführt. Die Ergebnisse der Voruntersuchung wurden bereits in Schuchardt et al. (2008) zusammengefasst. Zur Beantwortung der zweiten Frage wurde im Rahmen des zweiten Arbeitspakets (AP2) das anlagenbezogene Effektmonitoring der benthischen Infauna auf die gesamte Entfernung zwischen zwei benachbarten OWEA des Windparks *alpha ventus* ausgeweitet. AP2 wurde vom Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI) bearbeitet.

8. Stand von Wissenschaft und Technik

Mit der Errichtung von Offshore-Windparks werden zahlreiche künstliche Strukturen in die Meere eingebracht, die die benthischen Ökosysteme auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen beeinflussen können. Diese Einflüsse sollten in der Deutschen Bucht der Nordsee besonders gut zu erkennen sein, da die meist aus großen Stahl- oder Betonkonstruktionen bestehenden Fundamente für die Offshore-Windenergieanlagen in einem Lebensraum errichtet werden, der überwiegend durch Weichböden gekennzeichnet ist (Salzwedel et al. 1985). Der benthische Lebensraum wird dadurch strukturell verändert, was wiederum strukturelle und funktionelle Veränderungen der lokalen benthischen Organismengemeinschaften zur Folge haben kann.

Seit der Jahrtausendwende werden in Europa Offshore-Windparks errichtet. Die Einbringung künstlicher Hartsubstrate in die Meeresumwelt ist jedoch kein neuartiges Phänomen. Bereits seit Jahrzehnten werden Bauwerke wie Brückenpfeiler, Hafenstrukturen aber auch Plattformen zur Öl- und Gasgewinnung im Meer errichtet. Hinzu kommen zahlreiche künstliche Riffe, die aus touristischen aber auch aus naturschutzfachlichen Gründen ausgebracht wurden. Schließlich finden sich auf dem Meeresboden vieler Gebiete der Erde bereits seit Jahrhunderten zahlreiche Schiffswracks. Umfangreiche benthosökologische Untersuchungen an vielen dieser Strukturen haben die generellen Auswirkungen dieser Strukturen auf die Meeresumwelt aufgezeigt (Seaman et al. 1989 und weitere Publikationen in dieser Ausgabe des Bulletin of Marine Science). Die Vielzahl der Studien zeigt aber auch, dass die qualitative und quantitative Ausprägung der Effekte stark von den lokalen und regionalen Umweltbedin-



gungen sowie von Form, Größe und Beschaffenheit der jeweiligen künstlichen Struktur abhängig ist.

Bei der Beschreibung der Auswirkungen künstlicher Hartsubstrate auf die Meeresumwelt müssen unterschiedliche Phasen „im Leben“ dieser Strukturen unterschieden werden, die durch jeweils charakteristische Prozesse gekennzeichnet sind. Im Falle von Offshore-Windparks werden die Bauphase, die Betriebsphase und schließlich eine Rückbauphase unterschieden, wobei die Bauphase hier die Vorbereitung des Baugrundes und die eigentliche Ausbringung und Installation der Strukturen umfasst.

Mögliche Effekte der Bauphase

Der unmittelbare Effekt des Ausbringens einer künstlichen Struktur ist die vollständige Versiegelung des Meeresbodens, was zum Habitatverlust und zum Tod der darin lebenden Organismen führt. Im Falle von Pfahlgründungen sind hierdurch jedoch keine bedeutenden ökosystemaren Auswirkungen zu erwarten, da die versiegelte Fläche bezogen auf die Gesamtfläche eines Offshore-Windparks vernachlässigbar klein ist. Hinzu kommen während der Bauphase das Absetzen von Baugerät auf dem Meeresgrund sowie die Störung des Sediments durch das Ankergeschirr der Baufahrzeuge. Letzteres führt lokal zu einer mechanischen Störung des Meeresbodens, die jedoch auf die vergleichsweise kurze Bauphase beschränkt ist, was vor allem bei der geringen räumlichen Ausdehnung nur eine geringfügige, nicht nachhaltige Störung des Meeresbodens und eine schnelle Regeneration erwarten lässt.

Durch Schallemissionen bei den Bauarbeiten werden mobile, schallsensitive Meeresorganismen wie der Schweinswal (*Phocoena phocoena*) zumindest vorübergehend vertrieben (Madsen et al. 2006). Wie sich die temporäre Abwesenheit dieser Organismen auf das lokale Nahrungsnetz und damit auf die Populationen benthischer Nahrungsorganismen auswirkt, ist bisher unklar. Es kann jedoch erwartet werden, dass eine kurzfristige, lokale Unterbrechung trophischer Interaktionen keine erheblichen Auswirkungen auf das benthische System haben wird.

Schließlich kann durch die Bauaktivitäten am Meeresgrund, vor allem bei der Verlegung und dem Einspülen von Kabeln, Sediment suspendiert werden. Untersuchungen zu Sand- und Kiesabbauaktivitäten haben gezeigt, dass die dabei entstehenden Sedimentfahnen in der Wassersäule bis in mehrere Kilometer Entfernung von der eigentlichen Entnahmestelle zu detektieren sind (Hitchcock & Drucker 1996). Feines, in der Wassersäule suspendiertes Sediment kann die Filterorgane von Suspensionsfressern verstopfen, wodurch die Nahrungsaufnahme dieser Organismen beeinträchtigt wird (Newell et al. 1998). Ferner bilden die suspendierten Partikel nach dem Absinken eine Auflage auf dem Sediment. Eine Beeinträchtigung benthischer Organismen hängt von deren Fähigkeit ab, diese Auflage grabend zu überwinden (Kaplan et al. 1975, Maurer et al. 1979). Mit der Suspension des Sediments können im Meeresboden gebundene Schad- und Nährstoffe in das Seewasser freigesetzt werden (Poiner & Kennedy 1984, Newell et al. 1999, Boyd & Rees 2003).

Mögliche Effekte der Betriebsphase

Eine im Meer ausgebrachte dreidimensionale Struktur verändert die lokalen hydraulischen Bedingungen an der Grenzschicht zwischen Sediment und Wasserkörper, was im Nahbe-



reich der Struktur zu einer Auskolkung des Meeresbodens führt (Köhler & Feddersen 1991). Dabei werden feine, leichte Oberflächensedimente abgetragen, während gröbere, schwerere Fraktionen des Sediments zurückbleiben. Die Folge ist eine deutliche Veränderung der Sedimentstruktur hin zu einem insgesamt gröberen Oberflächensediment mit erhöhtem Anteil an Muschelschill und Steinen. Tiefe und räumliche Ausdehnung der Kolke sind von den örtlichen Sedimenteigenschaften, den Strömungsbedingungen sowie von Form und Größe der Struktur abhängig (Whitehouse 1998, Heibaum 2002). Entsprechende Veränderungen des Meeresbodens wurden an der Unterwasserstruktur der Forschungsplattform FINO1 in der Nordsee (Schröder et al. 2013) aber auch an anderen natürlichen und künstlichen Hartsubstraten auf Sedimentböden (Newell & Bloom 1970, Davis et al. 1982) beobachtet. Die strukturelle Veränderung des Meeresbodens war im unmittelbaren Nahbereich von FINO1 deutlich ausgeprägt, nahm aber mit zunehmender Entfernung zur Plattform rasch ab, weshalb dieser Effekt um eine singuläre Struktur herum räumlich begrenzt ist (Schröder et al. 2013).

Künstliche Hartsubstrate im Meer verändern den Meeresboden nicht nur strukturell sondern auch chemisch. Die Strukturen werden von einer Epifauna besiedelt, die eine beachtliche Biomasse erreichen kann. An der Unterwasserstruktur von FINO1 wurde beispielsweise ein Frischgewicht der Aufwuchsauna von saisonal fünf bis sechs Tonnen erreicht (Schröder et al. 2013, Krone et al. 2013). Die Aufwuchsorganismen geben Stoffwechselendprodukte in die Wassersäule ab. Ferner sterben sie (z.T. in Folge natürlicher Mortalität) und fallen von der Unterwasserstruktur ab. Stoffwechselendprodukte und tote Organismen sedimentieren auf dem Meeresboden, wo sie das Sediment organisch anreichern (Wilhelmsson & Malm 2008, Schröder et al. 2013). In der Folge der strukturellen und biogeochemischen Habitatveränderungen verändert sich die benthische Organismengemeinschaft im Nahbereich künstlicher Hartsubstrate (Villnäs et al. 2011). An FINO1 nahm die Abundanz typischer Bewohner des für das Gebiet charakteristischen Feinsandsediments (z.B. grabende und röhrenbewohnende Polychaeten) ab, während die Abundanz untypischer Arten (z.B. mobile, räuberische Arten und Aasfresser) zunahm (Schröder et al. 2013). Letztere profitierten möglicherweise von dem erhöhten Nahrungsangebot bei der Plattform.

Der mikrobielle Abbau der im Sediment angereicherten Biomasse erfolgt unter Verbrauch von Sauerstoff, was unter bestimmten Bedingungen lokal zu anoxischen Bedingungen im Sediment führen kann (Kristensen et al. 1995). Zettler und Pollehne (2008) konnten experimentell zeigen, dass Ansammlungen von Miesmuscheln *Mytilus edulis* am Fuße einer künstlichen Struktur in der Ostsee unter starker Sauerstoffzehrung abgebaut werden. Eine unzureichende Versorgung mit sauerstoffreichem Wasser aufgrund nur geringer Tidenströmungen in der Ostsee kann unter bestimmten Bedingungen schnell zu anoxischen, für benthische Organismen toxischen Bedingungen führen (Zettler & Pollehne 2008). In der Nordsee werden die Sedimente aufgrund vergleichsweise starker Gezeitenströmungen besser mit Sauerstoff versorgt, so dass die Gefahr der Anoxie geringer ist als in der Ostsee. Einige Jahre nach Errichtung der der Forschungsplattform FINO1 wurden jedoch auch im deren Nahbereich schwarze Einschlüsse im Sediment beobachtet, die auf eine Reduzierung des Sediments und Anoxie schließen ließen (Schröder et al. 2013).

Vor allem die größeren und schwereren Partikel, die an einer Unterwasserstruktur freigesetzt werden, sedimentieren im Nahbereich der Struktur, was die räumliche Ausdehnung der organischen Anreicherung des Sediments stark einschränkt. Anhand mathematischer Modellierung wurde jedoch prognostiziert, dass ein zwar geringer aber flächendeckender organischer Eintrag auf der gesamten Fläche eines Windparks in der Deutschen Bucht zu erwarten



ist (Schröder et al. 2013). Verglichen mit dem natürlichen organischen Eintrag aus der pelagischen Primärproduktion ist dieser jedoch gering. Grundsätzlich führt eine organische Anreicherung des Sediments zu einer erhöhten Denitrifizierungsrate und somit zu einer Veränderung biogeochemischer Umsatzraten im Sediment (Bohlen et al. 2012). Da der Eintrag organischen Materials in das Sediment je nach Sinkgeschwindigkeit der Partikel und der lokalen Strömungsverhältnisse mit zunehmender Entfernung von einer Unterwasserstruktur abnimmt, sollte hierbei ein räumlicher Gradient des organischen Gehalts des Sediments entstehen, der mit einem anlagenbezogenen Effektmonitoring mit geeigneter räumlicher Auflösung zu detektieren wäre. Dieses anlagenbezogene Effektmonitoring sollte die lokale Hauptströmungsrichtung berücksichtigen, entlang der sich das organische Material primär verteilt.

Die von dem erhöhten Nahrungsangebot an natürlichen und künstlichen Unterwasserstrukturen angelockten Organismen suchen ihre Nahrung nicht ausschließlich an den Strukturen und ihrer unmittelbaren Umgebung. Sie fressen zusätzlich von den Organismen auf den umgebenden Sedimenten und verändern so die darin lebende benthische Artengemeinschaft auch im größeren Umfeld der Strukturen. Die räumliche Ausdehnung dieser Effekte hängt von der konstruktiven Ausführung, Anzahl und Anordnung der Strukturen ab und variiert zwischen wenigen bis mehreren hundert Metern (Davis et al. 1982, Ambrose & Anderson 1990, Posey & Ambrose Jr. 1994), was in einem Offshore-Windpark mit Abständen von einigen hundert Metern zwischen den einzelnen OWEA zu einer flächenhaften Veränderung der benthischen Gemeinschaften führen kann. Da diese Effekte von der Akkumulation von Organismen an den einzelnen OWEA ausgeht, sollte auch hier ein Gradient abnehmender Effektstärke mit zunehmendem Abstand zur jeweiligen OWEA erkennbar werden, der ebenfalls mit einem anlagenbezogenen Effektmonitoring mit geeigneter räumlicher Auflösung zu detektieren wäre.

In deutschen Offshore-Windparks ist die Grundschieppnetzfisherei untersagt. Dies hat unmittelbare Auswirkungen auf den Zustand des Meeresbodens und die Entwicklung der benthischen Gemeinschaft. Die Untersuchung der diesbezüglichen Auswirkungen auf den Flächen der Offshore-Windparks in der deutschen AWZ erfordert kein anlagenbezogenes Monitoring, da diese Effekte auf der gesamten Windparkfläche erkennbar werden sollten. Grundschieppnetzfisherei wird in den europäischen Küstengewässern bereits seit Jahrhunderten betrieben (de Groot 1984). Die stellenweise mehrmals jährlich wiederholte mechanische Störung des Meeresbodens mit schwerem Fanggeschirr erhöht die Mortalität benthischer Organismen und verhindert eine nachhaltige Regeneration (Kaiser et al. 2006). Der genaue Zustand eines ungestörten Benthos ist nicht bekannt. Experimentelle Studien haben jedoch gezeigt, dass besonders große und langlebige Arten wie die Islandmuschel *Arctica islandica* oder Blumentiere (Anthozoa) aufgrund langsamer Regeneration nachhaltig von der Grundschieppnetzfisherei beeinträchtigt werden (Bergman & van Santbrink 2000; Kaiser et al. 2000). Eine Zunahme langlebiger Arten bei gleichzeitiger Abnahme kurzlebiger, opportunistischer Arten wäre somit ein Anzeiger für eine Regeneration der benthischen Gemeinschaft nach Ausschluss der Grundschieppnetzfisherei. Bisher ist nicht bekannt, in welchem zeitlichen Rahmen die möglichen Veränderungen ablaufen werden. Das Benthos reagiert aufgrund der vergleichsweise langen Lebensdauer der Organismen und der damit verbundenen langsamen populationsdynamischen Prozesse deutlich träger als z.B. das Plankton. Gleichzeitig ist das Benthos dadurch ein verlässlicher Anzeiger langfristiger Umweltveränderungen mit einem vergleichsweise geringen Maß an „Hintergrundrauschen“, das durch kurzfristige Oszillationen der Umweltbedingungen verursacht wird. Vorangegangene Studien prognosti-

zieren beispielsweise, dass die Regeneration des Benthos nach Ausschluss der Grundschleppnetzfisherei mehrere Jahre in Anspruch nimmt (Dernie et al. 2003, Kaiser et al. 2006). Die Geschwindigkeit dieser Prozesse ist jedoch von den spezifischen lokalen Umweltbedingungen abhängig sowie von der Größe des fischereibefreiten Gebiets. Im Falle von Offshore-Windparks kann nicht ausgeschlossen werden, dass mögliche zuvor beschriebene Effekte der Offshore-Windparks mit den Effekten des Fischereiausschlusses interagieren, wodurch bisher nicht prognostiziert werden kann, in welchem Zeitrahmen mit Reaktionen des Benthos zu rechnen ist und wie diese ausfallen. Zumindest bei frühen Windparkprojekten kann eine hohe zeitliche Auflösung der Umweltverträglichkeitsuntersuchungen Aufschluss darüber geben, wann mit Reaktionen des Benthos zu rechnen ist. Diese Information kann zu einer kosteneffektiven Planung zukünftiger Umweltverträglichkeitsstudien beitragen.

9. Material und Methoden

9.1. AP1: Vervollständigung der Zeitreihen während der Betriebsphase

9.1.1. Untersuchungsgebiet

Das Offshore-Testfeld *alpha ventus* befindet sich in der südöstlichen Nordsee rund 45 km nördlich der ostfriesischen Insel Borkum. Das Projektgebiet liegt zwischen den Verkehrstrennungsgebieten *German Bight Western Approach*, *Jade Approach* und *Terschelling German Bight*. Die geographische Lage des Offshore-Windparks wird durch die in Tabelle 1 angegebenen Eckpunktkoordinaten beschrieben und ist in Abbildung 1 dargestellt. Das Testfeld hat eine Fläche von ca. 6,5 km², die Wassertiefe beträgt 27-29 m.

Der Windpark *alpha ventus* besteht aus 12 Offshore-Windenergieanlagen (OWEA) der 5 MW-Klasse und einem Umspannwerk. In unmittelbarer Nähe des Windparks befindet sich die Forschungsplattform FINO1, die bereits im Jahr 2003 errichtet wurde. Die OWEA stehen in Abständen von jeweils 800 m zueinander. Die OWEA wurden auf zwei unterschiedlichen Gründungsstrukturen errichtet. Während sechs OWEA des Herstellers Areva Multibrid (AV7-AV12) in der südlichen Hälfte des Windparks auf Tripod-Gründungen stehen, wurden die sechs OWEA des Herstellers REpower (AV1-AV6) in der nördlichen Hälfte des Windparks auf Jacket-Fundamenten errichtet. Die OWEA des Typs Areva Multibrid M5000 wurden im Zeitraum von Frühjahr bis Herbst 2009 errichtet, die OWEA des Typs REpower 5M ungefähr ein halbes Jahr später.

Um zu testen, ob mögliche Veränderungen des Benthos im Offshore-Testfeld *alpha ventus* auf Errichtung und Betrieb der OWEA zurückzuführen sind, wurden vergleichende Beprobungen in einem Referenzgebiet ohne OWEA durchgeführt. Anders als die Fläche des Windparks war das Referenzgebiet zur Zeit der Untersuchung nicht von der Grundschleppnetzfisherei befreit. Somit repräsentierte das Referenzgebiet zwar einen nordseetypischen jedoch keinen „natürlichen“, unbeeinflussten Zustand. Die Fläche des Referenzgebietes betrug rund 8,4 km², die Wassertiefe betrug hier im Mittel 33 m. Die Eckkoordinaten des ebenfalls in Abbildung 1 dargestellten dreieckigen Referenzgebietes sind der Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1: Eckpunktkoordinaten des Offshore-Testfeldes *alpha ventus* und des Referenzgebiets.

Eckpunkt	östl. Länge	nördl. Breite
<i>alpha ventus</i>		
NW	6° 35,298	54° 01,602
NO	6° 37,302	54° 01,602
SO	6° 37,398	54° 00,000
SW	6° 35,400	54° 00,000
Referenzgebiet		
NW	6° 34,380	54° 05,634
NO	6° 37,602	54° 05,676
S	6° 37,602	54° 03,096

9.1.2. Untersuchungsprogramm

Das Untersuchungsprogramm im 2. Jahr der Betriebsphase des Offshore-Testfeldes *alpha ventus* folgte den Vorgaben des StUK3 (BSH 2007, Tab. 2) und umfasst die Untersuchung

- des Sediments und der Biotopstrukturen mit Video und Seitensichtsonar,
- der Epifauna mit Video und 2 m-Baumkurre,
- der Infauna mittels van Veen-Greifer,
- der Infauna im anlagenorientierten Effektmonitoring und
- des Aufwuchses an den Unterwasserkonstruktionen anhand von Kratzproben, Unterwasserfotografie und Remotely Operated Vehicle (ROV).

Ferner schreibt das StUK eine Untersuchung benthischer Makrophyten vor. Aufgrund der Wassertiefe von durchgängig mehr als 27 m und fehlender geeigneter Substrate kommen Makrophyten in den Untersuchungsgebieten natürlicherweise nicht vor. Damit entfiel hier die Untersuchung der Makrophyten.



Tabelle 2: Betriebsbegleitende Untersuchungen der Biotoptypen und des Benthos im 2. Jahr der Betriebsphase des Offshore-Testfeldes *alpha ventus* im Vergleich zu den Vorgaben des StUK3 (BSH 2007).

	Vorgabe StUK 3	diese Studie
Epifauna Video		
Umfang	Videotransekte im Bereich der Kurrenuntersuchung; bzw. mind. 10 Stationen	entsprechend
Zeitraumen	in Kombination mit anderen Benthosuntersuchungen	entsprechend
Methode	Transektdauer 15 min. bei einer Schleppgeschwindigkeit von max. 1 kn, Aufzeichnung der geogr. Position	entsprechend
Ergebnisbericht	Videoaufnahmen	entsprechend
Epifauna Baumkurre		
Umfang	Projekt- und Referenzgebiet mind. je 10 Hols zu je 5 min.	entsprechend
Zeitraumen	mindestens drei, sofern erforderlich bis zu fünf Jahre ab Inbetriebnahme	2. Jahr der Inbetriebnahme (Frühjahr und Herbst 2011)
Methode	2-3 m breite Baumkurre mit Maschenweite 1 cm, Schleppdauer: 5 min, Schleppgeschwindigkeit 2-3 kn, Biomassebestimmung	entsprechend
Ergebnisbericht	Individuenzahl/Art/Fläche; Biomasse/Art/Fläche; Dominanzverhältnisse; Diversität/Evenness; Gemeinschaftsanalyse	entsprechend
Makrophyten		
Umfang	mind. 3 Transekte je Habitattyp	aufgrund der Wassertiefe und der Habitatstruktur keine gesonderten Untersuchungen erforderlich
Zeitraumen	mindestens drei, sofern erforderlich bis zu fünf Jahre ab Inbetriebnahme	
Methode	Video mit geogr. Position, quantitative Bestimmung der Besiedlung	
Ergebnisbericht	Artenzusammensetzung; Deckungsgrad	

Fortsetzung Tabelle 2

	Vorgabe StUK 3	diese Studie
Infauna		
Umfang	Probenraster im Abstand von 1 sm; mind. 20 Stationen; mind. 2 Parallelproben je Station	entsprechend
Zeitraumen	im ersten, im dritten und im fünften Jahr der Betriebsphase	Zusätzlich Untersuchungen im 2. Betriebsjahr (Frühjahr und Herbst 2011)
Methode	Van-Veen Greifer 0,1 m ² ; Sieb 1 mm Maschenweite; Formolfixierung (4 %ige Lösung); Biomassebestimmung	entsprechend
Ergebnisbericht	Individuenzahl/Art/Fläche; Biomasse/Art/Fläche; Dominanzverhältnisse; Diversität/Evenness; Gemeinschaftsanalyse	entsprechend
Infauna anlagenorientiert		
Umfang	Probenraster im Abstand von 1 sm; mind. 20 Stationen; mind. 2 Parallelproben je Station	entsprechend
Zeitraumen	im ersten, im dritten und im fünften Jahr der Betriebsphase	Zusätzlich Untersuchungen im 2. Betriebsjahr (Frühjahr und Herbst 2011)
Methode	van-Veen Greifer 0,1 m ² ; Sieb 1 mm Maschenweite; Formolfixierung (4 %ige Lösung); Biomassebestimmung	entsprechend
Ergebnisbericht	Individuenzahl/Art/Fläche; Biomasse/Art/Fläche; Dominanzverhältnisse; Diversität/Evenness; Gemeinschaftsanalyse	entsprechend
Aufwuchs		
Umfang	Piles, Fundamente von mindestens 2 Anlagen	entsprechend
Zeitraumen	mindestens drei, soweit erforderlich bis zu fünf Jahre ab Inbetriebnahme	2. Jahr der Inbetriebnahme (Frühjahr und Herbst 2011)
Methode	Quantitative Kratzproben (20 x 20cm) in 3 Tiefen Anzahl der Arten, Artenzusammensetzung, Abundanz und Biomassebestimmung pro Art Digitale Bilddokumentation	entsprechend
Ergebnisbericht	Individuenzahl/Art/Fläche; Biomasse/Art/Fläche; Dominanzverhältnisse; Diversität/Evenness; Gemeinschaftsanalyse	entsprechend



Im 2. Betriebsjahr erfolgten die benthosbiologischen Untersuchungen im Testfeld *alpha ventus* und im Referenzgebiet im Frühjahr und Herbst 2011. Den Untersuchungen des 2. Betriebsjahres sind die Voruntersuchung im Frühjahr 2008 (Kampagne 1), die Untersuchungen der Bauphase im Sommer 2009 und Herbst/Winter 2009/10 (Kampagnen 2 und 3) sowie die betriebsbegleitenden Untersuchungen im Frühjahr und Herbst 2010 (Kampagnen 4 und 5) vorausgegangen. Die Zeiträume der Kampagnen 6 und 7 im 2. Betriebsjahr sowie die jeweils angewandten Untersuchungsmethoden sind der Tabelle 3 zu entnehmen.

Tabelle 3: Zeiträume der Probenahme im 2. Betriebsjahr im Projektgebiet *alpha ventus* und im Referenzgebiet.

Kampagne	Methode	<i>alpha ventus</i>	Referenzgebiet
Kampagne 6	van Veen-Greifer (Infauna)	23.-24.03.2011	24.03.2011
	Kurre (Epifauna)	25.03.2011	24.-25.03.2011
	Video	05.05.2011	06.05.2011
	anlagenbezogenes Effektmonitoring (Infauna)	23.03.2011	-
	Tauchuntersuchungen	17.-19.03.2011	-
	ROV-Untersuchungen	05.-06.05.2011	-
Kampagne 7	van Veen-Greifer (Infauna)	15.10.2011	14.-15.10.2011
	Kurre (Epifauna)	16.10.2011	13.-14.10.2011
	Video	29.10.2011	31.10.2011
	anlagenbezogenes Effektmonitoring	16.10.2011	-
	Tauchuntersuchungen	01.-02.10.2011	-
	ROV-Untersuchungen	29./31.10.2011	-

9.1.3. Topographie und Sediment

Bei der Beprobung der Infauna mit dem van Veen-Greifer (Fläche: 0,1 m²; Leergewicht: 75 kg) wurde das Sediment erstmalig an Bord unmittelbar nach der Entnahme qualitativ eingeschätzt. Dazu wurde der Greiferinhalt hinsichtlich Farbe, Körnung und Geruch beschrieben. Vor der Siebung zur Isolierung der benthischen Infauna wurde für die Bestimmung von Sedimentparametern im Labor aus jedem Greifer eine Unterprobe mit einem Stechzylinder (Eindringtiefe: 6 cm; Durchmesser: 4,5 cm) entnommen. Die dabei entnommene Fläche wur-

de beim Flächenbezug der Infaunaabundanz und -biomasse berücksichtigt. Die Sedimentproben wurden an Bord kühl und nach der Rückkehr bis zur Bearbeitung bei -18 °C tiefgekühlt gelagert.

Die Beschreibung des Sediments aus jedem Greifer erfolgte nach DIN 4022, die Bestimmung der Korngrößenverteilung nach DIN18123 (Maschenweiten nach DIN 4188, Teil 1). Zur Bestimmung der Korngrößenverteilung wurden Drahtsiebe (Durchmesser: 20 cm) der Hauptreihe R10 mit sukzessiver Verdopplung der Maschenweite (0,063 mm → 0,125 mm → 0,25 mm → 0,5 mm → 1 mm → 2 mm → 4 mm) verwendet (DIN 18123; Maschenweiten nach DIN 4188, Teil 1). Die aufgetauten Sedimentproben wurden bei 105 °C für 24 Stunden getrocknet und die Probenmasse nach dem Abkühlen auf Raumtemperatur mit einem Wägefehler von < 0,1 % bestimmt. Das Sieben erfolgte maschinell über eine Siebkaskade bei einer Siebdauer von 10-15 Minuten.

Der organische Gehalt des Sediments wurde als Glühverlust ermittelt. Die Methode wich von der DIN 38414 insofern ab, als dass das Sediment für 3 Stunden bei 500 °C anstelle von 1 Stunde bei 550 °C geglüht wurde, da der normalerweise hohe Anteil an Karbonaten in marinen Sedimenten bei 550 °C oxidiert, was zu einer Fehleinschätzung des organischen Gehalts führen kann.

9.1.4. Unterwasservideo

Oberflächentopographie und -charakteristika des Meeresbodens wurden anhand von Unterwasservideoaufnahmen in Kombination mit Echolot und GPS untersucht. Die Aufnahmen dienten der Erfassung allgemeiner Biotopcharakteristika sowie biogener Strukturen und größerer epibenthischer Organismen. Es kam ein Unterwasser-Videosystem der Firma MARISCOPE, Kiel mit einer hochauflösenden digitalen Farbkamera mit Lichtquelle zum Einsatz. Die Kamera wurde vom treibenden bzw. langsam fahrenden Schiff (max. Fahrt durchs Wasser: 1 kn) dicht über dem Meeresboden geschleppt. Die vertikale Ausrichtung der Kamera erfolgte manuell und wurde während der Aufnahme über einen Monitor kontrolliert.

Die Videosignale wurden über ein Koaxialkabel an die Steuer- und Mischeinheit an Bord übertragen, wo ein GPS-Signal (Simrad CE32) eingespeist wurde. In der Mischeinheit wurden das GPS-Signal und das Echolot-Signal über einen Textgenerator (SVG T-100) eingespielt. Dabei wurden folgende NMEA-Standards in den Film übernommen: Position nach WGS84, Datum, Uhrzeit nach UTC sowie Wassertiefe. Die Wassertiefe wurde dabei nicht bezüglich des Pegelstands oder des Versatzes durch die Schleppleine korrigiert. Das kombinierte Videobild wurde auf einem Recorder (JVC DVS1) aufgenommen. Parallel zur Texteinblendung in den Film wurde das NMEA-Signal auf einen Rechner übertragen. Die Biotopstruktur und das identifizierte Epibenthos wurden mit Position, Datum, Uhrzeit und Wassertiefe in einer Datenbank als Standardparameter archiviert. Insgesamt wurden auf der *alpha ventus*-Fläche und im Referenzgebiet pro Kampagne jeweils 10 Videotransekte von jeweils 15 Minuten Dauer aufgenommen (Abb. 1). Die Videos sowie die daraus gewonnenen Informationen sind am IfAÖ archiviert und werden mit Zustimmung des Auftraggebers auf Anfrage zugänglich gemacht.

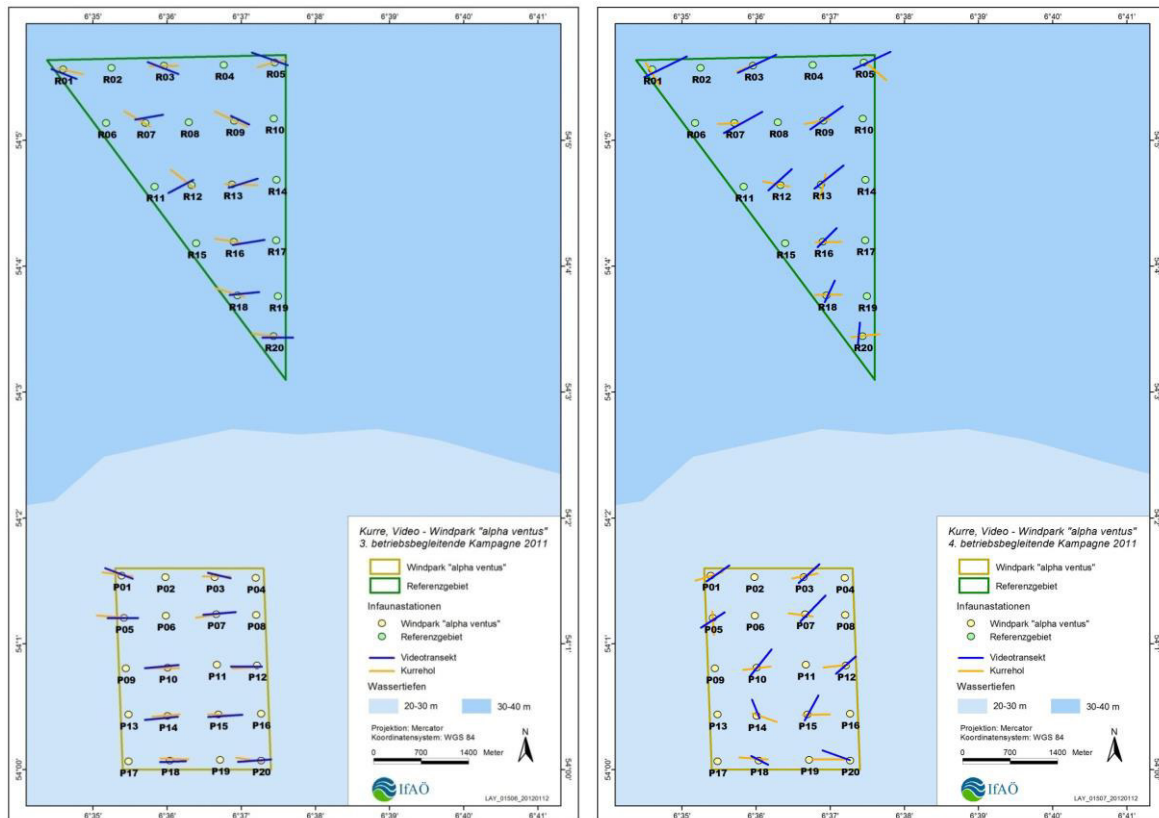


Abbildung 1: Position und Ausrichtung der während des Frühjahrs 2011 (Kampagne 6; links) und des Herbstes 2011 (Kampagne 7; rechts) durchgeführten Video- und Kurrenttransekte im Offshore-Testfeld *alpha ventus* und im Referenzgebiet.

9.1.5. Makrozoobenthos - Epifauna

Zur Erfassung der Epifauna wurde eine Baumkurre mit einer Öffnungsweite von 200×60 cm und einer Maschenweite des Netzes von 10 mm eingesetzt (Abb. 2). Die Beprobung erfolgte stets bei Tageslicht. Die Kurre wurde mit 2 bis 3 kn Geschwindigkeit für 5 Minuten (vom Aufsetzen der Kurre auf dem Grund bis zum Hieven) über Grund geschleppt. Die beprobte Fläche wurde für jeden Hol anhand der Start- und Endkoordinaten der Schleppstriche und der Breite der Kurre errechnet. Der Fang wurde an Bord nach Arten sortiert, gezählt und gewogen. Belegexemplare und vor Ort nicht bestimmbare Arten wurden in Borax-gepuffertem 4 %-igem Formaldehyd fixiert und später im Labor identifiziert. Von großen und häufigen Arten wurde die Biomasse (artspezifische Feuchtgesamtmasse) an Bord mit Federwaagen bestimmt (Genauigkeit: 1 g). Der Einsiedlerkrebs *Pagurus bernhardus* wurde mitsamt Gehäuse gewogen. Die fixierten Individuen wurden jedoch im Labor nach Abtupfen mit Saugpapier mit einer Genauigkeit von 1 mg gewogen. Ebenso wurde bei der Biomassebestimmung der Bivalvia und Gastropoda die Mantelhöhlenflüssigkeit eingeschlossen. Es wurden lediglich Arten berücksichtigt, die mit dem verwendeten Netz repräsentativ erfasst wurden. Kleinere Arten wie Amphipoda und Polychaeta wurden daher bei der Auswertung nicht berücksichtigt. Pro Kampagne wurden 10 Transekte innerhalb von *alpha ventus* und 10 Transekte im Referenzgebiet beprobt (Abb. 1).



Abbildung 2: 2 m-Baumkurre zur Beprobung der benthischen Epifauna (links). Typischer Baumkurrenfang im Offshore-Testfeld *alpha ventus* im Frühjahr (oben rechts) und Herbst (unten rechts) 2011.

9.1.6. Makrozoobenthos - Infauna

Die benthische Infauna wurde gemäß den Richtlinien des International Council for the Exploration of the Sea (ICES) und des StUK3 (BSH, 2007) mit einem van Veen-Bodengreifer (Fläche: 0,1 m², Gewicht: 75 kg; Abb. 3) beprobt. Die Sedimente wurden durch ein Sieb mit einer Maschenweite von 1 mm gespült. Der Siebrückstand wurde in Borax-gepuffertem 4 %-igem Formaldehyd für die Laboranalyse fixiert. Im Labor wurden die Benthosorganismen, wenn möglich, bis auf das Artniveau bestimmt, gezählt und das Feuchtgewicht (Genauigkeit: 1 mg) ermittelt. Dabei wurde die Mantelhöhlenflüssigkeit der Mollusken mit gewogen. Vertreter der Cnidaria und Nemertea konnten infolge starker Körperkontraktion und Fragmentierung der Tiere während der Konservierung nur ansatzweise bestimmt werden. Juvenile Individuen wurden bis zur Art identifiziert, wenn die diagnostischen Merkmale ausreichend ausgeprägt waren. Belegexemplare für die verschiedenen Arten wurden in der Belegsammlung des IfAÖ hinterlegt.

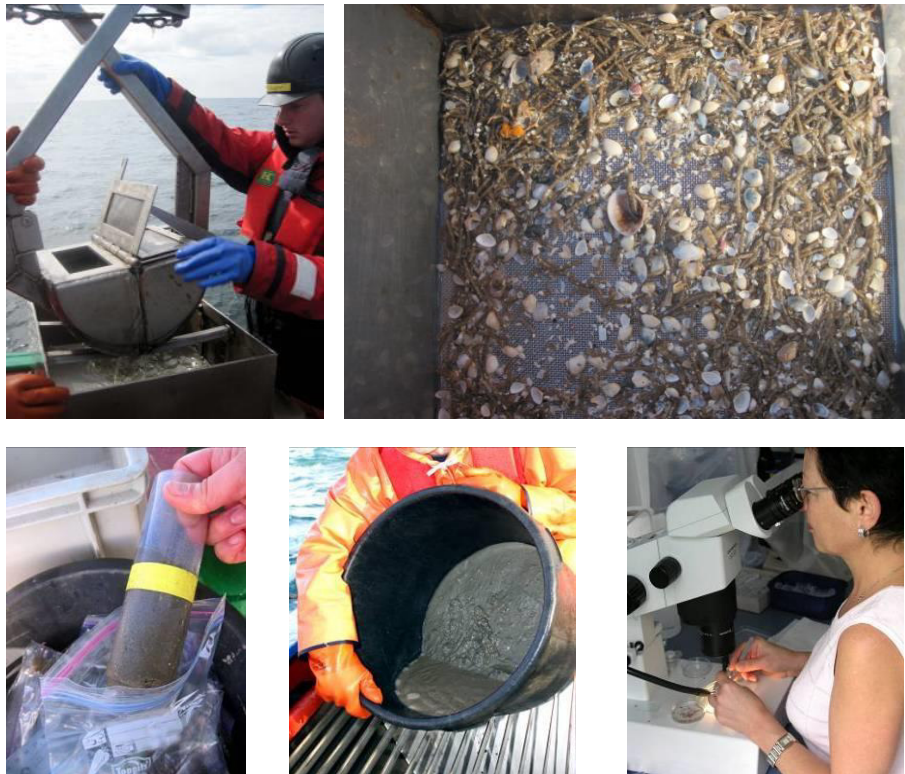


Abbildung 3: van Veen-Bodengreifer zur Erfassung der Infauna (links oben), typischer Siebrest aus dem Herbst 2011 an Bord (rechts oben), Sedimentstecher (links unten), Aufschlammung des Sediments (Mitte unten) und taxonomische Bestimmung der Infaunaorganismen im Labor des IfAÖ, Neu Broderstorf (rechts unten).

Im Testfeld *alpha ventus* und im Referenzgebiet wurden auf jeder von 20 gleichmäßig im jeweiligen Gebiet verteilten Stationen zwei Greiferproben genommen (Abb. 4). Im Rahmen des anlagenorientierten Effektmonitorings wurde die Infauna auf Transekten beprobt, die sich von den Areva Multibrid-OWEA AV7 und AV12 ausgehend in ost-westliche (Hauptströmungsrichtung) bzw. nord-südliche (90°-Winkel zur Hauptströmungsrichtung) Richtung erstreckten. Auf diesen Transekten lagen die Stationen jeweils in 100, 200 und 400 m Entfernung von den OWEA (Abb. 4). Auf jeder Station wurden drei Parallelproben genommen.

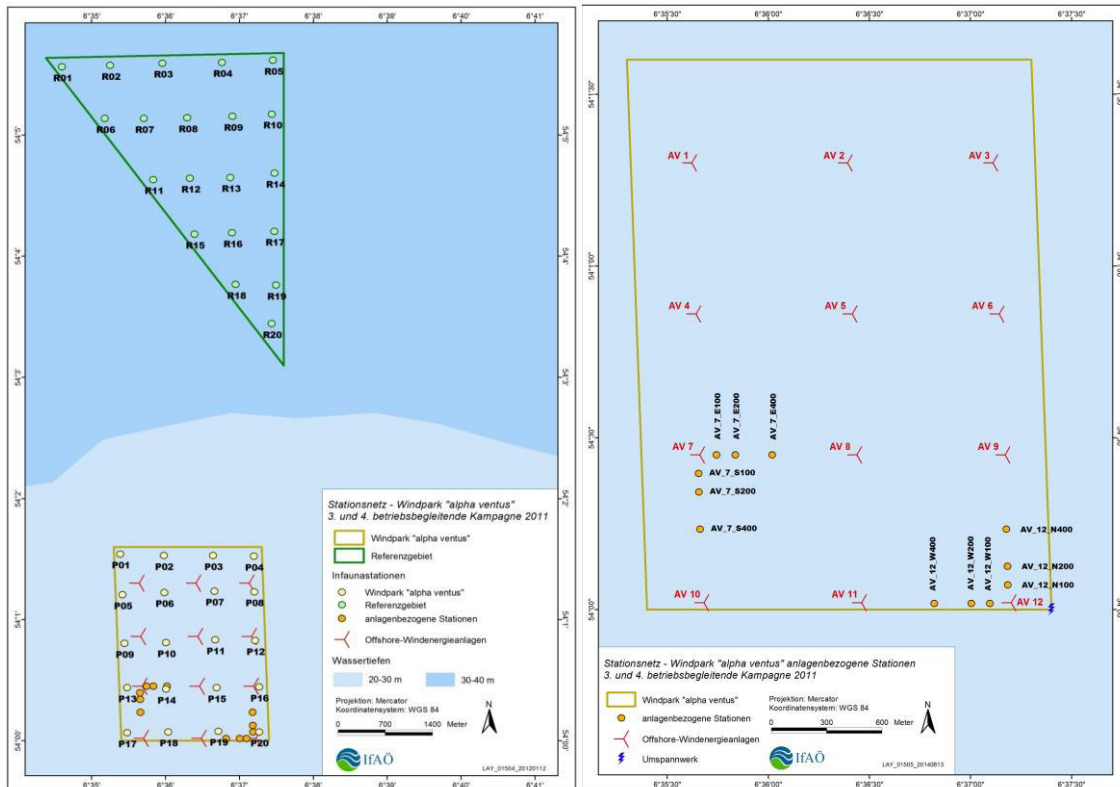


Abbildung 4: Links: Positionen der Stationen für die Beprobung der benthischen Infauna im Testfeld *alpha ventus* und im Referenzgebiet im 2. Betriebsjahr (Kampagnen 6 und 7). Rechts: Positionen der Stationen für die Beprobung der benthischen Infauna im Rahmen des anlagenbezogenen Effektmonitorings im Testfeld *alpha ventus* im 2. Betriebsjahr (Kampagnen 6 und 7).

9.1.7. Untersuchungen des Aufwuchses an der Unterwasserkonstruktion – Quantitative Kratzproben

Die Epifauna an jeweils zwei Tripod- und Jacket-Gründungsstrukturen im Testfeld *alpha ventus* wurde durch Taucher der Firma Datadiving Meeresbiologische Gutachten und Datenerfassung GbR beprobt. Die Tripoden wurden im Jahr 2009 ausgebracht und konnten ab dem Herbst 2009 (Kampagne 3) beprobt werden. Die Jacket-Strukturen wurden später ausgebracht und ab Frühjahr 2010 (Kampagne 4) beprobt. Die Taucharbeiten wurden stets bei Tageslicht und bei Stauwasser durchgeführt. In Wassertiefen von 1, 5 und 10 m wurden jeweils drei quantitative Kratzproben an zufällig gewählten Positionen auf den Konstruktionen genommen. Der Aufwuchs wurde mit Hilfe eines Spachtels jeweils auf einer Fläche von 20 x 20 cm abgekratzt und in einem verschließbaren Netzbeutel (Maschenweite: 1 mm; Abb. 5) aufgefangen. Der Netzinhalt wurde in Borax-gepuffertem 4 %-igem Formaldehyd fixiert. Vor der Fixierung wurden die Anthozoa und Nudibranchia aus den Proben aussortiert. Da diese Tiere dazu neigen, bestimmungsrelevante Merkmale bei der unmittelbaren Fixierung zu kontrahieren, wurden sie zuvor in einem Magnesiumchlorid-Seewassergemisch betäubt. Im Labor wurden die Organismen aus den Kratzproben, wenn möglich, auf das Artniveau bestimmt und die Feuchtbioasse ermittelt (Genauigkeit: 1 mg).



Abbildung 5: Links: Quantitative Beprobung der Epifauna auf der Gründungsstruktur einer Offshore-Windenergieanlage im Taucheinsatz. Rechts: 20 x 20 cm Rahmen mit Netzbeutel und Spachtel.

9.1.8. Untersuchungen des Aufwuchses an der Unterwasserkonstruktion – Digitale Fotodokumentation

Der Aufwuchs auf den Unterwasserkonstruktionen der OWEA wurde ferner anhand digitaler Unterwasserfotografie dokumentiert. Dies erfolgte zeitgleich mit der Entnahme der Kratzproben zur quantitativen Erfassung des Aufwuchses. Die Fotos wurden wie die Kratzproben an zufällig gewählten Stellen in 1, 5 und 10 m Wassertiefe aufgenommen. In jeder der drei Wassertiefen wurden pro Kampagne und OWEA 2 bis 11 Fotos erstellt. Die Fotos wurden mit Hilfe der Software Adobe Photoshop 6.0 (Adobe Systems Inc., CA, USA) ausgewertet. Die in einem definierten Fotoausschnitt (10 x 10 cm) vorkommenden Taxa wurden, sofern möglich, bis auf Artniveau bestimmt. Mit Hilfe des Software-Moduls cellSens Multi-Position Solution von Olympus wurde der prozentuale Bedeckungsgrades der einzelnen Taxa als Anteil des gewählten Bildausschnitts ermittelt.

9.1.9. ROV-Untersuchungen

Die Bodenstruktur und der Aufwuchs an den Auskolkungen und den Fundamenten ausgewählter Tripod-Gründungsstrukturen wurde mit Hilfe einer auf einem ROV (Remotely Operated Vehicle; Abb. 6) montierten Videokamera dokumentiert. Das Video des gesamten ROV-Einsatzes wurde auf einem Festplattenrecorder aufgezeichnet. Die Aufzeichnung wurde im *post processing* ausgewertet. Identifizierte Aufwuchsorganismen wurden mit Position, Datum, Uhrzeit und Wassertiefe als Standardparameter in einer Datenbank archiviert. Die Videoaufnahmen sowie die daraus gewonnenen Informationen sind am IfAÖ archiviert und werden mit Zustimmung des Auftraggebers auf Anfrage zur Verfügung gestellt.



Abbildung 6: Remotely Operated Vehicle (ROV) mit Steuerungskabel an Deck des Forschungsschiffs.

9.1.10. Analyse- und Auswertemethoden

Die Übereinstimmung in der taxonomischen Zusammensetzung der benthischen In- und Epifaunagemeinschaften des *alpha ventus*-Gebiets und des Referenzgebiets wurde jeweils anhand des Sørensen-Indexes berechnet.

Für die folgenden Analysen wurden die Replikate jeder Station pro Kampagne jeweils zum Mittelwert zusammengefasst, um die Variabilität in den Daten zu minimieren. Sedimentcharakteristika und univariate Deskriptoren der benthischen Makrofauna des Testfeldes und des Referenzgebiets wurden anhand Varianzanalyse mit Messwiederholungen mit dem Hauptfaktor „Gebiet“ (*alpha ventus*-Gebiet vs. Referenzgebiet) und dem sequentiellen Faktor „Zeit“ (Kampagnen 1 bis 7) verglichen. Die Daten wurden zuvor mit Levene's Test auf Varianzhomogenität und mit Mauchly's Test auf Sphärizität getestet. Wenn die zum Teil erheblichen Abweichungen von der Varianzhomogenität bzw. Sphärizität nicht mit Transformation der Daten zu beheben waren, wurde das Signifikanzniveau auf $\alpha = 0,001$ angepasst, um die Wahrscheinlichkeit des Typ 1-Fehlers bei der Interpretation der Ergebnisse zu reduzieren. Als signifikant akzeptierte statistische Ergebnisse werden in den Ergebnistabellen entsprechend hervorgehoben. Die Varianzanalyse wurde auf die Anzahl der Taxa, Pielou's Äquität, Shannon-Wiener-Diversität, Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse der benthischen In- und Epifauna angewendet sowie auf den Korngrößenmedian, Schluffanteil und Glühverlust des Sediments. Prozentwerte (Schluffanteil, Glühverlust) wurden zuvor mit dem Arcus-Sinus transformiert.

Die strukturelle Ähnlichkeit der benthischen In- bzw. Epifaunagemeinschaften beider Gebiete (*alpha ventus* vs. Referenzgebiet) in den Jahren 2008 bis 2011 wurde in nMDS-Plots basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger 4. Wurzel-Transformation der Abundanzdaten dargestellt. Die Gemeinschaften beider Gebiete wurden anhand einer 1-faktoriellen Analysis of Similarity (ANOSIM) verglichen, wobei als Hauptfaktor die Kombination aus Gebiet und Jahr definiert wurde, um einen jährlichen Vergleich der beiden Gebiete zu ermöglichen. Strukturelle Unterschiede zwischen den benthischen Gemeinschaften beider Gebiete wurden für die einzelnen Jahre auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$ akzeptiert. Für die benthischen



schen Epifaunagemeinschaften beider Gebiete wurde für jede Kampagne der multivariate Dispersionsindex als Maß für die multivariate Streuung innerhalb der Gruppen ermittelt.

Für die Analyse des anlagenbezogenen Effektmonitorings wurde angenommen, dass die zeitliche Entwicklung univariater Deskriptoren der benthischen Gemeinschaften (Anzahl der Taxa, Pielou's Äquität, Shannon-Wiener-Diversität, Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse) bzw. der Sedimente (Korngrößenmedian, Schluffanteil und Glühverlust) auf den Stationen der anlagenorientierten Transekte und der Fläche des Offshore-Windparks (Daten des StUK-Infamonitorings) miteinander korrelieren, wenn die Nähe zu den OWEA keinen Einfluss ausübt. Eine nicht-signifikante Korrelation und ein niedriger Korrelationskoeffizient wurden als Indiz gewertet, dass die zeitliche Entwicklung der Parameter auf den Transekten anders verläuft als innerhalb der Windparkfläche, was auf einen Effekt der OWEA hinweisen könnte. Die Korrelationsanalyse wurde für alle Abstände des anlagenbezogenen Effektmonitorings (100, 200 und 400 m Abstand) auf den ost-westlich und den nord-südlich ausgerichteten Transekten durchgeführt.

Zur Untersuchung des Aufwuchses auf den Unterwasserstrukturen der OWEA im Testfeld *alpha ventus* wurden pro Kampagne an jeder Struktur und in jeder Wassertiefe (1, 5 und 10 m) zwei Kratzproben genommen, die jeweils zu einem Mittelwert zusammengefasst wurden. Somit standen pro Wassertiefe und Kampagne nur zwei Replikate zur Verfügung, weshalb hier von einer statistischen Analyse abgesehen wurde. Die Ergebnisse aus den Kratzproben wurden graphisch dargestellt und visuell bewertet. Die Ergebnisse von den Tripod- und den Jacket-Strukturen wurden getrennt betrachtet, da beide Gründungstypen zeitlich versetzt ausgebracht wurden.

Die Ergebnisse aus der fotografischen Dokumentation der tiefenspezifischen Entwicklung der Aufwuchsf fauna auf den Gründungsstrukturen wurden anhand von nMDS-Plots basierend auf den taxonspezifischen Bedeckungsgraden dargestellt. Die Daten wurden einer 2-faktoriellen gekreuzten ANOSIM unterzogen mit den Faktoren „Zeit“ (Herbst/Winter 2009 bis Herbst 2011; Kampagne 3 bis 7) und „Wassertiefe“ (1, 5 und 10 m). Unterschiede in der Gemeinschaftsstrukturen wurden auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$ beurteilt.

Die univariaten Analysen wurden mit der Software Statistika Version 7.1 (StatSoft Inc., OK, USA) durchgeführt. Die multivariaten Analysen wurden mit dem Programm Primer v.6 (PRIMER-E Ltd., Ivybridge, UK) durchgeführt.

9.2. AP2: Ermittlung von Veränderungen des Benthos durch Ausweitung des anlagenbezogenen Monitorings

Die Untersuchungen im Rahmen von AP2 erstreckten sich über die Jahre 2008 bis 2011. Die Proben wurden stets im Herbst genommen. Die Voruntersuchung erfolgte im Jahr 2008, die Beprobung der Bauphase im Jahr 2009, während die Proben aus den Jahren 2010 und 2011 den Jahren 1 und 2 der Betriebsphase zugeordnet wurden.

Das anlagenbezogene Effektmonitoring erfolgte auf vier Transekten innerhalb sowie auf vier Referenztransekten außerhalb des *alpha ventus*-Gebiets (Abb. 7). Die Transekte innerhalb des Testfeldes erstreckten sich in west-östlicher Richtung zwischen den Areva Multibrid-Anlagen AV7 und AV8 sowie AV11 und AV12 und in nord-südlicher Richtung zwischen den Anlagen AV7 und AV10 sowie AV9 und AV12. Die west-östlich verlaufenden Transekte er-

streckten sich in der Hauptströmungsrichtung, während die nord-südlich verlaufenden Transekte im rechten Winkel dazu ausgerichtet waren. Auf jedem Transekt innerhalb des Testfeldes befanden sich sieben Stationen in regelmäßigen Abständen von jeweils 100 m. In den Referenzgebieten R1 und R2 erstreckte sich ebenfalls jeweils ein Transekt in west-östliche und eines in nord-südliche Richtung. Auf jedem Referenztransekt befanden sich vier Stationen in Abständen von 100, 300, 500 und 700 m vom Startpunkt des jeweiligen Transekts.

Die Proben wurden vom Forschungsschiff *Heincke* des AWI aus genommen. In jedem Jahr der Untersuchung wurden alle Stationen mit jeweils drei van Veen-Greifern (Fläche: 0,1 m², Siebdeckel, Flaschenzugschließung, Gewicht: 95 kg) beprobt. Die Proben wurden über ein Sieb der Maschenweite 1 mm gesiebt und für die spätere taxonomische Bearbeitung im Labor mit 4 %-igem, Borax-gepuffertem Formaldehyd in Seewasser fixiert. Zusätzlich wurde auf jeder Station eine zusätzliche Greiferprobe für die Beschreibung der Sedimentcharakteristika genommen. Aus dieser wurde mit einem Stechrohr (Durchmesser: 4,5 cm, Eindringtiefe: 6 cm) eine Unterprobe von 95 ml genommen und bei -20°C eingefroren. Die Analyse der Korngrößenverteilung und des organischen Anteils (ermittelt als Glühverlust) erfolgte im Auftrag durch den Projektpartner IfAÖ GmbH.

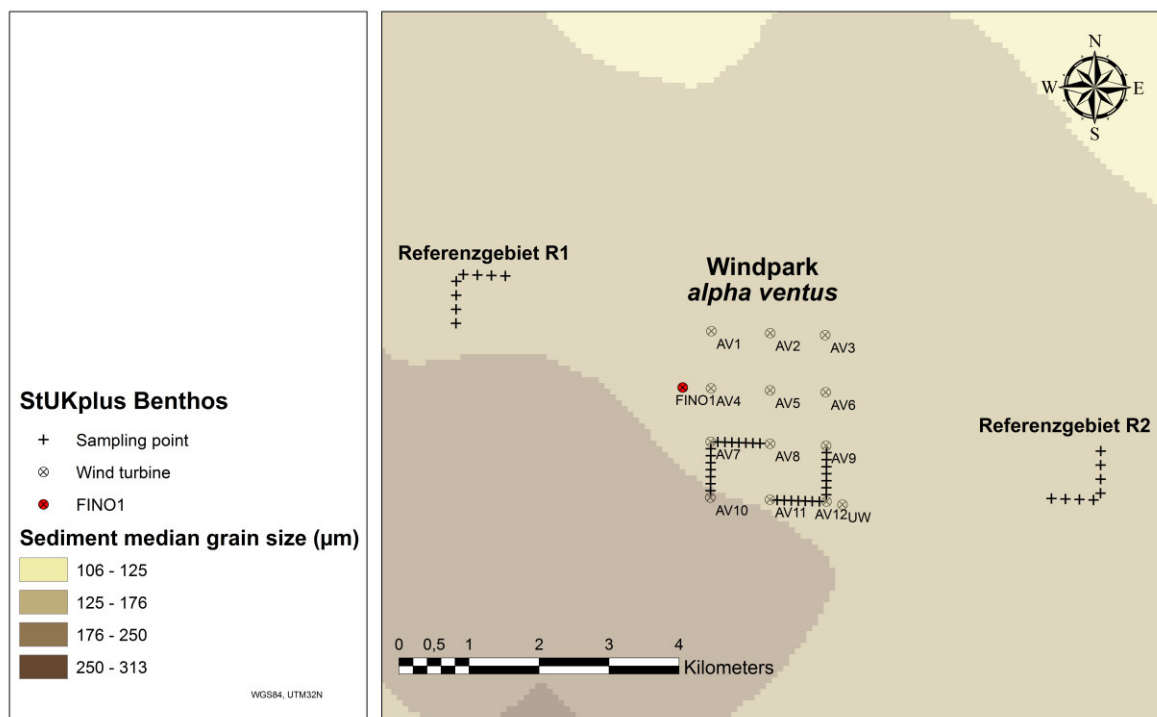


Abbildung 7: Lage der Stationen (sampling points) auf den Transekten innerhalb des Testfeldes *alpha ventus* sowie im westlichen (R1) und im östlichen (R2) Referenzgebiet. Innerhalb der AV-Sicherheitszone: AV1-AV6 = Standorte der REpower-Windenergieanlagen; AV7-AV12 = Standorte der Areva Multibrick-Windenergieanlagen; UW = Umspannwerk.

9.2.1. Analyse- und Auswertemethoden

Die Übereinstimmung in der taxonomischen Zusammensetzung der benthischen Infaunageinschaften des *alpha ventus*-Gebiets und der Referenzgebiete wurde anhand des Sørensen-Indexes berechnet.

Um der kleinräumigen Variabilität der benthischen Gemeinschaften Rechnung zu tragen und die daraus resultierende Variabilität der Daten zu reduzieren, wurde für die Analysen stets der Mittelwert aus den Parallelproben jeder Station verwendet. Dieser Schritt entfiel für die Sedimentcharakteristika, da für diese auf jeder Station nur eine Probe genommen wurde. Jede Station ging zu jedem Zeitpunkt als ein Datenpunkt in die Analysen ein.

Der Einfluss der OWEA auf die Verteilung der Infaunataxa wurde anhand linearer Regression untersucht. Dabei wurde die Abundanz der Arten als Funktion des Abstandes von den OWEA aufgetragen (Abb. 8). Eine signifikant positive Steigung der Regressionsgerade würde dabei auf eine steigende Abundanz eines Taxons mit zunehmender Entfernung von den OWEA hindeuten, während eine negative Steigung eine sinkende Abundanz mit zunehmendem Abstand von den OWEA aufzeigen würde. Die Steigung der Regressionsgerade wurde anhand eines One-Sample-t-Tests auf eine signifikante Abweichung von einer waagerechten Geraden (Steigung = 0) getestet. War die Steigung der Regressionsgerade nicht signifikant $\neq 0$, so wurde die Null-Hypothese, dass die Abundanz der Organismen nicht vom Abstand der OWEA beeinflusst wurde, akzeptiert. Die Regressionsanalyse wurde für alle Taxa durchgeführt, die in mindestens 80 % aller Greiferproben vorhanden waren. Ferner wurde die Regressionsanalyse für die Gesamtzahl der Taxa, die Gesamtabundanz und für die Gesamtbiomasse der Infauna durchgeführt sowie für die Sedimentcharakteristika Korngrößenmedian, Schluffanteil und Glühverlust. Zur Evaluierung des im StUK3 festgeschriebenen anlagenbezogenen Effektmonitorings wurde die Regressionsanalyse vergleichend mit den Daten aus den StUK3-Kampagnen zu denselben Arten und Parametern durchgeführt. Für die Regressionsanalyse wurden ausschließlich die Daten aus der letzten Kampagne des Untersuchungszeitraums im Herbst 2011 (Kampagne 7) verwendet unter der Annahme, dass mögliche Effekte zu diesem Zeitpunkt aufgrund der maximalen Expositionsdauer am deutlichsten ausgeprägt waren.

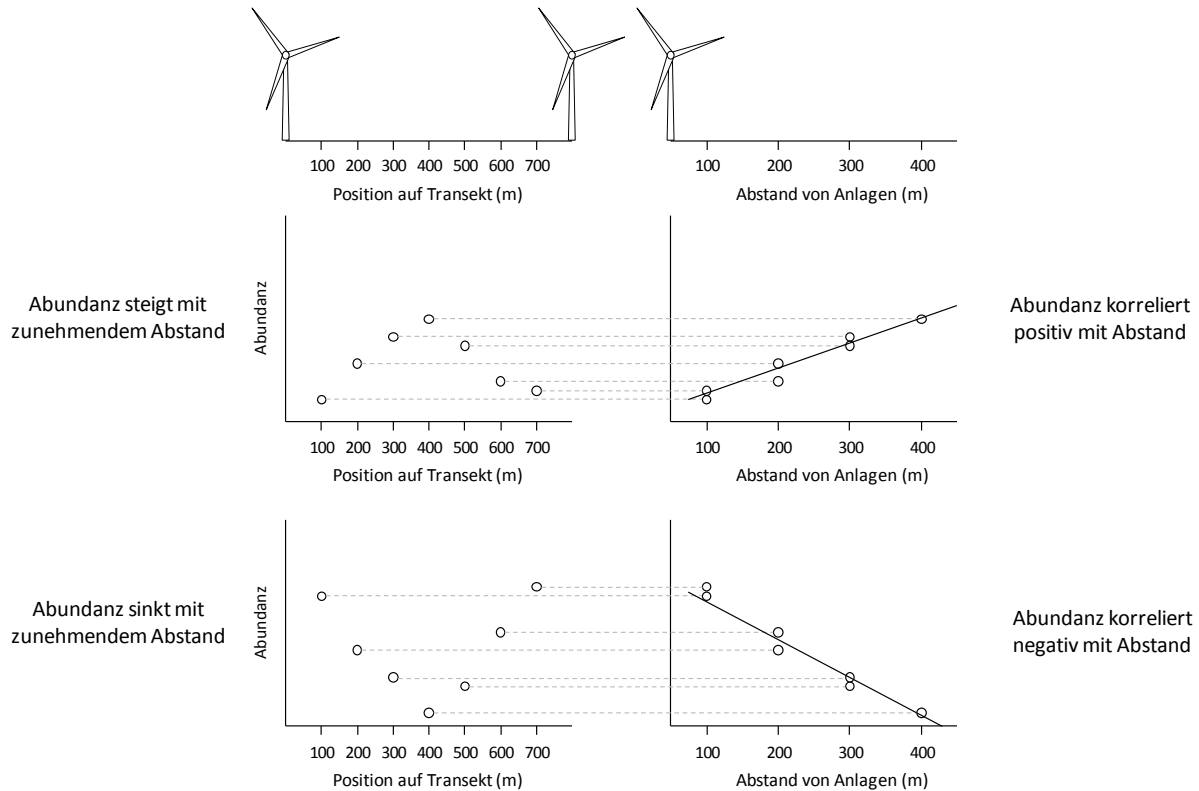


Abbildung 8: Schematische Darstellung des Prinzips der linearen Regression zur Ermittlung der Abhängigkeit der Abundanz ausgewählter Infauna-Taxa von der Entfernung von den OWEA im Testfeld *alpha ventus*. Die Abundanzen wurden im Rahmen des anlagenbezogenen Effektmonitorings ermittelt.

Zur Untersuchung des Auftretens genereller Effekte der OWEA auf das Benthos im *alpha ventus*-Gebiet wurde die räumliche und zeitliche Variabilität der Benthosproben anhand eines allgemeinen linearen Modells analysiert mit dem zufälligen Faktor „Zeit“ (Jahre 2008 bis 2011) und den festen Faktoren „Gebiet“ (*alpha ventus* vs. Referenzgebiete) und „Transekt“ (nord-süd vs. ost-west), wobei der Faktor „Transekt“ in dem Faktor „Gebiet“ genestet war. Da zuvor kein Einfluss des Abstandes von den OWEA auf die Struktur der benthischen Gemeinschaft bzw. auf die Abundanz einzelner Arten belegt werden konnte, wurde jede Station als ein Replikat betrachtet, ungeachtet ihrer Position auf dem jeweiligen Transekt. Das östliche und das westliche Referenzgebiet wurden zu einem Referenzgebiet zusammengefasst und dem Gebiet von *alpha ventus* gegenübergestellt. Vorab wurden die Datensätze anhand Levene's Test auf Varianzhomogenität getestet. Dabei stellte sich heraus, dass die zu vergleichenden Datensätze eine zum Teil erhebliche Varianzheterogenität aufwiesen, die auch durch Transformation der Daten nicht behoben werden konnte. Ferner hatte die unterschiedliche Anzahl an Stationen auf den Transekten des Testfeldes ($N = 2 \times 7 = 14$) und der Referenzgebiete ($N = 2 \times 4 = 8$ Stationen) ein unbalanciertes Design zur Folge. Beide Umstände erhöhen die Wahrscheinlichkeit eines Typ 1-Fehlers bei der Interpretation der Ergebnisse der statistischen Analyse. Um der erhöhten Fehlerwahrscheinlichkeit entgegenzuwirken, wurde das Signifikanzniveau für diese Analysen auf $\alpha = 0,001$ angepasst. Das allgemeine lineare Modell wurde auf die Sedimentcharakteristika Korngrößenmedian, Schluffanteil und Glühverlust angewendet. Die Prozentwerte des Schluffanteils und des Glühverlustes wurden vorab mit dem Arcus-Sinus transformiert. Ferner wurde die Analyse auf folgende Variablen der benthischen Infaunagemeinschaft angewendet: Anzahl der Taxa, Pielou's Äquität,



Shannon-Wiener-Diversität, Gesamtabundanz und Gesamtbio­masse. Die Regressionsana­lyse sowie das allgemeine lineare Modell wurden mit der Software Statistica Version 7.1 (StatSoft Inc. OK, USA) durchge­führt.

Die strukturelle Ähnlichkeit der benthischen Infaunagemeinschaften beider Gebiete (*alpha ventus* vs. Referenzgebiete) in den Jahren 2008 bis 2011 wurde in einem nMDS-Plot basie­rend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger 4. Wurzel-Transformation der Abundanzda­ten dargestellt. Die Gemeinschaften beider Gebiete wurden anhand einer 1-faktoriellen Ana­lysis of Similarity (ANOSIM) verglichen, wobei der Hauptfaktor als die Kombination aus Ge­biet und Jahr definiert wurde, um einen jährlichen Vergleich der beiden Gebiete zu ermögli­chen. Auch hierbei wurde die unterschiedliche Ausrichtung der Transekte sowie die ver­schieden­en Abstände zu den OWEA ignoriert, da zuvor keine Einflüsse des Abstandes zu den OWEA sowie der Ausrichtung der Transekte auf die Sedimentcharakteristika und die benthische Infauna belegt werden konnten. Strukturelle Unterschiede zwischen den Infaunagemeinschaften beider Gebiete wurden für die einzelnen Jahre auf einem Signifikanzni­veau von $\alpha = 0,05$ akzeptiert. Die multivariaten Analysen wurden mit dem Programm Primer v.6 (PRIMER-E Ltd., Ivybridge, UK) durchge­führt.

10. Methodenkritik

Entsprechend den Vorgaben gemäß StUK3 liegt den Untersuchungen dieses Projektes zu den Auswirkungen des Offshore-Windparks *alpha ventus* auf die benthische In- und Epifau­na des Meeresbodens das Before-After-Control-Impact- (BACI) Design nach Green (1979) zugrunde. Das klassische BACI-Design ist bei der Identifizierung von Umwelteffekten jedoch aufgrund eingeschränkter räumlicher und zeitlicher Replizierung nur eingeschränkt verlässl­ich. So umfasst das Benthos-Monitoring nur ein Referenzgebiet und eine einmalige Vorun­tersuchung. Effekte von Störungen werden aus unterschiedlicher zeitlicher Dynamik im Ein­flussgebiet (hier die Fläche von *alpha ventus*) und im Referenzgebiet abgeleitet. Da jedoch nur ein einziges Referenzgebiet betrachtet wird, ist nicht gewährleistet, dass das volle Aus­maß der natürlichen Variabilität erfasst wird. Dadurch steigt die Gefahr, unterschiedliche zeit­liche Variationen in den beiden Gebieten fälschlicherweise als Effekte zu interpretieren, ob­wohl sie möglicherweise nur grundsätzliche Unterschiede zwischen den beiden spezifischen Gebieten repräsentieren. Ferner ist es auf der Basis einer einzigen Voruntersuchung nicht möglich, die grundlegenden Unterschiede in der zeitlichen Variabilität beider Gebiete zu be­urteilen. Hierfür wären wiederholte Beprobungen über eine längere Phase der Voruntersu­chung erforderlich. Erst mit Abschätzung des vollen Ausmaßes der räumlichen und zeitlichen Variabilität außerhalb des Einflussgebietes ist es möglich, eine Variabilität innerhalb des Ein­flussgebietes, die über den Korridor der Hintergrundvariabilität hinausgeht, als Effekt zu identi­fizieren (Underwood 1994). Diese Defizite des StUK3 werden bei dem erweiterten anlagen­bezogenen Effektmonitoring dadurch verringert, dass zwei Referenzgebiete untersucht wur­den. Allerdings weist auch diese Untersuchung nur eine einzige Voruntersuchung auf. Die daraus resultierende Unsicherheit muss bei der Interpretation der Ergebnisse dieser Studie berücksichtigt werden.

11. Ergebnisse

11.1. AP1: Vervollständigung der Zeitreihen während der Betriebsphase

11.1.1. Sedimente

Der durchschnittliche Korngrößenmedian des Sediments war im Testfeld *alpha ventus* höher als im Referenzgebiet (Abb. 9 A, Tab. 4). Dieser Unterschied war besonders zu Beginn der Untersuchungen (2008 bis 2010; Kampagne 1 bis 5) ausgeprägt. Nur im Frühjahr 2011 (Kampagne 6) war der Korngrößenmedian im Referenzgebiet kurzfristig höher als im Testfeld. Diese Variation führte zu unterschiedlicher zeitlicher Variation des Korngrößenmedians in den beiden Gebieten (Interaktion 1. Ordnung; Tab. 4).

Der Schluffanteil des Sediments war im Referenzgebiet stets höher als im Testfeld (Abb. 9 B; Tab. 4). Die zeitliche Variation des Schluffanteils war besonders im Referenzgebiet deutlich ausgeprägt und dort stets höher als im Testfeld, wodurch die zeitliche Entwicklung des Schluffanteils in beiden Gebieten unterschiedlich war (Interaktion 1. Ordnung; Tab. 4).

Der organische Gehalt des Sediments war in beiden Gebieten nicht deutlich unterschiedlich (Abb. 9 C, Tab. 4). Nur während der Voruntersuchung im Jahr 2008 (Kampagne 1) war der Glühverlust im Testfeld höher als im Referenzgebiet. In der Folge war der Glühverlust in den Sedimenten beider Gebiete ähnlich. Im Frühjahr 2011 (Kampagne 6) variierte der Glühverlust zwischen den Sedimentproben des Testfeldes stark. Die höheren Variationen des Glühverlusts im Testfeld führte zu einer zeitlich unterschiedlichen Entwicklung dieses Parameters in den beiden Gebieten (Interaktion 1. Ordnung; Tab. 4).

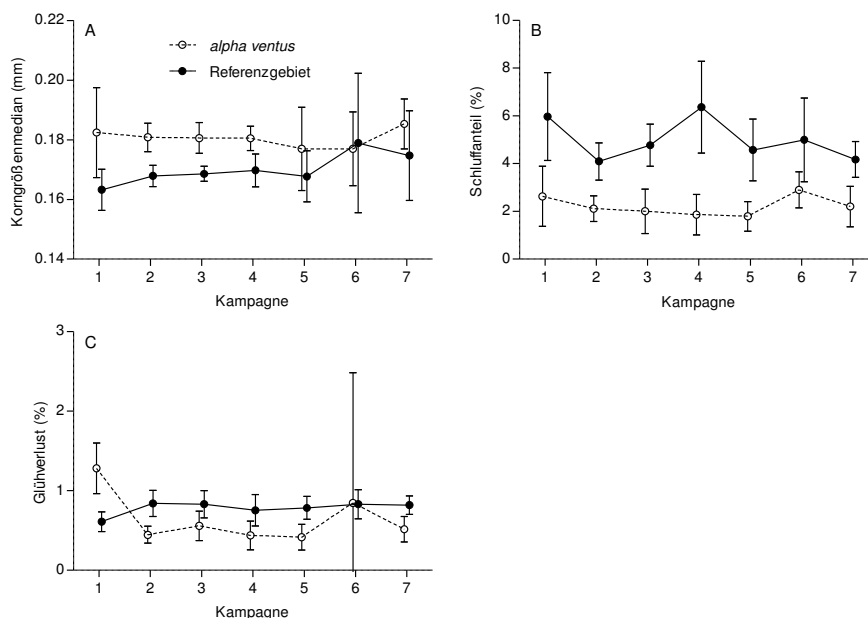


Abbildung 9: Zeitliche Variabilität des (A) Korngrößenmedians, (B) Schluffanteils und (C) des Glühverlusts des Sediments im *alpha ventus*-Gebiet und im Referenzgebiet in den Jahren 2008 bis 2011. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.

Tabelle 4: Ergebnisse der 2-faktoriellen ANOVA zum Vergleich des Korngrößenmedians, Schluffanteils und des Glühverlusts des Sediments des *alpha ventus*-Gebiets und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011. Fett hervorgehobene p-Werte zeigen als signifikant akzeptierte Effekte an.

	FG	F-Wert	p-Wert
<i>Korngrößenmedian</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Gebiet (<i>alpha ventus</i> vs Referenzgebiet)	1	26,34	< 0,001
Faktor 2 (mit Messwiederholungen): Zeit	6	3,38	0,003
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	6	4,45	< 0,001
<i>Schluffanteil</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	1	163,57	< 0,001
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	6	9,85	< 0,001
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	6	8,15	< 0,001
<i>Glühverlust</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	1	5,22	0,028
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	6	3,21	0,005
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	6	6,77	< 0,001

11.1.2. Makrozoobenthos – Epifauna

Insgesamt wurden in dieser Studie 32 Taxa der makrozoobenthischen Epifauna identifiziert. Davon wurden 25 Taxa im Testfeld *alpha ventus* und 29 Taxa im Referenzgebiet gezählt. 21 Taxa kamen in beiden Gebieten vor (Abb. 10). Dies entspricht einem Sørensen-Index und damit einer Übereinstimmung des Arteninventars beider Gebiete von $QS = 0,78$ bzw. 78 %. Die Zusammensetzung der benthischen Epifauna war damit in beiden Gebieten grundsätzlich ähnlich. Den größten Anteil an den Gemeinschaften beider Gebiete hatten die Crustacea gefolgt von den Echinodermata.

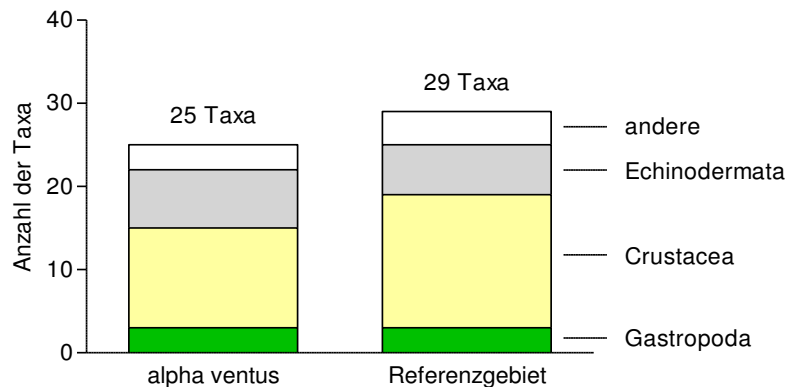


Abbildung 10: Anteile einzelner taxonomischer Großgruppen an der Zusammensetzung der makrozoobenthischen Epifauna des *alpha ventus*-Gebiets und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011.

Die Anzahl der Taxa der benthischen Epifauna war im Referenzgebiet grundsätzlich höher als im Testfeld (Abb. 11 A, Tab. 5). In beiden Gebieten variierte die Anzahl der Taxa signifikant mit der Zeit, wobei die höchste Anzahl der Taxa im Frühjahr 2010 (Kampagne 4) zu verzeichnen war und die geringste im Sommer 2009 (Kampagne 2). Die zeitliche Entwicklung der Anzahl der Taxa war in beiden Gebieten nicht unterschiedlich (keine Interaktion 1. Ordnung; Tab. 5).

Die durchschnittliche Äquität (Evenness) der benthischen Epifauna war im Referenzgebiet während des gesamten Untersuchungszeitraums höher als im Testfeld (Abb. 11 B, Tab. 5). In beiden Gebieten stieg die Äquität von 2008 bis 2011 an. Die zeitliche Variation der Äquität war in beiden Gebieten unterschiedlich (Interaktion 1. Ordnung; Tab. 5). Zum Ende des Untersuchungszeitraums waren die Unterschiede in der Äquität der Epifaunagemeinschaften zunehmend ausgeprägt.

Die Shannon-Wiener-Diversität ist stark von der Äquität abhängig und zeigte daher einen ähnlichen zeitlichen Verlauf mit einem Anstieg von 2008 bis 2011 (Abb. 11 C, Tab. 5). Grundsätzlich war auch die Diversität der Epifauna im Referenzgebiet höher als im Testfeld. Auch die Unterschiede in der Diversität der Epifaunagemeinschaften beider Gebiete stiegen mit zunehmender Dauer der Untersuchungen an, so dass auch hier eine Interaktion der beiden Faktoren „Gebiet“ und „Zeit“ nachgewiesen wurde (Tab. 5).

Die Gesamtabundanz der benthischen Epifauna unterschied sich nicht eindeutig zwischen dem *alpha ventus*-Gebiet und dem Referenzgebiet (Abb. 11 D). Ein p-Wert von 0,008 weist zwar auf eine höhere Gesamtabundanz im Referenzgebiet hin (Tab. 5). Da jedoch das Signifikanzniveau auf $\alpha = 0,001$ angepasst wurde, wird eine unterschiedliche Gesamtabundanz hier nicht als gesichert angenommen. Ebenso konnte eine unterschiedliche Entwicklung der Gesamtabundanz bei $p = 0,004$ nicht sicher bestätigt werden. Die zeitliche Variabilität der Gesamtabundanz war hingegen in beiden Gebieten ausgeprägt (Tab. 5).

Im Durchschnitt war die Gesamtbio­masse der Epifauna im Referenzgebiet höher als im Offshore-Testfeld (Tab. 5). Nur im Herbst 2010 (Kampagne 5) überschritt die Biomasse in *alpha ventus* die im Referenzgebiet (Abb. 11 E), wodurch die zeitliche Entwicklung in beiden

Gebieten signifikant unterschiedlich war (Interaktion 1. Ordnung; Tab. 5). Die zeitliche Variabilität der Gesamtbiomasse der Epifauna war in beiden Gebieten ausgeprägt.

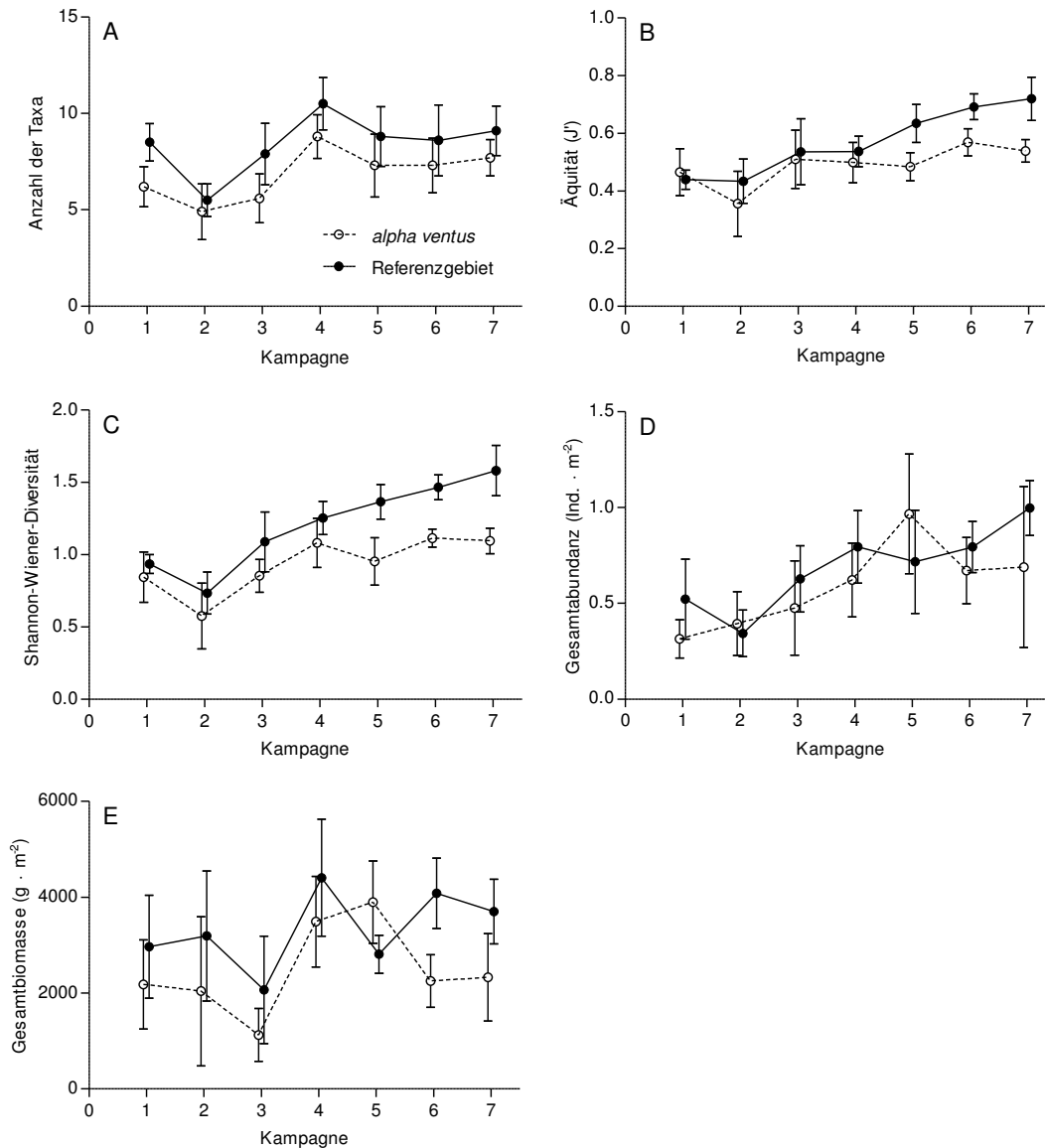


Abbildung 11: Zeitliche Variabilität der durchschnittlichen (± Standardabweichung) (A) Anzahl der Taxa, (B) Pielou's Äquität, (C) Shannon-Wiener-Diversität, (D) Gesamtartabundanz und (E) Gesamtbiomasse der makrozoobenthischen Epifauna im *alpha ventus*-Gebiet und im Referenzgebiet in den Jahren 2008 bis 2011. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.

Tabelle 5: Ergebnisse der 2-faktoriellen ANOVA zum Vergleich der Anzahl der Taxa, Pielou's Äquität, Shannon-Wiener-Diversität, Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse der makrozoobenthischen Epifauna des *alpha ventus*-Gebiets und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011. Fett hervorgehobene p-Werte zeigen als signifikant akzeptierte Effekte an.

	FG	F-Wert	p-Wert
<i>Anzahl der Taxa</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Gebiet (<i>alpha ventus</i> vs Referenzgebiet)	1	40,76	< 0,001
Faktor 2 (mit Messwiederholungen): Zeit	6	22,99	< 0,001
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	6	1,12	0,358
<i>Äquität (J')</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	1	40,24	< 0,001
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	6	28,19	< 0,001
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	6	5,18	< 0,001
<i>Diversität (H')</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	1	110,96	< 0,001
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	6	56,95	< 0,001
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	6	5,16	< 0,001
<i>Gesamtabundanz</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	1	8,96	0,008
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	6	15,89	< 0,001
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	6	3,40	0,004
<i>Gesamtbiomasse</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	1	21,29	< 0,001
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	6	12,03	< 0,001
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	6	4,68	< 0,001

Die benthischen Epifaunagemeinschaften im *alpha ventus*-Gebiet und im Referenzgebiet durchliefen während des Untersuchungszeitraums deutliche strukturelle Veränderungen (Abb. 12). Während der Voruntersuchung im Jahr 2008 (Kampagne 1) waren die Gemeinschaften beider Gebiete strukturell gut voneinander getrennt ($R = 0,79$; Abb. 13). Im Sommer 2009 (Kampagne 2) hingegen war vor allem die Epifaunagemeinschaft des Testfeldes sehr heterogen ($MVDisp = 1,365$; Abb. 12), so dass sie von der Gemeinschaft des Referenzgebiets nicht mehr klar zu trennen war ($R = 0,029$). In der Folgezeit differenzierten sich die Gemeinschaften der beiden Gebiete wieder zunehmend voneinander. Im Herbst 2009 (Kampagne 3) waren die Gemeinschaften leicht getrennt, wiesen aber noch eine starke Überlappung auf ($R = 0,317$). Im Jahr 2010 (Kampagnen 4 und 5) war die Trennung bereits gut bei aber immer noch leichter struktureller Überlappung ($R = 0,578$ bzw. $R = 0,601$). Erst im letz-

ten Jahr der Untersuchung 2011 (Kampagnen 6 und 7) war die strukturelle Trennung der Gemeinschaften beider Gebiete wieder so deutlich ausgeprägt wie zum Zeitpunkt der Voruntersuchung ($R = 0,884$ bzw. $R = 0,779$). Außer im Sommer 2009 waren die strukturellen Unterschiede der Epifaunagemeinschaften beider Gebiete statistisch stets signifikant ($p < 0,05$).

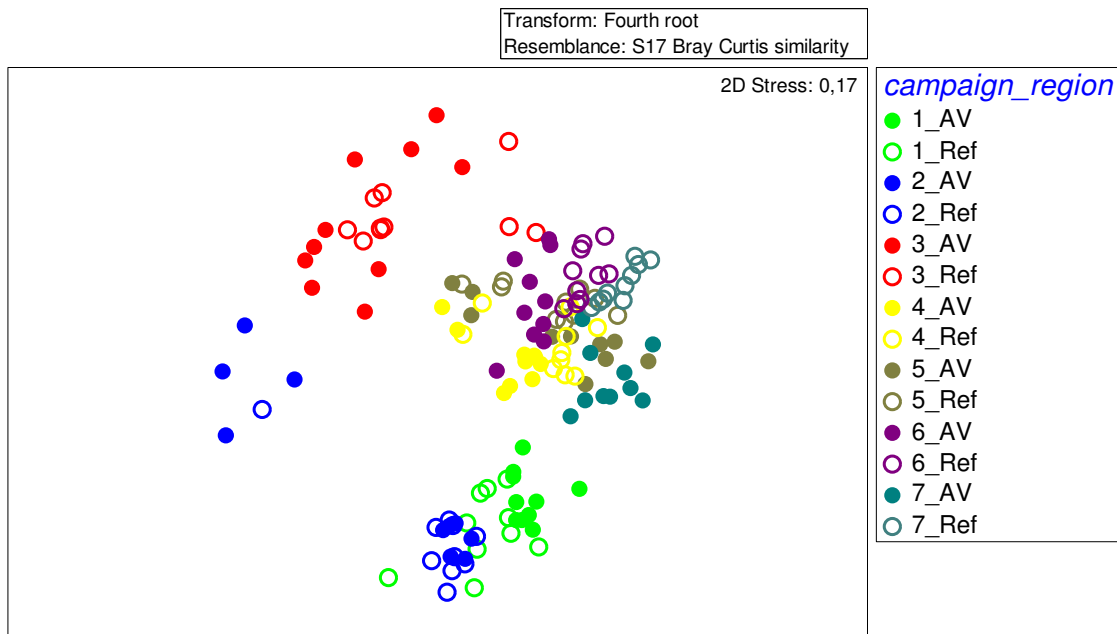


Abbildung 12: nMDS-Plot zur Darstellung der strukturellen Ähnlichkeit der makrozoobenthischen Epifaunagemeinschaften des *alpha ventus*-Gebiets (AV) und des Referenzgebiets (Ref) in den Jahren 2008 bis 2011 basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger 4. Wurzel-Transformation der Abundanzdaten. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.

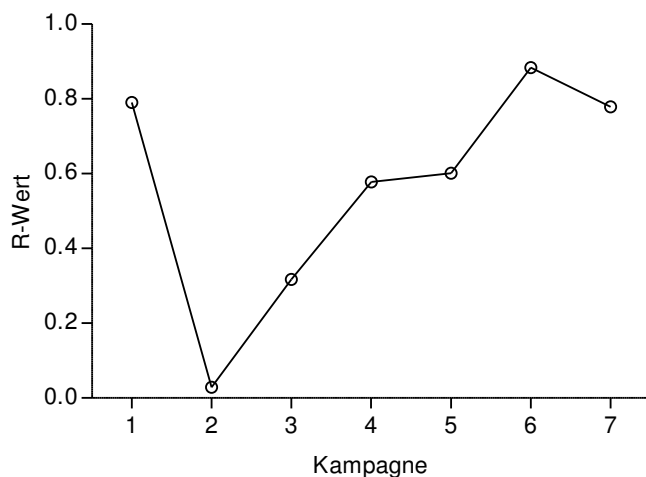


Abbildung 13: Zeitliche Variation des R-Wertes der ANOSIM zum Vergleich der Strukturen der makrozoobenthischen Epifaunagemeinschaften des *alpha ventus*-Gebiets und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.



Die strukturelle Heterogenität der Epifaunagemeinschaft des *alpha ventus*-Gebiets war im Sommer und Herbst 2009 (Kampagnen 2 und 3) am höchsten, bevor die Gemeinschaft in der Folge wieder homogener wurde (Tab. 6). Im Referenzgebiet hingegen war die strukturelle Heterogenität im Frühjahr 2009 (Kampagne 2) noch vergleichsweise niedrig, bevor die Epifaunagemeinschaft auch in diesem Gebiet im Herbst 2009 (Kampagne 3) ihre maximale Heterogenität während gesamten Untersuchungszeitraums erreichte. Im Referenzgebiet wurde die Gemeinschaftsstruktur in den folgenden Jahren 2010 (Kampagnen 4 und 5) und 2011 (Kampagnen 6 und 7) kontinuierlich homogener.

Tabelle 6: Multivariater Dispersionsindex als Maß der strukturellen Heterogenität der makrozoobenthischen Epifaunagemeinschaften des Testfeldes *alpha ventus* und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.

Kampagne	<i>alpha ventus</i>	Referenzgebiet
1	0,841	1,098
2	1,365	0,848
3	1,47	1,259
4	1,005	0,878
5	0,997	0,81
6	1,137	0,75
7	1,025	0,517

11.1.3. Makrozoobenthos – Infauna

Insgesamt wurden in dieser Studie 203 Taxa der makrozoobenthischen Infauna gezählt. Davon kamen 160 Taxa im *alpha ventus*-Gebiet vor, während 169 Taxa im Referenzgebiet auftraten (Abb. 14). 127 dieser Taxa kamen in beiden Gebieten vor, was einer Übereinstimmung der Artenzusammensetzung beider Gebiete und damit einem Sørensen-Index von 77 % bzw. QS = 0,77 entsprach. Den größten Anteil an den Gemeinschaften hatten in beiden Gebieten die Polychaeta gefolgt von den Amphipoda und den Bivalvia.

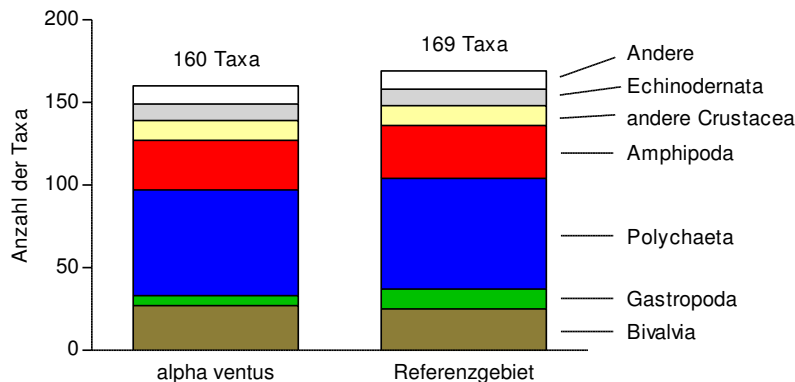


Abbildung 14: Anteile einzelner taxonomischer Großgruppen an der Zusammensetzung der makrozoobenthischen Infauna des *alpha ventus*-Gebiets und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011.

Die durchschnittliche Anzahl der Taxa der benthischen Infauna war im Referenzgebiet höher als im Testfeld (Abb. 15 A, Tab. 7). Die zeitliche Variation der Anzahl der Taxa war insgesamt deutlich ausgeprägt. In beiden Gebieten war die Anzahl der Taxa zum Zeitpunkt der Voruntersuchung im Frühjahr 2008 (Kampagne 1) sowie im Herbst/Winter 2009/10 (Kampagne 5) und Frühjahr 2010 (Kampagne 6) am niedrigsten. Die höchste Anzahl der Taxa war in beiden Gebieten im Herbst 2011 (Kampagne 7) zu verzeichnen. Aufgrund vorübergehender saisonaler Unterschiede in der Anzahl der Taxa war die zeitliche Entwicklung in beiden Gebieten unterschiedlich (Interaktion 1. Ordnung, Tab. 7).

Die Äquität der benthischen Infauna war in beiden Gebieten nicht unterschiedlich (Abb. 15 B, Tab. 7), während die zeitliche Variation dieses Parameters deutlich ausgeprägt war. Zu Beginn der Untersuchungen (Kampagnen 1 und 2) war die Äquität der Infaunagemeinschaft im Referenzgebiet höher als im Testfeld. In der Folgezeit war die Äquität in beiden Gebieten nahezu identisch, bevor die Äquität der Infaunagemeinschaft des *alpha ventus*-Gebiets im Herbst 2011 (Kampagne 7) die der Gemeinschaft des Referenzgebiets leicht überstieg. Die unterschiedlichen zeitlichen Verläufe der Äquität in den beiden Gebieten wird statistisch durch eine signifikante Interaktion der Faktoren „Gebiet“ und „Zeit“ belegt (Tab. 7). Der zeitliche Verlauf der Shannon-Wiener-Diversität der benthischen Infauna war dem der Äquität ähnlich (Abb. 15 C). Im Unterschied zur Äquität war die durchschnittliche Diversität der Infaunagemeinschaft des Referenzgebiets jedoch höher als die des Testfeldes (Tab. 7).

Die durchschnittliche Gesamtabundanz der benthischen Infauna beider Gebiete war nicht zu unterscheiden (Abb. 15 D; Tab. 7). Die Abundanz zeigte in beiden Gebieten deutliche zeitliche Fluktuationen. In beiden Gebieten war die Abundanz im Sommer 2009 (Kampagne 2) und im Herbst 2011 (Kampagne 7) am höchsten. Zu diesen Zeitpunkten waren auch die Unterschiede in der Infaunaabundanz beider Gebiete am größten, was zu unterschiedlicher zeitlicher Variation der Abundanz in beiden Gebieten führte (Interaktion 1. Ordnung; Tab. 7).

Die durchschnittliche Gesamtbioasse war im Referenzgebiet höher als im Offshore-Testfeld (Abb. 15 E, Tab. 7). Die zeitliche Variation der Biomasse war im Referenzgebiet stärker ausgeprägt als im Bereich von *alpha ventus*. Dabei war auffällig, dass die Biomasse vor allem in den Frühjahren der Jahre 2010 (Kampagne 4) und 2011 (Kampagne 6) im Refe-

renzgebiet deutlich anstieg, während die jährlichen Frühjahrsmaxima im *alpha ventus*-Gebiet deutlich schwächer ausgeprägt waren. Dies führte zu statistisch signifikanten zeitlichen Schwankungen der durchschnittlichen Gesamtbiomasse aber auch zu einer unterschiedlichen zeitlichen Entwicklung der Infaunabiomasse in den beiden Gebieten (Interaktion 1. Ordnung; Tab. 7).

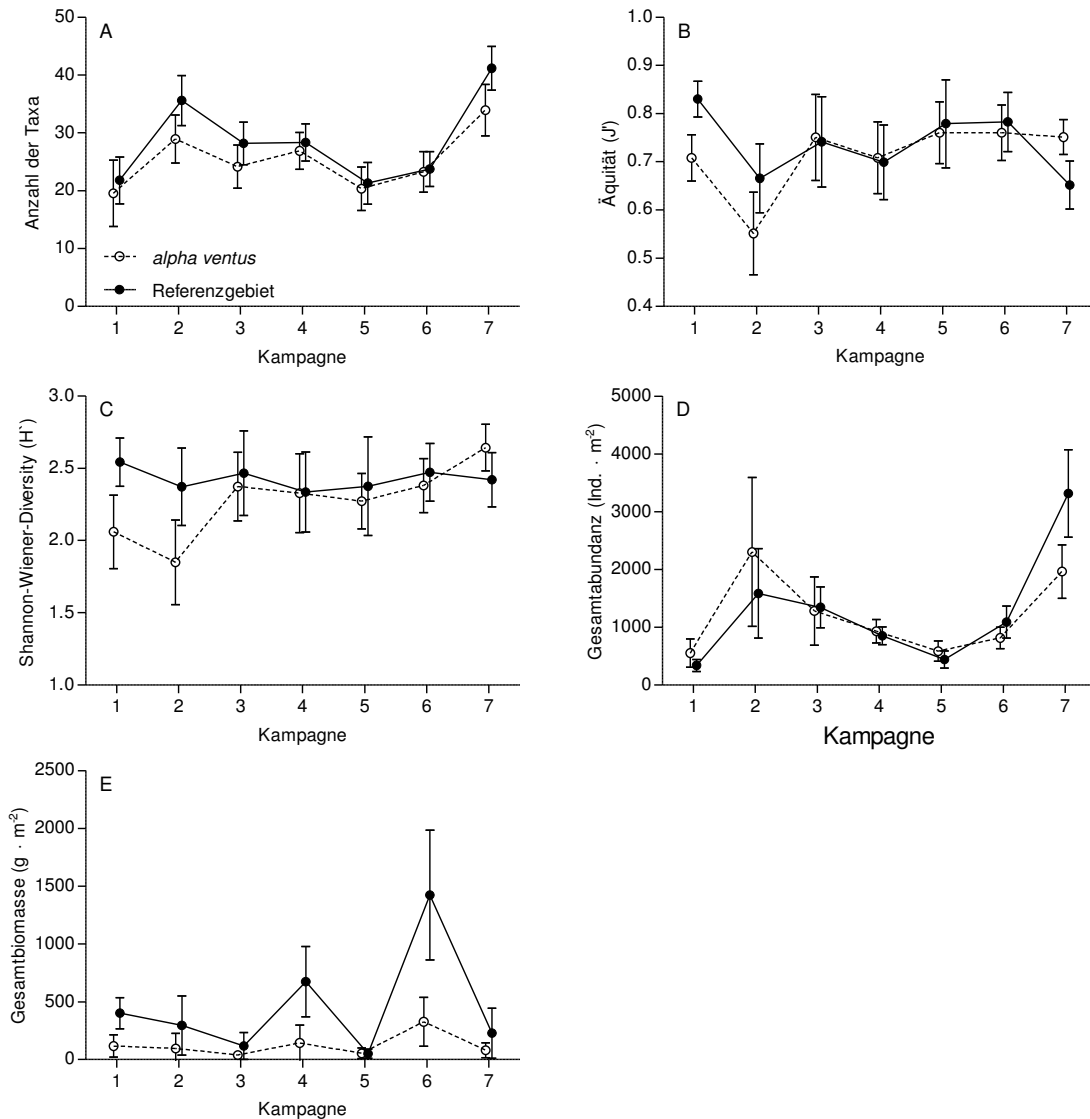


Abbildung 15: Zeitliche Variabilität der durchschnittlichen (\pm Standardabweichung) (A) Anzahl der Taxa, (B) Pielou's Äquität, (C) Shannon-Wiener-Diversität, (D) Gesamtartbandanzahl und (E) Gesamtbiomasse der makro-zoobenthischen Infauna im *alpha ventus*-Gebiet und im Referenzgebiet in den Jahren 2008 bis 2011. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.



Tabelle 7: Ergebnisse der 2-faktoriellen ANOVA zum Vergleich der Anzahl der Taxa, Pielou's Äquität, Shannon-Wiener-Diversität, Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse der makrozoobenthischen Infauna des *alpha ventus*-Gebiets und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011.

	FG	F-Wert	p-Wert
<i>Anzahl der Taxa</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Gebiet (<i>alpha ventus</i> vs Referenzgebiet)	1	26,92	< 0,001
Faktor 2 (mit Messwiederholungen): Zeit	6	115,92	< 0,001
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	6	5,68	< 0,001
<i>Äquität (J')</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	1	3,74	0,061
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	6	34,96	< 0,001
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	6	14,59	< 0,001
<i>Diversität (H')</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	1	16,47	< 0,001
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	6	13,21	< 0,001
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	6	13,26	< 0,001
<i>Gesamtabundanz</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	1	104,77	< 0,001
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	6	0,90	0,349
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	6	16,77	< 0,001
<i>Gesamtbiomasse</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	1	119,41	< 0,001
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	6	73,87	< 0,001
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	6	32,44	< 0,001

Die Äquität und damit auch die Shannon-Wiener-Diversität der benthischen Infauna waren zu Beginn der Untersuchung im *alpha ventus*-Gebiet deutlich niedriger als im Referenzgebiet, bevor sich die Gemeinschaften beider Gebiete hinsichtlich dieser Parameter in der Folgezeit angleichen. Im gleichen Zeitraum sank auch die Gesamtabundanz der Infauna im Testfeld auf das Niveau des Referenzgebiets. Diese parallelen Entwicklungen deuten darauf hin, dass in diesem Zeitraum die Abundanz einer oder weniger sehr dominanter Arten, die im

Referenzgebiet nicht im gleichen Maße dominant waren, im *alpha ventus*-Gebiet deutlich zurückgegangen ist.

Eine sehr abundante Art im *alpha ventus*-Gebiet war zu Beginn der Untersuchung der Polychaet *Spiophanes bombyx* (Abb. 16). Die Gesamtabundanz der Infauna des Testfeldes war maßgeblich durch die hohe Abundanz dieser Art bestimmt und folgte ihrer zeitlichen Entwicklung. Die Unterschiede in der Äquität, der Diversität und der Gesamtabundanz der Infauna zwischen den beiden Gebieten können also weitgehend durch die Abundanz dieser einen Art erklärt werden. Ebenso werden die unterschiedlichen zeitlichen Entwicklungen der Gesamtbio­masse der beiden Gebiete maßgeblich durch den zeitlichen Verlauf der Biomasse des Seeigels *Echinocardium cordatum* erklärt. Die Biomasse dieser Art zeigte den für das Referenzgebiet deutlichen Anstieg in den Frühjahren 2010 (Kampagne 4) und 2011 (Kampagne 6) sowie die deutlich geringen Schwankungen im *alpha ventus*-Gebiet (Abb. 16).

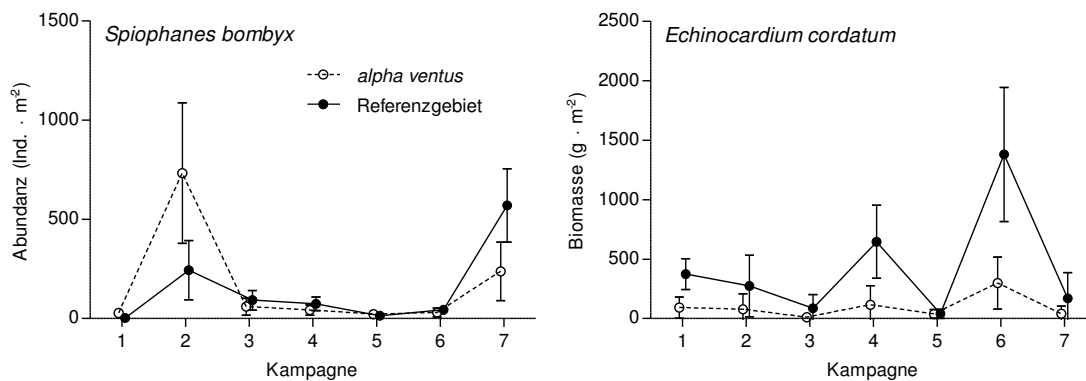


Abbildung 16: Zeitliche Variabilität der Abundanz des Polychaeten *Spiophanes bombyx* (links) und der Biomasse des Seeigels *Echinocardium cordatum* (rechts) im *alpha ventus*-Gebiet und im Referenzgebiet in den Jahren 2008 bis 2011. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.

Die Strukturen der benthischen Infaunagemeinschaften des Referenzgebiets und des *alpha ventus*-Gebiets veränderten sich während des Untersuchungszeitraums deutlich zwischen den Untersuchungskampagnen (Abb. 17). Dabei waren die Gemeinschaften beider Gebiete stets deutlich voneinander abgrenzbar mit geringfügig variierender struktureller Überlappung (Tab. 8). Die Trennung der Gemeinschaften beider Gebiete war während der Voruntersuchung im Frühjahr 2008 (Kampagne 1) am schwächsten und im Frühjahr sowie im Herbst 2009 (Kampagne 3) am deutlichsten ausgeprägt. Die strukturellen Unterschiede waren statistisch stets signifikant (ANOSIM: $p < 0,05$).

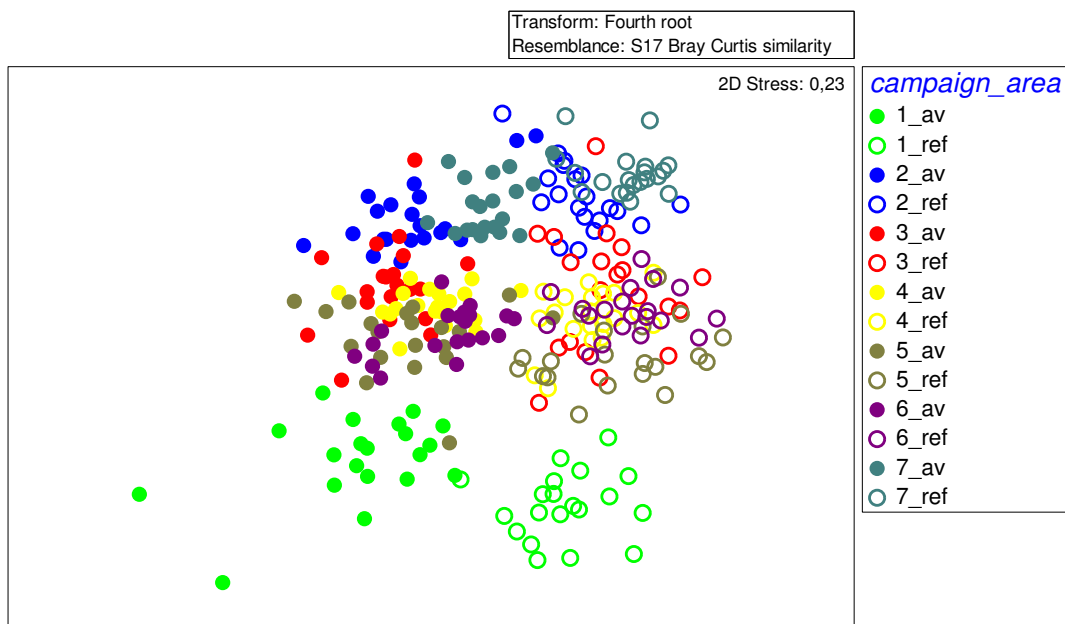


Abbildung 17: nMDS-Plot zur Darstellung der strukturellen Ähnlichkeit der makrozoobenthischen Infaunagemeinschaften des *alpha ventus*-Gebiets (av) und des Referenzgebiets (ref) in den Jahren 2008 bis 2011 basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit nach vorheriger 4. Wurzel-Transformation der Abundanzdaten. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.

Tabelle 8: Zeitliche Variation des R-Wertes der ANOSIM zum Vergleich der Strukturen der makrozoobenthischen Infaunagemeinschaften des *alpha ventus*-Gebiets und des Referenzgebiets in den Jahren 2008 bis 2011. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011

Kampagne	R-Wert
1	0,704
2	0,821
3	0,907
4	0,874
5	0,725
6	0,872
7	0,792

11.1.4. Anlagenbezogenes Effektmonitoring – Sedimente

Die zeitliche Korrelation der Sedimentcharakteristika auf den anlagenbezogenen Transekten und im Bereich von *alpha ventus* war generell schwach (Tab. 9), auch weil die Variationen der Parameter vor allem in der Fläche des Offshore-Windparks grundsätzlich gering waren (Abb. 18). Scheinbar deutliche Abweichungen von der Dynamik in der Windparkfläche kamen meist durch einzelne außergewöhnliche Werte zustande (siehe z.B. Verlauf des

Glühverlusts in 100 m Abstand von den OWEA auf den ost-westlich ausgerichteten Transekten) und waren stets nur vorübergehend. Die Variationen der Sedimentparameter lagen meist innerhalb der Variation des entsprechenden Parameters in der Windparkfläche. Eine statistisch signifikante zeitliche Korrelation konnte für den Schluffanteil des Sediments in der Fläche des Windparks und in 100 m Abstand von den OWEA auf den ost-westlich orientierten Transekten bestätigt werden (Tab. 9).

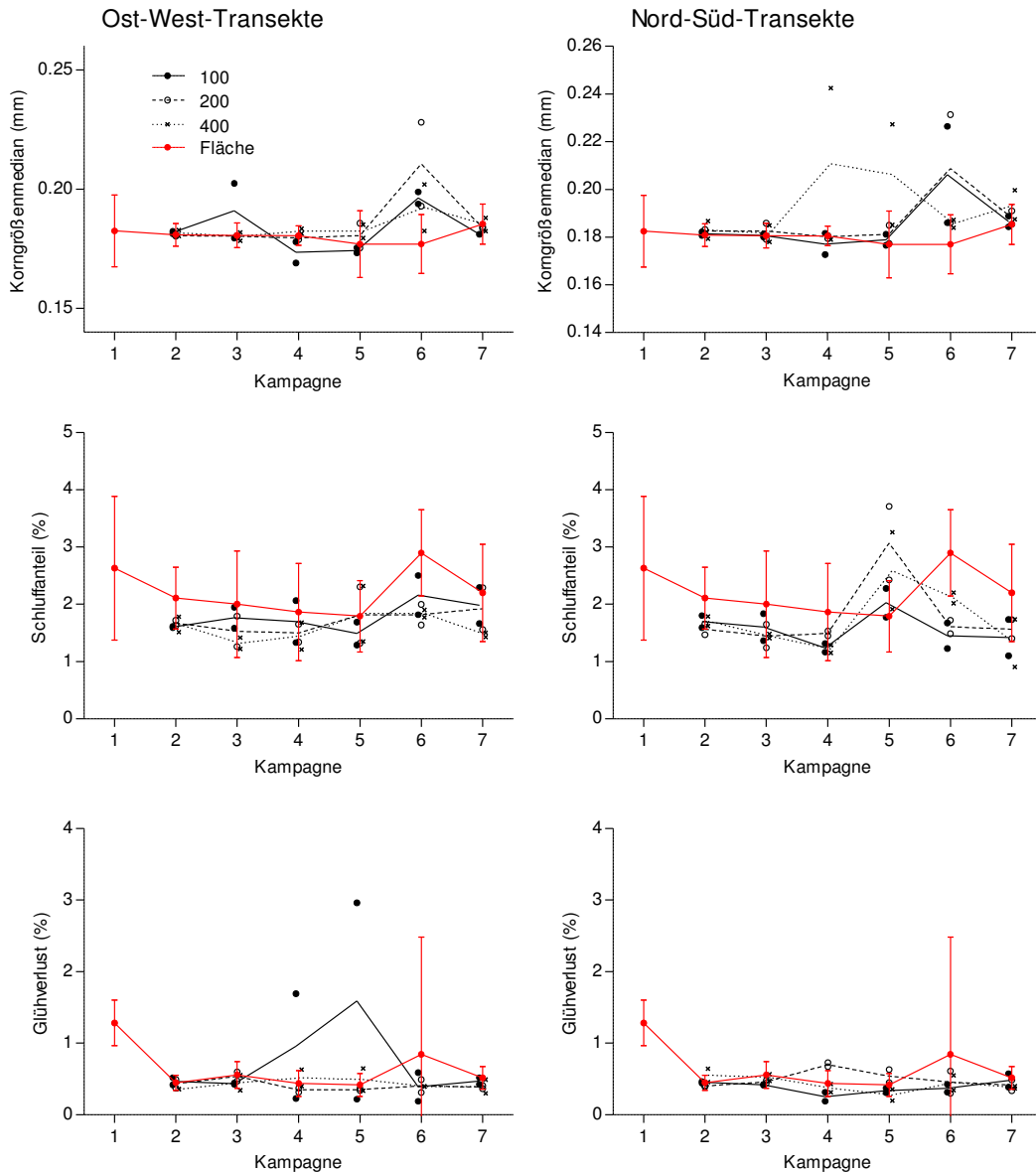


Abbildung 18: Anlagenbezogenes Effektmonitoring: zeitliche Variabilität des Korngrößenmedians, Schluffanteils und des Glühverlusts des Sediments in unterschiedlichen Abständen (100, 200 und 400 m) zu den Gründungsstrukturen der OWEA AV7 und AV12 des Testfeldes *alpha ventus*-Gebiet in den Jahren 2008 bis 2011. Das Sediment wurde auf ost-westlich (links) und nord-südlich (rechts) ausgerichteten Transekten beprobt. Zum Vergleich ist die zeitliche Entwicklung des jeweiligen Parameters (Mittelwert \pm Standardabweichung) in der gesamten Fläche des Windparks dargestellt. Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011

Tabelle 9: Ergebnisse der Korrelationsanalyse zur Untersuchung der Übereinstimmung der zeitlichen Variation des Korngrößenmedians, Schluffanteils und es Glühverlusts des Sediments auf den anlagenbezogenen Transekten und in der Fläche des Windparks *alpha ventus* (Daten aus Infaunamonitoring gemäß StUK3) in den Jahren 2008 bis 2011. Fett hervorgehobene p-Werte zeigen als signifikant akzeptierte Effekte an.

Abstand von Anlage (m)	Ost-West-Transekte		Nord-Süd-Transekte	
	R ²	p-Wert	R ²	p-Wert
Korngrößenmedian				
100	0,03	0,737	0,08	0,590
200	0,18	0,404	0,09	0,558
400	0,07	0,602	0,01	0,833
Schluffanteil				
100	0,76	0,023	0,10	0,532
200	0,18	0,408	0,14	0,474
400	0,16	0,438	0,02	0,793
Glühverlust				
100	0,30	0,260	0,01	0,851
200	0,05	0,677	0,10	0,536
400	0,15	0,451	0,07	0,612

11.1.5. Anlagenbezogenes Effektmonitoring – Infauna

In den Jahren 2008 bis 2011 glich die zeitliche Entwicklung der Anzahl der Taxa der benthischen Infauna auf den Transekten des anlagenbezogenen Effektmonitorings der Entwicklung in der Fläche des Testfeldes *alpha ventus* (Abb. 19 A & B). Dies galt für die ost-westlich wie für die nord-südlich ausgerichteten Transekte. Eine zeitliche Korrelation der Anzahl der Taxa der anlagenorientierten Transekte und der Fläche des Offshore-Windparks konnte jedoch nur in Abständen von 100 und 400 m von den OWEA in ost-westlicher Richtung bestätigt werden (Tab. 10).

Die Gesamtabundanz der Infauna schien in der Fläche des Offshore-Windparks insgesamt etwas höher gewesen zu sein als auf den anlagenorientierten Transekten, wobei die zeitliche Entwicklung der Gesamtabundanz auf den Transekten und in der Fläche ähnlich war (Abb. 19 C & D). Auch für die Gesamtabundanz konnte eine Korrelation zwischen den Transektstationen und der Windparkfläche nur für wenige Stationen bestätigt werden. Lediglich in 100 und 200 m Abstand von den OWEA in ost-westlicher Richtung sowie in 100 m Abstand in nord-südlicher Richtung war die Korrelation signifikant (Tab. 10). Eine deutliche Abweichung von der Entwicklung in der Windparkfläche war auf den nord-südlichen Transekten in 200 m Abstand von den OWEA zu erkennen. Hier wurde die zeitliche Variabilität der Abundanz nur zu rund 35 % durch die Entwicklung der Abundanz in der Windparkfläche erklärt.



Wie auch in der Fläche des Offshore-Windparks variierte die Äquität der Infaunagemeinschaft auf den anlagenbezogenen Transekten zu Beginn der Untersuchungen (Kampagnen 2 und 3) vergleichsweise stark, bevor die zeitlichen Schwankungen zumindest auf den ost-westlichen Transekten geringer wurden (Abb. 19 E & F). Auf diesen Transekten korrelierte die zeitliche Entwicklung der Äquität in 200 und 400 m Abstand von den OWEA mit der in der Windparkfläche, nicht jedoch in 100 m Abstand von den OWEA (Tab. 10). Auf den nord-südlich ausgerichteten Transekten war die zeitliche Variabilität in 200 und 400 m Abstand von den OWEA stärker als in der Windparkfläche, weshalb hier keine zeitliche Korrelation bestätigt werden konnte. Die Variabilität in der Windparkfläche erklärte auf diesen Stationen nur 32 % bzw. 1 % der Variabilität auf den Transekten.

Wie die Äquität war auch der zeitliche Verlauf der Shannon-Wiener-Diversität auf den ost-westlich ausgerichteten anlagenbezogenen Transekten und in der Windparkfläche sehr ähnlich, so dass eine zeitliche Korrelationen für die Abstände von 200 und 400 m von den OWEA auf diesen Transekten bestätigt werden konnten (Abb. 19 G & H; Tab. 10). Auch die zeitliche Variabilität der Diversität war auf den nord-südlich ausgerichteten Transekten stärker als in der Fläche des Offshore-Windparks, so dass die Variabilität in der Fläche hier nur jeweils 24 % bzw. weniger als 1 % der Variabilität in Abständen von 200 und 400 m von den OWEA erklärte.

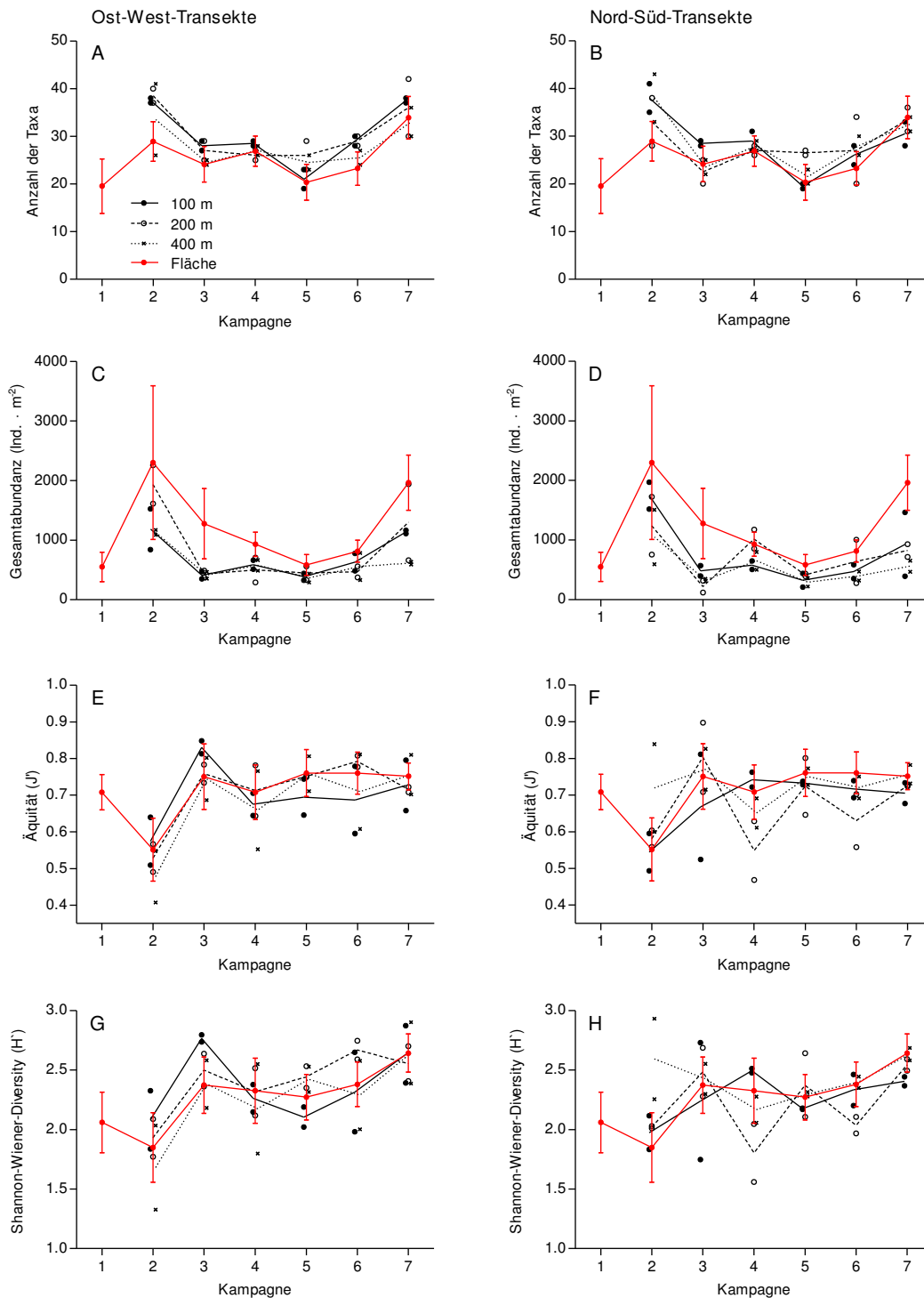


Abbildung 19: Anlagenbezogenes Effektmonitoring: zeitliche Variabilität der Anzahl der Taxa, Gesamtabundanz, Pielou's Äquität und der Shannon-Wiener-Diversität der makrozoobenthischen Infauna in unterschiedlichen Abständen (100, 200 und 400 m) zu den Gründungsstrukturen der OWEA AV7 und AV12 des Testfeldes *alpha ventus*-Gebiet in den Jahren 2008 bis 2011. Die Infauna wurde auf ost-westlich (links) und nord-südlich (rechts) ausgerichteten Transekten beprobt. Zum Vergleich ist die zeitliche Entwicklung des jeweiligen Parameters (Mittelwert \pm Standardabweichung) in der gesamten Fläche des Windparks dargestellt (Daten aus StUK Infaunamonitoring). Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.



Tabelle 10: Ergebnisse der Korrelationsanalyse zur Untersuchung der Übereinstimmung der zeitlichen Variation der Anzahl der Taxa, der Äquität, der Shannon-Wiener-Diversität und der Gesamtabundanz der makrozoobenthischen Infauna auf den anlagenbezogenen Transekten und in der Fläche des Windparks *alpha ventus* in den Jahren 2008 bis 2011. Fett hervorgehobene p-Werte zeigen als signifikant akzeptierte Effekte an.

Abstand von Anlage (m)	Ost-West-Transekte		Nord-Süd-Transekte	
	R ²	p-Wert	R ²	p-Wert
Anzahl der Taxa				
100	0,82	0,014	0,50	0,118
200	0,58	0,081	0,60	0,071
400	0,78	0,020	0,58	0,081
Äquität				
100	0,57	0,085	0,77	0,022
200	0,94	0,001	0,32	0,239
400	0,96	0,001	0,01	0,567
Diversität				
100	0,48	0,130	0,64	0,055
200	0,75	0,025	0,24	0,319
400	0,89	0,005	< 0,01	0,934
Gesamtabundanz				
100	0,81	0,015	0,82	0,013
200	0,86	0,007	0,34	0,228
400	0,63	0,059	0,58	0,079
Gesamtbiomasse				
100	0,90	0,004	0,24	0,319
200	0,77	0,022	0,90	0,004
400	0,85	0,009	0,53	0,102

Die zeitliche Entwicklung der Gesamtbiomasse der benthischen Infauna verlief auf den ost-westlich ausgerichteten anlagenorientierten Transekten wie in der Fläche des Offshore-Windparks, so dass für alle Abstände eine zeitliche Korrelation bestätigt werden konnte (Abb. 20, Tab. 10). Auf den nord-südlich ausgerichteten anlageorientierten Transekten wich die zeitliche Entwicklung der Gesamtbiomasse vor allem in 100 m Abstand von den OWEA von der Entwicklung in der Windparkfläche ab. Für diese Transekte erklärte die Variabilität in der Windparkfläche nur 24 % der Variabilität auf den Stationen.

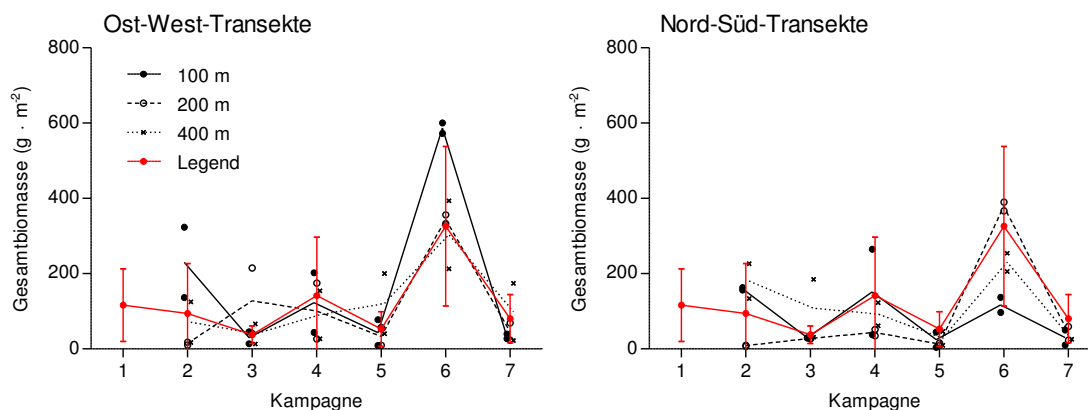


Abbildung 20: Anlagenbezogenes Effektmonitoring: zeitliche Variabilität der Gesamtbiomasse der makrozoobenthischen Infauna in unterschiedlichen Abständen (100, 200 und 400 m) zu den Gründungsstrukturen der OWEA AV7 und AV12 des Testfeldes *alpha ventus* in den Jahren 2008 bis 2011. Die Infauna wurde auf ost-westlich (links) und nord-südlich (rechts) ausgerichteten Transekten beprobt. Zum Vergleich ist die zeitliche Entwicklung der durchschnittlichen (\pm Standardabweichung) Gesamtbiomasse in der gesamten Fläche des Windparks dargestellt (Daten aus StUK Infaunamonitoring). Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.

11.1.6. Aufwuchs – Kratzproben

Insgesamt wurden bei der Untersuchung des Aufwuchses auf den Unterwasserkonstruktionen der Gründungsstrukturen der OWEA des Windparks *alpha ventus* 90 Taxa gefunden. Den größten Anteil an der Artenzusammensetzung hatten die Crustacea gefolgt von den Cnidaria und den Gastropoda (Abb. 21).

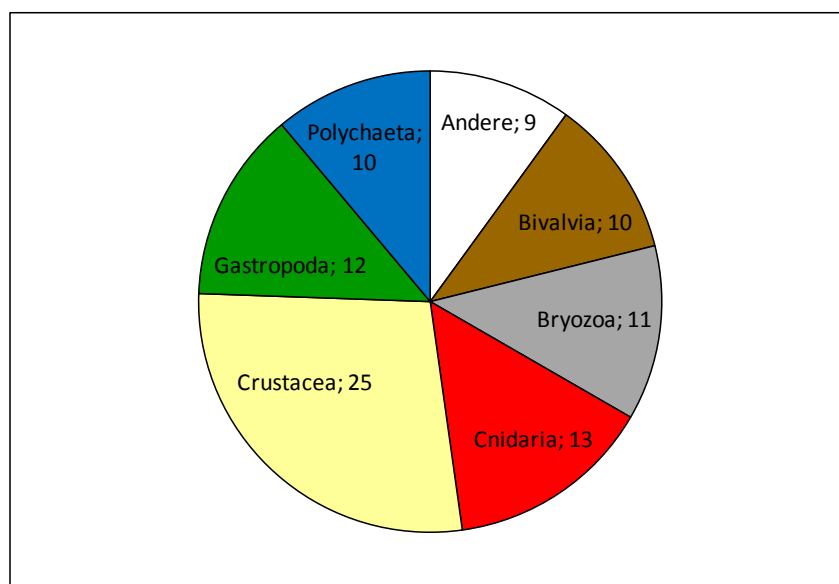


Abbildung 21: Anteile einzelner taxonomischer Großgruppen an der Zusammensetzung des Aufwuchses in 1 bis 10 m Wassertiefe auf den Gründungsstrukturen der OWEA des Testfeldes *alpha ventus* in den Jahren 2009 bis 2011.



Die mittlere Anzahl der Taxa des Aufwuchses nahm seit der Errichtung der Tripoden in allen beprobten Wassertiefen von anfänglich weniger als 5 im Herbst/Winter 2009 (Kampagne 3) auf rund 15 Taxa im Herbst 2011 (Kampagne 7) stetig zu (Abb. 22 A). Die Anzahl der Taxa war in allen beprobten Wassertiefen ähnlich. Auf den Unterwasserkonstruktionen der Jacket-Fundamente stieg die Anzahl der Taxa in 1 m Wassertiefe ebenfalls kontinuierlich von ca. 5 Taxa im Frühjahr 2010 (Kampagne 4) auf rund 15 Taxa im Herbst 2011 (Kampagne 7) an (Abb. 22 B). In 5 und 10 m Wassertiefe war zunächst ein deutlicher Anstieg der Anzahl der Taxa zwischen Frühjahr und Herbst 2010 (Kampagnen 4 und 5) zu beobachten, der jedoch im Frühjahr 2011 (Kampagne 6) wieder einbrach. Im Herbst 2011 (Kampagne 7) war die Anzahl der Taxa in allen beprobten Wassertiefen ähnlich. Zu diesem Zeitpunkt wies der Aufwuchs auf beiden Gründungstypen ungefähr die gleiche Anzahl an Taxa auf.

Die Gesamtbiomasse des Aufwuchses stieg auf den Tripoden in 1 m Wassertiefe ab Herbst 2010 (Kampagne 5) deutlich an und betrug im Herbst 2011 (Kampagne 7) im Mittel rund 25 kg m⁻² (Abb. 22 C). Dabei variierte die Biomasse in 1 m Wassertiefe deutlich zwischen den beiden untersuchten OWEA-Standorten. In 5 und 10 m Wassertiefe variierte die Biomasse des Aufwuchses verglichen mit der 1 m-Tiefenstufe geringfügig und blieb über den gesamten Untersuchungszeitraum gering. Auf den Unterwasserkonstruktionen der Jacket-Fundamente stieg die Biomasse des Aufwuchses wie auf den Tripodstrukturen seit der Ausbringung kontinuierlich an und betrug im Herbst 2011 (Kampagne 7) im Mittel rund 20 kg m⁻² (Abb. 22 D). Auch an den Jacket-Fundamenten variierte die Biomasse in 5 und 10 m Wassertiefe vergleichsweise geringfügig über den Untersuchungszeitraum.

Mit dem deutlichen Anstieg der Biomasse der Aufwuchsgemeinschaft im Herbst 2010 (Kampagne 5) sank die Äquität der Epifaunagemeinschaft in 1 m Wassertiefe deutlich ab (Abb. 22 E). Dabei erfolgte der Einbruch der Äquität nicht an beiden untersuchten OWEA-Standorten gleichzeitig. Im Frühjahr und Herbst 2011 (Kampagnen 6 und 7) blieb die Äquität in 1 m Wassertiefe niedrig. In 5 m Wassertiefe variierte die Äquität über den Untersuchungszeitraum am geringsten und betrug im Mittel stets rund 0,5. In 10 m Wassertiefe war die Äquität zunächst am geringsten, stieg jedoch im Herbst 2010 (Kampagne 5) deutlich an und blieb in der Folge ungefähr konstant bei ungefähr 0,5. Auch auf den Jacket-Fundamenten sank die Äquität der Aufwuchsgemeinschaft in 1 m Wassertiefe mit dem Anstieg der Biomasse und blieb in der Folge niedrig (Abb. 22 F). In 5 und 10 m Wassertiefe fluktuierte die Äquität deutlich mit der Jahreszeit mit höheren Werten im Frühjahr und niedrigeren Werten im Herbst. Ab Frühjahr 2011 (Kampagne 6) war die Äquität in 5 und 10 m Wassertiefe höher als in 1 m Wassertiefe.

Die Shannon-Wiener-Diversität der Aufwuchsgemeinschaft an den Tripoden nahm seit der Ausbringung in 1 m Wassertiefe kontinuierlich ab, während sie in 5 und 10 m Wassertiefe vom Frühjahr 2010 (Kampagne 4) zum Herbst 2010 (Kampagne 5) deutlich zunahm (Abb. 22 G). Die Diversität war in 5 und 10 m Wassertiefe ähnlich und ab dem Herbst 2010 (Kampagne 5) deutlich höher als in 1 m Wassertiefe. An den Jacket-Fundamenten war die zeitliche Entwicklung der Diversität ähnlich wie an den Tripoden. In 1 m Wassertiefe nahm sie seit Frühjahr 2010 (Kampagne 4) kontinuierlich ab, während sie in 5 und 10 m Wassertiefe vergleichsweise hoch blieb (Abb. 22 H). In 5 und 10 m Wassertiefe war die Diversität der Aufwuchsgemeinschaft stets ähnlich und seit Herbst 2010 (Kampagne 5) höher als in 1 m Wassertiefe.

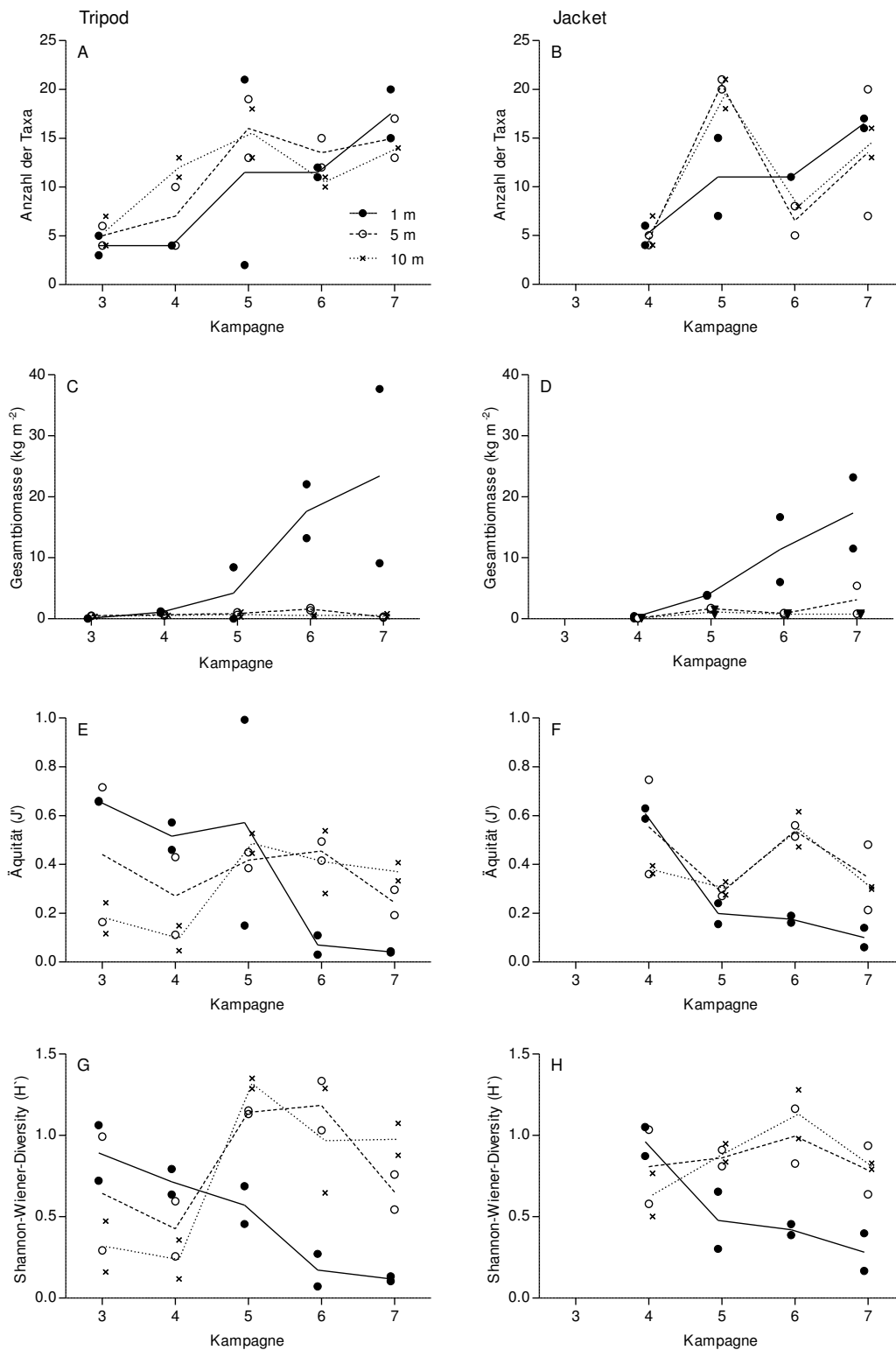


Abbildung 22: Zeitliche Variabilität der (A & B) Anzahl der Taxa, (C & D) Gesamtbiomasse, (E & F) Äquität und (G & H) Shannon-Wiener-Diversität des Aufwuchses in 1, 5 und 10 m Wassertiefe auf den Tripod- (links) und Jacket- (rechts) Gründungsstrukturen der OWEA des Testfeldes *alpha ventus* in den Jahren 2009 bis 2011. Kampagnen: 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.

Der deutliche Anstieg der Biomasse des Aufwuchses und der damit verbundene Abfall in der Äquität und der Diversität auf den Gründungsstrukturen in 1 m Wassertiefe ist mit der Ausbildung einer massiven Population der Miesmuschel *Mytilus edulis* in dieser Wassertiefe zu erklären (Abb. 23). Mit im Mittel rund 20 kg m⁻² machte sie im Herbst 2011 nahezu die gesamte Biomasse in dieser Wassertiefe aus. *M. edulis* blieb jedoch weitgehend auf den 1 m-Tiefenbereich beschränkt. In 5 und 10 m Wassertiefe bildete die Art nur eine sehr geringe Biomasse aus, die dort während des Untersuchungszeitraums auch nur geringfügig variierte.

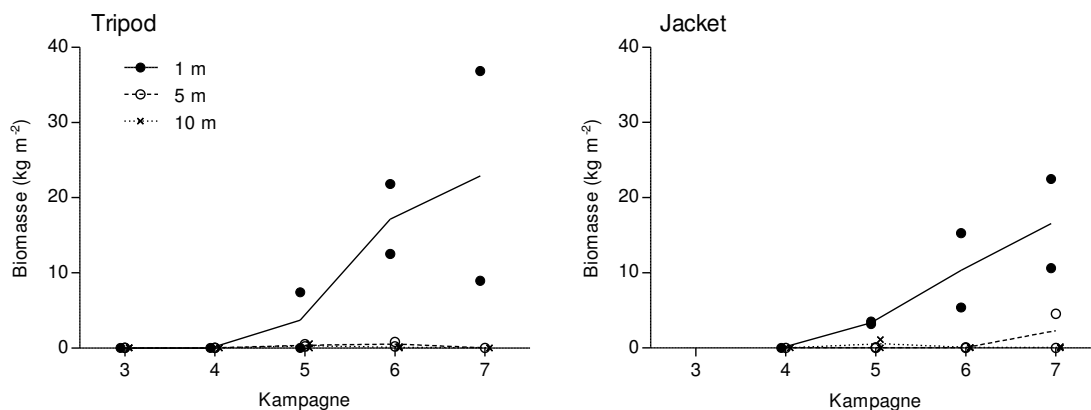


Abbildung 23: Zeitliche Variabilität der Biomasse der Miesmuschel *Mytilus edulis* in 1, 5 und 10 m Wassertiefe auf den Tripod- (links) und Jacket- (rechts) Gründungsstrukturen der OWEA des Testfeldes *alpha ventus* in den Jahren 2009 bis 2011. Kampagnen: 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.

11.1.7. Aufwuchs – Fotodokumentation

Der nMDS-Plot (Abb. 24) sowie die ANOSIM (Tab. 11) zeigten auf, dass der Aufwuchs auf den Tripod-Gründungsstrukturen der Offshore-Windenergieanlagen von *alpha ventus* eine deutliche zeitliche Entwicklung vollzog. Die strukturellen Unterschiede zwischen den Aufwuchsgemeinschaften waren zwischen den frühen Kampagnen 3 und 4 (Herbst 2009 und Sommer 2010) und der letzten Kampagne (Herbst 2011) ausgeprägt. Die zeitliche Ausdifferenzierung der Aufwuchsgemeinschaft schritt mit fortschreitendem Alter schneller voran. Während die Gemeinschaften im Herbst 2009 und Sommer 2010 strukturell noch nicht getrennt waren, wurde die Trennung der Gemeinschaften in den folgenden Kampagnen zunehmend ausgeprägter. Die Gemeinschaften des Frühjahrs und des Herbstes 2011 waren trotz struktureller Überlappung bereits gut voneinander getrennt. Die Aufwuchsgemeinschaften der 5 und 10 m-Tiefenstufen waren strukturell nicht zu unterscheiden, während sich die Gemeinschaft der 1 m-Tiefenstufe klar gegen die Gemeinschaften in 5 und 10 m Wassertiefe abhob (Tab. 11).

Die Entwicklung der Aufwuchsgemeinschaft wies an den Jacket-Gründungsstrukturen eine andere zeitliche Dynamik auf als an den Tripoden. Hier war bereits kurz nach dem Ausbringen der Strukturen zwischen Frühjahr und Herbst 2010 eine deutliche strukturelle Veränderung der Gemeinschaft zu verzeichnen (Abb. 24, Tab. 11). In der Folge waren die zeitlichen Veränderungen der Gemeinschaft nicht mehr deutlich ausgeprägt, so dass die Aufwuchsgemeinschaften zwischen den Untersuchungskampagnen strukturell nur noch leicht bzw. nicht

getrennt waren. Auch an den Jacket-Fundamenten bildete sich in 1 m-Wassertiefe eine andere Aufwuchsgemeinschaft aus als in 5 und 10 m Wassertiefe, während die Gemeinschaften der beiden letzteren Tiefenstufen nicht deutlich voneinander zu trennen waren (Tab. 12).

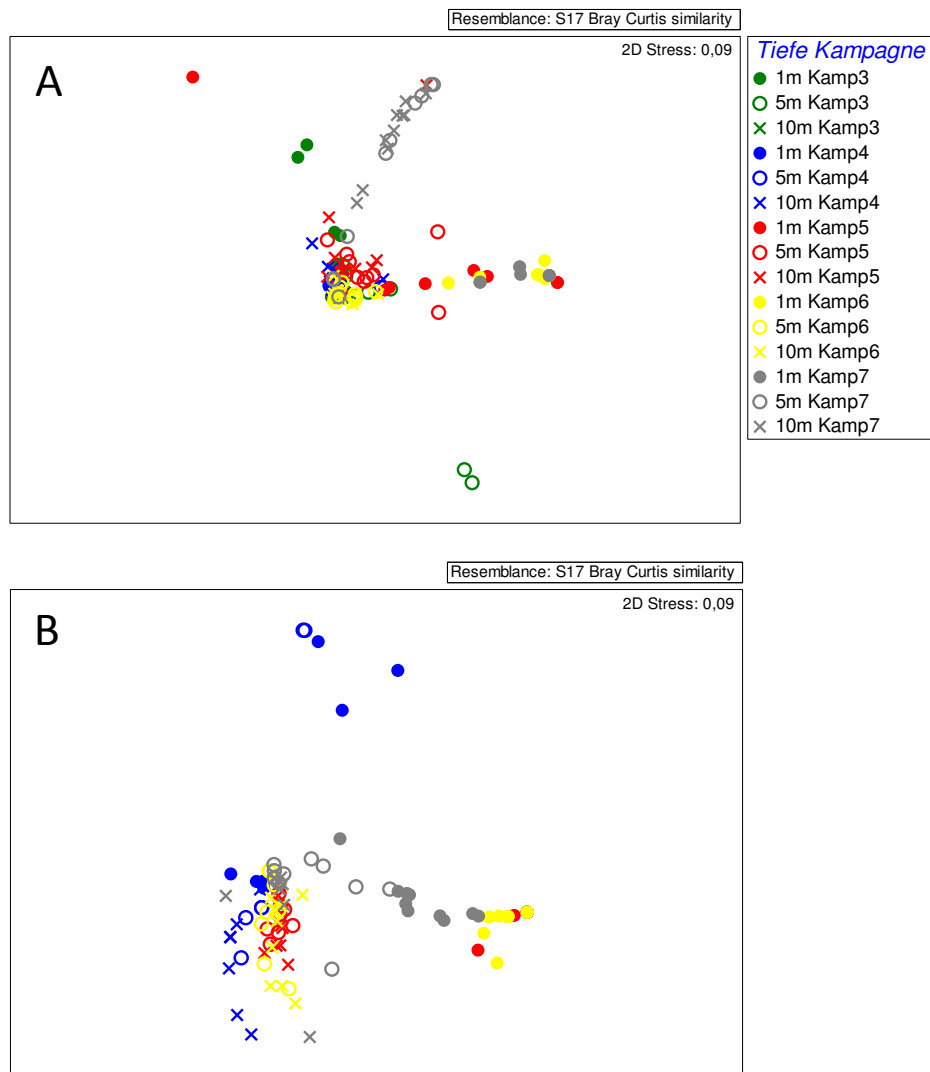


Abbildung 24: nMDS-Plot zur Darstellung der strukturellen Ähnlichkeit der Aufwuchsgemeinschaften unterschiedlicher Tiefenstufen (1, 5 und 10 m Wassertiefe) an den (A) Tripod- und den (B) Jacket-Gründungsstrukturen der OWEA des Windparks *alpha ventus* in den Jahren 2009 bis 2011. Dargestellt sind die relativen Bray-Curtis-Ähnlichkeiten basierend auf den taxonspezifischen Bedeckungsgraden auf digitalen Unterwasserfotos. Kampagnen: 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.



Tabelle 11: R-Werte der 2-faktoriellen gekreuzten ANOSIM zum Vergleich der Aufwuchsgemeinschaften an den Tripod-Gründungsstrukturen der OWEA des Windparks *alpha ventus*. Verglichen wurden die Aufwuchsgemeinschaften unterschiedlicher Untersuchungskampagnen (links) und Wassertiefen (rechts). Kampagnen: 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.

Kampagne	4	5	6	7	Wassertiefe	5 m	10 m
3	0,202	0,533	0,364	0,749	1 m	0,453	0,579
4		0,336	0,554	0,777	5 m		0,098
5			0,387	0,496			
6				0,533			

Tabelle 12: R-Werte der 2-faktoriellen gekreuzten ANOSIM zum Vergleich der Aufwuchsgemeinschaften an den Jacket-Gründungsstrukturen der OWEA des Windparks *alpha ventus*. Verglichen wurden die Aufwuchsgemeinschaften unterschiedlicher Untersuchungskampagnen (links) und Wassertiefen (rechts). Kampagnen: 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011.

Kampagne	5	6	7	Wassertiefe	5 m	10 m
4	0,755	0,589	0,542	1 m	0,752	0,893
5		0,16	0,456	5 m		0,12
6			0,352			

11.2. AP2: Ermittlung von Veränderungen des Benthos durch Ausweitung des anlagenbezogenen Effektmonitorings

11.2.1. Sediment

Die Sedimente des Testfeldes *alpha ventus* und der Referenzgebiete waren durch homogenen Feinsand gekennzeichnet, wobei der Korngrößenmedian im Testfeld nicht mit dem Abstand von den OWEA korrelierte (Abb. 25, Tab. 13). Der mittlere Korngrößenmedian variierte nur geringfügig von $0,18 \pm 0,01$ mm in den Jahren 2009 bis 2010 und $0,19 \pm 0,03$ mm im Jahr 2011. Diese Unterschiede zwischen den Jahren des Untersuchungszeitraums waren statistisch nicht signifikant (Tab. 14). In der gleichen Größenordnung waren die ebenfalls statistisch nicht signifikanten Schwankungen des durchschnittlichen Korngrößenmedians zwischen dem Testfeld ($0,19 \pm 0,02$ mm) und den Referenzgebieten ($0,18 \pm 0,00$ mm). Die interannuellen Schwankungen des Korngrößenmedians fielen im Testfeld und in den Referenzgebieten gleich aus (fehlende Interaktion Zeit x Gebiet; Tab. 14). Der mittlere Korngrößenmedian unterschied sich nicht zwischen Transekten unterschiedlicher Ausrichtung.

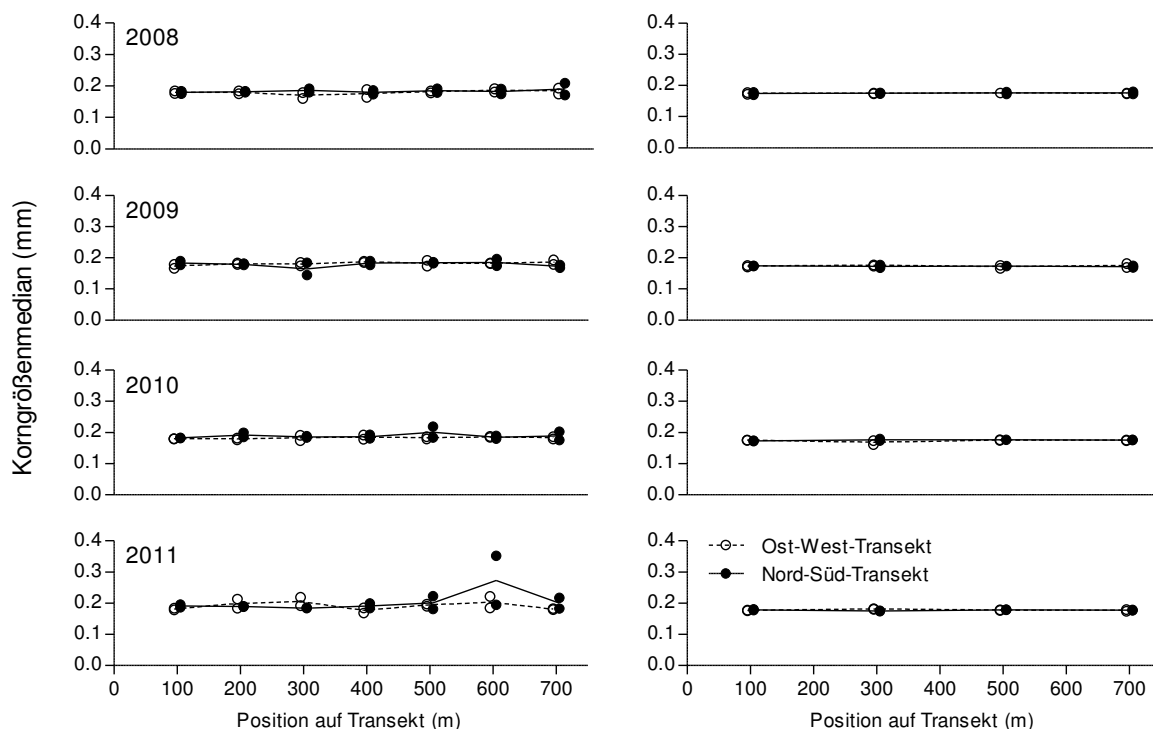


Abbildung 25: Korngrößenmedian (mm) des Sediments im *alpha ventus*-Gebiet (links) und in den Referenzgebieten (rechts). Im Zeitraum von 2008 bis 2009 wurde jeweils im Herbst auf jeder Station eine Sedimentprobe genommen. Die Stationen lagen entlang von Transekten mit ost-westlicher bzw. nord-südlicher Ausrichtung und erstreckten sich im Testfeld zwischen zwei benachbarten OWEA. Im Testfeld befanden sich je zwei Nord-Süd- und Ost-West-Transekte, in jedem der zwei Referenzgebiete befanden sich je ein Nord-Süd- und ein Ost-West-Transekt. Die Linien verbinden die Mittelwerte aus jeweils zwei Proben.

Tabelle 13: Ergebnisse der Regressionsanalyse zur Überprüfung der Abhängigkeit des Korngrößenmedians, des Schluffanteils und des Glühverlusts des Sediments vom Abstand von den OWEA entlang Transekten mit ost-westlicher bzw. nord-südlicher Ausrichtung im Testfeld *alpha ventus*.

	Nord-Süd-Transekt		Ost-West-Transekt	
	R ²	p-Wert	R ²	p-Wert
Korngrößenmedian	0,01	0,73	0,01	0,807
Schluffanteil	0,06	0,42	< 0,01	0,83
Glühverlust	0,11	0,26	0,01	0,73

Der durchschnittliche Schluffanteil des Sediments korrelierte im Testfeld nicht mit dem Abstand von den OWEA (Tab. 13). Die Sedimente des Testfeldes und der Referenzgebiete wiesen geringfügig unterschiedliche Schluffanteile auf (Abb. 26). Im Testfeld hatte der Schluff einen Gewichtsanteil von $2,10 \pm 1,62$ % und in den Referenzgebieten von $2,70 \pm 0,80$ % am Sediment. Diese Unterschiede waren jedoch nicht signifikant (Tab. 14). Ebenfalls waren die Schluffanteile der Sedimente auf den ost-westlich und den nord-südlich ausgerichteten

ten Transekten nicht zu unterscheiden. Der Schluffanteil des Sediments variierte nicht mit der Zeit. Entsprechend interagierten die Faktoren „Gebiet“ und „Transekt“ auch nicht mit dem Faktor „Zeit“ (Tab. 14).

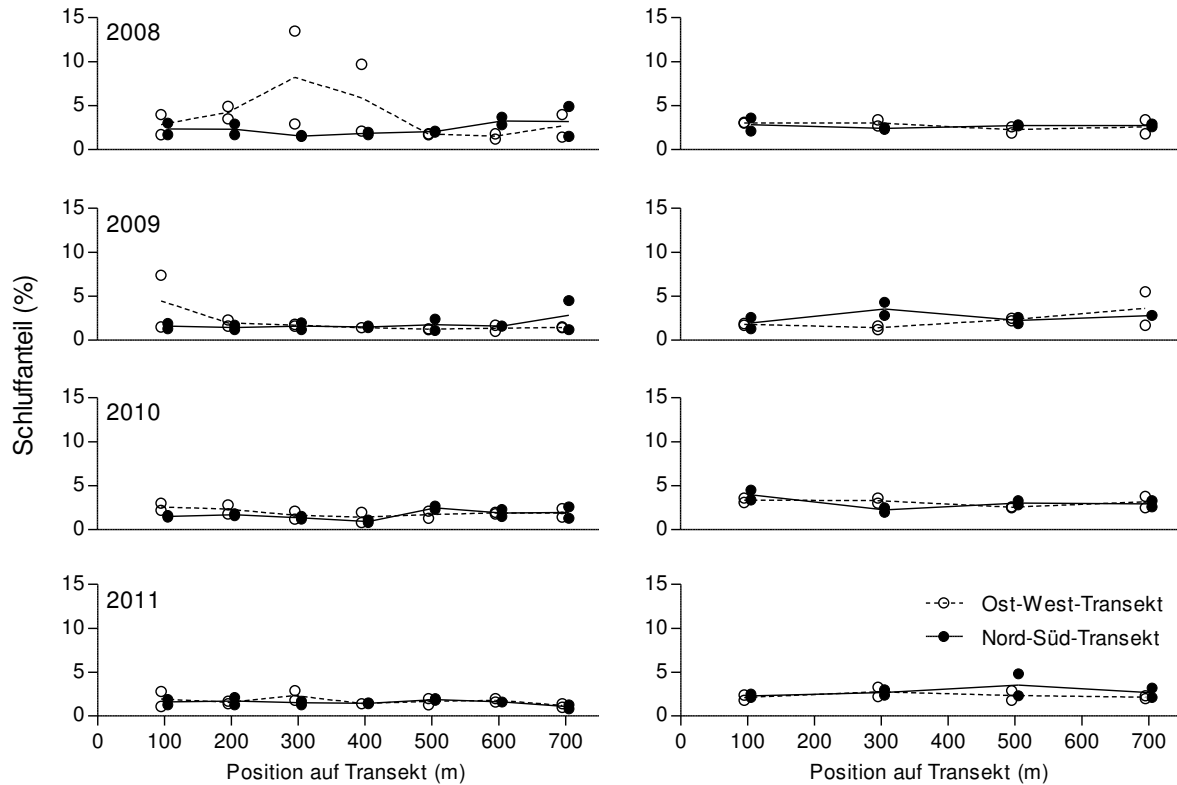


Abbildung 26: Schluffanteil (prozentualer Gewichtsanteil) des Sediments im *alpha ventus*-Gebiet (links) und in den Referenzgebieten (rechts). Im Zeitraum von 2008 bis 2009 wurde jeweils im Herbst auf jeder Station eine Sedimentprobe genommen. Die Stationen lagen entlang von Transekten mit ost-westlicher bzw. nord-südlicher Ausrichtung und erstreckten sich im Testfeld zwischen zwei benachbarten OWEA. Im Testfeld befanden sich je zwei Nord-Süd- und Ost-West-Transekte, in jedem der zwei Referenzgebiete befanden sich je ein Nord-Süd- und ein Ost-West-Transekt. Die Linien verbinden die Mittelwerte aus jeweils zwei Proben.

Der Verlust des Gewichtsanteils des Sediments durch Verglühen, was als Indikator für den organischen Anteil des Sediments herangezogen wurde, war zeitlich und räumlich konstant (Abb. 27, Tab. 14). Der Glühverlust variierte auch in dem Testfeld *alpha ventus* nicht mit dem Abstand von den OWEA (Tab. 13). Insgesamt war der durchschnittliche Glühverlust mit $0,51 \pm 0,45$ % gemittelt über den gesamten Untersuchungszeitraum und über alle Jahre gering.

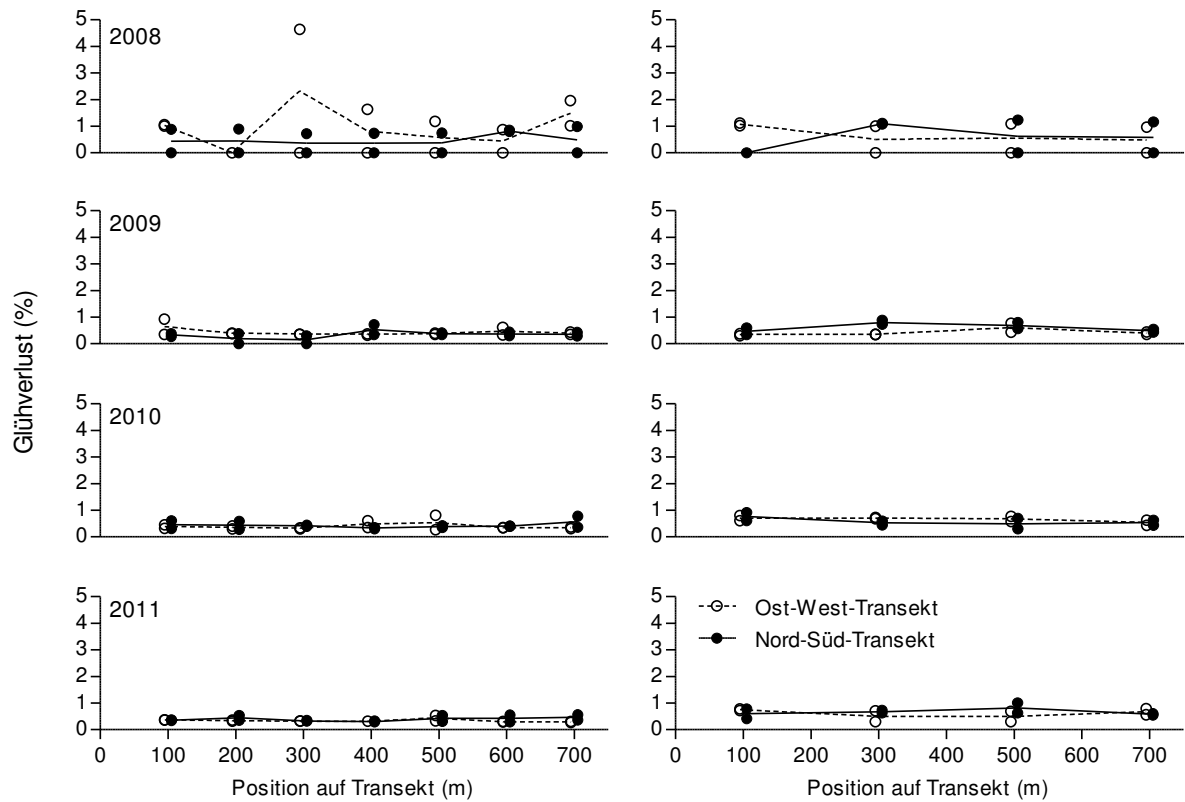


Abbildung 27: Gewichtsverlust (%) durch Verglühen des organischen Anteils des Sediments aus dem *alpha ventus*-Gebiet (links) und den Referenzgebieten (rechts). Im Zeitraum von 2008 bis 2009 wurde jeweils im Herbst auf jeder Station eine Sedimentprobe genommen. Die Stationen lagen entlang von Transekten mit ost-westlicher bzw. nord-südlicher Ausrichtung und erstreckten sich im Testfeld zwischen zwei benachbarten OWEA. Im Testfeld befanden sich je zwei Nord-Süd- und Ost-West-Transekte, in jedem der zwei Referenzgebiete befanden sich je ein Nord-Süd- und ein Ost-West-Transekt. Die Linien verbinden die Mittelwerte aus jeweils zwei Proben.

Tabelle 14: Ergebnisse des allgemeinen linearen Modells zum Vergleich von Korngrößenmedian, Schluffanteil und Glühverlust (org. Gehalt) der Sedimente im Testfeld *alpha ventus* und in den Referenzgebieten in den Jahren 2008-2011.

	FG	F-Wert	p-Wert
<i>Korngrößenmedian</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	3	2,45	0,240
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	1	13,19	0,036
Faktor 3: Transekt (NS vs. OW; genestet in "Gebiet")	2	2,44	0,168
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	3	2,53	0,135
1 x 3	6	0,66	0,678
<i>Schluffanteil</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	3	1,07	0,479
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	1	2,77	0,195
Faktor 3: Transekt (NS vs. OW; genestet in "Gebiet")	2	2,42	0,169
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	3	3,20	0,092
1 x 3	6	0,98	0,440
<i>Glühverlust</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	3	1,30	0,418
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	1	2,42	0,217
Faktor 3: Transekt (NS vs. OW; genestet in "Gebiet")	2	0,86	0,469
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	3	1,10	0,412
1 x 3	6	1,32	0,253

11.2.2. Infauna

Insgesamt wurden in dieser Untersuchung 103 Taxa gefunden. Im Testfeld *alpha ventus* und in den Referenzgebieten wurden jeweils 92 Taxa der Infauna identifiziert, von denen 82 Taxa in beiden Gebieten vertreten waren. Anhand des Sørensen-Indexes wurde eine Übereinstimmung der Artenspektren der beiden Gebiete von $QS = 0,88$ bzw. 88 % ermittelt. In beiden Gebieten waren die Polychaeta die artenreichste Gruppe, gefolgt von den Crustacea, der Gruppe der Amphipoda und den Bivalvia (Abb. 28). Die häufigsten und damit charakteristischen Arten der Infaunagemeinschaften waren der Polychaet *Magelona johnstoni*, der Amphipode *Urothoe poseidonis* und die Muschel *Tellina fabula*.

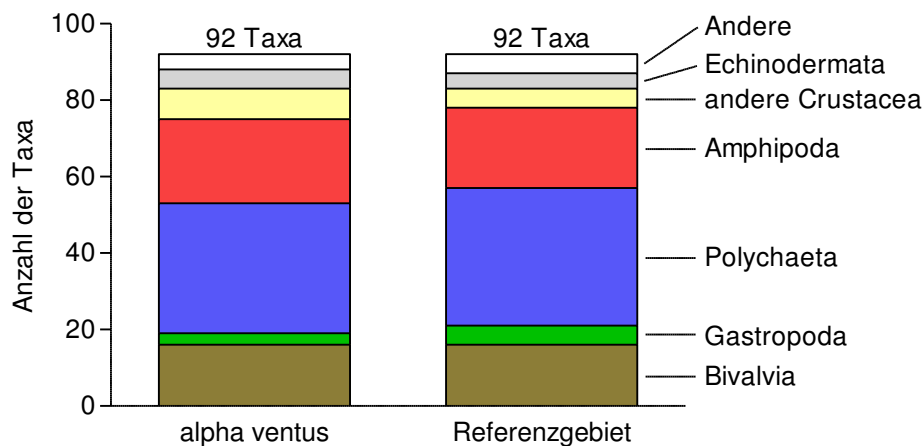


Abbildung 28: Anteile einzelner taxonomischer Großgruppen an der Zusammensetzung der benthischen Infauna im Testfeld *alpha ventus* und in den Referenzgebieten ermittelt über den gesamten Untersuchungszeitraum von 2008 bis 2011.

19 Taxa der gesamten Infauna waren in mindestens 80 % aller Proben des erweiterten anlagenbezogenen Effektmonitorings vertreten. Im Herbst 2011 korrelierten die Abundanzen dieser Taxa nur vereinzelt mit dem Abstand zu den Offshore-Windenergieanlagen. Lediglich für den Amphipoden *Bathyporeia guilliamsoniana* und für die Muschel *Thracia phaseolina* deutete sich anhand der Regressionsanalyse ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen der Abundanz und dem Abstand zu den OWEA an (Tab. 15). Die Abundanz von *B. guilliamsoniana* stieg entlang der Nord-Süd-Transekte mit zunehmendem Abstand von den OWEA an, während die Abundanz von *T. phaseolina* auf den Ost-West-Transekten mit zunehmendem Abstand von den OWEA sank (Abb. 29). Die Abundanz von *T. phaseolina* war jedoch insgesamt gering, so dass die Korrelation primär auf eine leicht erhöhte Abundanz der Muschel auf den 700 m-Stationen der Ost-West-Transekte zurückzuführen war. Es bestand kein Zusammenhang zwischen der Gesamtzahl der Taxa, der Gesamtabundanz bzw. der Gesamtbiomasse der Infauna und dem Abstand zu den Offshore-Windenergieanlagen (Tab. 15). In den Proben des anlagenbezogenen Effektmonitorings nach StUK3 korrelierte für keine der häufigen Arten die Abundanz mit dem Abstand von den OWEA. Anders als in dem erweiterten Effektmonitoring korrelierte die Gesamtbiomasse auf den ost-westlich ausgerichteten Transekten deutlich mit dem Abstand zu den OWEA.



Tabelle 15: Ergebnisse der Regressionsanalyse zur Überprüfung der Abhängigkeit der taxonspezifischen Abundanz, Gesamtzahl der Taxa, Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse der makrozoobenthischen Infauna im Herbst 2011 vom Abstand von den Offshore-Windenergieanlagen entlang Transekten mit ost-westlicher bzw. nord-südlicher Ausrichtung im Testfeld *alpha ventus*. Daten aus dem erweiterten Monitoring dieses Arbeitspakets sind den Daten aus dem Monitoring nach StUK3 gegenübergestellt. Fett hervorgehobene Werte zeigen als signifikant akzeptierte Effekte an.

Taxon	erweitertes Monitoring				Monitoring nach StUK			
	Nord-Süd-Transekt		Ost-West-Transekt		Nord-Süd-Transekt		Ost-West-Transekt	
	R ²	p-Wert	R ²	p-Wert	R ²	p-Wert	R ²	p-Wert
Bivalvia								
<i>Abra alba</i>	0,01	0,68	< 0,01	0,98	0,03	0,75	0,06	0,64
<i>Tellimya ferruginosa</i>	0,11	0,25	< 0,01	0,96	< 0,01	0,99	0,34	0,22
<i>Tellina fabula</i>	< 0,01	0,95	0,16	0,16	0,03	0,73	0,21	0,36
<i>Thracia phaseolina</i>	0,18	0,13	0,40	0,02	0,03	0,75	0,15	0,45
Polychaeta								
<i>Eteone longa</i>	0,13	0,20	0,18	0,12	0,32	0,24	0,30	0,26
<i>Chaetozone cf. setosa</i>	0,12	0,24	0,06	0,41	0,39	0,18	< 0,01	0,90
<i>Magelona filiformis</i>	0,04	0,63	0,04	0,56	0,31	0,25	0,23	0,34
<i>Magelona johnstoni</i>	0,03	0,52	0,02	0,63	0,43	0,16	< 0,01	0,90
<i>Notomastus latericeus</i>	0,01	0,74	0,04	0,49	0,64	0,06	0,09	0,56
<i>Poecilochaetus serpens</i>	0,01	0,69	< 0,01	0,96	0,46	0,14	0,07	0,62
<i>Scoloplos armiger</i>	0,03	0,55	0,16	0,16	0,09	0,56	0,32	0,24
<i>Sigalion mathildae</i>	0,15	0,17	0,03	0,58	0,19	0,39	< 0,01	0,98
<i>Spiophanes bombyx</i>	0,08	0,33	0,08	0,34	0,49	0,12	0,02	0,82
Amphipoda								
<i>Bathyporeia elegans</i>	0,18	0,13	0,02	0,60	0,11	0,52	0,14	0,46
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	0,47	0,01	< 0,01	0,95	0,01	0,89	0,03	0,76
<i>Leucothoe incisa</i>	0,01	0,70	0,06	0,40	0,05	0,66	0,05	0,66
<i>Urothoe poseidonis</i>	0,03	0,54	0,06	0,40	0,04	0,69	0,24	0,32
Echinodermata								
<i>Echinocardium cordatum</i>	0,04	0,52	0,02	0,67	0,22	0,34	0,01	0,87
Nemertea								
	0,01	0,76	0,11	0,24	< 0,01	0,96	0,05	0,68
Zusammenfassung								
Anzahl der Taxa	0,01	0,79	< 0,01	0,98	0,06	0,64	0,19	0,39
Gesamtzahl der Individuen	< 0,01	0,85	0,04	0,49	0,19	0,39	0,28	0,28
Gesamtbiomasse	< 0,01	0,92	0,01	0,80	0,39	0,19	0,93	< 0,01

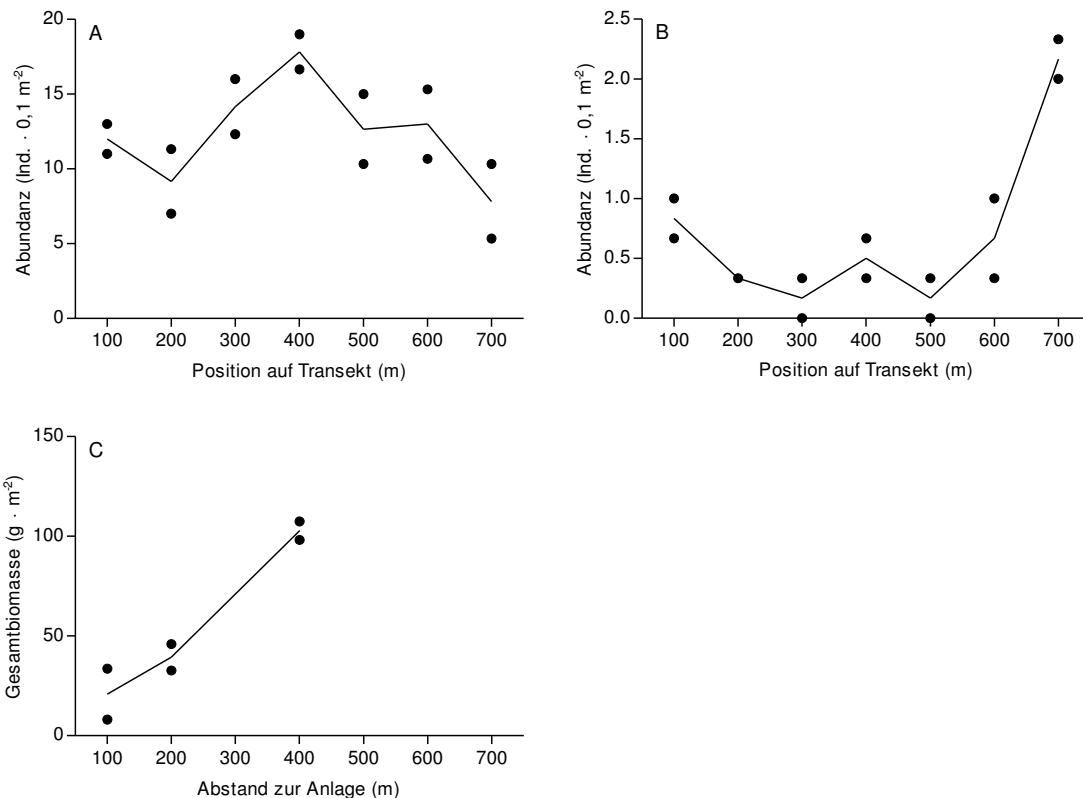


Abbildung 29: Abundanzen der benthischen Infaunaarten (A) *Bathyporeia guilliamsoniana* und (B) *Thracia phaseolina* entlang der nord-südlich bzw. ost-westlich ausgerichteten Transekte zwischen zwei benachbarten OWEA des Testfeldes *alpha ventus* im Herbst 2011. Die Daten entstammen dem erweiterten anlagenbezogenen Effektmonitoring. (C) Gesamtbiomasse der benthischen Infauna in unterschiedlichen Abständen von zwei OWEA des Testfeldes *alpha ventus* im Herbst 2011. Die Daten entstammen dem anlagenbezogenen Effektmonitoring nach StUK (BSH 2007).

Die Anzahl der Taxa der benthischen Infauna fluktuierte über den Untersuchungszeitraum mit höchsten Werten in den Jahren 2009 und 2010 (Abb. 30 A). Die interannuellen Schwankungen waren statistisch jedoch nicht signifikant (Tab. 16). Die Anzahl der Taxa unterschied sich nicht zwischen dem Testfeld und den Referenzgebieten. Ebenso konnte kein Unterschied in der durchschnittlichen Anzahl der Taxa zwischen den Transekten unterschiedlicher Ausrichtung nachgewiesen werden. Entsprechend war die zeitliche Variabilität der Anzahl der Taxa im Testfeld und in den Referenzgebieten bzw. auf den Transekten unterschiedlicher Ausrichtung nicht unterschiedlich (fehlende Interaktionen 1. Ordnung; Tab. 16).

Die Infaunagemeinschaften des Testfeldes und der Referenzgebiete wiesen in den Jahren 2008 bis 2010 eine ähnliche Äquität auf (Abb. 30 B, Tab. 16). Auch die zeitliche Variabilität der Äquität der Infaunagemeinschaft war nicht signifikant. Es konnten keine Unterschiede in der Äquität zwischen Gemeinschaften der unterschiedlich ausgerichteten Transekte nachgewiesen werden. Die zeitliche Variation der Äquität war in allen Gebieten und auf allen Transekten gleich (fehlende Interaktionen 1. Ordnung; Tab. 16).

Shannon-Wiener-Diversität der Infaunagemeinschaft entwickelte sich ähnlich wie die Äquität (Abb. 30 C). Über den gesamten Untersuchungszeitraum war kein Unterschied in der Diver-



sität zwischen dem Testfeld und den Referenzgebieten festzustellen. Auch wiesen die Gemeinschaften auf den Transekten unterschiedlicher Ausrichtung keine unterschiedliche Diversität auf. Die zeitliche Variabilität der Diversität war nicht signifikant. Somit wurde für die Diversität auch keine Interaktion 1. Ordnung festgestellt (Tab. 16).

Die interannuellen Schwankungen der Gesamtabundanz der benthischen Infauna waren statistisch nicht signifikant (Abb. 30 D, Tab. 16). Es bestanden ebenfalls keine Unterschiede in der Gesamtabundanz der Infauna zwischen dem Testfeld und den Referenzgebieten bzw. zwischen den Transekten unterschiedlicher Ausrichtung. In allen Gebieten bzw. auf allen Transekten war die zeitliche Entwicklung der Gesamtabundanz gleich (fehlende Interaktionen 1. Ordnung; Tab. 16).

Die durchschnittliche Gesamtbiomasse der Infauna war in den Referenzgebieten höher als im Testfeld *alpha ventus* (Abb. 30 E, Tab. 16), während die interannuellen Schwankungen der Biomasse nicht signifikant waren. Die Gesamtbiomasse unterschied sich nicht zwischen den Transekten unterschiedlicher Ausrichtung. Die zeitliche Entwicklung der Biomasse war in allen Gebieten bzw. auf allen Transekten gleich (fehlende Interaktionen 1. Ordnung; Tab. 16).

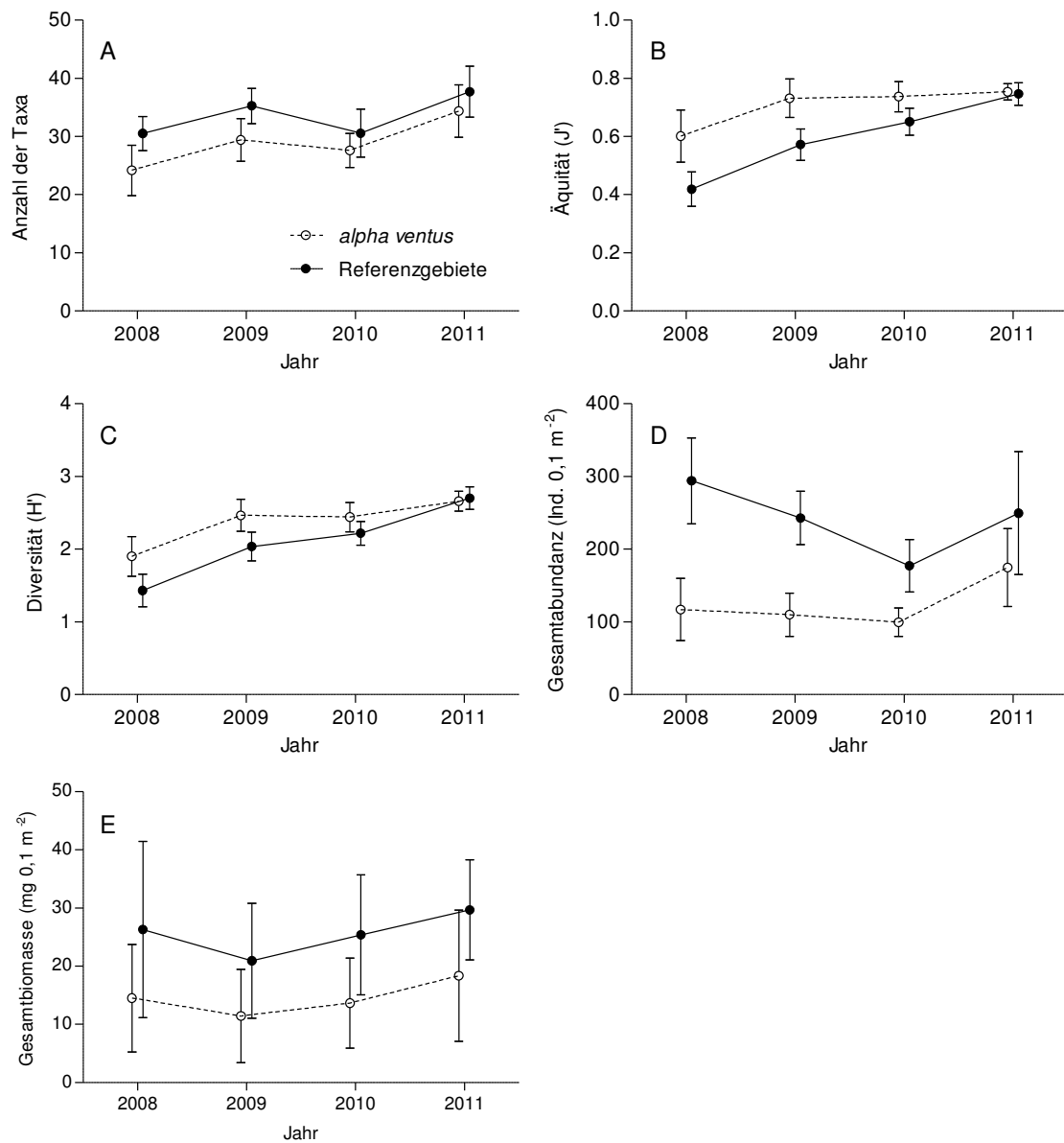


Abbildung 30: Durchschnittliche (± Standardabweichung) (A) Anzahl der Taxa, (B) Pielou's Äquität (J'), (C) Shannon-Wiener-Diversität (H'), (D) Gesamtabundanz und (E) Gesamtbiomasse der benthischen Infauna im Testfeld *alpha ventus* und in den Referenzgebieten in den Jahren 2008–2011.



Tabelle 16: Ergebnisse des allgemeinen linearen Modells zum Vergleich der Anzahl der Taxa, Äquität, Diversität, Gesamtindividuenzahl und Gesamtbiomasse der benthischen Infauna im Testfeld *alpha ventus* und in den Referenzgebieten in den Jahren 2008-2011. Fett hervorgehobene p-Werte zeigen als signifikant akzeptierte Effekte an.

	FG	F-Wert	p-Wert
<i>Anzahl der Taxa</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	3	19,82	0,018
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	1	28,86	0,013
Faktor 3: Transekt (NS vs. OW; genestet in "Gebiet")	2	15,97	0,004
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	3	3,11	0,094
1 x 3	6	0,72	0,636
<i>Äquität (J')</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	3	6,66	0,077
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	1	7,55	0,071
Faktor 3: Transekt (NS vs. OW; genestet in "Gebiet")	2	0,68	0,542
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	3	16,61	0,003
1 x 3	6	1,41	0,214
<i>Diversität (H')</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	3	12,73	0,033
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	1	5,23	0,106
Faktor 3: Transekt (NS vs. OW; genestet in "Gebiet")	2	3,13	0,117
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	3	7,91	0,014
1 x 3	6	1,93	0,079
<i>Gesamtabundanz</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	3	1,89	0,308
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	1	22,29	0,018
Faktor 3: Transekt (NS vs. OW; genestet in "Gebiet")	2	1,02	0,415
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	3	7,71	0,014
1 x 3	6	1,55	0,164
<i>Gesamtbiomasse</i>			
Hauptfaktoren			
Faktor 1: Zeit	3	34,91	0,008
Faktor 2: Gebiet (AV vs. Ref.)	1	415,00	< 0,001
Faktor 3: Transekt (NS vs. OW; genestet in "Gebiet")	2	0,33	0,731
Interaktionen 1. Ordnung			
1 x 2	3	0,93	0,926
1 x 3	6	0,59	0,589

Die Darstellung der strukturellen Ähnlichkeit der Infaunagemeinschaften aus Testfeld und Referenzgebieten in einem nMDS-Plot zeigt, dass sich die Gemeinschaften über den Untersuchungszeitraum kontinuierlich veränderten (Abb. 31). Die strukturelle Ähnlichkeit der benthischen Infaunagemeinschaften im Testfeld und in den Referenzgebieten schwankte zwischen den Jahren des Untersuchungszeitraums nur geringfügig und betrug im Durchschnitt stets über 60 % (Abb. 32). Der R-Wert der ANOSIM-Analyse stieg von 2008 zu 2010 von $R = 0,628$ auf $R = 0,850$ an, bevor er im Jahr 2011 auf $R = 0,505$ sank, was auf eine zunächst ansteigende, anschließend aber wieder leicht abnehmende strukturelle Differenzierung der Infaunagemeinschaften des Testfeldes und der Referenzgebiete hindeutet.

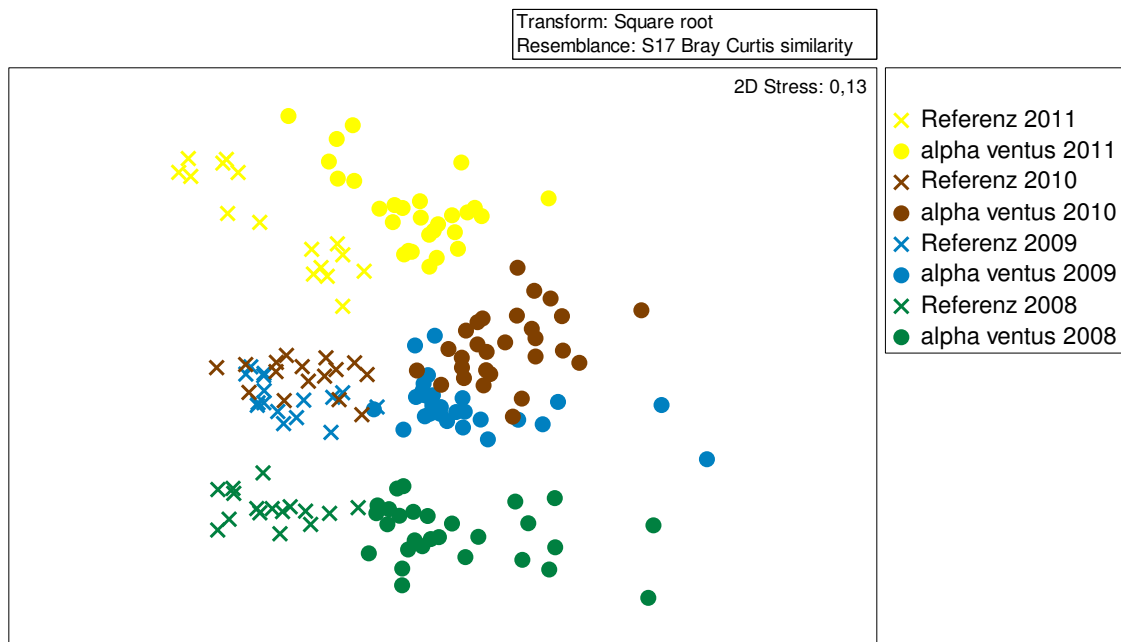


Abbildung 31: nMDS-Plot zur Darstellung der Bray-Curtis-Ähnlichkeit der Infaunagemeinschaften des Testfeldes *alpha ventus* und der Referenzgebiete in den Jahren 2008-2011 basierend auf 4. Wurzeltransformierten Abundanzdaten.

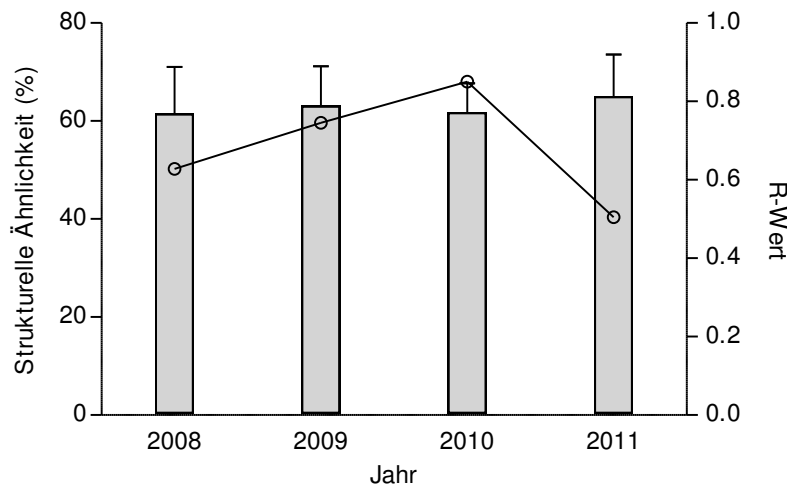


Abbildung 32: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Bray-Curtis-Ähnlichkeit der Infaunagemeinschaften des Testfeldes *alpha ventus* und der Referenzgebiete sowie R-Werte (Punktwerte) der 1-faktoriellen ANOSIM-Analyse zum Vergleich der strukturellen Ähnlichkeit der Gemeinschaften. Die Analysen basieren auf 4. Wurzel-transformierten Abundanzdaten.

12. Diskussion

Die Kombination zweier benthosökologischer Arbeitspakete – die Vervollständigung der Zeitreihen der gemäß StUK3 durchzuführenden Untersuchungen um das zweite Jahr der Betriebsphase und die Ausdehnung des anlagenbezogenen Effektmonitorings – in einem Teilprojekt ermöglichte die eingehende Untersuchung von Effekten von Offshore-Windenergieanlagen auf das marine Benthos. Darüber hinaus erlaubten die kombinierten Untersuchungen die Identifizierung methodischer Defizite des Untersuchungsrahmens gemäß der zweiten Fortschreibung des Standarduntersuchungskonzepts (StUK3). Die Ergebnisse liefern Indizien dafür, dass sich Offshore-Windparks und die damit verbundenen Aktivitäten auf die Struktur benthischer Gemeinschaften auswirken können. Die Verknüpfung der zwei parallel aber unabhängig voneinander durchgeführten Untersuchungen zeigt jedoch auch, welche Probleme bei der isolierten Interpretation der Ergebnisse beider Teilstudien auftreten können. In dem zeitlichen Rahmen der Untersuchungen reagierte vor allem die benthische Epifauna des Meeresbodens wie auch des Aufwuchses auf den Gründungsstrukturen der OWEA auf die mit der Errichtung des Offshore-Windparks verbundenen Umweltveränderungen, während die benthische Infauna des Meeresbodens weitgehend unbeeinflusst blieb. Die Ergebnisse deuten an, dass die prognostizierte Erholung des Benthos von der intensiven Grundschieppnetzfisherei mehr Zeit bzw. eine größere Fläche des Fischereiausschlusses oder beides erfordert.

12.1. Bewertung der Ergebnisse

Grundsätzlich muss bei der Interpretation der Ergebnisse der sedimentologischen wie auch der faunistischen Untersuchungen des Meeresbodens berücksichtigt werden, dass das Referenzgebiet zwar von den OWEA unbeeinflusst war, jedoch kein ungestörtes Habitat darstellte. Anders als in *alpha ventus* war die Grundschieppnetzfisherei im Referenzgebiet nicht



verboten, so dass von einer intensiven Fischereiaktivität und somit von einer wiederholten mechanischen Störung des Meeresbodens ausgegangen werden sollte, über die jedoch für den Zeitraum der Untersuchung keine Informationen vorliegen.

12.1.1. Sedimente

Das Monitoring der Sedimente in der Fläche des Windparks *alpha ventus* nach StUK3 (BSH 2007) zeigte, dass die Sedimente des Testfeldes und des Referenzgebiets unterschiedlich waren. Der durchschnittliche Schluffgehalt des Sediments war im Referenzgebiet höher. Entsprechend war der durchschnittliche Korngrößenmedian im Testfeld höher. Auf diese Unterschiede wurde bereits von Schuchardt et al. (2008) bei der Diskussion der Sedimentcharakteristika der beiden Gebiete während der Voruntersuchung im Frühjahr 2008 hingewiesen. Über die grundsätzlichen sedimentologischen Unterschiede zwischen den beiden Gebieten hinaus, zeigte die Auswertung des Monitorings der Jahre 2008 bis 2011, dass auch die zeitliche Entwicklung dieser Parameter in beiden Gebieten unterschiedlich verlief. Dies wurde aus der statistisch signifikanten Interaktion der beiden Hauptfaktoren „Gebiet“ (*alpha ventus* vs. Referenzgebiet) und „Zeit“ (aufeinanderfolgende Messkampagnen) ersichtlich. Der durchschnittliche organische Gehalt des Sediments (abgeleitet vom Gewichtsverlust bei Verglühen) war nicht grundsätzlich unterschiedlich zwischen den Gebieten. Unterschiedliche zeitliche Variationen in den beiden Gebieten waren jedoch auch für diesen Parameter erkennbar. Die mit der statistischen Interaktion aufgezeigte unterschiedliche Entwicklung der Sedimentparameter in beiden Gebieten könnte als ein Indiz für Effekte der Windenergieanlagen auf das Sediment des Windparks interpretiert werden. Die zeitlich unterschiedlichen Variationen waren jedoch stets auf kurzfristige Schwankungen des jeweiligen Parameters in einem der beiden Gebiete zurückzuführen, die meist bereits bei der folgenden Beprobung nicht mehr bestätigt wurden. Gerichtete, konsistent zunehmende Unterschiede, die auf eine grundsätzlich unterschiedliche Entwicklung der Sedimente beider Gebiete hinweisen würden, zeichneten sich nicht ab, so dass ein flächenhafter Einfluss des Offshore-Windparks auf die lokalen Sedimente im Rahmen des Monitorings gemäß StUK3 nicht klar nachgewiesen werden konnte.

Das ausgeweitete anlagenbezogene Effektmonitoring im Rahmen von Arbeitspaket 2 (AP2) zeigte keine deutlichen Unterschiede zwischen den Sedimenten im Bereich von *alpha ventus* und der Referenzgebiete auf. Auch die zeitliche Variabilität der Sedimentparameter war im Testfeld und in den Referenzgebieten nicht unterschiedlich. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass aufgrund der geringen Anzahl der Offshore-Windenergieanlagen im Windpark *alpha ventus* zahlreiche (21 von 28) Stationen des anlagenbezogenen Effektmonitorings nahe der äußeren Begrenzung des Windparks lagen, so dass Randeffekte mögliche Windparkeffekte abgeschwächt bzw. überdeckt haben könnten. Im betreiberseitig durchgeführten Monitoring gemäß StUK3 waren die Stationen hingegen gleichmäßig über die gesamte Fläche des Testfeldes verteilt, wodurch auch die inneren Bereiche des Windparks abgedeckt wurden, wo mögliche Randeffekte wahrscheinlich nicht oder schwächer ausgeprägt sind.

Anhand des anlagenbezogenen Effektmonitorings nach StUK3 konnte nur für den Schluffanteil des Sediments in 100 m Abstand von den OWEA auf den ost-westlich ausgerichteten Transekten eine zeitliche Korrelation mit der Entwicklung des Schluffanteils in der Fläche des Offshore-Windparks aufgezeigt werden. Für alle anderen Parameter war eine entsprechende Korrelation nicht nachzuweisen, was ein Indiz für eine unterschiedliche zeitliche Entwicklung

auf den Transekten und in der Fläche des Offshore-Windparks sein könnte. Grundsätzlich müssen nicht-signifikante Ergebnisse jedoch vorsichtig interpretiert werden. Die geringe Anzahl der Stationen (N = 2 pro Abstand und Ausrichtung und Kampagne) erlaubt nicht, sicher zu entscheiden, ob die zeitliche Variation der Sedimentparameter auf den Transekten tatsächlich anders war als in der Fläche des Offshore-Windparks, da die Analyse bei einem geringen Stichprobenumfang stark von einzelnen, zufälligen Schwankungen beeinflusst sein kann. Ferner war die zeitliche Variabilität der Sedimentparameter insgesamt sehr gering, was die Möglichkeit einer ausgeprägten Kovarianz grundsätzlich senkte. Bei rein visueller (nicht statistischer) Beurteilung der zeitlichen Entwicklung der Sedimentparameter werden Unterschiede zwischen anlagenorientierten Stationen und den Stationen der Windparkfläche augenscheinlich. Die Abweichungen waren jedoch stets nur vorübergehend. Eine konsistent zunehmende Divergenz zwischen den anlagenorientierten Stationen und den Stationen in der Windparkfläche, die auf eine zunehmende Ausprägung von Effekten hindeuten würde, war nicht zu erkennen. Auch waren keine räumlichen Gradienten der Ausprägung von Effekten erkennbar, die auf einen räumlichen Bezug von Effekten zu den OWEA hindeuten würden. Schließlich waren auch keine konsistenten Unterschiede zwischen ost-westlich und nord-südlich ausgerichteten Transekten zu erkennen, die auf eine strömungsbedingte Ausrichtung der Effekte hindeuten würden.

Das ausgedehnte anlagenbezogene Effektmonitoring im Rahmen von AP2 lieferte ebenfalls keine Hinweise auf sedimentologische Effekte mit einem räumlichen Bezug zu den Offshore-Windenergieanlagen des Testfeldes *alpha ventus*. Für keinen der getesteten Sedimentparameter wurde eine konsistente Veränderung mit zunehmendem Abstand zu den OWEA nachgewiesen. Die räumliche Ausdehnung des anlagenbezogenen Effektmonitorings lieferte demnach keine zusätzliche Information zu möglichen Effekten der Offshore-Windenergieanlagen auf das Sediment, die nicht auch mit dem Untersuchungsrahmen gemäß StUK3 gewonnen werden konnten. Die höhere Replikation der Untersuchungen stützte jedoch das Ergebnis, dass die räumliche Auflösung des anlagenorientierten Effektmonitorings nach StUK3 nicht geeignet ist, um Effekte der OWEA auf das Sediment nachzuweisen.

12.1.2. Epifauna des Meeresbodens

Die Struktur der benthischen Epifaunagemeinschaft des Meeresbodens zeigte eine bemerkenswerte zeitliche Entwicklung in der Folge der Bauaktivitäten im Windpark *alpha ventus*. Entsprechend der sedimentologischen Unterschiede zwischen dem Windparkgebiet und dem Referenzgebiet waren auch die benthischen Epifaunagemeinschaften beider Gebiete während der Voruntersuchung strukturell klar voneinander zu trennen. Im Jahr der Errichtung von *alpha ventus* (2009) stieg die Heterogenität der Epifaunagemeinschaft des Testfeldes stark an, wodurch die Gemeinschaften beider Gebiete nicht mehr klar voneinander unterscheidbar waren. In der Folge differenzierten sich die Epifaunagemeinschaften wieder zunehmend voneinander, bis ab dem Frühjahr 2011 das ursprüngliche Ausmaß der strukturellen Unterschiede wieder hergestellt war. Der zeitliche Verlauf dieser Entwicklung deutet auf einen Effekt der Bauaktivitäten bei der Errichtung des Offshore-Windparks hin, der zu einer erhöhten Heterogenität der Epifaunagemeinschaft im Windparkgebiet führt. Ein Anstieg der strukturellen Heterogenität einer Gemeinschaft wird häufig als ein Indiz für eine Störung interpretiert (Thrush & Dayton 2002). Die Wiederherstellung der ursprünglichen Ungleichheit der Epifaunagemeinschaften des Testfeldes und des Referenzgebiets erscheinen in diesem Zusammenhang also zunächst wie eine „Erholung“ der Gemeinschaft im Bereich des Test-



feldes. Die Unterschiede in den univariaten Gemeinschaftsdeskriptoren Diversität, Äquität, Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse nahmen jedoch mit der Zeit kontinuierlich zu, was auf eine fortgesetzte Differenzierung der Gemeinschaften beider Gebiete hindeutet. Die Variabilität dieser Parameter war jedoch innerhalb beider Gebiete wie auch zwischen den Gebieten auch am Ende der Studie noch hoch, so dass eine Weiterführung der Untersuchungen erforderlich ist, um eine Konsistenz dieser Entwicklung bestätigen zu können. Die Untersuchung im zweiten Jahr der Betriebsphase bietet hierbei jedoch die Grundlage für die Beurteilung, ob hier eine langfristig konsistente Entwicklung oder eine vorübergehende Fluktuation vorliegt.

Die Epifauna des Referenzgebiets war bereits zu Beginn der Untersuchung durch eine höhere Biomasse, Abundanz und Diversität gekennzeichnet als die Epifauna im Bereich des Offshore-Testfeldes. Diese Unterschiede verstärkten sich im Verlaufe der Untersuchung. Eine hohe Diversität wird häufig als positiv interpretiert, da zahlreiche Funktionen und Leistungen von Ökosystemen positiv mit der Diversität korrelieren (Hooper et al. 2005). Ferner konnten frühere Studien zeigen, dass die Widerstandskraft von Ökosystemen gegen Störungen aufgrund höherer funktioneller Redundanz in der Gemeinschaft mit der Diversität ansteigt (Wohl et al. 2004). Demnach scheint sich die positive Entwicklung der benthischen Epifauna, die im Referenzgebiet beobachtet wurde, nicht im gleichen Maße im Windparkgebiet zu vollziehen, was eine negative Auswirkung des Offshore-Windparks wäre.

Die spezifische Ursache für die unterschiedliche Entwicklung der Epifauna in den beiden Gebieten lässt sich mit den hier verwendeten Methoden nicht ermitteln. Das Monitoring kann zwar Entwicklungen aufzeigen, betrachtet dabei jedoch nur die Antwortvariable und lässt keine gesicherten Aussagen hinsichtlich der verantwortlichen Faktoren zu. Speziell im Fall von Offshore-Windparks ist davon auszugehen, dass eine komplexe Interaktion wirksamer Prozesse innerhalb des Windparks (z.B. Bauaktivität, Verlegung von Kabeln, Gegenwart der künstlichen Hartsubstrate, Fischereibefreiung) wie auch im Referenzgebiet (Grundschleppnetzfisherei) zu den beobachteten Unterschieden in den zeitlichen Entwicklungen der Antwortvariablen beitragen.

12.1.3. Infauna

Anhand der durchgeführten multivariaten statistischen Auswertung konnten in der benthischen Infauna keine deutlichen Effekte des Windparks *alpha ventus* nachgewiesen werden. Die strukturelle Ähnlichkeit der Infaunagemeinschaften des Testfeldes und des Referenzgebiets variierte während des gesamten Untersuchungszeitraums nur geringfügig, so dass keine unterschiedlichen zeitlichen Entwicklungen in den beiden Gebieten erkennbar waren, die auf einen Windparkeffekt hindeuten würden. Der Vergleich der univariaten Gemeinschaftsdeskriptoren zeigte jedoch deutliche statistische Interaktionen der beiden Hauptfaktoren „Gebiet“ und „Zeit“, was auf unterschiedliche zeitliche Entwicklungen in den beiden Gebieten hindeutet. Die unterschiedliche zeitliche Entwicklung war jedoch maßgeblich auf die lokal unterschiedlichen Populationsdynamiken zweier Arten zurückzuführen. Die Entwicklung der Gesamtabundanz beider Gebiete war stark durch die Abundanz des dominanten Polychaeten *Spiophanes bombyx* geprägt. Da die Äquität und Diversität stark von dominanten Arten beeinflusst werden, folgten diese abgeleiteten Parameter entsprechend. Die Gesamtbiomasse war primär durch die Biomasse des vergleichsweise großen Seeigels *Echinocardium cordatum* geprägt. Es kann nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden, dass die unter-

schiedlichen Populationsdynamiken dieser Arten im Testfeld und im Referenzgebiet Effekte des Offshore-Windparks darstellen. Vor allem die wiederholten ausgeprägten Biomassepeaks von *E. cordatum* im Referenzgebiet im Frühjahr der Jahre 2010 und 2011, die im Windparkgebiet stets niedriger ausfielen, könnten ein Indiz für konsistente saisonale Unterschiede zwischen den beiden Gebieten sein. Die beobachteten räumlichen Abundanz- bzw. Biomasseunterschiede lagen jedoch innerhalb der Variabilität dieser Parameter in der deutschen AWZ der Nordsee. In Abbildung 33 sind die Abundanzen von *S. bombyx* und die Biomasse von *E. cordatum* auf verschiedenen Feinsandsedimenten der deutschen AWZ der Nordsee dargestellt. Für die Frühjahre 2010 und 2011 liegen hierzu nur wenige Daten vor. Aus den Jahren 2008 und 2009 liegen jedoch ausreichend Daten vor, um die potenzielle natürliche Variabilität dieser Parameter zu veranschaulichen. Vor dem Hintergrund der hohen natürlichen räumlichen Variabilität ist es nicht möglich, die unterschiedliche zeitliche Variabilität der Gemeinschaftsstruktur der benthischen Infauna in Testfeld und Referenzgebiet eindeutig als ein Effekt des Offshore-Windparks zu identifizieren.

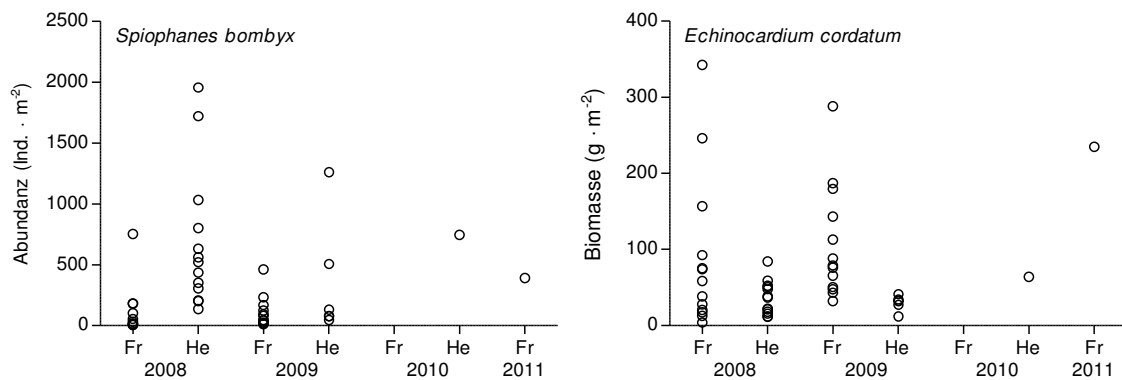


Abbildung 33: Abundanz des Polychaeten *Spiophanes bombyx* (links) und Biomasse des Seeigels *Echinocardium cordatum* auf Feinsandböden der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee. Symbole repräsentieren Mittelwerte in jeweils einem Untersuchungsgebiet und zu einem Zeitpunkt. Die Daten entstammen Umweltverträglichkeitsprüfungen zu Offshore-Windparkprojekten und sind der von Dannheim et al. (2013) erstellten Datenbank entnommen. Fr = Frühling; He = Herbst.

Die Untersuchungen im Rahmen von AP2 scheinen zu bestätigen, dass sich die zeitlichen Entwicklungen der benthischen Infauna in Testfeld und Referenzgebiet nicht voneinander unterscheiden. Weder multivariate noch univariate Analysen konnten zeitlich unterschiedliche Entwicklungen der Infaunagemeinschaften beider Gebiete nachweisen. Dieser Unterschied zu den Ergebnissen des gemäß StUK3 durchgeführten Monitorings innerhalb von AP1 ist auch darauf zurückzuführen, dass sich die Untersuchungen in AP2 ausschließlich auf den Herbst beschränkten, während die Infauna im Rahmen des Monitorings gemäß StUK3 im Herbst und im Frühjahr beprobt wurde. Die unterschiedlichen zeitlichen Entwicklungen in beiden Gebieten sind also primär die Folge struktureller Unterschiede der Infaunagemeinschaften, die nur im Frühjahr ausgeprägt und damit nur vorübergehend waren. Dieser Befund ist für die Planung zukünftiger Untersuchungen von Bedeutung. Eine Untersuchung ausschließlich im Herbst übersieht die saisonalen Unterschiede des Frühjahrs, wodurch mögliche Effekte unbeachtet blieben. Eine Untersuchung ausschließlich im Frühjahr würde hingegen übersehen, dass die beobachteten Unterschiede nur vorübergehend sind



und sich zum Herbst relativieren, wodurch Effekte überbewertet würden. Um zu beurteilen, ob die Effekte von ökosystemarer Bedeutung sind, sind weitere, zielgerichtete Untersuchungen erforderlich. Diese Untersuchungen müssen einerseits zeigen, ob das Muster der saisonalen Unterschiede auch langfristig von Bestand ist. Dieses Ergebnis kann das fortgesetzte Monitoring gemäß StUK3 liefern. Ferner muss jedoch untersucht werden, wie lange die saisonalen Unterschiede in jedem Jahr bestehen bleiben. Erst mit diesem Wissen kann ermittelt werden, welche Bedeutung diese Unterschiede langfristig für bedeutende ökosystemare Prozesse wie z.B. die Produktion des Benthos haben werden.

Ebenso wie das anlagenbezogene Effektmonitoring des Sediments leiden auch die entsprechenden Untersuchungen der Infauna nach StUK3 unter der geringen Replizierung, so dass die Interpretation der Ergebnisse nur oberflächlich und mit äußerster Vorsicht erfolgen kann. Es konnten für einige Gemeinschaftsdeskriptoren zeitliche Korrelationen zwischen den Stationen auf den anlagenbezogenen Transekten und den Stationen in der Fläche des Windparks aufgezeigt werden, die andeuten, dass die zeitlichen Entwicklungen jeweils ähnlich abliefen. Interessanterweise war die Zahl der statistisch signifikanten, positiven Korrelationen für die ost-westlich ausgerichteten Transekte höher als für die nord-südlich ausgerichteten Transekte. Dem anlagenbezogenen Effektmonitoring liegt die Annahme zugrunde, dass die von den OWEA ausgehenden Prozesse, wie z.B. der Eintrag von Biomasse von den Gründungsstrukturen in das umliegende Sediment, von der Strömung in die Fläche getragen werden. Demnach wäre zu erwarten, dass diese Effekte vor allem in der Hauptströmungsrichtung, im Falle von *alpha ventus* also von den OWEA ausgehend in ost-westlicher Richtung, erkennbar sind. Wie jedoch bereits bei der Diskussion der sedimentologischen Ergebnisse erwähnt, müssen die Ergebnisse der Korrelationsanalyse äußerst vorsichtig interpretiert werden. Bei rein visueller Beurteilung der zeitlichen Entwicklungen der Gemeinschaften werden auch hier Unterschiede zwischen den anlagenorientierten Transektstationen und den Stationen in der Fläche des Offshore-Windparks erkennbar. Aber auch diese Fluktuationen waren meist nur vorübergehend und nicht durch einen klaren räumlichen Gradienten gekennzeichnet.

Anhand des ausgedehnten anlagenbezogenen Effektmonitorings in AP2 konnte nur für zwei der häufigen Arten ein Zusammenhang zwischen der Abundanz und dem Abstand zu den OWEA aufgezeigt werden. Dies waren der Amphipode *Bathyporeia guilliamsoniana* auf den nord-südlich ausgerichteten Transekten und die Muschel *Thracia phaseolina* auf den ost-westlich ausgerichteten Transekten. Ein entsprechender Zusammenhang konnte anhand des anlagenbezogenen Effektmonitorings nach StUK3 für keine Art aufgezeigt werden. Hier korrelierte hingegen die Gesamtbiomasse der Infaunagemeinschaft auf den ost-westlich ausgerichteten Transekten signifikant mit dem Abstand von den OWEA. Die Abundanz von *T. phaseolina* war während der gesamten Untersuchung grundsätzlich gering, so dass bereits eine geringfügig höhere Abundanz auf zwei der insgesamt vier Stationen in 100 m Abstand von den OWEA zu einer signifikanten Korrelation führte. Die Abnahme der Gesamtbiomasse der benthischen Infauna nahe der OWEA, die anhand des anlagenbezogenen Effektmonitorings nach StUK3 erkennbar wurde, konnte durch das ausgeweitete Monitoring in AP2 für den gleichen Zeitpunkt (Herbst 2011) nicht bestätigt werden. Da der Stichprobenumfang des ausgeweiteten Monitorings höher war, ist zu erwarten, dass damit auch die Aussagekraft der Ergebnisse von AP2 höher ist. Somit erscheint der beobachtete Biomasseanstieg mit zunehmender Entfernung von den OWEA als nicht gesichert. Grundsätzlich scheint die räumliche Auflösung des anlagenbezogenen Effektmonitorings nach StUK3 wie auch die des aus-



geweiteten Monitorings im Rahmen von AP2 nicht geeignet, um Effekte der Gründungsstrukturen der Offshore-Windenergieanlagen auf die benthische Infauna nachweisen zu können. Dies stützt die Ergebnisse früherer Untersuchungen, wonach entsprechende Effekte in Abständen von mehr als 50 m von Unterwasserstrukturen nur noch schwach bzw. nicht mehr erkennbar sind (Ambrose & Anderson 1990, Posey & Ambrose Jr. 1994). Um die räumliche Ausdehnung der Effekte zu beschreiben, sollten zukünftige Untersuchungen vor allem den Nahbereich in einem Abstand von weniger als 100 m von den OWEA berücksichtigen. Größere Entfernungen von den OWEA können generell der Fläche des Offshore-Windparks zugerechnet werden, die mit dem flächenhaften Infaunamonitoring des StUK abgedeckt werden. Eine Ausdehnung des anlagenbezogenen Effektmonitorings, wie es in AP2 erfolgte, liefert in Hinblick auf graduelle, anlagenbezogene Effekte keine zusätzlichen Informationen und wird daher nicht für zukünftige Untersuchungen empfohlen.

12.1.4. Aufwuchs auf den Anlagen

Wie bereits vorangegangene Untersuchungen (Joschko et al. 2008, Krone et al. 2013) zeigte die Untersuchung der Aufwuchsauna an den OWEA von *alpha ventus*, dass die Biomasse des Aufwuchses in 1 m Wassertiefe durch die Miesmuschel *Mytilus edulis* dominiert wurde. Ein deutlicher Anstieg der Miesmuschelbiomasse war nach dem Larvenfall des ersten Frühjahrs nach Ausbringung der Gründungsstrukturen zu beobachten. In allen drei beprobten Wassertiefen (1, 5 und 10 m) stieg die Artenzahl seit Ausbringung der Anlagen an. Da in 1 m Wassertiefe aber die Gewichtsdominanz der Miesmuschel stark ausgeprägt war, nahm die auf der Basis der Biomasse berechnete Äquität und damit auch die Shannon-Wiener-Diversität in dieser Tiefenstufe deutlich ab. Mit größerer Tiefe stiegen diese Parameter während des Untersuchungszeitraums bei nur spärlicher Besiedlung der Fundamente durch *M. edulis* an. Diese grundsätzlich unterschiedliche Entwicklung der Aufwuchsbiomasse in unterschiedlichen Tiefenstufen wurde auch an anderen künstlichen, sublittoralen Hartsubstraten beobachtet (Wolfson et al. 1979, Whomersley & Picken 2003, Langhamer et al. 2009).

Die Entwicklung einer mächtigen Aufwuchsbiomasse auf den Unterwasserkonstruktionen der Gründungsstrukturen ist der bedeutendste direkte Effekt der Offshore-Windenergieanlagen auf das marine Benthos, der in dieser Studie beobachtet wurde. Er kann zu einer Aggregation von bis zu mehreren Tonnen Biomasse über einer Fläche des Meeresbodens führen, auf der die Biomasse der benthischen In- und Epifauna gewöhnlich einige Kilogramm beträgt (Krone et al. 2013). Von dieser Aggregation von Biomasse sind weitere Folgeeffekte zu erwarten. Das Größenspektrum von planktischen Nahrungspartikeln im Meerwasser ist über einen bestimmten Größenbereich recht homogen (Sheldon et al. 1972), so dass am Boden lebenden Depositfressern ein weites Spektrum an sedimentierten Nahrungspartikeln zur Verfügung steht. Die meisten benthischen Tiere auf den künstlichen Hartsubstraten sind Suspensionsfresser, die sich filtrierend von den zoo- und phytoplanktischen Organismen aus dem umgebenden Meerwasser ernähren. Verschiedene Gruppen von Suspensionsfressern haben spezifische Ansprüche hinsichtlich der Partikelgröße ihrer planktonischen Nahrungsorganismen (Lesser et al. 1992, Boero et al. 2007, Pratt 2008). Gemeinsam jedoch entzieht eine Gemeinschaft unterschiedlicher Suspensionsfresser dem Meerwasser ein breites Größenspektrum an Nahrungsorganismen, wobei nach der Prozessierung in den Verdauungsorganen nur bestimmte Größenfraktionen in Form von Fäzes und Pseudofäzes wieder ausgeschieden werden (Mook 1981). Dies führt dazu, dass das Größenspektrum der Partikel, die auf den Meeresboden absinken und dort den benthischen Organismen zur Verfügung ste-



hen, stark eingeschränkt und verschoben ist. Je nach Nahrungsansprüchen der benthischen Organismen kann dies zu einer ungleichmäßigen Verfügbarkeit von Nahrung für unterschiedliche Gruppen von Organismen führen.

Die Entwicklung der Aufwuchsgemeinschaft war auf den beiden im Testfeld *alpha ventus* verwendeten Gründungsstrukturen (Tripod und Jacket) grundsätzlich gleich. Ein direkter Vergleich der zeitlichen Sukzession auf den beiden Gründungstypen war jedoch nicht möglich, da die Jackets später ausgebracht wurden als die Tripoden und die Sukzessionen damit zeitlich zueinander versetzt verliefen. Damit konnten mögliche Unterschiede, die sich aus den unterschiedlichen Zeitpunkten der Ausbringung ergaben, nicht von Unterschieden aufgrund unterschiedlicher Form der Gründungsstrukturen getrennt werden. Ein statistischer Vergleich des Aufwuchses beider Strukturen war ferner aufgrund des geringen Stichprobenumfangs nicht möglich, da von jedem Gründungstyp nur jeweils zwei Fundamente untersucht wurden. Bei zukünftigen Untersuchungen sollte daher die Anzahl der untersuchten Fundamente erhöht werden, auch um die Aufwuchsgemeinschaften und ihre räumliche und zeitliche Variabilität repräsentativ zu beschreiben. Mehrere Parallelproben an einem Anlagenstandort sind für statistische Analysen nicht geeignet, da sie Pseudoreplikate darstellen. Offshore-Windparks mit typischerweise 40 bis 80 OWEA - wie sie derzeit in der deutschen AWZ realisiert werden - bieten jedoch hervorragende Möglichkeiten der Replizierung.

Wie bereits die Untersuchungen an der Forschungsplattform FINO1 gezeigt haben, bietet die Dokumentation des Aufwuchses anhand von Unterwasservideos keinen zusätzlichen Informationsgewinn (Schröder et al. 2013). Auch hier wurde eine zeitliche Sukzession der Aufwuchsgemeinschaft sowie Unterschiede zwischen der 1 m-Tiefenstufe und den tieferen Bereichen der Gründungsstrukturen dokumentiert. Diese Methode hat eine geringere taxonomische Auflösung als die Kratzproben und liefert keine Informationen hinsichtlich der Biomasse. Gerade diese Informationen sind jedoch auch über die Biologie hinaus von Bedeutung, was wiederholte Anfragen von Behörden mit technischem Bezug in der Folge der Untersuchungen an FINO1 gezeigt haben. Es wird daher empfohlen, zukünftig den Aufwand für die Erstellung und Auswertung von Unterwasservideos zugunsten der Beprobung zusätzlicher Anlagenstandorte mittels Kratzproben zu reduzieren bzw. einzustellen.

12.2. Einordnung der Ergebnisse

Die Ergebnisse dieser benthosökologischen Studie decken sich mit den Ergebnissen, die in anderen Offshore-Windparks gewonnen wurden. Die Ausbildung ausgeprägter Aufwuchsgemeinschaften auf den Gründungsstrukturen von Offshore-Windenergieanlagen ist eine universelle Entwicklung (ELSAM 2005, Lindeboom et al. 2011, Kerckhof et al. 2012). Je nach Standort und konstruktiver Ausführung der Fundamente können Gemeinschaftsstruktur und Biomasse des Aufwuchses variieren. Grundsätzlich sind die Aufwuchsgemeinschaften jedoch durch eine hohe Zahl von Suspensionsfressern charakterisiert. Von dieser Akkumulation von Biomasse werden Folgeeffekte erwartet, die sich in einer Veränderung der benthischen Gemeinschaften auf den umliegenden Sedimenten ausdrücken werden. Da das benthische System vergleichsweise träge reagiert, dauert es mehrere Jahre, bis die Veränderungen im umliegenden Benthos sichtbar werden. Entsprechend wurden im niederländischen Offshore-Windpark *Egmond aan Zee* keine kurzfristigen Effekte auf das Benthos des Meeresbodens beobachtet (Lindeboom et al. 2011). Im belgischen Offshore-Windpark *Thorntonbank* hingegen wurde eine graduelle Veränderung der benthischen Gemeinschaften beob-



bachtet, die drei Jahre nach der Errichtung der OWEA eingesetzt hat und deren räumliche Ausdehnung stetig zunimmt (Coates et al. 2012). Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass in dem Windpark *Thorntonbank* andere Gründungsstrukturen (Schwerkraffundamente mit einer Masse von jeweils bis zu 3.000 t) mit Kolkenschutz zum Einsatz kommen. Der derzeitige Wissensstand erlaubt es nicht zu beurteilen, inwieweit die Ergebnisse aus unterschiedlichen Windparks direkt übertragbar sind. Ebenso war im dänischen Offshore-Windpark *Horns Rev* fünf Jahre nach der Errichtung ein zunehmender Effekt der OWEA auf die benthische Infauna erkennbar, der sich durch höhere Populationsdichten bestimmter Arten auszeichnete (ELSAM 2005). Eine deutliche Veränderung der benthischen Infauna wurde ebenfalls in der Umgebung der Forschungsplattform FINO1 in der Deutschen Bucht beobachtet (Schröder et al. 2013). Wie stark und wie schnell sich diese Effekte im Offshore-Windpark *alpha ventus* ausprägen werden bzw. wie groß ihre räumliche Ausdehnung sein wird, wird von den Umgebungsbedingungen abhängig sein und ist derzeit nicht zu prognostizieren.

12.3. Angemessenheit des StUK3-Untersuchungsrahmens

Aus den Ergebnissen der vorliegenden Studie lassen sich Empfehlungen für zukünftige Untersuchungen der Effekte von Offshore-Windenergieanlagen auf das marine Benthos ableiten. Diese Empfehlungen wurden zum Teil bereits in den vorangegangenen Abschnitten dieses Berichts angeführt und werden hier zusammengestellt. Das grundsätzliche Problem bei der Interpretation der Ergebnisse aus den benthosökologischen Untersuchungen nach StUK3 ist die Verwendung nur eines Referenzgebiets. Anhand nur eines Referenzgebiets lässt sich nicht einwandfrei ermitteln, ob eventuelle Unterschiede in der zeitlichen Entwicklung der benthischen Gemeinschaften im Offshore-Windpark und im Referenzgebiet auf tatsächliche Windparkeffekte zurückzuführen sind oder auf grundsätzliche Unterschiede zwischen den Gebieten, die nicht durch den Offshore-Windpark verursacht wurden. Das Monitoring nach StUK3 zeigte unterschiedliche zeitliche Variationen der benthischen Gemeinschaften und der Sedimenteigenschaften auf, die im Rahmen von AP2, in dem zwei Referenzgebiete betrachtet wurden, nicht bestätigt wurden. Zwar wurden in AP2 die beiden Referenzgebiete für die Analyse zusammengefasst. Diese Zusammenfassung ermöglichte jedoch die Berücksichtigung der gesamten Variabilität in beiden Referenzgebieten, was die Wahrscheinlichkeit der fehlerhaften Ausweisung von Windparkeffekten verringert. Um also die Gefahr der Fehlinterpretation zukünftig zu minimieren, sollten für jedes Windparkprojekt mehrere Referenzgebiete beprobt werden, um das Ausmaß der natürlichen räumlichen und zeitlichen Variabilität verlässlicher abzubilden. Dies kann zusätzlich durch umfangreiche Datenbanken unterstützt werden, wie sie beispielsweise von Dannheim et al. (2013) erstellt wurde, die eine großräumige Abschätzung der Variabilität benthischer Gemeinschaften erlaubt, um diese dann mit der im jeweiligen Windparkgebiet beobachteten Variabilität in Relation zu setzen. Grundsätzlich sollten sich die Untersuchungen der Auswirkungen von Offshore-Windparks auf die Meereresumwelt an den von Underwood (1994) beschriebenen Beprobungs- und Analyse-Methoden des *Beyond BACI*-Designs orientieren, um eine wissenschaftlich haltbare Beurteilung beobachteter Variationen zu gewährleisten. Hierzu gehört auch die mehrfache Beprobung der zukünftigen Windpark- und Referenzgebiete vor der Errichtung der Offshore-Windenergieanlagen, um so ein zeitlich balanciertes Design zu gewährleisten.

Die sich in der vorliegenden Studie andeutenden unterschiedlichen zeitlichen Entwicklungen der benthischen Infaunagemeinschaften in den beiden Gebieten waren maßgeblich auf Unterschiede in den Frühlingskampagnen zurückzuführen, die sich jedoch im darauffolgenden



Herbst stets wieder auflösten. Zum derzeitigen Zeitpunkt kann nicht entschieden werden, ob diese vorübergehenden Schwankungen von grundsätzlicher ökosystemarer Bedeutung sind. Hierzu sind zusätzliche gezielte Fallstudien erforderlich, die mit Hilfe hoher zeitlicher Auflösung der Beprobung aufzeigen können, wie beständig diese Unterschiede zwischen den Gemeinschaften beider Gebiete sind. Erst mit Hilfe solcher Fallstudien kann beurteilt werden, ob die jährliche Beprobung im Frühjahr zu einer Überbewertung der Effekte oder der Wegfall der Frühjahrsbeprobung zu einer Unterbewertung der Effekte führt. Diese aufwendigen Fallstudien können jedoch kein Bestandteil des StUK sein.

Das anlagenbezogene Effektmonitoring nach StUK3 konnte keine Gradienten in der Struktur oder der Dynamik der benthischen Infaunagemeinschaften oder der Sedimenteigenschaften belegen, die auf einen räumlichen Bezug zu den einzelnen OWEA hindeuten. Auch eine räumliche Ausdehnung des anlagenbezogenen Effektmonitorings auf den gesamten Abstand zwischen zwei benachbarten OWEA, wie sie im Rahmen von AP2 erfolgte, führte hier nicht zur Identifizierung entsprechender Effekte, so dass in zukünftigen Untersuchungen von dieser Form der Intensivierung des Monitorings abgesehen werden kann. Grundsätzlich war die räumliche Auflösung des anlagenbezogenen Effektmonitoring nicht geeignet für die Untersuchung der räumlichen Ausdehnung der Effekte auf das Benthos. Diese Untersuchungen sollten zukünftig den Nahbereich in Abständen von den OWEA von weniger als 100 m berücksichtigen. Entscheidend wird aber auch sein, die Untersuchungen zeitlich auszudehnen, um der langsamen Reaktion des Benthos auf die Veränderung des Lebensraumes Rechnung zu tragen.

Die zeitliche Intensivierung der Untersuchungen durch die zusätzliche Beprobung im zweiten Betriebsjahr von *alpha ventus* erhöhte die zeitliche Replizierung der Untersuchungen in einer frühen Phase des Betriebes des Windparks. Hierdurch deutete sich zumindest an, dass sich die Benthosgemeinschaften im Bereich des Offshore-Windparks und der Referenzgebiete zumindest im Frühjahr konsistent unterschieden. Die zukünftigen Untersuchungen nach StUK werden zeigen, ob sich diese Frühjahrsunterschiede längerfristig bestätigen. Die vorliegende Studie hat damit eine Grundlage geschaffen, auf der zukünftig entschieden werden kann, ob eine Beprobung auch im zweiten Jahr der Betriebsphase erforderlich sein wird.

Die Untersuchungen des Aufwuchses auf den Gründungsstrukturen der OWEA anhand von Unterwasservideos liefern keine Information, die nicht auch anhand von Kratzproben gewonnen werden können und sind damit nicht erforderlich. Alternativ sollte auf eine angemessene Replizierung der Kratzproben geachtet werden. Da mehrere Proben, die an einem Anlagenstandort genommen werden, nicht unabhängig voneinander und damit Pseudoreplikate sind, ist eine geeignete Replizierung nur durch die Beprobung mehrerer Anlagenstandorte zu gewährleisten. Ist das Ziel der Untersuchung der Vergleich des Aufwuchses der Anlagen unterschiedlicher Windparks, so sollten pro Offshore-Windpark mindestens fünf Gründungsstrukturen untersucht werden. Ist das Ziel hingegen die großräumige Beschreibung des Aufwuchses auf den Gründungsstrukturen in einem Meeresgebiet, kann dieses auch anhand geringerer Replizierung durch die großräumige Zusammenführung der Daten in umfangreichen Datenbanken erfolgen.



13. Ausblick

Das in dieser Studie durchgeführte Monitoring der benthischen Gemeinschaften folgte einem häufig angewandten Ansatz für Untersuchungen von Umweltauswirkungen auf das marine Benthos. Mit Hilfe des hierfür empfohlenen BACI-Designs, das auch hier zur Anwendung kam, können Effekte auf Gemeinschaften oder Populationen nachgewiesen werden. Es ist jedoch schwierig, aus den hierbei gewonnenen Ergebnissen die Erheblichkeit eines Effektes für das Ökosystem abzuleiten, besonders wenn die Effekte nur schwach ausgeprägt sind. Die Veränderung einer artspezifischen Populationsdynamik oder einer Gemeinschaftsstruktur in Folge einer anthropogenen Aktivität muss nicht zwangsläufig als negativ eingestuft werden, zumal sich die benthischen Gemeinschaften der deutschen Nordsee nicht in einem natürlichen Zustand befinden, z.B. als Folge jahrzehntelanger Schleppnetzfischerei. Um zukünftig mögliche Effekte von Offshore-Windparks auf die Meeresumwelt hinsichtlich der Erheblichkeit ihrer Wirkung auf Arten, Gemeinschaften bzw. das Ökosystem einordnen zu können, sollten anstelle eines generellen Standardmonitorings ausgesuchter Komponenten (z.B. In- und Epifauna des Weichbodens) gezielte Untersuchungen durchgeführt werden, die jeweils auf spezifische Fragestellung ausgerichtet sind. Dies erfordert zunächst die Identifizierung spezifischer Wirkmechanismen (Hypothese), die Definition zu erwartender Effekte (Messgrößen) sowie die Festlegung von Erheblichkeitsschwellen. Anhand dieser Vorgehensweise können spezifische Untersuchungsmethoden gewählt werden, die eine gezielte Untersuchung und Einordnung von Effekten erlauben werden.

14. Literaturangaben

- Ambrose RF, Anderson TW (1990). Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community. *Marine Biology*, 107: 41-52.
- Bergman MJN, van Santbrink JW (2000). Fishing mortality of populations of megafauna in sandy sediments. In: Kaiser MJ, de Groot SJ (Hrsg.): Effects of fishing on non-target species and habitats. Blackwell Science, Oxford: pp. 49-68.
- Boero F, Bucci C, Colucci AMR, Gravili C, Stabili L (2007) *Obelia* (Cnidaria, Hydrozoa, Campanulariidae): a microphagous, filter-feeding medusa. *Marine Ecology*, 28: 178-183.
- Bohlen L, Dale AW, Wallmann K (2012). Simple transfer functions for calculating benthic fixed nitrogen losses and C:N:P regeneration ratios in global biogeochemical models. *Global Biogeochemical Cycles*, 26: GB3029, 1-16.
- Boyd SE, Rees HL (2003): An examination of the spatial scale of impact on the marine benthos arising from marine aggregate extraction in the central English Channel. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57: 1-16.
- BSH (2007). Standardkonzept zur Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK 3). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg und Rostock, 58 pp.
- Coates D, Vanaverbeke J, Vincx M (2012) Enrichment of the soft sediment macrozoobenthos around a gravity based foundation on the Thorntonbank. In: Degraer S, Brabant R, Rumes B (Hrsg.) Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: heading for an understanding of environmental impacts. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Section, pp. 41-54.
- Dannheim J, Schröder A, Wätjen K, Gusky M (2013). Endbericht zum Teilprojekt „Gemeinsame Auswertung von Daten zu Benthos und Fischen für das ökologische Effektmonitoring am Testfeld „*alpha ventus*“ im Rahmen des BMU-geförderten Forschungsvorhabens „Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben „*alpha ventus*“ zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH (StUKplus)“, Förderkennzeichen 0327689A. 67 pp.
- Davis N, VanBlaricom GR, Dayton PK (1982). Man-made structures on marine sediments: effects on adjacent benthic communities. *Marine Biology*, 70: 295-303.
- de Groot SJ (1984): The impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea. *Ocean Management*, 9: 177-190.
- Dernie KM, Kaiser MJ, Warwick RM (2003). Recovery rates of benthic communities following physical disturbance. *Journal of Animal Ecology*, 72: 1043-1056.
- ELSAM (2005) Elsam offshore wind turbines – Horns Rev annual status report for the environmental monitoring programme 1 January 2004 - 31 December 2004, 96 pp.
- Green RH (1979). Sampling design and statistical models for environmental biologists. John Wiley & Sons, New York.
- Heibaum MH (2002). Geotechnische Aspekte von Kolkentwicklung und Kolkschutz. *Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau*, 85: 59-70.
- Hitchcock DR, Drucker BR (1996). Investigation of benthic and surface plumes associated with marine aggregates mining in the United Kingdom. In: The global ocean – towards operational oceanography. Proceedings of the conference on oceanology international. Spearhead Publications, Surrey Conference Proceedings, 2: 221-284.



- Hooper DU, Chapin, III. FS, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton JH, Lodge DM, Loreau M, Nafem S, Schmid B, Setälä H, Symytad AJ, Vandermeer J, Wardle DA (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a concensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75: 3-35.
- Joschko TJ, Buck BH, Gutow L, Schröder A (2008). Colonization of an artificial hard substrate by *Mytilus edulis* in the German Bight. *Marine Biology Research*, 4: 350-360.
- Kaiser MJ, Clarke KR, Hinz H, Austen MCV, Somerfield PJ, Karakassis I (2006). Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series*, 311: 1-14.
- Kaiser MJ, Ramsay K, Richardson CA, Spencer FE, Brand AR (2000). Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal of Animal Ecology*, 69: 494-503.
- Kaplan EH, Welker JR, Kraus MG, McCourt S (1975). Some factors affecting the colonization of a dredged channel. *Marine Biology*, 32: 193-204.
- Kerckhof F, Rumes B, Norro A, Houziaux J-S, Degraer S (2012) A comparison of the first stages of biofouling in two offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea. In: Degraer S, Brabant R, Rumes B (Hrsg.) *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: heading for an understanding of environmental impacts*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Section, pp. 17-39.
- Köhler HJ, Feddersen I (1991). In situ measurements of pore water pressure in soils and concrete constructions. In: G Sörum (Hrsg.): *Field measurements in Geotechnics*. Balkema, Rotterdam, pp.107-116.
- Kristensen E, Ahmed SI, Devol AH (1995). Aerobic and anaerobic decomposition of organic matter in marine sediments: which is fastest? *Limnology and Oceanography*, 40: 1430-1437.
- 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. *Marine Environmental Research*, 85: 1-12.
- Langhamer O, Wilhelmsson D, Engström J (2009). Artificial reef effect and fouling impacts on offshore wave power foundations and buoys – a pilot study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82: 426-432.
- Lesser MP, Shumway SE, Cucci T, Smith J (1992) Impact of fouling organisms on mussel rope culture: interspecific competition for food among suspension-feeding invertebrates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 165: 91-102.
- Lindeboom HJ, Kouwenhoven HJ, Bergman MJN, Bouma S, Brasseur S, Daan R, Fijn RC, de Haan D, Dirksen S, van Hal R, Hille Ris Lambers R, ter Hofstede R, Krijgsveld KL, Leopold M, Scheidat M (2011) Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters*, 6: 035101.
- Madsen PT, Wahlberg M, Tougaard J, Lucke K, Tyack P (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series*, 309: 279-295.
- Maurer DL, Leatham W, Kinner P, Tinsman J (1979). Seasonal fluctuations in coastal benthic invertebrate assemblages. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 8: 181-193.



- Mook DH (1981) Removal of suspended particles by fouling communities. *Marine Ecology Progress Series*, 5: 279-281.
- Newell ND, Bloom AL (1970). The reef flat and 'Two-Meter Eustatic Terrace' of some Pacific atolls. *Geological Society of America Bulletin*, 81: 1881-1894.
- Newell RC, Hitchcock DR, Seiderer LJ (1999). Organic enrichment associated with outwash from marine aggregates dredging: a probable explanation for surface sheens and enhanced benthic production in the vicinity of dredging operations. *Marine Pollution Bulletin*, 38: 809-818.
- Newell RC, Seiderer LJ, Hitchcock DR (1998). The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*, 36: 127-178.
- Poiner IR, Kennedy R (1984). Complex patterns of change in the macrobenthos of a large sandbank following dredging. *Marine Biology*, 78: 335-352.
- Posey MH, Ambrose, Jr. WG (1994). Effects of proximity to an offshore hard-bottom reef on infaunal abundances. *Marine Biology*, 118: 745-753.
- Pratt MC (2008) Living where the flow is right: How flow affects feeding in bryozoans. *Integrative and Comparative Biology* 48: 808-822.
- Seaman W Jr., Buckley RM, Polovina JJ (1989). Advances in knowledge and priorities for research, technology and management related to artificial aquatic habitats. *Bulletin of Marine Science*, 44: 527-532.
- Schlesinger M, Hofer P, Kirchner A, Piégisa A, Strassburg S, Lindenberger D, Fürsch M, Malischek R, Nagl S, Panke T, Trüby J, Lutz C, Khoroshun O, Lehr U (2011). *Energieszenarien 2011. Projektbericht für das Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, Projekt Nr. 12/10, 44 pp.*
- Schröder A, Gutow L, Joschko T, Krone R, Gusky M, Paster M, Potthoff M (2013). *Benthos-ökologische Auswirkungen von Offshore-Windenergieparks in der Nordsee (BeoFINO II). Projektbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Fkz.: 0329974A). 170 pp.*
- Schuchardt B, Bachmann F, Bildstein T, Dau K, Günther CP (2008). *Basisaufnahme Offshore Windpark „alpha ventus“ Fachgutachten Makrozoobenthos und Fische (Arbeitspaket 1). Stiftung Offshore Windenergie, Varel, 121 pp.*
- Sheldon RW, Prakash A, Sutcliffe WH (1972) The size distribution of particles in the ocean. *Limnology and Oceanography*, 17: 327-340.
- Thrush SF, Dayton PK (2002). Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annual Review in Ecology and Systematics*, 33: 449-473.
- Villnäs A, Perus J, Bonsdorff E (2011). Structural and functional shifts in zoobenthos induced by organic enrichment – implications for community recovery potential. *Journal of Sea Research*, 65: 8-18.
- Whitehouse R (1998). *Scour at marine structures: a manual for practical applications*. Thomas Telford Ltd., London, 198 pp.
- Whomersley P, Picken GB (2003). Long-term dynamics of fouling communities found on offshore installations in the North Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83: 897-901.



- Wilhemsson D, Malm T (2008). Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79: 459-466.
- Wohl DL, Arora S, Gladstone JR (2004). Functional redundancy supports biodiversity and ecosystem functioning in a closed and constant environment. *Ecology*, 85: 1534-1540.
- Wolfson A, Van Blaricom G, Davis N, Lewbel GS (1979). The marine life of an offshore oil platform. *Marine Ecology Progress Series*, 1: 81-89.
- Underwood AJ (1994). On Beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, 4: 3-15.
- Zettler ML, Pollehne F (2008). Benthosökologische Auswirkungen von Offshore-Windenergieparks in Nord- und Ostsee. Prozesse im Nahbereich der Piles – Ostsee (BeoFINO II). Projektbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Kfz.: 0329974B). 59 pp.

Berichtsblatt

1. ISBN oder ISSN	2. Berichtsart (Schlussbericht oder Veröffentlichung) Schlussbericht	
3. Titel Vervollständigung der Zeitreihen des StUK während der Betriebsphase und Ermittlung von Veränderungen des Benthos durch Ausweitung des anlagenbezogenen Effektmonitorings		
4. Autor(en) [Name(n), Vorname(n)] Dr. Lars Gutow, Katharina Teschke, Manuela Gusky, Stephanie Preuß, Stefanie Breyer, Rita Fürst, Regine Bönsch, Dr. Andreas Schmidt		5. Abschlussdatum des Vorhabens Juni 2014
		6. Veröffentlichungsdatum Juni 2014
		7. Form der Publikation
8. Durchführende Institution(en) (Name, Adresse) Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI) Am Handelshafen 12 27570 Bremerhaven		9. Ber. Nr. Durchführende Institution
		10. Förderkennzeichen 0327689A/AWI3
		11. Seitenzahl 85
12. Fördernde Institution (Name, Adresse) Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWi) 53107 Bonn		13. Literaturangaben 50
		14. Tabellen 16
		15. Abbildungen 33
16. Zusätzliche Angaben		
17. Vorgelegt bei (Titel, Ort, Datum) BSH & BMU (2014). Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus - Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum. 201 pp. ISBN: 987-3-658-02461-1		
<p>Das Standardkonzept zur Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK) des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) schreibt umfangreiche Untersuchungen der benthischen Gemeinschaften des Meeresbodens sowie des Aufwuchses an den Gründungsstrukturen von Offshore-Windenergieanlagen vor. Mit dem Bau des Testfeldes „alpha ventus“ konnte die Angemessenheit dieser Untersuchungen erstmals überprüft werden. Im vorliegenden Teilprojekt des StUKplus-Forschungsvorhabens wurden die in der zweiten Fortschreibung des Standarduntersuchungskonzepts (StUK3, BSH 2007) vorgeschriebenen Untersuchungen räumlich und zeitlich ausgeweitet, um zu überprüfen, ob auf diese Weise Auswirkungen auf das benthische System nachgewiesen werden können, die mit den betreiberseitig durchzuführenden Monitoring nicht aufgezeigt werden. Im ersten Arbeitspaket (AP1) dieses Teilprojekts erfolgte eine zusätzliche vollständige Beprobung gemäß StUK3 im zweiten Jahr der Betriebsphase von „alpha ventus“. Die Ergebnisse von AP1 deuten auf unterschiedliche zeitliche Entwicklungen der benthischen Gemeinschaften und sedimentologischer Parameter im Offshore-Windpark und in einem von „alpha ventus“ unbeeinflussten Referenzgebiet hin. Diese Unterschiede sind jedoch meist auf vorübergehende Schwankungen untersuchten Parameter wie Artenvielfalt, Gesamtabundanz und Biomasse zurückzuführen. Langfristige, gerichtete Veränderungen des Benthos als Folge des Baus und Betriebs des Offshore-Windparks waren nicht zu erkennen. Lediglich die Biomasse und die Artenzahl des Aufwuchses auf den Unterwasserkonstruktionen der Gründungsstrukturen nahmen seit der Errichtung der Offshore-Windenergieanlagen (OWEA) kontinuierlich zu. Im zweiten Arbeitspaket (AP2) wurde das anlagenbezogene Effektmonitoring der benthischen Gemeinschaften des Meeresbodens auf die gesamte Distanz zwischen zwei benachbarten OWEA ausgedehnt. In AP2 wurden keine Auswirkungen der OWEA auf das Benthos und den Meeresboden nachgewiesen. Die räumliche Auflösung des anlagenbezogenen Effektmonitorings war nicht geeignet, die Prozesse im Nahbereich der Gründungsstrukturen zu erfassen. Die räumliche und die zeitliche Ausweitung des Benthosmonitorings führte in beiden Arbeitspaketen nicht zu zusätzlichen Ergebnissen. Allerdings wurden Defizite der benthosökologischen Untersuchungen nach StUK3 aufgezeigt und Verbesserungsvorschläge abgeleitet.</p>		
19. Schlagwörter		
20. Verlag	21. Preis	