

Gemeinsame Auswertung von Daten zu Benthos und Fischen für das ökologische Effektmonitoring am Offshore-Testfeld *alpha ventus*

Schlussbericht zum Projekt

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



©DOTI 2009 - Matthias Iberler

Dr. Jennifer Dannheim, Dr. Alexander Schröder, Kai Wätjen, Manuela Gusky

Im Auftrag des Bundesamts für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH)

Bremerhaven, Juni 2013



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

Stand:

17. Juni 2013

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) erstellt. 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:



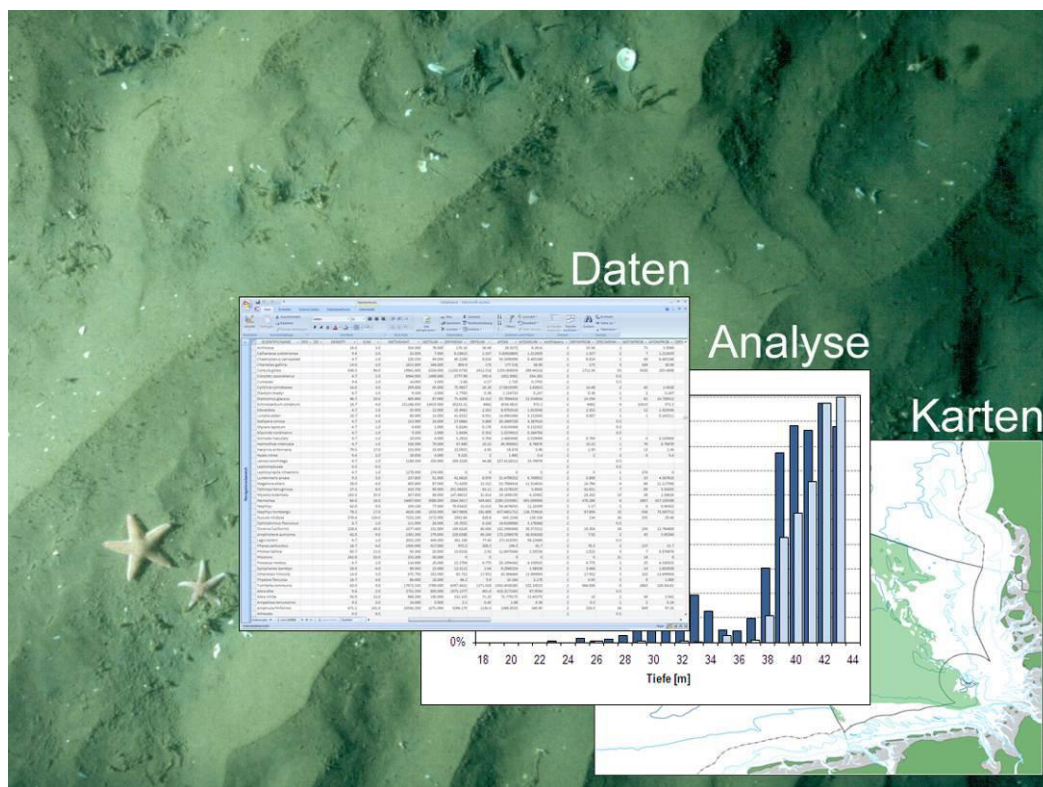
Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz
und Reaktorsicherheit

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages



Gemeinsame Auswertung von Daten zu Benthos und Fischen für das ökologische Effektmonitoring am Testfeld „alpha ventus“

Auftragnehmer Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung	Auftragsnummer 0327689A/AW12
Projektbezeichnung Gemeinsame Auswertung von Daten zu Benthos und Fischen für das ökologische Effektmonitoring am Testfeld „alpha ventus“	
Laufzeit des Projektes 01.05.2008 - 30.04.2012	
Projektbeteiligte Dr. Jennifer Dannheim, Dr. Alexander Schröder, Kai Wätjen, Manuela Gusky	





1. Zusammenfassung

Ziel dieses Teilprojektes war erstmalig großskalige und gleichzeitig räumlich hoch aufgelöste Analysen des benthischen Systems im Hinblick auf räumliche und zeitliche Variabilität in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee durchzuführen. Sie bilden die Grundlage um die Ergebnisse aus dem Effekt-Monitoring im Testfeldvorhaben „alpha ventus“ und die potentiellen kumulativen Effekte von Offshore-Windparks, u.a. in Verbindung mit anderen anthropogenen Effekten wie z.B. Fischerei, in Zukunft bewerten zu können. Es wurde eine umfangreiche Datenbank aus Daten zu benthischen Invertebraten und demersalen Fischen in der deutschen AWZ aufgebaut. Diese Daten aus Umweltverträglichkeitsstudien aus Genehmigungsverfahren von Offshore-Windparks und Forschungsvorhaben wurden hierzu harmonisiert und qualitätskontrolliert. Die räumliche Variabilität der In-, Epi- und Fischfauna ist in diesem Bericht daher auch auf der Skala der deutschen AWZ dargestellt.

Die Sedimentbeschaffenheit prägte vor allem die räumliche Variabilität der Infauna. Die räumliche Variabilität der Epifauna wies einen deutlichen Nord-Süd-Gradienten mit hohen Abundanz im südlichen Bereich auf, hauptsächlich geprägt durch das Vorkommen von Echinodermata. Die Ergebnisse der demersalen Fischfauna wurden getrennt nach Geräten (Baumkurren, Scherbrettnetze) dargestellt, da eine unterschiedliche Fängigkeit nachgewiesen werden konnte. Aufgrund der geringen Datendichte (in der deutschen AWZ) konnte keine räumliche Variabilität der Abundanz und Biomasse für demersale Fische nachgewiesen werden. Zur zukünftigen Abschätzung ist die Einbindung weiterer Datensätze zu demersalen Fischen notwendig. Ferner wurde das räumliche Vorkommen von Rote Liste-Arten und einige Arten des Biototyps „Schlickgründe mit Seefedern und bohrender Megafauna“ (Geschütztes Biotop nach § 30 Absatz 2 BNatSchG) analysiert. Die zeitliche Variabilität der Faunenkompartimente wurde von 1997 (Infauna), 2000 (Epifauna) und 1998 (Fischfauna) bis 2010 untersucht. Infauna und Epifauna zeigten sowohl saisonale, als auch interannuelle Schwankungen in Abundanz und Biomasse, während die Fischfauna in ihrem Vorkommen nicht variierte.

Die in diesem Bericht dargestellten Ergebnisse zeigen die Bedeutung der Benthos- und Fischdatenbank: Sie ermöglicht die Analyse ökologischer Daten aus der deutschen AWZ zur wissenschaftlichen Auswertung des marinen Ökosystems und der ausgeprägten Variabilität im benthischen System. Die Deutsche Bucht ist natürlicherweise ein dynamischer Lebensraum und das benthische System unterliegt durch die natürlichen und anthropogenen Einflussfaktoren einer hohen Variabilität. Um die zukünftigen Einflüsse durch die Einbringung von Hartsubstrat in Form von Offshore-Windenergieanlagen und die mit den Parks verbundenen Änderungen im Fischereidruck auf das benthische System abschätzen zu können, ist es essentiell den Status Quo und die zeitliche und räumliche Variabilität des benthischen Systems zu berücksichtigen. Der mögliche Einfluss von Offshore-Windparks wird das Benthos der Deutschen Bucht zukünftig prägen. Die Einflüsse können zeitlich kumulieren, aber auch räumlich durch die zunehmende Anzahl von Windparks. Daher ist es wichtig, nicht nur einzelne Windparks zu betrachten, sondern das marine Ökosystem möglichst großskalig zu erfassen. Hierdurch wird eine Grundlage für die zukünftige Eingriffsbewertung möglicher Effekte von Offshore-Windenergieanlagen und solcher Effekte, die mit dem Betrieb von Offshore-Windparks im Zusammenhang stehen (Veränderung des Fischereidrucks) geschaffen. Ferner wurden innerhalb dieses Projektes wichtige methodische Punkte für die Evaluierung des Standarduntersuchungskonzepts des BSH (StUK3) für Benthos und Fische erarbeitet.



2. Summary

The aim of this subproject was the first implementation of both large-scale and spatially high resolved analyses of the benthic system with regard to spatial and temporal variability in the German Exclusive Economic Zone (EEZ) of the North Sea. These provide a basis for future assessment of effect-monitoring results in the test field area “alpha ventus” and potential cumulative impacts of offshore wind farms, in relation to other anthropogenic effects such as fishery, in the future. A large data base of macrozoobenthic invertebrates and demersal fish data from the German EEZ was developed. These data from environmental impact assessment studies of offshore wind farm licensing procedures and scientific projects were harmonised and quality controlled. The spatial variability of infauna, epifauna and demersal fish fauna is thus outlined on the scale of the German EEZ in this report.

Sediment structure particularly shaped the spatial variability of infauna. The spatial variability of epifauna showed a pronounced North-South-gradient with high abundances in the southern area, mainly shaped by the occurrence of Echinodermata. Due to a proven difference in catchability, the results of the demersal fish fauna were presented separated by gears (beam trawls, otter trawls). Owing to low data density (in the German EEZ), no spatial variability in abundance and biomass of demersal fish could be detected. For future assessments the involvement of further datasets of demersal fish is necessary. Further, the spatial occurrence of Red List species and species of the biotope type “mud with sea pens and burrowing megafauna” (protected biotope according to § 30 section 2 BNatSchG) were analysed. Temporal variability of the faunal compartments were investigated from 1997 (infauna), 2000 (epifauna) and 1998 (fish fauna) until 2010. Infauna and epifauna showed seasonal as well as annual fluctuations in abundance and biomass, whereas the demersal fish fauna did not vary in its occurrence.

The results presented in this report show the importance of the benthos and fish data base: It allows analytical possibilities of ecological data in the German EEZ for scientific studies on the marine ecosystem and for the distinct variability of the benthic system. The German Bight is naturally a dynamic biotope and the benthic system is subject to high variability by natural and anthropogenic factors. In order to evaluate the future factors by the introduction of hard substrates in term of offshore wind-power plants and changes of fishing pressure on the benthic system by the wind farms, it is essential to consider the status quo of the benthic system's temporal and spatial variability. The potential influence of offshore wind farms will shape the benthos of the German Bight in the future. Effects may cumulate over time as well as spatially due to the increasing number of wind farms. Therefore, it is important not to look at one single wind farm only, but to characterise the marine ecosystem on a large scale. This generates the base/criteria for future valuations of the possible effects of offshore wind turbines and those effects that are associated with the operation of offshore wind farms (changes in fishing pressure). Further, in this project important details of the methodology for the evaluation of the BSH “Standards for the Environmental Impact Assessment” (StUK3) on benthos and demersal fish were developed.



3. Inhaltsverzeichnis

1.	Zusammenfassung.....	3
2.	Summary.....	4
3.	Inhaltsverzeichnis.....	5
4.	Tabellenverzeichnis	6
5.	Abbildungsverzeichnis.....	7
6.	Abkürzungsverzeichnis	10
7.	Einleitung	11
8.	Stand von Wissenschaft und Technik.....	13
9.	Material und Methoden.....	15
9.1.	Probenahme- und Erfassungsmethoden	15
9.2.	Messgrößen	16
9.3.	Untersuchungsdesign.....	17
9.4.	Analyse und Methoden zur Auswertung	17
9.5.	Modelle	18
10.	Methodenkritik.....	19
11.	Ergebnisse	20
11.1.	Datenzeitraum und -umfang	20
11.2.	Räumliche Variabilität des Sediments	23
11.3.	Räumliche und zeitliche Variabilität der Infauna	24
11.4.	Räumliche und zeitliche Variabilität der Epifauna	31
11.5.	Räumliche und zeitliche Variabilität der demersalen Fischfauna	36
11.6.	Räumliche Modellierung von Artverbreitungen - ausgewählte Beispiele	41
12.	Diskussion.....	48
12.1.	Bewertung und Einordnung der Ergebnisse	48
12.1.1.	Räumliche Variabilität des benthischen Systems	50
12.1.2.	Zeitliche Variabilität des benthischen Systems	52
12.1.3.	Mögliche Effekte von Offshore-Windparks auf das Benthos.....	53
12.2.	Angemessenheit des StUK3-Untersuchungsrahmens.....	56
13.	Ausblick.....	59
14.	Veröffentlichungen	61
15.	Literaturangaben	62



4. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. Projekte, aus denen Daten zu makrozoobenthischen Invertebraten in die Analysen eingeflossen sind mit den jeweiligen Jahresangaben, Untersuchungszeitraum 1997 - 2011.20

Tabelle 2. Projekte, aus denen Daten zu demersalen Fischen in die Analysen eingeflossen sind mit den jeweiligen Jahresangaben: Untersuchungszeitraum 1998 - 2010.22

Tabelle 3. Trennungsgrade für Proben aus unterschiedlichen Fanggeräten (R-Werte, ANOSIM-Analyse: one-way analysis of similarity) basierend auf artspezifischen Abundanzen und Biomassen. Die R-Werte zeigen strukturelle Unterschiede zwischen Proben unterschiedlicher Fanggeräte auf. Die Unterschiede waren statistisch signifikant bei $p < 0,01$. GSN = Scherbrettnetz, BK3 = Baumkurre (3 m Breite), BK7-8 = Baumkurre (7 - 8 m Breite).36

Tabelle 4. Statistiken zur Güte der Modelle zur Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von *Callianassa* spp., *Echinocardium cordatum* und *Upogebia* spp. Signifikanzniveau: $p < 0.05$47

5. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1. Bathymetrie und geplante bzw. realisierte Offshore-Windparkprojekte in der deutschen AWZ der Nordsee (Stand 05.01.2012).	12
Abbildung 2. Dichte der untersuchten Greiferstationen zur Beprobung der Infauna (linke Seite, räumliche Auflösung: 5 km Grid) und der untersuchten Kurren/Dredgenstationen zur Beprobung der Epifauna (rechte Seite, räumliche Auflösung: 10 km Grid) in der deutschen AWZ.	21
Abbildung 3. Dichte der untersuchten Stationen zur Erfassung der Fischfauna mit Baumkurren (3 m und 7 - 8 m Breite, linke Seite) und Scherbrettnetzen (15 m Breite, rechte Seite) in der deutschen AWZ (räumliche Auflösung: 10 km Grid).	23
Abbildung 4. Räumliche Verteilung der medianen Korngröße (μm), des Schlickanteils (%) und des organischen Anteils (%) des Sediments in der deutschen AWZ (räumliche Auflösung: 5 km Grid).....	24
Abbildung 5. Räumliche Verteilung der mittleren Abundanz (m^{-2}) und Biomasse (mg m^{-2}) der Infauna in der deutschen AWZ (Kreuze: Stationen ohne Biomasseerhebung, räumliche Auflösung: 5 km Grid).....	25
Abbildung 6. Räumliche Verteilung der mittleren Abundanz (m^{-2}) der Infauna der taxonomischen Großgruppen Bivalvia, Crustacea, Echinodermata, Polychaeta und Sonstige in der deutschen AWZ (Darstellungsweise: 5 km Grid). Sonstige: Anthozoa, Arachnida, Ascidiacea, Bryozoa, Echiurida, Foraminifera, Hemichordata, Hydrozoa, Nematoda, Nemertea, Oligochaeta, Osteichthyes, Pontopoda, Phoronida, Plathelminthes, Porifera, Priapulida, Sipunculida.	26
Abbildung 7. Räumliche Verteilung der mittleren Anzahl der Rote Liste-Arten der Infauna in der deutschen AWZ (räumliche Auflösung: 5 km Grid).	27
Abbildung 8. Abhängigkeit der mittleren Anzahl der Rote Liste-Arten der Infauna in der deutschen AWZ von den hydrographischen Parametern Temperatur ($^{\circ}\text{C}$), Salinität (PSU), Sauerstoffgehalt (mg/l) sowie von den Sedimentparametern mittlere Sedimentkorngröße (μm), dem Sortierungskoeffizienten des Sediments (GSD), dem organischen Gehalt (Glühverlust, %) und dem Schlickanteil ($< 63 \mu\text{m}$ -Fraktion, %).	28
Abbildung 9. Box-Whisker-Plots zur zeitlichen Variabilität der Abundanz (m^{-2}) und Biomasse (g m^{-2}) der Infauna in der deutschen AWZ. Gruppiert nach Jahren und Monaten ($N = 4.586$).	29
Abbildung 10. Anzahl der untersuchten Stationen (Anzahl der Fälle) im Verhältnis zur Variabilität der Abundanz (Stdev N) und Biomasse (Stdev B) für die Infauna in der deutschen AWZ ($N_{\text{ges}} = 4.586$).	30
Abbildung 11. Zeitliche Variabilität der medianen Abundanz (a, m^{-2}) und Biomasse (b, g m^{-2}) der Infauna aller Stationen in der deutschen AWZ ($N = 4.586$).	31
Abbildung 12. Räumliche Verteilung der mittleren Abundanz (m^{-2}) und Biomasse (mg m^{-2}) der Epifauna in der deutschen AWZ (Kreuze: Stationen ohne Biomasseerhebung, räumliche Auflösung: 10 km Grid).....	31



Abbildung 13. Räumliche Verteilung der mittleren Abundanz (m^{-2}) der Epifauna in taxonomischen Großgruppen Bivalvia, Crustacea, Echinodermata und Polychaeta in der deutschen AWZ (räumliche Auflösung: 10 km Grid).	32
Abbildung 14. Räumliche Verteilung der mittleren Anzahl von Rote Liste-Arten der Epifauna in der deutschen AWZ (räumliche Auflösung: 10 km Grid).	33
Abbildung 15. Box-Whisker-Plots zur zeitlichen Variabilität der Abundanz (a, m^{-2}) und Biomasse (b, $g m^{-2}$) der Epifauna in der deutschen AWZ. Gruppiert nach Jahren und Monaten (N = 2.089).	34
Abbildung 16. Zeitliche Variabilität der medianen Abundanz (a, m^{-2}) und Biomasse (b, $g m^{-2}$) der Epifauna aller Stationen in der deutschen AWZ (N = 2.089).	35
Abbildung 17. nMDS-Plot zu Unterschieden in der Fängigkeit verschiedener Fischereigeräte [GSN = Scherbrettnetz, BK3 = Baumkurre (3 m), BK7-8 = Baumkurre (7 – 8 m)] basierend auf der Abundanz (a) und der Biomasse (b) der Fischfauna aller untersuchten Stationen (N = 1.508) in der deutschen AWZ.	36
Abbildung 18. Räumliche Verteilung der mittleren Abundanz (km^{-2}) und Biomasse ($kg km^{-2}$) der Fischfauna in Baumkurren (a, c) und Scherbrettnetzen (b, d) in der deutschen AWZ (räumliche Auflösung: 10 km Grid).	37
Abbildung 19. Räumliche Verteilung der mittlere Anzahl der Rote Liste-Arten der demersalen Fischfauna aus Baumkurren und Scherbrettnetzen in der deutschen AWZ (räumliche Auflösung: 10 km Grid).	38
Abbildung 20. Box-Whisker-Plots zur zeitlichen Variabilität der Abundanz (km^{-2}) und Biomasse ($kg km^{-2}$) der Fischfauna aus Scherbrettnetzen (a, b; N = 370) und Baumkurren (c, d; N = 1.138) in der deutschen AWZ. Gruppiert nach Jahren und Monaten.	39
Abbildung 21. Zeitliche Variabilität der medianen Abundanz (km^{-2}) und Biomasse ($kg km^{-2}$) der Fischfauna aus Baumkurren (a, c) und Scherbrettnetzen (b, d) in der deutschen AWZ. .	41
Abbildung 22. Vorkommen von <i>Goneplax rhomboides</i> in Abhängigkeit von a) Wassertiefe (m) und b) Sedimenttyp nach Figge (1981). Links: Anzahl der beprobten Stationen und Stationen mit <i>G. rhomboides</i> (positiv Funde). Rechts: Frequenz (%) von <i>G. rhomboides</i> , d.h. Anteil der Funde an der Gesamtstationszahl	43
Abbildung 23. Karte mit prognostizierter Verbreitung, Informationen zur Verbreitung und zur Güte der Karte von <i>Arctica islandica</i> , <i>Nephrops norvegicus</i> und <i>Goneplax rhomboides</i> (Stand: September 2010) in der deutschen AWZ.	44
Abbildung 24. Flächendeckende georeferenzierte Layer der Bathymetrie und der Sedimentklassen (1 km^2 -Raster) in der Deutschen Bucht zur räumlichen Modellierung der Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art (biologische Punktdaten).	45
Abbildung 25. Tiefenspezifische Frequenz (m) von a) <i>Callinassa</i> spp., b) <i>Upogebia</i> spp. und c) <i>Echinocardium cordatum</i> an den untersuchten Stationen in der deutschen AWZ.	46
Abbildung 26. Frequenz des Auftretens (%) von <i>Echinocardium cordatum</i> , <i>Upogebia</i> spp. und <i>Callinassa</i> spp. über die verschiedenen Sedimenttypen der untersuchten Stationen in der deutschen AWZ.	46

Abbildung 27. Modellierter Wahrscheinlichkeit des Vorkommens (%) von *Echinocardium cordatum*, *Callinassa* spp. und *Upogebia* spp. in der deutschen AWZ.....47

Abbildung 28. Abundanz von *Spiophanes bombyx* und Biomasse von *Echinocardium cordatum* (Jahre 2008 - 2011). Oben: Vergleich des Gebietes „alpha ventus“ (weiße Punkte) und des Referenzgebietes (schwarze Punkte) aus dem Effekt-Monitoring (FKZ 0327689A/AWI3); Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011. Unten: Datenbankergebnisse aus Windparks, die in Feinsandgebieten (vgl. „alpha ventus“) liegen, Darstellung: Mittelwert der Untersuchungsgebiete zu dem jeweiligen Zeitpunkt; Fr = Frühling; He = Herbst.....49

Abbildung 29. Schematische Darstellung eines Probenahmedesigns zur effektiveren Nutzung der Daten durch Kreuzvalidierung bei gleichzeitiger Reduktion der Referenzflächen um die Hälfte. Rote Flächen: Windparkgebiete, blaue Flächen: Referenzgebiete, Pfeile: Mehrfachnutzung und Kreuzvalidierung verschiedener Windparks.....57

Abbildung 30: Anteile der Taxa einzelner Familien, die auf Art-, Gattungs- bzw. Familienniveau bestimmt wurden. Gelistet sind hier alle Familien, die zumindest teilweise auf Artniveau bestimmt wurden, Einträge > 10 in der Datenbank und Anteile an Gattungs- und Familienniveau > 10 % aufwiesen.59



6. **Abkürzungsverzeichnis**

ANOSIM	Analysis of Similarity, Analyse der Similaritäten
ArcGIS	Geoinformationssystem der Firma ESRI
AWI	Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
ITIS	Integrated Taxonomic Information System
nMDS	nichtmetrische Multidimensionale Skalierung
tsd	tausend
StUK	Standardkonzept zur Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (Standarduntersuchungskonzept)
UVS	Umweltverträglichkeitsstudie
VB	Vertrauensbereich (statistisch)
WoRMS	World Register of Marine Species



7. Einleitung

Marine Ökosysteme stellen zahlreiche Güter und Dienstleistungen für die Menschheit bereit. Dies sind primär lebende und nicht-lebende Ressourcen aber auch Transportwege sowie Möglichkeiten und Räume für Freizeit und Erholung. Ein Großteil der Weltbevölkerung (ca. 60%) lebt in einer Entfernung von maximal 100 km von den Küsten der Weltmeere (Vitousek et al. 1997). Aus der starken anthropogenen Nutzung der Küstenmeere wie der Nordsee in Form von Schifffahrt, Fischerei, Sandentnahme und -verklappung, Verlegung von Kabeln, Leitungen und Pipelines, Offshore-Windenergienutzung, Tourismus sowie aus den Anforderungen des Meeresumweltschutzes ergeben sich erhebliche Interessenkonflikte. Diese Nutzungskonflikte zwischen wirtschaftlichen Interessen einerseits und Meeresumweltschutz andererseits stellen eine große Herausforderung dar. Speziell in der Nordsee werden die Ansprüche an das marine Management nicht zuletzt durch flächenintensive Offshore-Windparks in den kommenden Jahren steigen (Abbildung 1).

Wissenschaftler und Politiker sind sich einig, dass ein nachhaltiges Management der Nutzung von Meeresgütern und -dienstleistungen nur durch ein ökosystembasiertes Management und systembasierte Bewertungen der Meeresumwelt unter Berücksichtigung aller ökologischen Gesichtspunkte erreicht werden kann. Die praktische Umsetzung eines solchen ökosystembasierten Managements ist jedoch mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden. Einerseits akkumulieren sich die Effekte der vielfältigen Meeresnutzungen auf das natürliche System der Nordsee. Andererseits unterscheiden sich Habitate, Artengemeinschaften und Arten in ihrer Sensibilität hinsichtlich anthropogener Einflüsse (Browman & Stergiou 2004). Ein zentrales Problem des Managements besteht daher in dem Fehlen von Wissen über die räumliche Verbreitung von Habitaten und das ökologische „Funktionieren“ von Küstenökosystemen, d.h. das Zusammenspiel einzelner Arten durch Interaktionen (Gray et al. 2006). Um ein ökologisch sinnvolles und nachhaltiges Management zu entwickeln, ist es daher unerlässlich die räumliche Verbreitung von Arten und Gemeinschaften sowie die Reaktion des Systems auf anthropogene Einflüsse besser zu verstehen.

In den letzten Jahren ist von der deutschen Bundesregierung durch die beschlossene Energiewende der Ausbau der Offshore-Windparks in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) vorangetrieben worden. Zurzeit ist ein Offshore-Testfeld in Betrieb („alpha ventus“, ca. 6 km²), zwei im Bau (BARD Offshore 1 und Borkum West-II, ca. 82 km², Stand: Juni 2012) und ca. 120 weitere sind geplant (4.302 km²), wovon 26 Windparks bereits genehmigt sind (ca. 912 km²). In der Summe handelt es sich um eine Fläche von ca. 5.302 km², welches einer Fläche von ca. 20 % der deutschen AWZ ausmachen würde (Referenz für Berechnungen: Shapefile, Abbildung 1). Hinsichtlich der kumulativen Auswirkungen zahlreicher Offshore-Windparks auf die Meeresumwelt bestehen noch erhebliche Kenntnislücken. Nur ein Verständnis der Mechanismen hinter den Veränderungen im benthischen System durch Windparks kann jedoch dazu beitragen, mögliche Eingriffe in die marine Bodenlebewelt durch Offshore-Windenergieanlagen zu bewerten.

Ziel dieses Teilprojektes war erstmalig großskalige und gleichzeitig räumlich hoch aufgelöste Analysen des benthischen Systems im Hinblick auf räumliche und zeitliche Variabilität in der deutschen AWZ durchzuführen. Diese Analysen bilden die Grundlage, um die Ergebnisse aus dem Effekt-Monitoring im Testfeldvorhaben „alpha ventus“ und die potentiellen kumulativen

Einflüsse von Offshore-Windparks, u.a. in Verbindung mit anderen anthropogenen Effekten wie z.B. Fischerei, in Zukunft bewerten zu können.

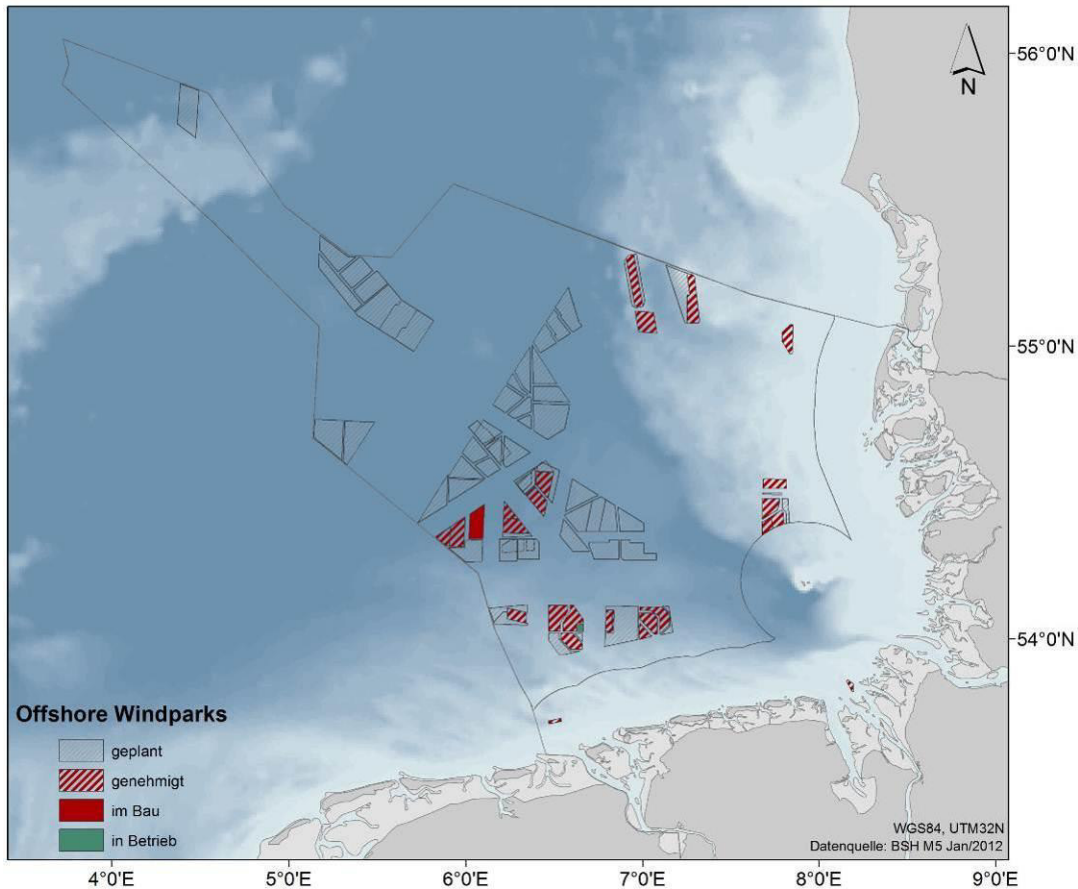


Abbildung 1. Bathymetrie und geplante bzw. realisierte Offshore-Windparkprojekte in der deutschen AWZ der Nordsee (Stand 05.01.2012).

Dazu wurden im Rahmen der Begleitforschung im Testfeld „alpha ventus“ in diesem Teilprojekt vorhandene Daten aus Umweltverträglichkeitsstudien zu aktuellen Windpark-Projekten sowie aus Forschungsprojekten zum Vorkommen benthischer Invertebraten und demersaler Fische in der deutschen AWZ evaluiert, harmonisiert und analysiert. Erstmals wurde eine umfangreiche, einheitliche und qualitätsgeprüfte Datenbank mit Informationen zur Meeresumwelt aufgebaut. Diese enthält Datensätze mit Informationen zu den jeweiligen Untersuchungen, den relevanten abiotischen Daten sowie biologischen Daten zu benthischen Invertebraten und demersalen Fischen. Die Daten stammen einerseits aus den Umweltverträglichkeitsstudien zu Offshore-Windparks in der deutschen AWZ und wurden von der Genehmigungsbehörde zur Verfügung gestellt, andererseits aus Forschungsprojekten des AWI.

In Absprache und enger Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) als Genehmigungsbehörde und den Datenoriginatoren wurde so eine einheitliche qualitätsgeprüfte Datenbasis an Meeresumweltinformationen zum Vorkommen biologischer Schutzgüter erstellt. Die Datenbasis stellt eine wichtige Grundlage dar, um die räumlichen und zeitlichen Variabilität des benthischen Systems zu untersuchen, um Abschätzungen der möglichen Effekte von Offshore-Windenergieanlagen auf das Vorkommen der Bodenlebewesen zukünftig bewerten zu können und dient daher gleichzeitig der Evaluierung des StUK3 (BSH 2007).



8. Stand von Wissenschaft und Technik

Benthische Gemeinschaften eignen sich besonders für langzeitliche Untersuchungen natürlicher und anthropogener Einflüsse, da sie im Vergleich zu pelagischen Gemeinschaften räumlich und zeitlich vergleichsweise stabil sind (Salzwedel et al. 1985). Temperatur, Sediment und Wassertiefe sind die wichtigsten Umweltparameter, die die Verteilung benthischer Invertebraten und Fische bestimmen (Glémarec 1973, Duineveld et al. 1991). Für das Benthos werden anhand dominanter Arten Assoziationen definiert, die jedoch keine strikten Grenzen aufweisen. Vielmehr sind sie Beschreibungen typischer Artensamensetzungen entlang von Umweltgradienten (Salzwedel et al. 1985, Duineveld et al. 1991, Rees et al. 2007). In der deutschen AWZ der Nordsee werden Schluffe von der *Nucula nitidosa*-Assoziation und schluffige Sande von der *Amphiura filiformis*-Assoziation bewohnt. Feinsande sind durch die *Tellina fabula*-Assoziation dominiert, während gröbere Sande von der *Goniadella Spisula*-Assoziation bewohnt werden (Salzwedel et al. 1985, Rachor und Nehmer 2003).

Die demersalen Fischgemeinschaften der Nordsee werden vor allem durch die Temperatur, den Salzgehalt und die Wassertiefe strukturiert (Callaway et al. 2002, Pörtner & Knust 2007). Der flachere (< 50 m Wassertiefe), südliche Teil der Nordsee ist dabei diverser als der nördliche. Charakterarten für die Deutsche Bucht sind Wittling (*Merlangius merlangus*), grauer Knurrhahn (*Eutrigla gurnardus*), Kliesche (*Limanda limanda*) und Zwergzunge (*Buglossidium luteum*) (Daan et al. 1990, Callaway et al. 2002, Ehrich et al. 2009).

Die Nordsee ist ein sehr dynamischer Lebensraum (Clark & Frid 2001), der durch eine hohe saisonale Temperaturvariabilität (Dyer et al. 1983, Kröncke et al. 2001), starke Tidenströmungen und damit verbundenen stetigen jedoch variablen Nährstoff- und Sedimenteinträgen aus Flüssen (Lozán et al. 1990, Becker et al. 1992, Lozán et al. 2003) sowie windinduzierten Wellenschlag und damit einhergehender Sedimentresuspension (Rachor & Gerlach 1978, Dörjes et al. 1986) gekennzeichnet ist. Seltener auftretende Einflüsse wie extrem kalte Winter und Sauerstoffmangel beeinflussen zusätzlich die Rekrutierung und das Überleben vieler Arten (Ziegelmeier 1964, Niermann et al. 1990, Duineveld et al. 1991). Das Klima der Nordsee wird deutlich von der Nordatlantischen Oszillation (NAO) beeinflusst (Becker et al. 1992, Ducrotoy et al. 2000), die zu einer regionalen Oszillation der Temperatur, Salinität und oberflächennahen Strömungen führt. Diese Schwankungen haben vor allem saisonal, aber auch mittelfristig (NAO) oszillierend einen starken strukturierenden Charakter auf die Gemeinschaften makrozoobenthischer Invertebraten (Kröncke et al. 1998, Tunberg und Nelson 1998, Kröncke et al. 2001) und demersaler Fische der flachen sublitoralen Deutschen Bucht (Beispiel: Einwanderung lusitanischer Arten als „Sommergäste“: Wätjen 2007, Pörtner & Knust 2007).

Zusätzlich zu den natürlichen Umweltschwankungen verändern anthropogene Einflüsse das benthische System. Einige anthropogene Effekte wirken nur lokal wie z.B. Sandentnahme und -verklappung (Stronkhorst et al. 2003, Witt et al. 2004), während andere wie Verschmutzung, Eutrophierung (Duineveld et al. 1991, Basford et al. 1993, Thiel et al. 2011) und Fischerei (Rumohr et al. 1998, Jennings et al. 1999, Clark & Frid 2001) auf größerer Skala wirken. Der Fischereidruck ist weder zeitlich noch räumlich gleichmäßig in der Nordsee verteilt (Rijnsdorp et al. 1998, Jennings et al. 1999). Besonders die Grundschleppnetzfisherei, der stärkste anthropogene Einfluss auf das benthische System der Nordsee (Dayton et al. 1995, Lindeboom & de Groot 1998, Kaiser et al. 2006), hat die Weichbodengemeinschaften



nachhaltig über die letzten 100 Jahre verändert. Kontinuierlicher Fischereidruck hat die Dominanz kleiner, kurzlebiger und schnell wachsender Arten verstärkt, was zu einem System niedriger Diversität, geringer Biomasse und schnellen Prozessen und Umsatzraten geführt hat (Jennings & Kaiser 1998, Hall 1999, Kaiser et al. 2006).

In den letzten zwei Dekaden hat die Offshore-Windindustrie zunehmend an Bedeutung gewonnen. Mit der Energiewende deutet sich an, dass sich die Offshore-Windindustrie in den kommenden Jahrzehnten potentiell zu einem der stärksten, flächendeckenden anthropogenen Einflüsse in den deutschen Küstengewässern entwickeln wird. Die zu erwartenden Einflüsse der Windparks auf das Benthos werden als vielfältig beschrieben (z.B. Elliott 2002, Krone 2012). Dabei muss grundsätzlich zwischen den zu erwartenden Effekten der Errichtung des Windparks und des Betriebs unterschieden werden. Es werden Änderungen der Weichbodengemeinschaften in der direkten Umgebung der Anlagen durch Änderungen in der Hydrographie, der Sedimentzusammensetzung und der Geochemie erwartet (Joschko 2007, Coates et al. 2011). Das Einbringen von Hartsubstrat und das Ansiedeln von Hartbodenorganismen kann die umgebende Weichbodengemeinschaft einerseits durch das Ansiedeln nicht einheimischer Arten verändern („Stepping stones“, siehe Kerckhof et al. 2011), andererseits durch das Einbringen zusätzlichen organischen Materials (Biomasse und Faeces) von den Gründungsstrukturen der Windenergieanlagen (Joschko et al. 2008, Krone 2012). Aus diesen direkten Effekten können indirekte Effekte („n-order“ Effekte) resultieren. Beispiele hierfür wären Änderungen der Nahrungsnetze durch Veränderung der qualitativen und quantitativen Artenzusammensetzung der benthischen Gemeinschaft und der biogeochemischen Eigenschaften des Sediments. Ferner werden Interaktionen des Benthos des Meeresbodens mit der Epifauna auf dem künstlichen Hartsubstrat der Gründungsstrukturen erwartet. Es wird ein erhöhter Eintrag organischen Materials (erhöhte Nahrungsverfügbarkeit) in die umliegenden Sedimente erwartet sowie ein erhöhter Fraßdruck von Räubern, die durch die Gründungsstrukturen angelockt werden („Riff-Effekt“, siehe Lindeboom et al. 2011, Reubens et al. 2011, Krone 2012). Die hier genannten potentiellen Effekte sind direkte Effekte durch den Bau und Betrieb der Offshore-Windparks (im weiteren Verlauf als Offshore-Windparkeffekte bezeichnet). Jedoch wird durch die Windparks indirekt auch eine Änderung im Fischereidruck auf das benthische System erwartet. Innerhalb des Windparks kommt es zu einer Abnahme des Fischereidrucks, da hier keine kommerzielle Fischerei zugelassen ist. Hierdurch wird eine potentielle Erholung des benthischen Systems erwartet (Lindeboom et al. 2011, im Folgenden als Fischereieffekt bezeichnet). Außerhalb der Parks kann die räumliche Umverteilung des Fischereiaufwandes bei gleichbleibender Flottenstärke in einigen Gebieten möglicherweise zu einer Zunahme des Fischereidrucks führen (Berkenhagen et al. 2010, Stelzenmüller et al. 2011).

Derzeit sind die Effekte von Offshore-Windparks nur für einzelne Windenergieanlagen bzw. einzelne Windparks untersucht worden. Es kann jedoch erwartet werden, dass die kumulativen Effekte zahlreicher Offshore-Windparks in einer Region auf großen räumlichen Skalen zur Ausprägung kommen. Um die möglichen Effekte der Windparks zukünftig von der natürlichen Variabilität abgrenzen und bewerten zu können, bedarf es einer guten Kenntnis der natürlichen Schwankungen im benthischen System. Für die räumliche Analyse, d.h. die Modellierung von Punktdaten in die Fläche, gibt es dabei verschiedene Techniken. Neben der einfachen Klassifizierung von Clustern oder Gruppen anhand von Parametern (Beispiel: Racher und Nehmer 2003) gibt es generell zwei Strategien zum Erstellen von flächendeckenden Verbreitungskarten (nach Degraer et al. 2008):



(1) die räumliche Interpolation basierend auf den Stationsinformationen bzw. auch in Kombination mit Umweltfaktoren (z.B. Pesch et al. 2008) und

(2) die Vorhersage bzw. Modellierung der Habitateignung oder Artverbreitung basierend auf der Eignung der Umwelteigenschaften des Habitats (Darr 2008, Gogina & Zettler 2010, Reiss et al. 2011, Stelzenmüller et al. 2011).

Räumliche Interpolation beinhaltet drei schwerwiegende Nachteile: (a) Die makrozoobenthische Gemeinschaftsstruktur ändert sich häufig über kurze Distanzen, (b) die Ergebnisse (Karte) hängen stark von der Dichte der Stationen ab (Degraer et al. 2008 und Referenzen darin) und (c) die Karten sind sehr statisch, d.h. sobald neue Daten erhältlich sind, muss der gesamte Prozess der Interpolation wiederholt werden. Modelle zur Habitateignung und Artverbreitung hingegen können, bei Einbindung neuer Daten, leicht erneuert und neu berechnet werden. Ein weiterer Vorteil von Modellen ist, dass die Generierung von Umweltdaten meist weniger kostenintensiv als das Sammeln laborintensiver biologischer Informationen ist. Ferner sind Umweltparameter meist detailreicher vorhanden, sodass kleinräumige fleckenhafte Verteilungen des Benthos ermittelt werden können (Degraer et al. 2008).

Die im Folgenden vorgestellten Ergebnisse beinhalten verschiedene räumliche Analysen: gemittelte Parameter über Grid-Zellen, Klassifizierung und Modellierung. Solch großflächige Untersuchungen, wie sie hier erstmalig vorgestellt werden, liefern eine wichtige Grundlage (Status Quo, natürliche Variabilität) auf der künftig Bewertungen über der möglichen Auswirkungen von Offshore-Windparks auf das benthische System realisierbar sind.

9. Material und Methoden

9.1. Probenahme- und Erfassungsmethoden

Die Auswertungen dieses Projektes basieren auf vorhandenen Daten, die in Datenbanken zusammengeführt und ausgewertet wurden. Dabei wurden jeweils die Daten zum Vorkommen benthischer Invertebraten (Benthos) und demersaler Fische separat aufgearbeitet. Es wurden zunächst vorrangig die Daten aus den Umweltverträglichkeitsstudien der Windpark-Projekte bearbeitet und hinsichtlich ihrer Vollständigkeit und Qualität geprüft. Anschließend wurden Daten aus Forschungsprojekten überarbeitet und harmonisiert, um diese mit den Daten der Umweltverträglichkeitsstudien (UVS) gemeinsam auszuwerten. Die Einbeziehung von weiteren internationalen Datensätzen, wie z.B. geplant für Horns Rev, war aufgrund der Vertraulichkeit der Rohdaten leider nicht möglich. Die Speicherung der Daten erfolgte in einer Geodatenbank, deren Struktur kompatibel zu nationalen und internationalen Datenbanken mit relevanten Daten zu Bodenfauna und Fischen gehalten wurde (MUDAB; BFA-Fisch-Datenbank; Large-Net/MarBef; EUROBIS; VLIZ-NSBP2000).

Harmonisierung

Insgesamt wurden Daten aus 31 (makrozoobenthische Invertebraten) bzw. 22 Offshore-Windparks (demersale Fische) harmonisiert. Die Datensätze wurden zunächst auf Vollständigkeit überprüft, d.h. ob alle vom BSH vorgegebenen Pflichtangaben in den Datenblättern der MS Excel-Dateien (siehe www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/Windparks/Datenformate) vorhanden waren. Dabei stellte sich heraus, dass die Qualität der Daten aus Umweltverträglichkeitsgutachten sehr unterschiedlich war. Offensichtliche Fehler wie Formatfehler, vertauschte Angaben in Spalten, Diskontinuität in den Bezeichnungen etc. wurden



direkt vor dem Import in die Datenbank korrigiert. Fehlende Datensätze oder Fehlkalkulationen wurden von den Datenoriginatoren nachgefordert. Unstimmigkeiten, die gegebenenfalls mit dem Daten-Export (z.B. Export aus den Datenbanken der Datenoriginatoren) zusammenhängen, Vereinheitlichung von Begrifflichkeiten und Mängel am derzeitigen Datenabgabeformat wurden mit den Planungsbüros abgestimmt. Zahlreiche Mängel konnten behoben werden und der Datentransfer von den Datenoriginatoren an das BSH wurde optimiert. Zukünftig sind daher bei der Abgabe der Rohdaten, zusammen mit dem Bericht zur Umweltverträglichkeitsstudie, kaum noch formatbedingte Fehler oder das Fehlen von Daten zu Pflichtfeldern zu erwarten.

Validierung und Plausibilität der Daten

Nach der Harmonisierung wurden die biologischen und sedimentologischen Daten hinsichtlich ihrer Plausibilität untersucht. Es wurden Kombinationen von Angaben getestet, ob diese real vorkommen können (nach Standarduntersuchungskonzept des BSH 2007 und der Datenbank des AWI), z.B. ob die angegebene geschleppte Strecke in der angegebenen Zeit realistisch ist oder ob die Biomasse von Arten realistisch erscheint. Taxonomische Einträge wurden mit internationalen Datenbanken (ITIS, WoRMS) abgeglichen und eine taxonomisch einheitliche Datenbank aufgebaut. Wichtige Daten, die auf Plausibilität geprüft wurden, sind z.B. die beprobte Fläche bei geschleppten Geräten, Umrechnung der Individuen pro Fläche und Aktualität der taxonomischen Artbenennung.

Die Harmonisierung und Plausibilitätsprüfung der Daten war der zeitaufwendigste Schritt des Projektes bei der Überführung der Daten in die Datenbank, gleichzeitig jedoch auch der wichtigste für sämtliche weiteren Analysen. Ein weiterer Schwerpunkt des Projektes bestand daher in der Zusammenarbeit mit den Originatoren der UVS-Daten in Form von Beratungen und Workshops. Durch die fortlaufende Qualitätskontrolle und der engen Zusammenarbeit mit den Datenoriginatoren konnte der Datentransfer auch für zukünftige Umweltverträglichkeitsstudien optimiert werden. Die Harmonisierung und Plausibilitätsprüfung bzw. die Zusammenarbeit mit den Originatoren bezüglich der Daten zu den demersalen Fischen werden zurzeit in einem anderen Projekt („Bewertungsansätze für Raumordnung und Genehmigungsverfahren im Hinblick auf das benthische System und Habitatstrukturen“; BSH/BMVBS finanziert; Auftragsnummer 10016990) weitergeführt. Daher konnten nicht alle Daten aus UVS-Projekten in die Analysen einbezogen werden (Details siehe Kapitel 11.1).

Die Datenbankstruktur wurde basierend auf der MS Excel-Tabellenvorlage des BSH in MS Access aufgebaut. Zusätzlich wurden Tabellen mit Angaben zu den Betreibern und Laboren mit Kontaktdaten sowie eine taxonomische Datenbank erstellt und in die Datenbank eingefügt. Die Struktur der Datenbank ist kompatibel zu anderen nationalen und internationalen Datenbanken mit relevanten Daten zu benthischen Invertebraten und demersalen Fischen. Aufbau und Qualitätskontrolle der Datenbank fanden während des gesamten Projektes in enger Absprache mit dem BSH statt.

9.2. Messgrößen

In diesem Bericht wurden nur Daten aus van Veen-Greifern und Baumkurren/Dredgen zur In- und Epifauna sowie die Daten aus Baumkurren und Scherbrettnetzen zur demersalen Fischfauna analysiert. Videodaten und Kratzproben, z.B. von den Anlagen wurden nicht in die hier vorgenommenen Analysen mit einbezogen.



Aus den unterschiedlichen Projekten wurden verschiedenste Umweltparameter in die Datenbank aufgenommen. Für die Analysen wurden jedoch nur die folgenden Parameter verwendet: Temperatur (°C), Salinität (PSU) und Wassertiefe (m). Da die tatsächlich gemessene Wassertiefe jedoch auch an einer geographischen Position deutlich variieren konnte, wurden für die Berechnungen die Bathymetrie-Daten (m) aus dem ArcGis-Shapefile (Quelle: BSH) für die jeweiligen Positionen zugrunde gelegt. Ferner wurden die mediane Korngröße (μm), der Sortierungskoeffizient des Sediments (GSD) und der organische Gehalt des Sediments (Glühverlust, %) in die Auswertungen mit einbezogen.

Biologische Daten wurden in Form von Abundanz (N), Feuchtgewicht (mg WW), Trockengewicht (mg DW) und aschefreies Trockengewicht (mg AFDW) erfasst. Dabei wurden die Individuen bis zur kleinsten möglichen taxonomischen Einheit, überwiegend auf Artniveau, bestimmt. Abundanz und Biomasse wurden auf 1 m^2 für die In- und Epifauna sowie auf 1 km^2 für die demersale Fischfauna standardisiert. Da nicht in allen Studien das Trockengewicht und aschefreie Trockengewicht bestimmt wurde, wird im Folgenden die Biomasse nur als Feuchtgewicht (gWW m^{-2} , kgWW km^{-2}) dargestellt. Daten zu juvenilen und larvalen Einträgen wurden nicht in die Auswertungen mit einbezogen. Ebenso wurden pelagische Fische bei der Auswertung der Fischfauna nicht berücksichtigt.

9.3. Untersuchungsdesign

Diesem Projekt liegt kein einheitliches Untersuchungsdesign zugrunde, da die Daten aus unterschiedlichen Projekten stammen. Besonders die Unterschiedlichkeit der Daten zwischen den Projekten erschwerte die gemeinsame Auswertung. Daher wurde ein Großteil der Arbeit auch auf die Harmonisierung der Datensätze verwandt. Die Daten aus Umweltverträglichkeitsstudien folgen dem einheitlichen Untersuchungsdesign des StUK 1 - 3 (BSH 2003 - BSH 2007). Weitere Daten aus Forschungsprojekten unterliegen im Design den jeweiligen Ansprüchen der zu untersuchenden Fragestellungen der Projekte.

Für die kumulative Betrachtung der räumlichen und zeitlichen Variabilität der makrozoobenthischen Invertebraten und der demersalen Fischfauna wurden insgesamt 4.586 Stationseinträge zur Infauna (van Veen-Greifer), 2.089 Stationseinträge zur Epifauna (Baumkurren, Dredgen) und 1.508 Stationseinträge zur demersalen Fischfauna ausgewertet (Scherbrett-netzte, Baumkurren). Der Untersuchungszeitraum umfasst die Jahre 1997 - 2011, eine genauere Auflistung des Datenursprungs ist dem Kapitel 11.1 zu entnehmen.

9.4. Analyse und Methoden zur Auswertung

Alle Daten zu makrozoobenthischen Invertebraten und demersalen Fischen aus UVS und großräumigen Forschungsprogrammen wurden jeweils zusammen ausgewertet. Alle univariaten Analysen beruhen auf stationsspezifischen Abundanz- und Biomasseberechnungen. Die statistischen Messzahlen (Median, Standardabweichung etc.) wurden mit dem Statistikprogramm Statistica (Version 10) berechnet. Die zeitliche Variabilität der In-, Epi- und Fischfauna wurde mittels Box-Whisker-Plots dargestellt. Abhängigkeiten der Variabilität von der Anzahl der Stationen wurden, nach Prüfung auf Normalverteilung, anhand von Pearson-Korrelationen getestet (Signifikanzniveau: $p < 0,05$).

Alle Untersuchungen zur räumlichen Variabilität wurden durch eine Kombination aus Statistikprogrammen mit ArcGIS (Desktop-Version 10) ermittelt. Alle räumlichen Analysen der In-,



Epi- und Fischfauna beruhen auf den stationsspezifischen und flächenhaft standardisierten Abundanz und Biomasseeinträgen. Ein großes Problem in der räumlichen Auswertung ist die ungleichmäßige Verteilung der Stationen in der deutschen AWZ. Daher wurden die Abundanzen und Biomasseeinträge mittels geostatistischer Verfahren (Fishnet-Tool, Verschneidung von Polygon-, Punkt- und Rasterdaten zur Abundanz und Biomasse) ausgewertet, d.h. die Parameter wurden über ein Grid-Verfahren räumlich gemittelt. Für die räumliche Variabilität der Infauna wurde ein 5 km-Grid gewählt, für die Epi- und Fischfauna ein 10 km-Grid). Eine weitere Methode, ungleichmäßige Verteilungen von Stationen über die Fläche zu harmonisieren, ist in Kapitel 9.5 aufgeführt.

Für die Auswertung der demersalen Fischfauna wurden die Abundanzen und Biomassen zunächst mit dem Programm Primer v6 (Clarke & Gorley 2006, Clarke & Warwick 2001) analysiert. Es wurde getestet, ob unterschiedliche Fischereigeräte mit variierender Fängigkeit einen signifikant messbaren Einfluss auf die Erfassung der Fischfauna haben. Es wurde eine Similaritätsmatrix mit dem Bray-Curtis Ähnlichkeitsindex erstellt. Abundanzen und Biomassen wurden zuvor 2. Wurzel-transformiert um den überwiegenden Einfluss dominanter Arten zu reduzieren. Die Ähnlichkeit der Proben in den Gemeinschaften wurde durch nichtmetrische Multidimensionale Skalierung (nMDS) visualisiert. Zusätzlich wurde eine einfaktorielle ANOSIM (Analysis of Similarity, Faktor: Fischereigerät) durchgeführt, um die statistische Signifikanz unterschiedlicher Fängigkeit der Geräte auf die Erfassung der demersalen Fischfauna zu testen.

9.5. Modelle

Die ersten Artenverbreitungskarten beruhen auf einer einfachen Klassifikation der potentiellen Habitate in ArcGIS. Anhand eines zweifaktoriellen Modells mit den diskriminatorischen Faktoren „Wassertiefe“ (Bathymetrie-Daten) und „Sediment“ wurde das potentielle Vorkommen der Art abgegrenzt. In ArcGIS wurde innerhalb der Figge-Karte das Vorkommen anhand des klassifizierten Sedimenttyps und der Wassertiefe prognostiziert, außerhalb, aufgrund fehlender Sedimentinformationen, nur anhand der Wassertiefe. Endprodukt ist ein durch ArcGIS-Tools entstandenes Polygon, welches das Habitat als klassifizierte räumliche Fläche farblich ausweist. Dieses Polygon enthält jedoch keinerlei qualitative Werte.

In einer vorangeschrittenen Analyse wurde die räumliche Modellierung von Arten durch ein binäres logistisches Regressionsmodell berechnet. Diese Art der GLM-Modelle (general linear models) ist klassisch für binäre Datensätze, da es keine Annahmen über die Datenverteilung macht und erlaubt kategoriale Regressoren in die Analysen einzubeziehen (Gogina & Zettler 2010). Das binäre logistische Regressionsmodell verknüpft die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art (p) mit ein oder mehreren Regressoren x . Die Grundform der Formel nach Gogina & Zettler (2010) und Gogina et al. (2010) lautet:

$$p(x) = \frac{\gamma_b}{1 + \gamma_b} \quad (1)$$

wobei $\gamma_b = \exp(b_0 + b_1 D + b_2 D^2 + b_3 \text{Sed}_1 + b_4 \text{Sed}_2 + b_5 \text{Sed}_3 + b_6 \text{Sed}_4)$

und D = Wassertiefe, D^2 = einfache polynomiale Variable für D , Sed_i = Substratklassen des Sediments als 4-klassige kategoriale Variable und b_i = Regressionsparameter. Regressionsparameter wurden nach der „maximum likelihood“-Methode abgeschätzt (Gogina & Zettler 2010).



Die Modellierung wurde zunächst nur mit den Regressoren „Wassertiefe“ und „Sediment“ getestet. Weitere Umweltparameter wurden nicht getestet, da im Projekt bisher keine flächendeckenden Daten anderer Regressoren zur Verfügung standen. Zukünftig wird der Modellierung eine detaillierte Kausalanalyse zugrunde gelegt werden, d.h. die Untersuchung der Abhängigkeit des Vorkommens einer Art (p) von verschiedenen Regressoren (Umweltparametern) (Gogina et al. 2010). Die räumliche Expression des Modells erfolgte über geostatistische Verfahren in ArcGIS. Dabei enthält die resultierende Rasterkarte qualitative Werte (%-Angaben) der Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art.

10. Methodenkritik

Die harmonisierten und qualitätsgeprüften Daten der Datenbanken entstammen verschiedenen Projekten, verschiedenen Datenoriginatoren und damit auch verschiedenen Büros, die die taxonomische Bestimmung durchgeführt haben. Die taxonomische Genauigkeit variiert zwischen den Büros der Datenoriginatoren wie auch zwischen den Bearbeitern eines Büros. Wenn Analysen mit sämtlichen Daten der Datenbanken auf Artebene durchgeführt werden, bedingt dies taxonomische Unterschiede innerhalb des Datensatzes, die auf die Büros zurückgeführt werden können. Ein Beispiel hierfür sind die Grundeln (Gattung: *Pomatoschistus*), die von einigen Büros auf Artebene, von anderen nur bis Gattungsebene bestimmt wurden. Ähnliche und noch zahlreichere Beispiele finden sich bei den makrozoobenthischen Invertebraten. Im Zweifelsfall ist daher eine Auswertung des gesamten Datensatzes auf Gattungsebene die wissenschaftlich korrekte Methode.

Obwohl das StUK (BSH 2003 - 2007) einen Gerätestandard für die Beprobung der In-, Epi- und Fischfauna vorgibt, so variieren die Geräte doch in ihrer Fängigkeit. Für die Beprobung der Infauna wird ein modifizierter Backengreifer (van Veen) vorgeschrieben. Das Gewicht des Greifers variiert jedoch zwischen 30 - 95 kg (Variation zwischen Büros der Datenoriginatoren), was unterschiedliche Eindringtiefen bei gleichem Sedimenttyp zur Folge haben kann. Zur Beprobung der Epifauna wurden Kurren oder Dredgen mit einer Breite von 1 - 3 m und unterschiedlichem Gewicht verwendet, was zu Unterschieden in der Erfassung der Epifauna führen kann. Neben den bekannten Unterschieden zur Fängigkeit zwischen Baumkurren und Scherbrettnetzen (siehe Kapitel 11.5), gibt es auch Unterschiede in der Fängigkeit innerhalb eines Gerätestandards. Baumkurren zur Beprobung der demersalen Fischfauna hatten zwar die gleiche Breite (7 - 8 m), jedoch unterschiedliche Maschenweiten im Steert (10 - 20 mm). Alle verwendeten Gerätestandards mit ihren Unterschieden sind zwar in der Datenbank erfasst, die Unsicherheit bzw. der Fehler für die Auswertung ist jedoch nicht abschätzbar.

Eine weitere Unsicherheit liegt in der Natur der Daten. In den Datenbanken werden Daten aus Zeiträumen von mehreren Jahren sowie aus einer großen geographischen Fläche verwendet (siehe Kapitel 9, 11.1). Bei der räumlichen Auswertung wird der zeitliche Aspekt ignoriert, während bei der Analyse der zeitlichen Variabilität räumliche Aspekte vernachlässigt werden. So basiert beispielsweise die räumliche Analyse im nördlichen Teil der AWZ, dem sogenannten Entenschnabel, hauptsächlich auf den Daten von Rachor & Nehmer (2003) aus dem Jahr 2000 und werden in der räumlichen Darstellung mit biologischen Parametern beispielsweise aus dem Jahr 2008 verglichen. Diese Unsicherheit beinhalten jedoch alle großflächigen, marinen, georeferenzierten Studien, da eine zeitgleiche, großflächige Beprobung im Meer aus Zeit- und Kostengründen nicht realisierbar ist. Man sollte sich dieser Unsicherheit jedoch immer bewusst sein.



11. Ergebnisse

11.1. Datenzeitraum und -umfang

Die Datenerfassung zu den makrozoobenthischen Invertebraten des Weichbodens in der deutschen AWZ der Nordsee erstreckte sich über den Zeitraum der vergangenen 14 Jahre (Tabelle 1). Die Frequenz der Beprobung für die UVS innerhalb dieser Jahre unterlag dem StUK.

Tabelle 1. Projekte, aus denen Daten zu makrozoobenthischen Invertebraten in die Analysen eingeflossen sind mit den jeweiligen Jahresangaben, Untersuchungszeitraum 1997 - 2011.

Projekte	Jahre													
	97	99	00	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11
Albatros														
Alpha ventus														
Amrumbank West														
Aquamarin														
Austerngrund														
Bard Offshore I														
Bernstein														
Borkum Riffgrund Ost														
Borkum Riffgrund West														
Borkum West														
Borkum West II														
Butendiek														
Citrin														
Dan Tysk														
Deutsche Bucht														
ENOVA Off. NS Windpower														
EOS Offshore He dreiht														
EOS Offshore Nordsee														
Global Tech I														
Global Tech II														
Global Tech III														
Gode Wind														
Gode Wind II														
Horizont 1														
Horizont 2														
Horizont 3														
Meerwind														
Nördlicher Grund														
Nordsee Ost														
Sandbank 24														
Veja Mate														
AWI_AOE														
AWI_AWZ														
AWI_BRG														
AWI_WEAF														

Die Basisaufnahme umfasste eine einmalige Beprobung pro Jahr (Voruntersuchung) und eine zweimalige Beprobung über 2 Jahre (Zustandsaufnahme). Daten zur Bau- und Betriebsphase (1. Jahr) sind bisher vom Projekt „alpha ventus“ verfügbar. Jede Beprobung umfasste ein Stationsraster (2-3 Greifer pro Station, 1 Kurre/Dredge) im Pilotgebiet und in einem Referenzgebiet mit ähnlichen Habitateigenschaften. Neben den biologischen Parametern wurden bei jeder Beprobung ebenfalls Umweltparameter, wie in Kapitel 9 gelistet, erhoben. Der Untersuchungsumfang zur Erhebung der Forschungsdaten (AWI-Projekte, Tabelle 1) variierte zwischen den einzelnen Projekten. Alle Forschungsprojekte waren einjährige, höchstens zweijährige Untersuchungen. Die Projekte AWI_AOE und AWI_AWZ (Jahr 2000, siehe auch Rachor und Nehmer 2003) sind einmalige, großflächige Untersuchungen (siehe Abbildung 2).

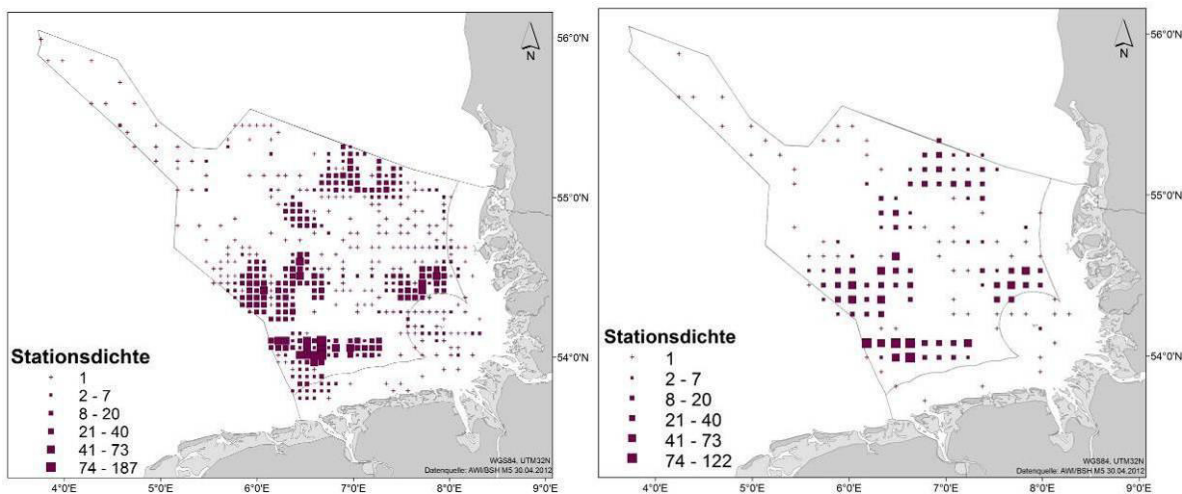


Abbildung 2. Dichte der untersuchten Greiferstationen zur Beprobung der Infauna (linke Seite, räumliche Auflösung: 5 km Grid) und der untersuchten Kurren/Dredgenstationen zur Beprobung der Epifauna (rechte Seite, räumliche Auflösung: 10 km Grid) in der deutschen AWZ.

Die höchste Stationsdichte fand sich im Bereich des Gebietes „alpha ventus“ (Abbildung 2). Im Mittel fanden sich hier 187 Stationen 25 km^2 zur Infaunabeprobung bzw. 122 Stationen 100 km^2 zur Epifaunabeprobung. Abbildung 2 zeigt deutlich die ungleiche Verteilung der Stationsdichte über die AWZ und stellt somit für die folgenden Ergebnisse eine Referenz über die Datenqualität und -dichte der Untersuchungen dar, d.h. welche Gebiete (Grid-Zellen) durch höhere Stationsdichten besser untersucht sind. Besonders im Nordwesten, dem sogenannten Entenschnabel, sind nur wenige und meist nur einmalig beprobte Stationen (pro Grid) vorhanden. Hingegen sind Bereiche, in denen Windparks geplant oder realisiert sind, besonders gut untersucht (vgl. Abbildung 1 und Abbildung 2).



Tabelle 2. Projekte, aus denen Daten zu demersalen Fischen in die Analysen eingeflossen sind mit den jeweiligen Jahresangaben: Untersuchungszeitraum 1998 - 2010.

Projekte	Jahre												
	98	99	00	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10
Albatros													
Alpha ventus													
Aquamarin													
Austerngrund													
Bard Offshore I													
Bernstein													
Borkum West													
Citrin													
Dan Tysk													
Deutsche Bucht													
ENOVA Off. NS Windpower													
Meerwind													
Veja Mate													
AWI_LTER													
AWI_WEAF													

Daten zu demersalen Fischen in der deutschen AWZ der Nordsee erstreckten sich über die letzten 12 Jahre (Tabelle 2), wobei eine durchgehende jährliche Beprobung an einzelnen Stationen nur im Langzeitprojekt des AWI (AWI_LTER) erfolgte. Im Gegensatz zu den 30 UVS zu makrozoobenthischen Invertebraten lagen am Ende des Projektes nur 22 UVS zu demersalen Fischen vor. In die Auswertung wurden nur die bisher 13 qualitätsgeprüften Projekte einbezogen, die anderen Projekte werden zur Zeit in Zusammenarbeit mit den Datenoriginatoren qualitätsgeprüft (siehe Kapitel 9).

Die Frequenz der Beprobung für die UVS ist bei den Fischen ebenfalls im StUK festgeschrieben: Basisaufnahme ist eine einmalige Beprobung (1 Jahr, Voruntersuchung) und eine zweimalige Beprobung über 2 Jahre (Zustandsaufnahme). Daten zur Bau- und Betriebsphase lagen für die demersalen Fische bis zum heutigen Stand nicht vor. Jede Beprobung umfasste ein Stationsraster (1 Baumkurre/Dredge) im Pilotgebiet und in einem Referenzgebiet mit ähnlichen Habitateigenschaften. Dabei wurde pro Station entweder eine 7 - 8 m Baumkurre oder ein Scherbrettnetz in Kombination mit einer 3 m Baumkurre geschleppt. Bei jeder Beprobung wurden auch hier zeitgleich die Umweltparameter (Kapitel 9) erhoben.

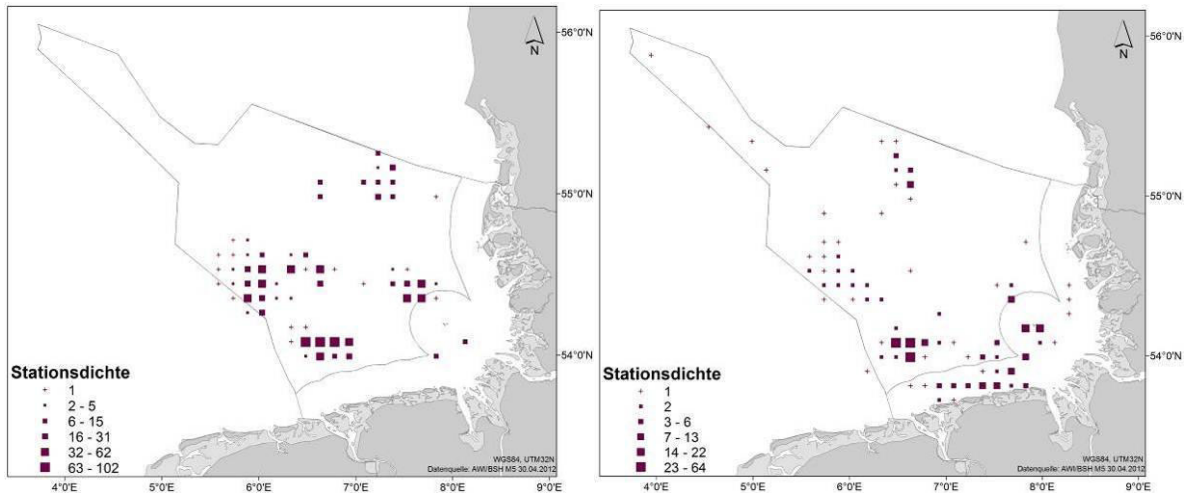


Abbildung 3. Dichte der untersuchten Stationen zur Erfassung der Fischfauna mit Baumkurren (3 m und 7 - 8 m Breite, linke Seite) und Scherbrettnetzen (15 m Breite, rechte Seite) in der deutschen AWZ (räumliche Auflösung: 10 km Grid).

Die Stationsdichte zur Beprobung der Fische zeigte auch hier eine ungleiche Verteilung der Stationen in der AWZ der Nordsee. Generell war die Stationsdichte auch durch die Unterscheidung in Baumkurren und Scherbrettnetze (Abbildung 3) gering. Da die meisten UVS mit 7 - 8 m Baumkurren durchgeführt wurden, war die Stationsdichte der Baumkurren in den Windparkgebieten (vgl. Abbildung 1 mit Abbildung 3, links) mit bis zu 102 Kurren 100 km² im Mittel am höchsten. Die Stationsdichte der Scherbrettnetze war im Bereich „alpha ventus“ (64 Stationen/ 100 km²) und entlang der ostfriesischen Küste erhöht (14 - 22 Stationen/ 100 km²). Aufgrund der geringen flächendeckenden Abdeckung wurde bei den Fischdaten auf eine flächendeckende, statistische Interpolation der Daten im Weiteren verzichtet. Die Abbildung 3 soll für die folgenden Ergebnisse zur demersalen Fischfauna ebenfalls als Referenz zur Datenqualität und -dichte der Untersuchungen betrachtet werden bzw. zeigen, welche Grid-Zellen durch mehr Stationen innerhalb des Grids besser untersucht wurden.

11.2. Räumliche Variabilität des Sediments

Die großräumigen Sedimentcharakteristika waren in der Deutschen Bucht stark durch das Elbe-Urstromtal, einem Relikt aus der Saaleeiszeit, geprägt (vgl. Bathymetrie in Abbildung 1). Dabei fanden sich vor allem am östlichen Rand (submarine Geestkante) des Tals die feinsten Sedimente (< 97 µm, Abbildung 4) und im westlichen Teil ausgedehnte Flächen homogenen Feinsands (97 - 260 µm). In den flacheren Gebieten entlang der nordfriesischen und ostfriesischen Küste fanden sich im Bereich des Borkum-Riffgrundes (südwestlichster Teil der AWZ) und im nordwestlichsten Teil der AWZ sehr heterogene Sedimente von sehr feiner bis sehr grober Korngröße (Abbildung 4, vgl. BSH 2009).

Der höchste Schlickanteil wurde ebenfalls im Bereich des Elbe-Urstromtals gefunden sowie im Bereich der Schlickflächen der Helgoländer Tiefen Rinne (42 - 87 %, Abbildung 4). Die geringsten Schlickanteile waren in den heterogenen Sedimentflächen nordöstlich des Urstromtals und im Bereich des Borkum-Riffgrundes zu finden (0 - 4 %).

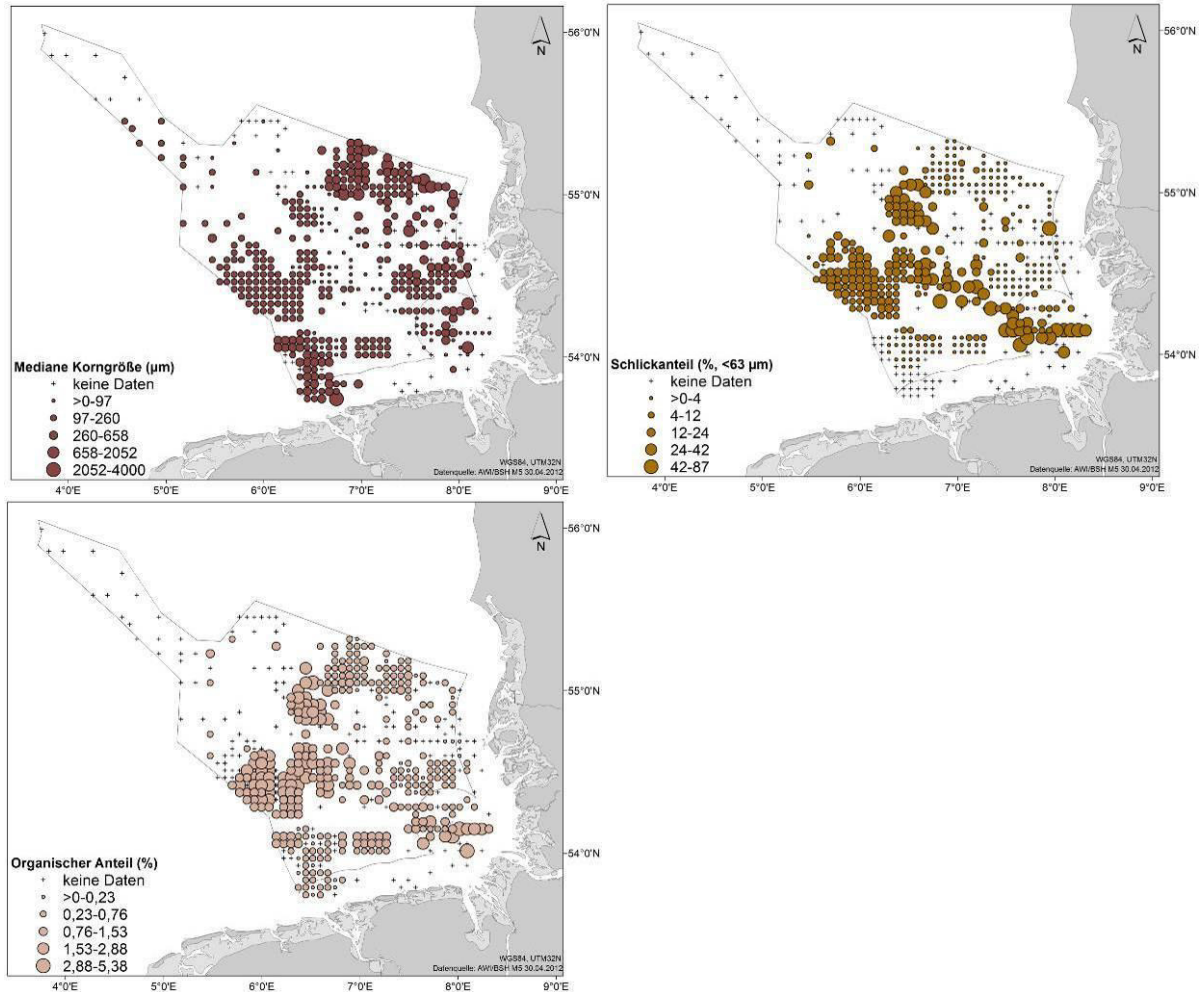


Abbildung 4. Räumliche Verteilung der medianen Korngröße (µm), des Schlickanteils (%) und des organischen Anteils (%) des Sediments in der deutschen AWZ (räumliche Auflösung: 5 km Grid).

Der organische Anteil des Sediments erschien räumlich abhängig vom Anteil des Schlicks und der Korngröße zu sein. Im Bereich des Elbeurstromtals und den westlichen ausgedehnten Feinsandflächen, sowie im Bereich der Tiefen Rinne bei Helgoland lag der Anteil organischen Materials bei 2,8 - 5,4 % (Abbildung 4), während in den flacheren, heterogenen Bereichen mit variabler Korngröße der Anteil deutlich geringer war (< 0,23 %).

11.3. Räumliche und zeitliche Variabilität der Infauna

Die Abundanz der Infauna war sehr heterogen über die deutsche AWZ verteilt, jedoch ließ sich kein generelles Muster mit Bezug auf die Tiefe oder den Sedimenttyp erkennen. Die hohen Abundanzen auf den östlichen Stationen (7.900 - 36.635 m⁻², Abbildung 5) wurden vor allem durch *Lanice conchilega* verursacht (vgl. Abbildung 6, Polychaeta). Nördlich des FFH-Gebietes Sylter Außenriff wurden die hohen Abundanzen (5.000 - 8.000 m⁻²) hauptsächlich durch Phoroniden verursacht (vgl. Abbildung 6, Sonstige). Im nördlichsten Teil der AWZ, dem sogenannten Entenschnabel, verursachten hauptsächlich kleine *Echinocardium* spp., *L. conchilega*, *Pectinaria koreni*, *Mysella bidentata* und *Amphiura filiformis* die hohen Abundanzen von 5.000 - 10.000 m⁻².

Die höchsten Biomassewerte in der AWZ waren vorwiegend in den westlichen homogenen Feinsandbereichen zu verzeichnen (zwischen 300 - 750 g m⁻², Abbildung 5). Die Biomasse war hier hauptsächlich auf *Echinocardium cordatum* und *A. filiformis* (bis zu 350 bzw. 170 g m⁻²) zurückzuführen. In den südlichen Bereichen, dem Gebiet des Borkum-Riffgrundes und „alpha ventus“, wies die Biomasse der Infauna Werte zwischen 200 und 360 g m⁻² auf und wurde von *E. cordatum*, *Nucula nitidosa* und *Phoronis muelleri* dominiert. In den nördlichen Bereichen der AWZ, nördlich des Sylter Außenriffs (180 - 200 g m⁻²), stellten ebenfalls Herzseeigel und Hufeisenwürmer den Großteil der Biomasse. Nördlich dieses Bereichs, im sogenannten Entenschnabel der AWZ, lagen keine Biomassewerte vor.

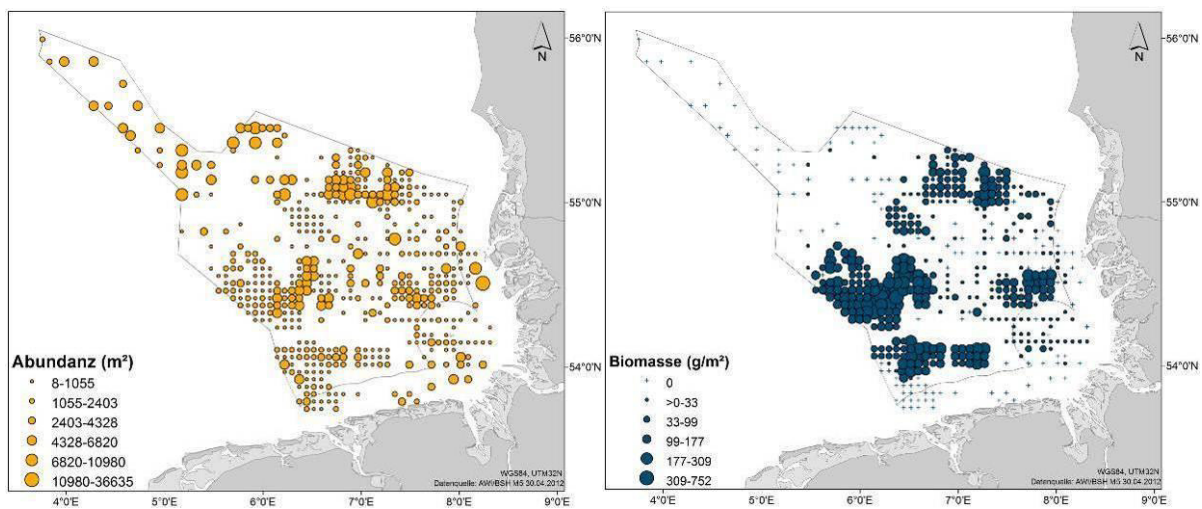


Abbildung 5. Räumliche Verteilung der mittleren Abundanz (m²) und Biomasse (mg m⁻²) der Infauna in der deutschen AWZ (Kreuze: Stationen ohne Biomasseerhebung, räumliche Auflösung: 5 km Grid).

Mollusken waren vorwiegend auf feinsandigen bis schlickigen Bereichen abundant (Abbildung 6, Mollusca): Alle Stationen mit 3.880 - 7.810 m² befanden sich entweder auf den tieferen und feinsandigeren Flächen entlang der Kante des Urstromtals, auf feinsandigen Flächen im küstennahen Bereich vor der Insel Föhr sowie nördlich der Wesermündung und des Jadebusens. Jedoch wurden die hohen Abundanzen durch unterschiedliche Arten verursacht: im Elbeurstromtal direkt an der Kante durch *N. nitidosa*, weiter nördlich durch *Corbula gibba*, vor Föhr durch die Arten *Phaxas pellucidus*, *Macoma balthica* und *Abra alba* und in der Jade-Weser-Mündung durch *Tellina fabula* und *Montacuta ferruginosa*.

Crustaceen waren vor allem im Entenschnabel abundant (700 - 3.131 m², Abbildung 6, Crustacea). Verantwortlich hierfür waren vor allem die Amphipoden *Bathyporeia elegans*, *Urothoe poseidonis* und *Pontocrates arenarius*. Im Gebiet „alpha ventus“ – „Borkum West“ wurden Crustaceen-Abundanzen von 500 – 1.200 m² gefunden, die hauptsächlich durch *Iphinoe trispinosa* (Cumacea) und *Abludomelita obtusata* (Amphipoda), neben *U. poseidonis* (Amphipoda) gebildet wurden.

Echinodermaten fanden sich ebenfalls am häufigsten im Entenschnabel (1.000 - 6.715 m², Abbildung 6, Echinodermata). Dies waren vor allem *Echinocardium* spp. und *A. filiformis*.

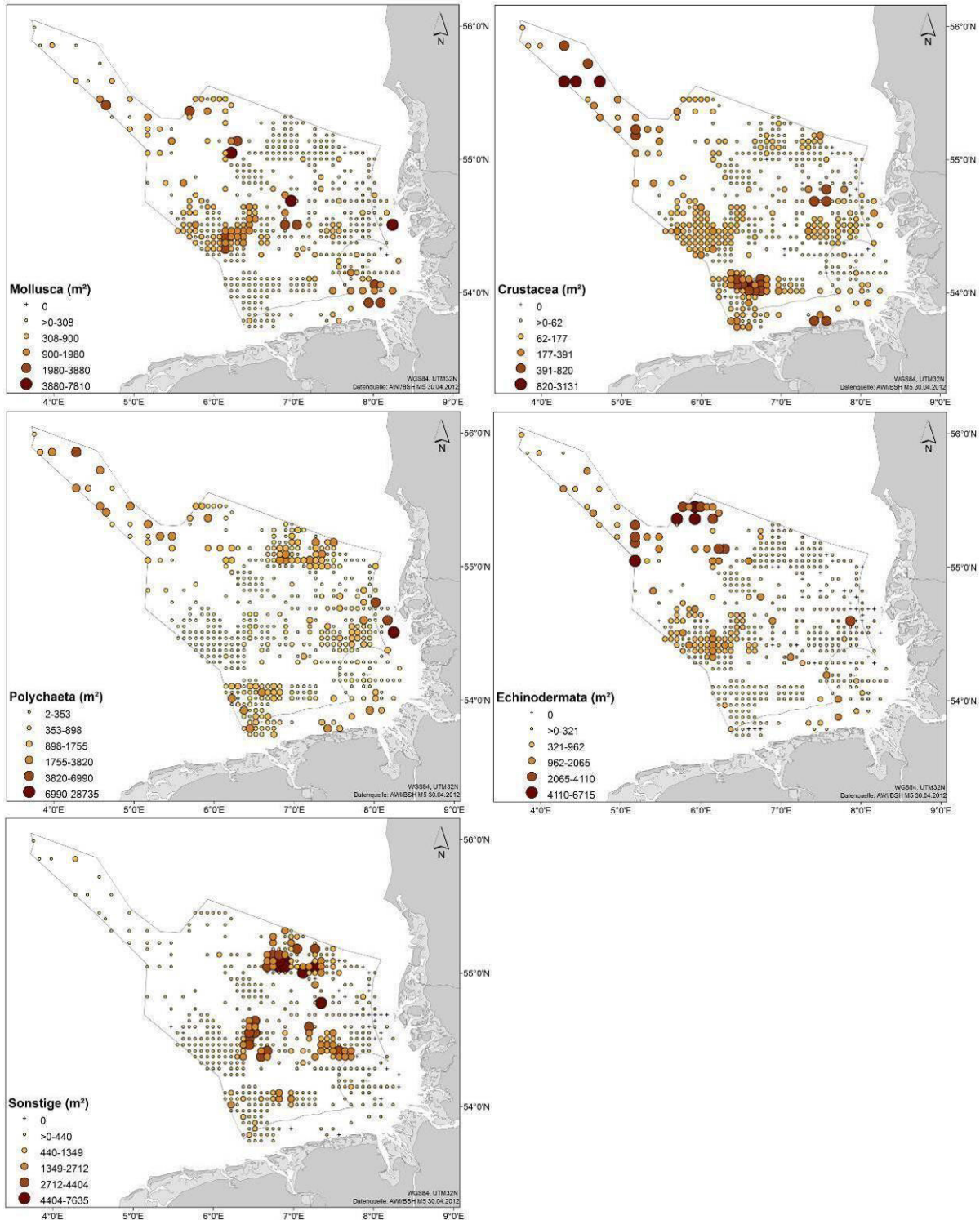


Abbildung 6. Räumliche Verteilung der mittleren Abundanz (m⁻²) der Infauna der taxonomischen Großgruppen Bivalvia, Crustacea, Echinodermata, Polychaeta und Sonstige in der deutschen AWZ (Darstellungsweise: 5 km Grid). Sonstige: Anthozoa, Arachnida, Ascidiacea, Bryozoa, Echiurida, Foraminifera, Hemichordata, Hydrozoa, Nematoda, Nemertea, Oligochaeta, Osteichthyes, Pontopoda, Phoronida, Plathelminthes, Porifera, Priapulida, Sipunculida.

Die mittlere Anzahl an Rote Liste-Arten (Binot et al. 1998) ist in Abbildung 7 dargestellt. Dabei war auffällig, dass besonders im westlichen Bereich sehr regelmäßig eine hohe Anzahl

an Arten der Roten Liste gefunden wurde (8-13 Arten). Arten der Kategorie G (Arten, deren Gefährdung angenommen wird, deren Status aber unbekannt ist), wie *C. gibba*, *Callianassa subterranea*, *Turritella communis* und *P. pellucidus*, kamen regelmäßig vor. Im westlichen Bereich wurden ebenfalls regelmäßig die gefährdete Art (Kategorie 3) *A. filiformis*, die vom Aussterben bedrohte Art (Kategorie 1) *Upogebia deltaura* und die auf der Vorwarnliste stehende (Kategorie V) *M. bidentata* gefunden.

Im nördlichen Teil der AWZ und im Entenschnabel sind in einigen Grid-Zellen bis zu 13 Rote Liste-Arten gefunden worden. In diesem Bereich traten die Arten *Chaetozone cf. setosa* (G), *P. koreni* (G), *A. filiformis* (3) und *P. pellucidus* (G) und *C. gibba* regelmäßig auf.

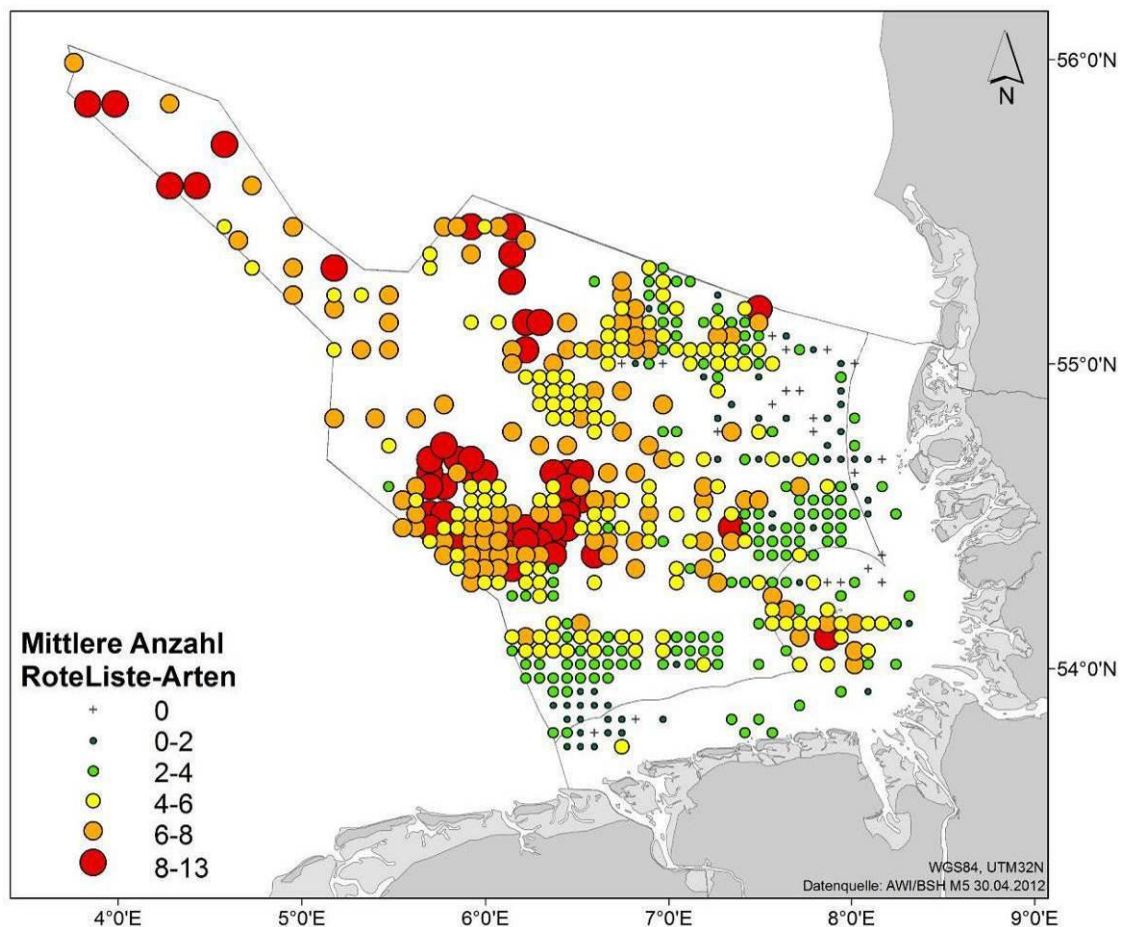


Abbildung 7. Räumliche Verteilung der mittleren Anzahl der Rote Liste-Arten der Infauna in der deutschen AWZ (räumliche Auflösung: 5 km Grid).

Das Auftreten von Rote Liste-Arten war von bestimmten Umweltfaktoren abhängig (Abbildung 8). Viele Rote Liste-Arten wurden vor allem auf sehr feinen Sedimenten (100 -200 μm) gefunden, die gut bis mäßig gut sortiert waren (GSD: 0,5 - 0,75) und einen geringen Schlickanteil (bis ca. 20 %) aufwiesen. Eine signifikante ($p < 0,01$) Korrelation ($R^2 = 0,45$) bestand zwischen dem Anteil organischen Materials (%) und der mittleren Anzahl von Rote Liste-Arten. Hydrographische Umweltfaktoren wie Temperatur und Salinität hatten keinen Einfluss auf das Vorkommen von Rote Liste-Arten in der deutschen AWZ. In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass natürliche Hartsubstrate mit den darin lebenden Rote Liste-Arten mit den hier verwandten Methoden nicht adäquat erfasst wurden.

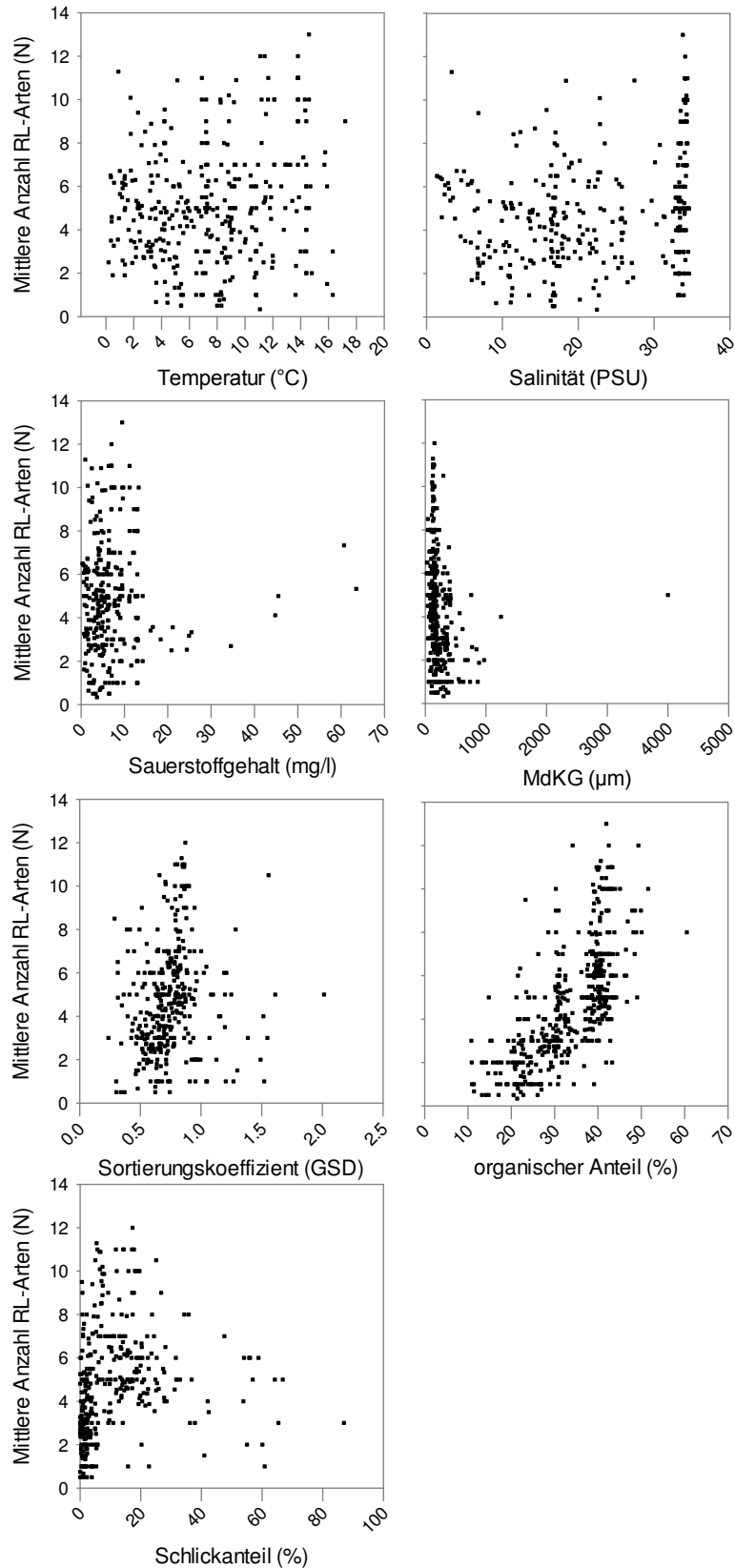


Abbildung 8. Abhängigkeit der mittleren Anzahl der Rote Liste-Arten der Infauna in der deutschen AWZ von den hydrographischen Parametern Temperatur (°C), Salinität (PSU), Sauerstoffgehalt (mg/l) sowie von den Sedimentparametern mittlere Sedimentkorngröße (μm), dem Sortierungskoeffizienten des Sediments (GSD), dem organischen Gehalt (Glühverlust, %) und dem Schlickanteil ($< 63 \mu\text{m}$ -Fraktion, %).

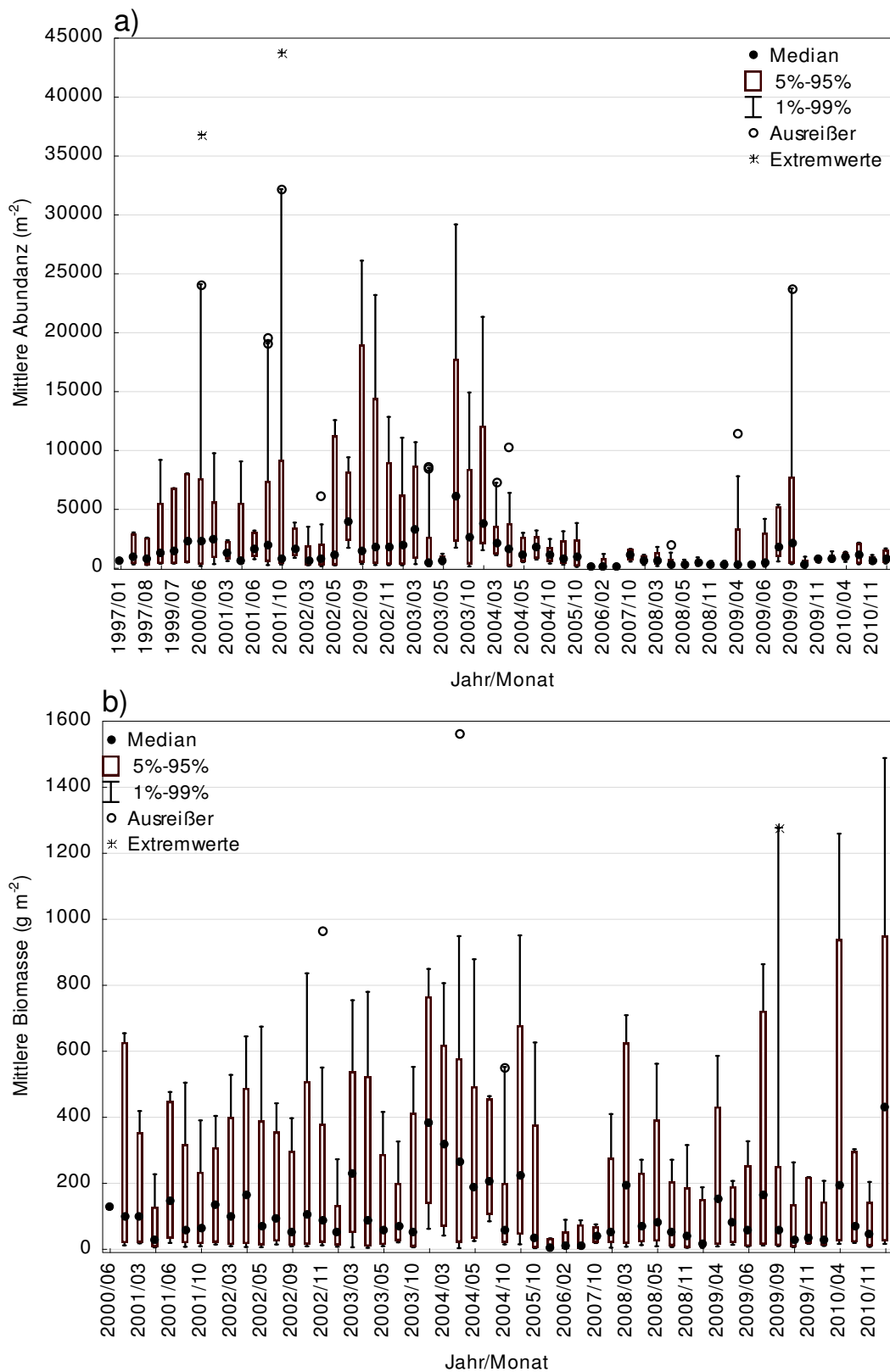


Abbildung 9. Box-Whisker-Plots zur zeitlichen Variabilität der Abundanz (m^{-2}) und Biomasse ($g\ m^{-2}$) der Infauna in der deutschen AWZ. Gruppirt nach Jahren und Monaten (N = 4.586).

Die zeitliche Variabilität der Abundanz der Infauna wurde von 1997 - 2010 untersucht (Abbildung 9a), während Biomassewerte der Infauna nur für die Jahre 2000 - 2010 vorlagen (Abbildung 9b). Mit Werten von $VB_{95\%} = 333 - 9.103 \text{ m}^{-2}$ (2001/10) und $2.215 - 17.685 \text{ m}^{-2}$ (2003/10) war die Variabilität der Abundanz der Infauna in dem Zeitraum 2000 - 2003 besonders ausgeprägt (siehe jeweilige Boxen in Abbildung 9a). Im Gegensatz dazu war die Variabilität in den letzten Jahren 2004 - 2010 deutlich gesunken. Eine Ausnahme bildete hier das Jahr 2009, in dem die Variabilität wieder leicht anstieg. Die Extremwerte im Juni 2000 und Oktober 2001 beruhten auf einem Massenvorkommen von *L. conchilega* bzw. Phoronida. Die zeitliche Variabilität der Biomasse war generell hoch (Abbildung 9b) mit Werten zwischen $VB_{95\%} = 9,7 - 130,4 \text{ g m}^{-2}$ (2002/12) und $VB_{95\%} = 22,1 - 946,6 \text{ g m}^{-2}$ (2010/11). Eine Ausnahme bildete der Zeitraum von November 2005 bis Oktober 2007 in dem die Variabilität konstant niedrig war (Abbildung 9b).

Die zeitliche Variabilität der Abundanz und Biomasse war dabei nicht von der Anzahl der hier untersuchten Stationen abhängig (Abbildung 10), d.h. die Variabilität stieg nicht, wenn mehr Stationen in einem Monat untersucht wurden und umgekehrt. Die Standardabweichung der Abundanz (Stdev (N)) pro Station korrelierte nicht mit der Anzahl der Fälle ($R^2 = 0,08$; $p > 0,01$). Gleiches galt für die Standardabweichung der Biomasse ($R^2 = 0,05$; $p > 0,01$).

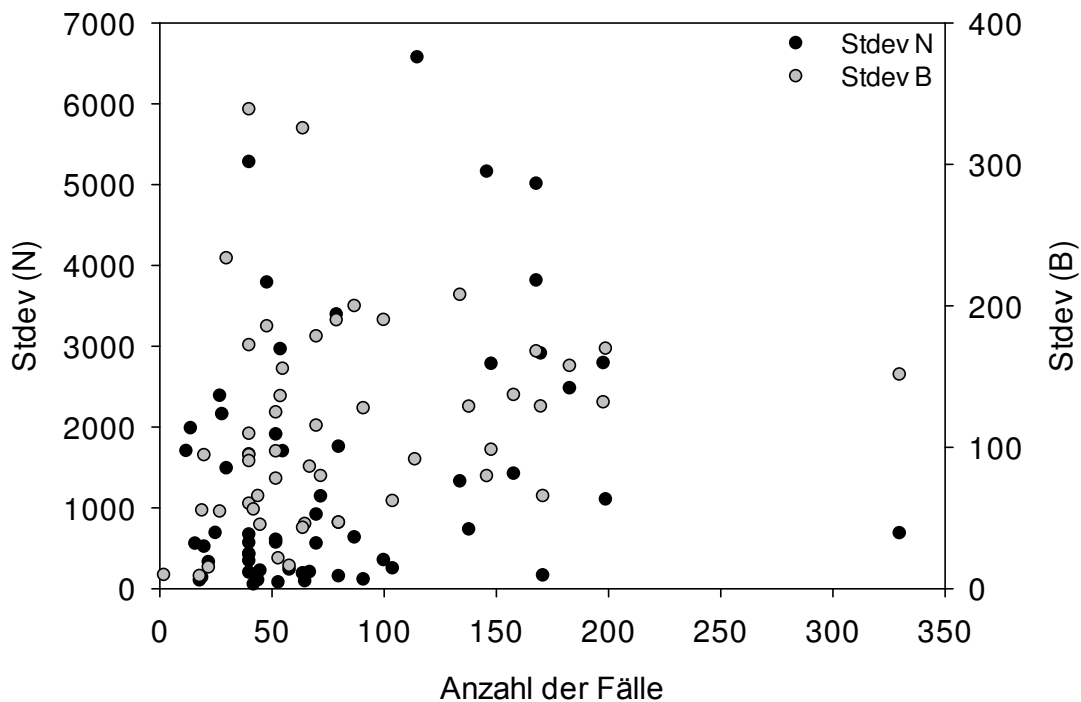


Abbildung 10. Anzahl der untersuchten Stationen (Anzahl der Fälle) im Verhältnis zur Variabilität der Abundanz (Stdev N) und Biomasse (Stdev B) für die Infauna in der deutschen AWZ ($N_{\text{ges}} = 4.586$).

Die höchsten Abundanzen in der Infauna (Abbildung 11a) wurden in Mai 2002 (3.412 m^{-2}) und September 2003 (5.053 m^{-2}) gefunden, die niedrigsten im November 2005 (101 m^{-2}) und April 2006 (68 m^{-2}). Die geringen medianen Abundanzen waren durch geringe Variabilitäten gekennzeichnet (vgl. Abbildung 11a mit Abbildung 9a). Ebenso fielen geringe Biomassewerte mit geringen Variabilitäten zusammen (vgl. Abbildung 11b mit Abbildung 9b). Im Februar 2006 wurden Biomassen von $5,7 \text{ g m}^{-2}$ und $6,8 \text{ g m}^{-2}$ im April 2006 erreicht. Dagegen betru-

gen die höchsten Biomassen $336,7 \text{ g m}^{-2}$ (Februar 2011) und $351,6 \text{ g m}^{-2}$ (November 2003) (Abbildung 11b).

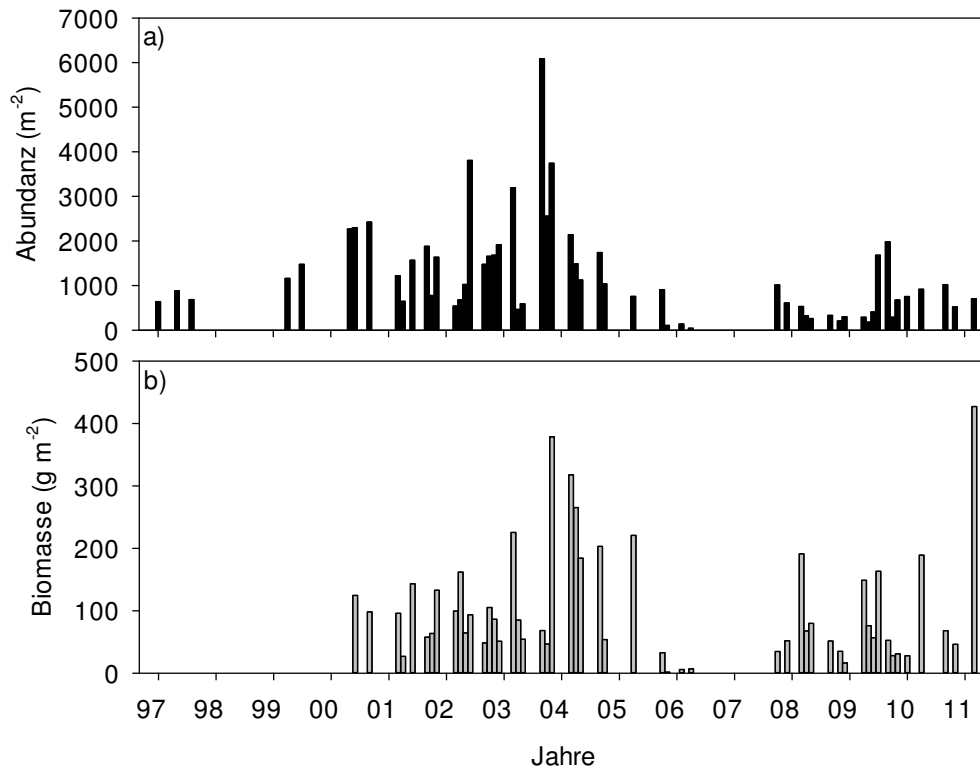


Abbildung 11. Zeitliche Variabilität der medianen Abundanz (a, m^{-2}) und Biomasse (b, g m^{-2}) der Infauna aller Stationen in der deutschen AWZ (N = 4.586).

11.4. Räumliche und zeitliche Variabilität der Epifauna

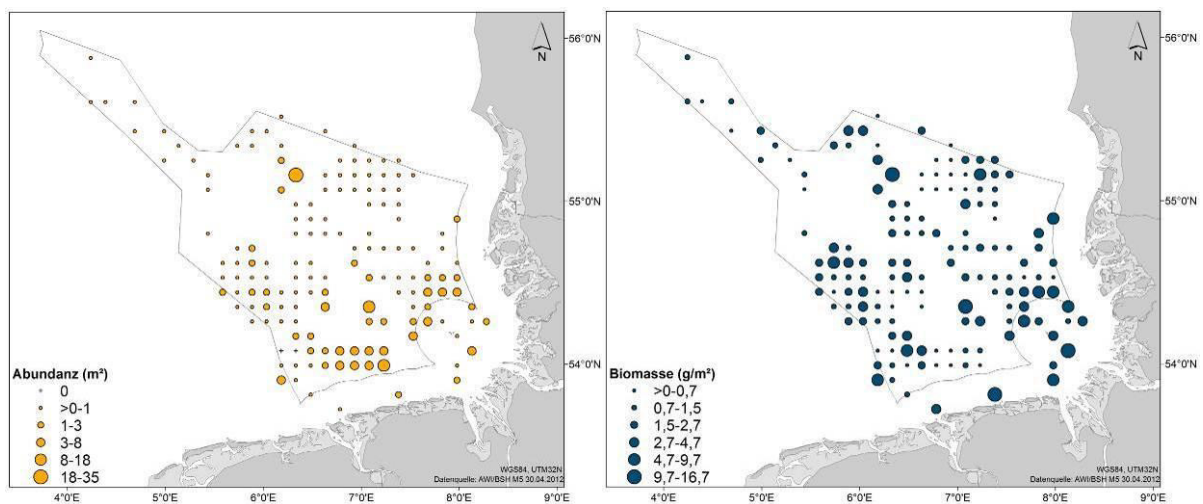


Abbildung 12. Räumliche Verteilung der mittleren Abundanz (m^{-2}) und Biomasse (mg m^{-2}) der Epifauna in der deutschen AWZ (Kreuze: Stationen ohne Biomasseerhebung, räumliche Auflösung: 10 km Grid).

In der deutschen AWZ waren die Abundanzen der Epifauna relativ homogen verteilt. Es war ein leichter Gradient von Nord nach Süd mit höheren Abundanzen im südlichen Bereich der deutschen AWZ erkennbar (Abbildung 12). Im südlichen Teil der AWZ wurden durchschnittlich 8 - 35 Individuen m^{-2} gefunden. Dominante Arten waren hier *Ophiura albida*, *Asterias rubens* und *Crangon* spp. Nur an einer Station im nördlichen Teil der AWZ wurden höhere Abundanzen gemessen, welche auf eine extrem hohe Abundanz von *C. gibba* zurückzuführen ist (34 m^{-2} , Abbildung 12 und Abbildung 13, Mollusca).

Die Biomasse der Epifauna unterlag keinem konsistenten geographischen Muster, war jedoch räumlich sehr variabel (0,7 - 16,7 $g\ m^{-2}$, Abbildung 12). Hohe Biomassewerte (bis zu 16,7 $g\ m^{-2}$) wurden sowohl im südlichen, als auch im nördlichen Teil der deutschen AWZ gefunden. Dominante Arten in der Biomasse waren *A. rubens*, *E. cordatum*, *O. albida*, *Astropecten irregularis* und *Liocarcinus holsatus*.

Die Mollusken wurden im westlichen Bereich der AWZ vor allem von *Turritella communis* dominiert (0,62 - 0,89 m^{-2}), neben der bereits erwähnten *C. gibba* (Abbildung 13, Mollusca).

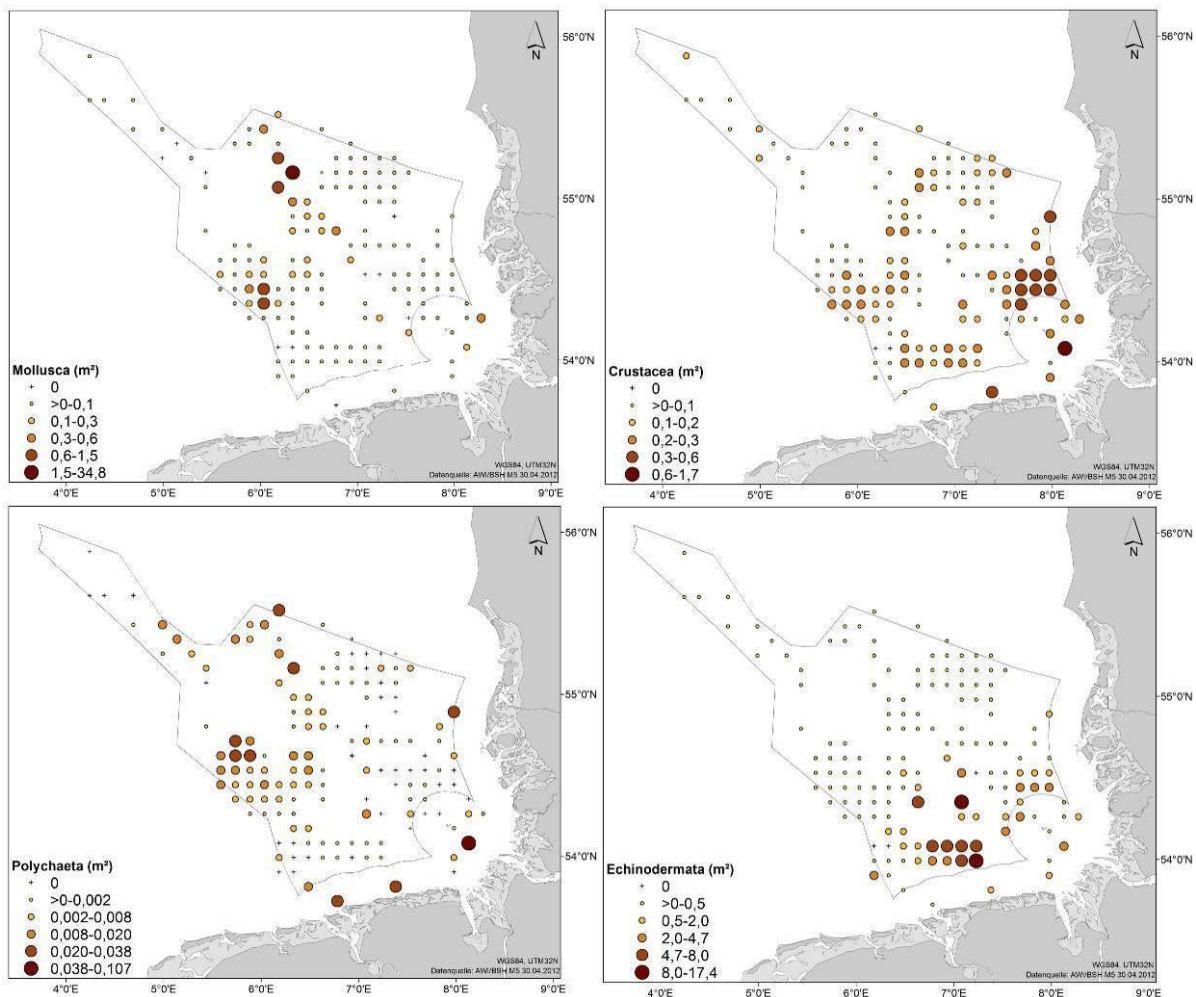


Abbildung 13. Räumliche Verteilung der mittleren Abundanz (m^{-2}) der Epifauna in taxonomischen Großgruppen Bivalvia, Crustacea, Echinodermata und Polychaeta in der deutschen AWZ (räumliche Auflösung: 10 km Grid).

Crustaceen wurden in höheren Abundanzen im Bereich um Helgoland, besonders nördlich davon (0,37 - 0,61 m⁻²), und eher in flacheren Bereichen gefunden (Abbildung 13, Crustacea). Dominierend waren im Bereich um Helgoland vor allem *C. crangon* und *Liocarcinus holsatus*. In den flacheren Bereichen vor Norderney (0,44 m⁻²) und südöstlich von Helgoland (1,66 m⁻²) waren es vor allem Einsiedlerkrebse (*Pagurus bernhardus*) neben *L. holsatus*.

Polychaeten wurden insgesamt in geringer Dichte gefunden (bis 0,11 m⁻²), wobei *Aphrodita aculeata* die dominante Art war (Abbildung 13, Polychaeta). Echinodermaten wurden hauptsächlich im südlichen Teil der AWZ gefunden (3,7 - 17,4 m⁻²; Abbildung 13, Echinodermata). Dabei handelte es sich vor allem um die Schlangensternearten *O. albida* und *Ophiura ophiura* und den Seestern *A. rubens*.

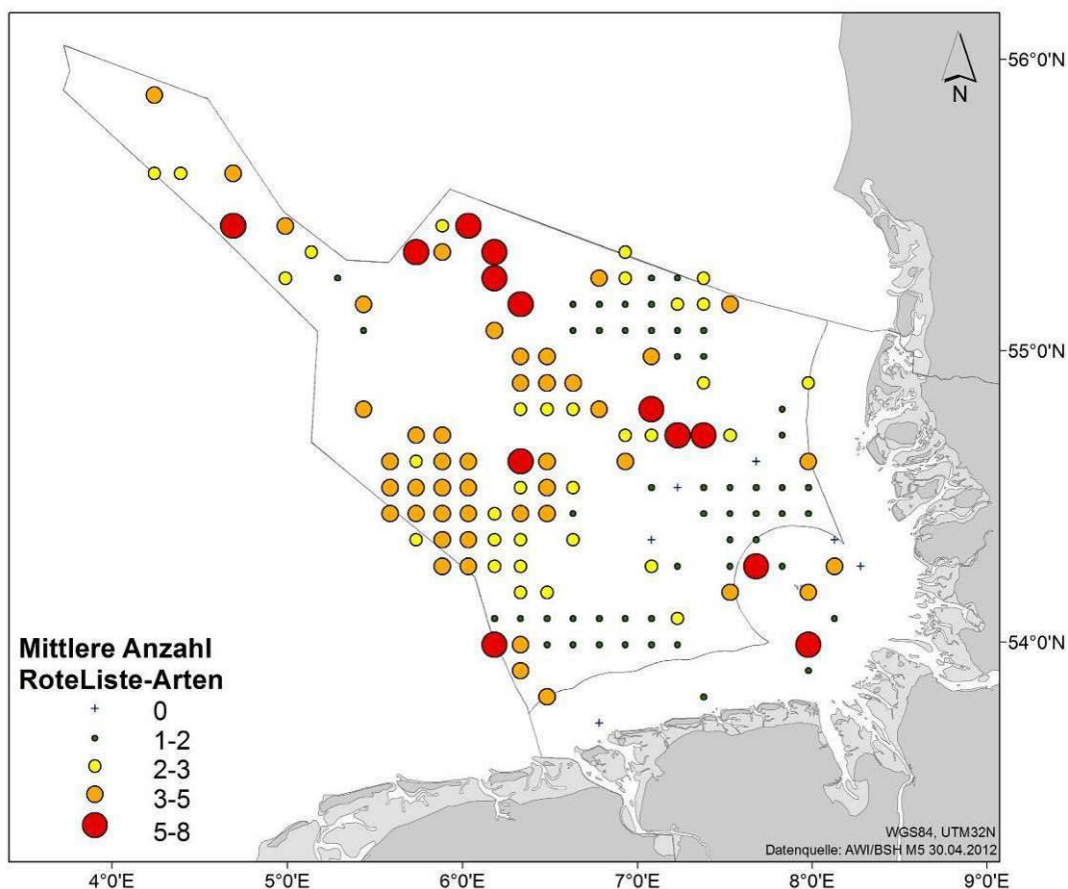


Abbildung 14. Räumliche Verteilung der mittleren Anzahl von Rote Liste-Arten der Epifauna in der deutschen AWZ (räumliche Auflösung: 10 km Grid).

Abbildung 14 zeigt die mittlere Anzahl der Rote Liste-Arten (Binot et al. 1998) der Epifauna. Im nördlichen Teil wurden zum Teil 5 - 8 Arten gefunden. Regelmäßig in diesem Bereich registrierte Arten waren *A. irregularis* (Kategorie 3), *Buccinum undatum* (Kategorie 2), *Acanthocharida echinata* (Kategorie G), *C. gibba* (Kategorie G) und *P. pellucidus* (Kategorie G). Im westlichen Teil der deutschen AWZ wurden nur wenige (3 - 5) jedoch regelmäßig Rote Liste-Arten angetroffen. Neben *A. irregularis* und *C. gibba* wurden hier vor allem *T. communis* (Kategorie G), *P. pellucidus* (Kategorie G) und *Processa nouveli holthuisi* (Kategorie G) gefunden. Auch in Bezug auf die Epifauna sei darauf hingewiesen, dass Hartsubstrate mit einer

Reihe von Rote Liste-Arten nicht adäquat durch die Verwendung von Baumkurren erfasst wurden.

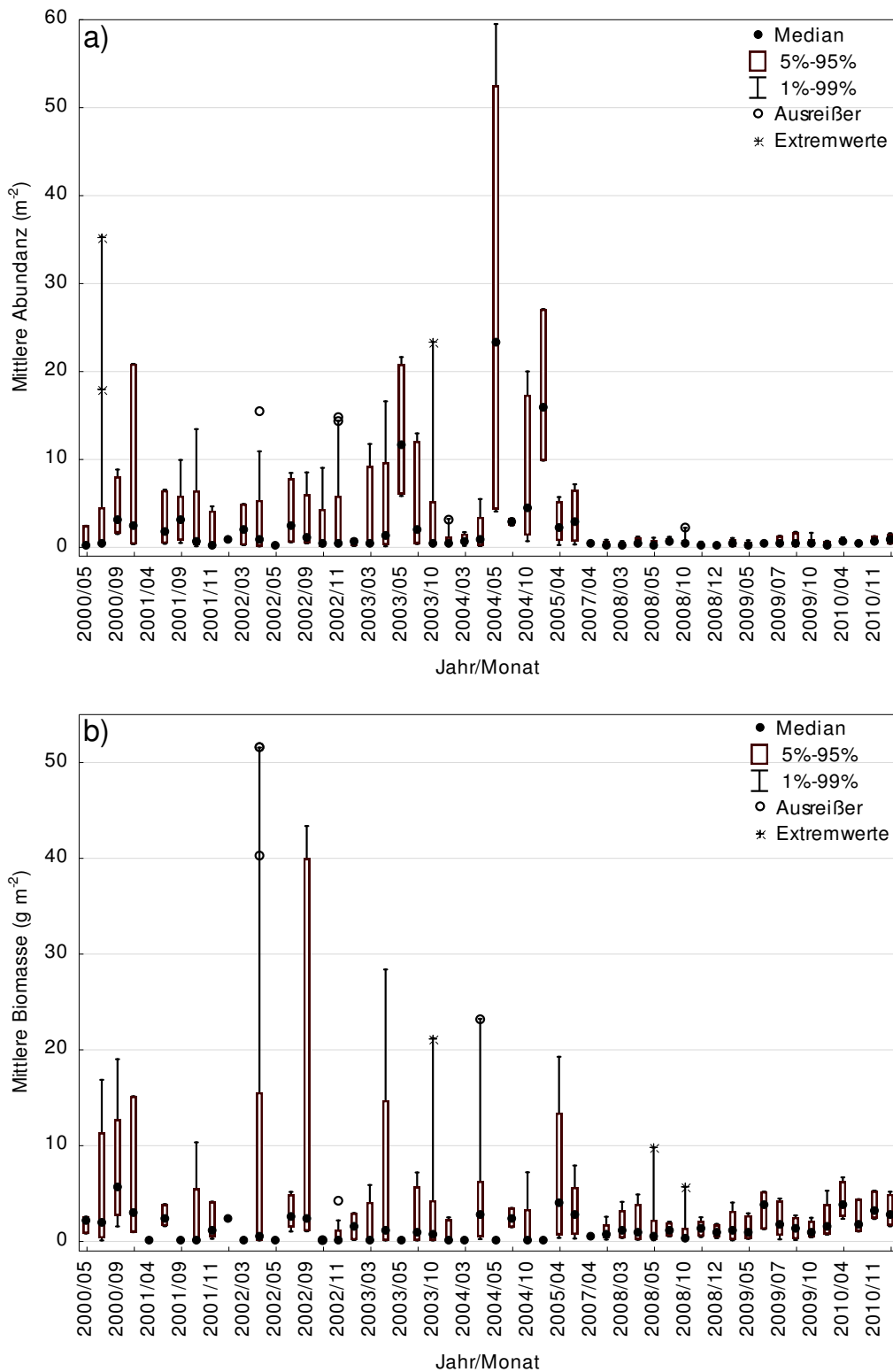


Abbildung 15. Box-Whisker-Plots zur zeitlichen Variabilität der Abundanz (a, m^{-2}) und Biomasse (b, $g\ m^{-2}$) der Epifauna in der deutschen AWZ. Gruppiert nach Jahren und Monaten (N = 2.089).

Daten zur zeitlichen Variabilität in Abundanz und Biomasse der Epifauna lagen aus den Jahren 2000 - 2010 vor (Abbildung 15a, b). Zwischen den Jahren 2000 - 2004 war die Variabilität der Abundanz besonders hoch (Abbildung 15a) mit Werten bis zu $VB_{95\%} = 4 - 52 \text{ m}^{-2}$ (2004/05) und $0,2 - 21 \text{ m}^{-2}$ (2001/03). Ab dem Jahr 2007 sank die Variabilität deutlich auf $VB_{95\%} < 1,5 \text{ m}^{-2}$. Die Extremwerte im Juni 2000 sind auf das Massenvorkommen von *C. gibba* und *O. albida* an einzelnen Stationen zurückzuführen. Die Biomasse der Epifauna variierte in den Jahren 2000 - 2005 ebenfalls stärker als in den Folgejahren (Abbildung 15b) mit $VB_{95\%} = 1 - 40 \text{ g m}^{-2}$ (2002/09). In den Jahren ab 2007 sank die Variabilität auf $VB_{95\%} = 0,4 - 1,6 \text{ g m}^{-2}$ (2008/12).

Wie auch bei der Analyse der Infauna war die zeitliche Variabilität der Abundanz und Biomasse der Epifauna ($N_{\text{ges}} = 2089$) nicht abhängig von der Anzahl der untersuchten Stationen. Der Korrelationskoeffizient der Abundanz betrug $R^2 < 0,01$ ($p > 0,01$), der der Biomasse $R^2 = 0,12$ ($p > 0,01$, Abbildung 10).

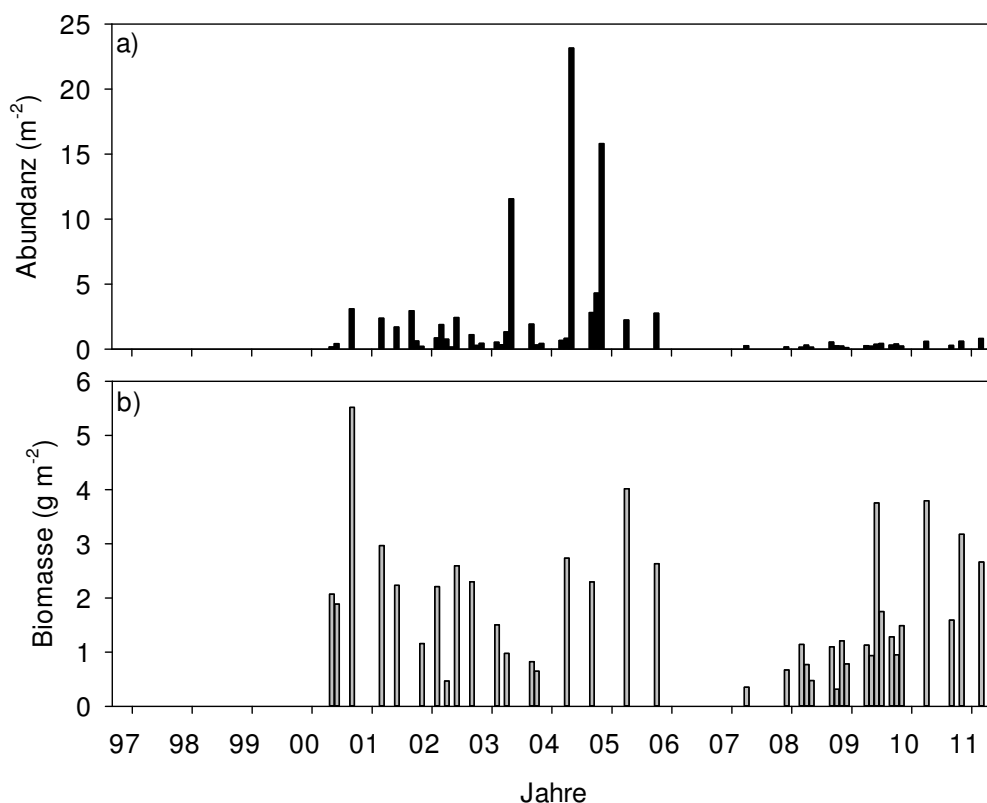


Abbildung 16. Zeitliche Variabilität der medianen Abundanz (a, m^{-2}) und Biomasse (b, g m^{-2}) der Epifauna aller Stationen in der deutschen AWZ ($N = 2.089$).

Die höchste Abundanz der Infauna (Abbildung 16a) wurde in Mai 2004 (21 m^{-2}) gemessen, die niedrigste im Dezember ($0,11 \text{ m}^{-2}$) und März 2008 ($0,14 \text{ m}^{-2}$). Auch hier (vgl. Infauna Ergebnisse) traten die geringen Abundanzen im gleichen Zeitraum wie die geringen Variabilitäten auf (vgl. Abbildung 15a mit Abbildung 16a). Im Gegensatz dazu sind die medianen Biomassewerte der Epifauna nicht geringer in den Jahren 2007 - 2010 mit geringer Variabilität (vgl. Abbildung 15b mit Abbildung 16b). Die höchste Biomasse wurde im September 2000 ($5,5 \text{ g m}^{-2}$) und April 2005 ($4,0 \text{ g m}^{-2}$) ermittelt, aber auch im Juni 2009 und April 2010 wurden Biomassen von $3,8 \text{ g m}^{-2}$ (Abbildung 16b) erreicht.

11.5. Räumliche und zeitliche Variabilität der demersalen Fischfauna

Laut Standarduntersuchungskonzept zu den Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK, BSH 2003 - 2007) sind zur Erfassung der Fischfauna als Gerätestandard in der Nordsee sowohl die Baumkurre mit einer Breite von 6 - 8 m oder ein Scherbrettnetz in Kombination mit einer 3 m-Baumkurre erlaubt. Geschleppte Fischereigeräte weisen jedoch häufig unterschiedliche Fängigkeiten auf. Daher wurden die beiden Gerätestandards vor den Variabilitätsanalysen der Fischfauna auf ihre Vergleichbarkeit getestet. Dabei wurde geprüft, ob die Arten und deren Abundanzen/Biomassen gemeinsam ausgewertet werden können.

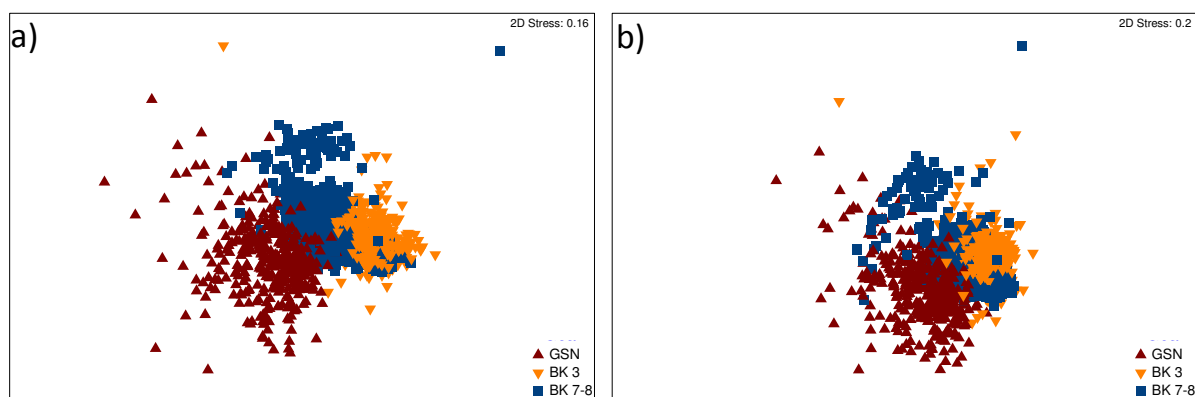


Abbildung 17. nMDS-Plot zu Unterschieden in der Fängigkeit verschiedener Fischereigeräte [GSN = Scherbrettnetz, BK3 = Baumkurre (3 m), BK7-8 = Baumkurre (7 – 8 m)] basierend auf der Abundanz (a) und der Biomasse (b) der Fischfauna aller untersuchten Stationen (N = 1.508) in der deutschen AWZ.

Der nMDS-Plot (Abbildung 17) sowie die ANOSIM (Tabelle 3) zeigten, dass die Struktur der demersalen Fischfauna je nach benutztem Gerät variierte (Abundanz: $R = 0,47$, $p < 0,01$; Biomasse: $R = 0,40$, $p < 0,01$; Anzahl der Stationen = 1.508). Insbesondere zwischen dem Scherbrettnetz und den beiden Baumkurrentypen bestanden deutliche Unterschiede (Tabelle 3). Hingegen ließ der nMDS-Plot sowie die ANOSIM keine deutliche Trennung der erfassten Fischfauna der kleinen (3 m) und der großen (7 - 8 m) Baumkurre anhand der Abundanz ($R = 0,23$) und Biomasse ($R = 0,19$) zu.

Tabelle 3. Trennungsgrade für Proben aus unterschiedlichen Fanggeräten (R-Werte, ANOSIM-Analyse: one-way analysis of similarity) basierend auf artspezifischen Abundanzen und Biomassen. Die R-Werte zeigen strukturelle Unterschiede zwischen Proben unterschiedlicher Fanggeräte auf. Die Unterschiede waren statistisch signifikant bei $p < 0,01$. GSN = Scherbrettnetz, BK3 = Baumkurre (3 m Breite), BK7-8 = Baumkurre (7 - 8 m Breite).

Abundanz	GSN	BK3	BK7-8
GSN		0,75	0,58
BK3			0,23
BK7-8			

Biomasse	GSN	BK3	BK7-8
GSN		0,56	0,55
BK3			0,19
BK7-8			

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse wird die Variabilität der Fischfauna im Weiteren daher nach Scherbrettnetzen und Baumkurren getrennt dargestellt. Insgesamt wurden 1.138 Baumkurren- und 370 Scherbrettnetzfüge ausgewertet. Dennoch war die räumliche Auflö-

sung auch durch die Trennung nach Fanggeräten sehr gering. Die Ergebnisse zu räumliche Verbreitungsmustern der demersalen Fische sind daher als Trends zu bewerten. Die Einbeziehung weiterer Daten sind zur Verifizierung der hier erarbeiteten Aussagen notwendig.

Pelagische Arten und Arten, die nicht adäquat quantitativ mittels geschlappter Netze erfasst werden können, wurden nicht in die Analysen einbezogen. Die nicht quantitativ erfassbaren Arten sind *Nerophis ophidion* (Kleine Schlangennadel), *Syngnathus rostellatus* (Kleine Seesnadel) und *Syngnathus typhle* (Grasnadel).

Die höchsten Fischabundanz aus Baumkurrefängen (Abbildung 18a) wurden mit 76 tsd - 169 tsd km^{-2} im Gebiet nordöstlich des Borkum Riffgrunds und nordwestlich von Helgoland (11 tsd - 103 tsd km^{-2}) registriert. Vor allem die Arten *Buglossidium luteum* (Zwergzunge) und *Pomatoschistus minutus* (Sandgrundel) sorgten für hohe Abundanz in den Baumkurrefängen. Auch aus den Scherbrettnetzfangen sind, bedingt durch das hohe Vorkommen von Wittlingen (*Merlangius merlangus*) und Klieschen (*Limanda limanda*), die höchsten Fischzahlen rund um Helgoland zu finden (39 tsd - 111 tsd km^{-2}) (Abbildung 18b).

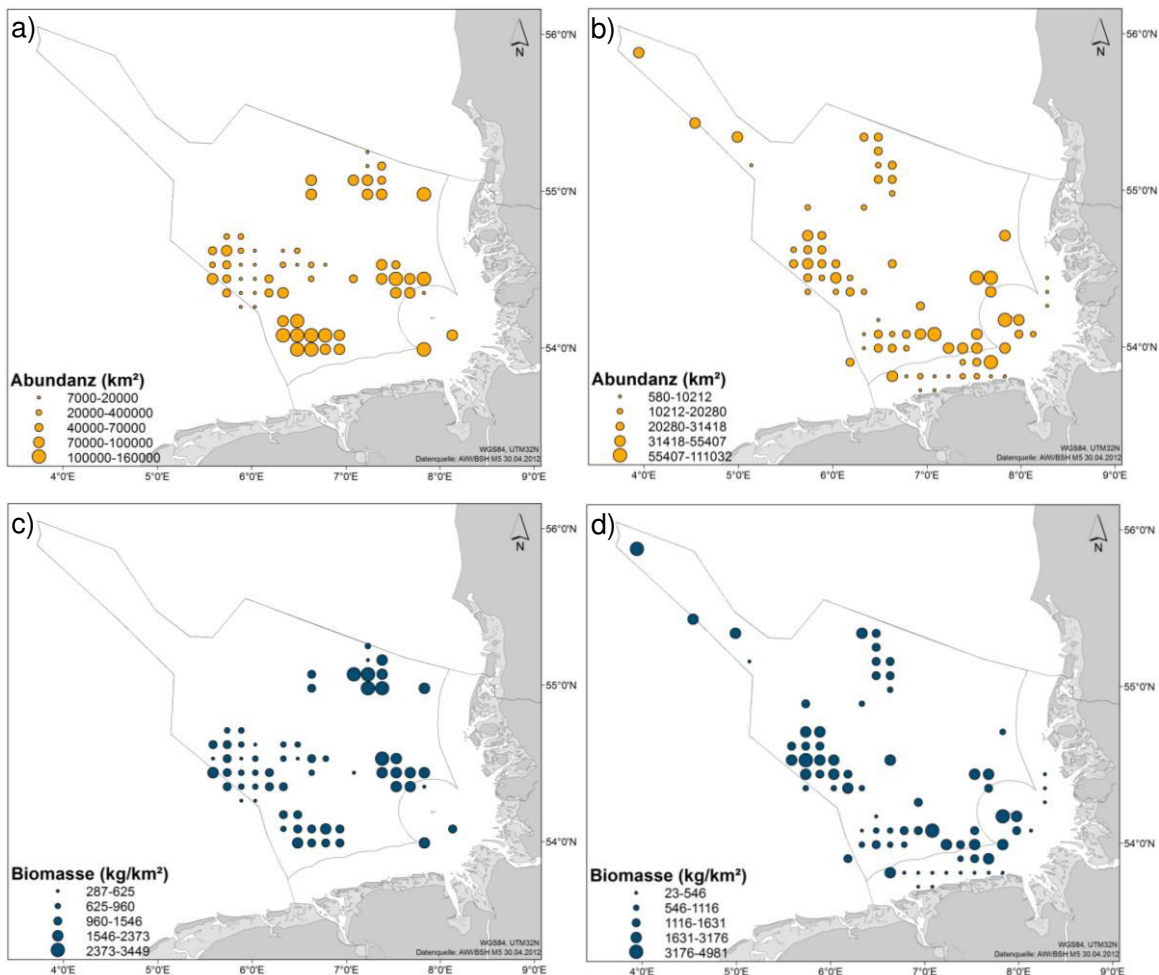


Abbildung 18. Räumliche Verteilung der mittleren Abundanz (km^{-2}) und Biomasse (kg km^{-2}) der Fischfauna in Baumkurren (a, c) und Scherbrettnetzen (b, d) in der deutschen AWZ (räumliche Auflösung: 10 km Grid).

Die höchsten Biomassen wurden östlich des Elbeurstromtals in den flacheren Bereichen mit heterogenen Sedimenten gefunden (Abbildung 18c, Baumkurren): nördlich des Sylter Außenriffs zwischen 2.500 - 3.500 kg km⁻² und nordwestlich von Helgoland bis zu 2.600 kg km⁻². Die Biomassen beruhten vor allem auf dem Vorkommen der Plattfische *L. limanda* und *P. platessa* (Scholle). Mit Scherbrettnetzen wurden ähnliche Biomassen erzielt (Abbildung 18d): 1.300 - 4.000 kg km⁻² um Helgoland und westlich davon sowie am westlichen Rand der AWZ. Dominierend in der Biomasse waren der Wittling (*M. merlangus*), der Kabeljau (*Gadus morhua*) und die Kliesche (*L. limanda*), wobei *G. morhua* nur an den Stationen in direkter Nähe zu Helgoland in hohen Biomassen gefunden wurde.

Die mittlere Anzahl der Rote Liste-Arten (Binot et al. 1998) ist nicht getrennt nach Geräten dargestellt (Abbildung 19), da die Anzahl der Funde nicht primär von der Fängigkeit abhängig ist. Insgesamt wurden im Mittel nur bis zu zwei Rote Liste-Arten registriert. Am häufigsten kamen dabei die gefährdeten Arten (Kategorie 3) Ornament-Leierfisch (*Callionymus reticulatus*) und Vipernqueise (*Echiichthys vipera*) vor.

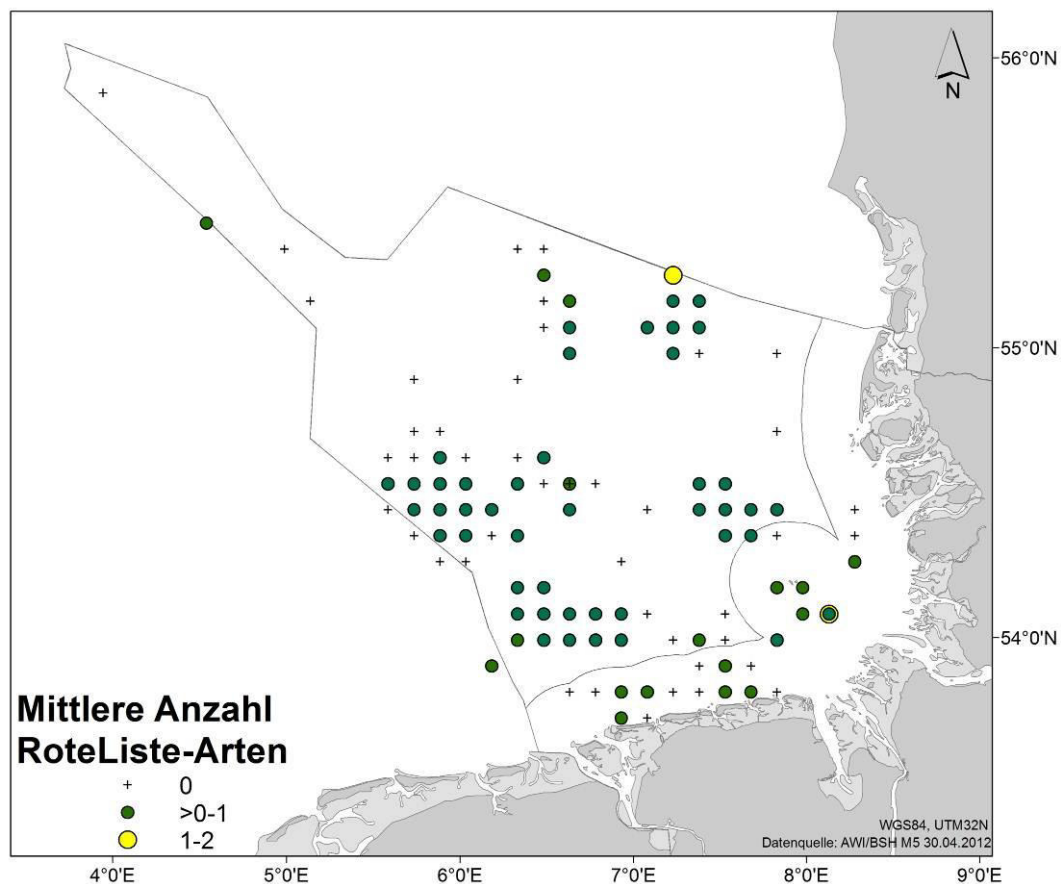


Abbildung 19. Räumliche Verteilung der mittlere Anzahl der Rote Liste-Arten der demersalen Fischfauna aus Baumkurren und Scherbrettnetzen in der deutschen AWZ (räumliche Auflösung: 10 km Grid).

Häufiger wurden auch die große Schlangennadel (Kategorie R, *Entelurus aequoreus*) und der große Scheibenbauch (Kategorie 3, *Liparis liparis*) registriert, seltener (insgesamt nur an 2 - 6 Stationen) der Seehase (Kategorie R, *Cyclopterus lumpus*), die große Seenadel (Kategorie 3, *Syngnathus acus*), die Fleckengrundel (Kategorie R, *Pomatoschistus pictus*) und der kleine Scheibenbauch (Kategorie 3, *Liparis montagu*). Einmalig (an einer von 1.508 Statio-

nen) wurden folgende Arten gefunden: *Lempetra fluviatilis* (Kategorie 2, Flussneunauge), *Anguilla anguilla* (Kategorie 3, Flussaal), *Raja brachyura* (Kategorie 3, Blondrochen), *Raja clavata* (Kategorie 3, Nagelrochen), *Squalus acanthias* (Kategorie 3, Dornhai), *Dicentrarchus labrax* (gefährdeter Durchzügler, Wolfsbarsch) und *Ciliata septentrionalis* (Nordische Seequappe).

Die zeitliche Variabilität der demersalen Fischfauna wurde für Scherbrettnetzfänge von 1998 - 2010 (Abbildung 20a, b) und für Baumkurrenfänge von 2000 - 2010 untersucht (Abbildung 20c, d). Die Variabilität der Fischabundanzen und -biomassen scheint keinem offensichtlichen jährlichen Muster zu unterliegen, wie es bei der In- und Epifauna der Fall war (geringere Variabilität in den vergangenen Jahren).

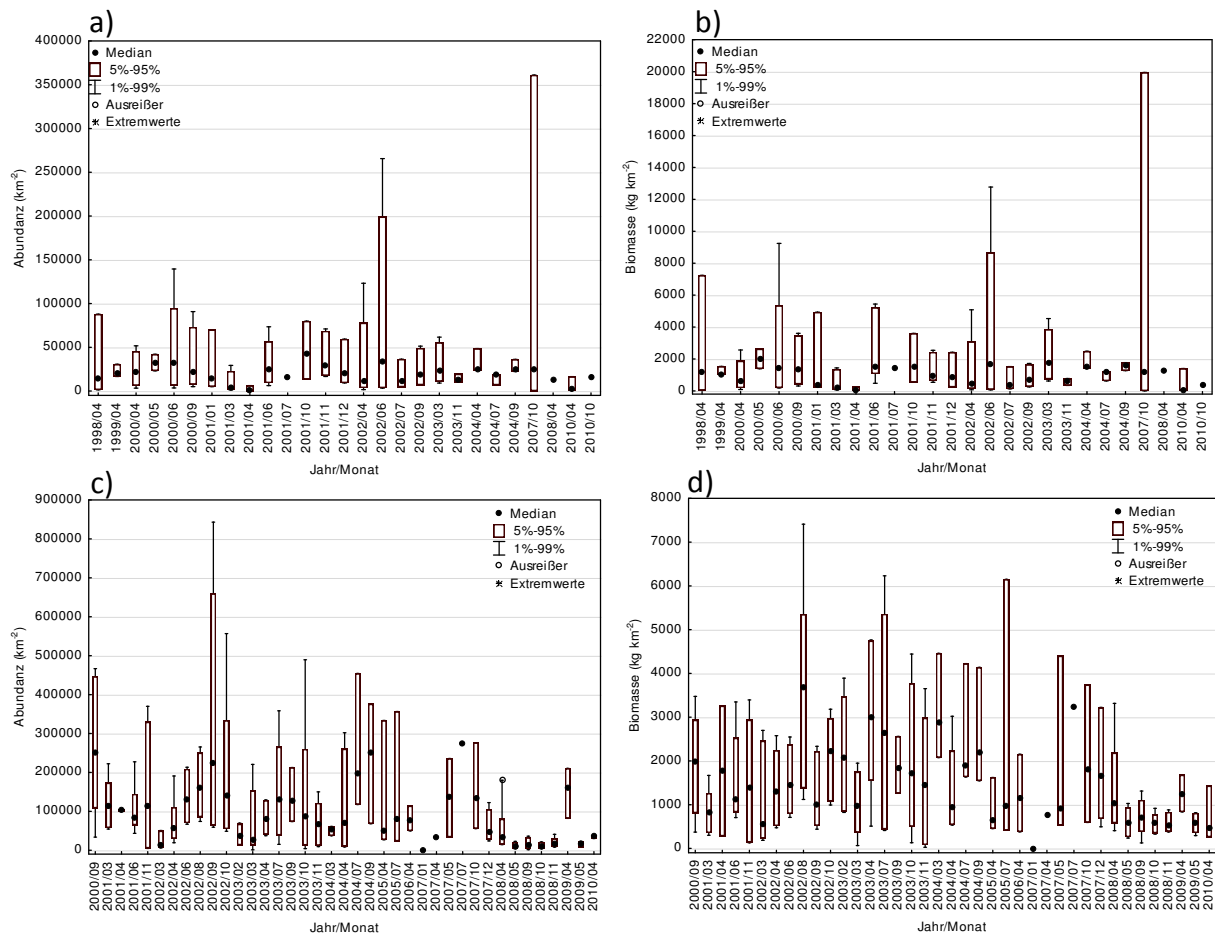


Abbildung 20. Box-Whisker-Plots zur zeitlichen Variabilität der Abundanz (km⁻²) und Biomasse (kg km⁻²) der Fischfauna aus Scherbrettnetzen (a, b; N = 370) und Baumkurren (c, d; N = 1.138) in der deutschen AWZ. Gruppirt nach Jahren und Monaten.

Fische aus Scherbrettnetzfangen wiesen im Oktober 2007 (Abbildung 20a; $VB_{95\%} = 50 - 361$ tsd km⁻²) und im Juni 2002 ($VB_{95\%} = 3.572 - 199$ tsd km⁻²) die höchste Variabilität auf. Gleichzeitig wurde hier auch die höchste Variabilität der Biomasse gemessen mit $VB_{95\%} = 3 - 19$ tsd kg km⁻² (10/2007) und $VB_{95\%} = 87 - 8.660$ kg km⁻² (Abbildung 20b). Bedingt wurden diese extremen Schwankungen in Abundanz und Biomasse durch Massenvorkommen von *M. merlangus*.



Bei den Baumkurrefängen war die Variabilität generell höher als bei den Scherbrettnetzen (Vgl. y-Achsenkala Abbildung 20 a & c). Die höchste Variabilität wurde hier im September 2002 verzeichnet mit $VB_{95\%} = 64 \text{ tsd} - 660 \text{ tsd km}^{-2}$, die geringste im April 2001 ($VB_{95\%} = 100 \text{ tsd} - 105 \text{ tsd km}^{-2}$). Die extreme Variabilität im September 2002 beruhte auf dem variablen Vorkommen der Sandgrundel (*P. minutus*), der Lammzunge (*Arnoglossus laterna*) und der Zwergzunge (*B. luteum*). Die Variabilität der Biomasse schwankte zwischen $VB_{95\%} = 413 - 6.150 \text{ kg km}^{-2}$ (Juli 2005) und einer minimalen Variabilität im Oktober 2008 ($VB_{95\%} = 350 - 771 \text{ kg km}^{-2}$) (Abbildung 20 d). Schwankungen in der Biomasse im Juli 2005 wurden durch das variable Auftreten der Scholle, Kliesche, Zwergzunge und teils durch den Seeskorpion (*Myoxocephalus scorpius*) und die Lammzunge verursacht.

Zwischen der Anzahl der beprobten Stationen pro Jahr/Monat und der Variabilität der Abundanz (GSN: $R^2 = 0,14$; BK: $R^2 = 0,05$) und der Biomasse (GSN: $R^2 = 0,11$; BK: $R^2 = 0,05$) gab es keinen signifikanten ($p > 0,01$) Zusammenhang.

Die mediane Abundanz und Biomasse aus den verschiedenen Schleppgeräten (Abbildung 21) zeigt ebenfalls keine konsistenten zeitlichen Muster. Die mediane Abundanz aus Baumkurren schwankte zwischen 275 tsd km^{-2} (Juli 2007; hauptsächlich Zwergzungen) und 32 tsd km^{-2} (April 2008) (Abbildung 21a), die mediane Abundanz aus Scherbrettnetzen zwischen 42 tsd km^{-2} (Oktober 2001; hauptsächlich Wittling) und 3.482 km^{-2} (März 2001) (Abbildung 21b). Die mediane Biomasse der Baumkurren schwankte zwischen 3.688 kg km^{-2} (August 2002; hauptsächlich Klieschen) und 478 kg km^{-2} (April 2010) (Abbildung 21c). In Scherbrettnetzen wurden zwischen 2.012 kg km^{-2} (Mai 2000; vor allem Kliesche) und 43 kg km^{-2} (April 2001) gefangen (Abbildung 21d).

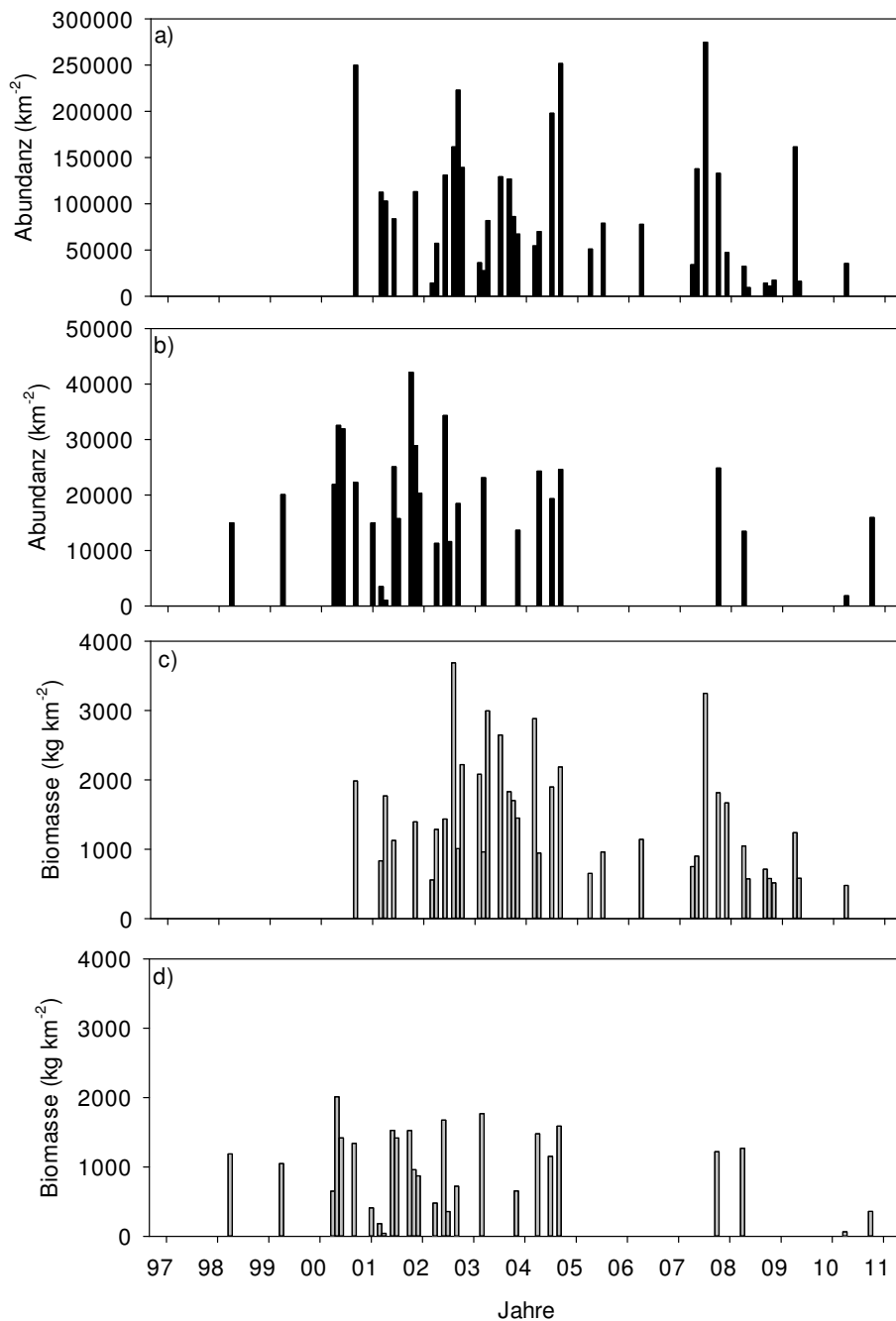


Abbildung 21. Zeitliche Variabilität der medianen Abundanz (km⁻²) und Biomasse (kg km⁻²) der Fischfauna aus Baumkurren (a, c) und Scherbrettnetzen (b, d) in der deutschen AWZ.

11.6. Räumliche Modellierung von Artverbreitungen - ausgewählte Beispiele

Innerhalb des Projektes wurden Verbreitungskarten einzelner Arten erstellt. Dabei handelt es sich vor allem um Arten, die den Biotoptyp „Schlickgründe mit Seefedern und bohrende Megafauna“ charakterisieren, der seit dem 01.03.2010 nach § 30 Absatz 2 BNatSchG der Liste geschützter Biotope zugehört.

Die ersten Verbreitungskarten, die im Projekt erstellt wurden, beruhen auf einer einfachen Klassifikation der Habitatfläche (siehe Kapitel 8) anhand eines zweifaktoriellen Modells mit

den diskriminatorischen Faktoren „Wassertiefe“ (Bathymetrie-Daten) und „Sediment“, da sie die Hauptfaktoren zu Verbreitungsmustern im Benthos darstellen (Glémarec 1973, Duineveld et al. 1991). Sedimentdaten waren nur im Bereich der Figge-Karte (1981) vorhanden. Daher wurde innerhalb der Figge-Karte das Vorkommen anhand des Sedimentes und der Wassertiefe prognostiziert, außerhalb, aufgrund fehlender Sedimentinformationen, nur anhand der Wassertiefe. Die Abbildung 22 zeigt exemplarisch das Vorkommen von *Goneplax rhomboides* anhand der Wassertiefe und des Sedimenttypen. *G. rhomboides* kommt mit einer Frequenz von > 5% ab einer Wassertiefe von > 40m (Abbildung 22a) vor und besiedelt vor allem sehr feinen Sand mit einem Schlickanteil von < 5% bis 20 %. Anhand dieser Faktoren wurde mit Tools im ArcGIS-Programm die prognostizierte Verbreitung der Art klassifiziert.

Die Karten von *G. rhomboides*, *Nephrops norvegicus* und *Arctica islandica* (Abbildung 23) beruhen auf der Frequenz der Art, d.h. Anzahl der Funde pro Station, in Abhängigkeit von der Tiefe und dem Sedimenttyp (siehe Beispiel Abbildung 22). Dabei wird in der Karte nur das potentielle Habitat der Arten, d.h. eine räumliche Klassifikation, gezeigt und keinerlei quantitative Aussagen getroffen, wie wahrscheinlich es ist, die entsprechende Art anzutreffen.

Die Islandmuschel (*A. islandica*) wurde hauptsächlich auf sehr feinem Sand mit einem Schlickanteil von 11 - 50 % und ab einer Wassertiefe von > 43 m gefunden (Abbildung 23). Nach Witbaard & Bergman (2003) kommt die Art ab > 30 m Wassertiefe und in feinen Sedimenten vor, wobei sie auch auf sandigen und kiesigen Böden zu finden ist. *A. islandica* wurde jedoch nur vereinzelt gefunden (N = 40). Die Aussagekraft der Verbreitungskarte ist daher nur gering, da aufgrund der geringen Funde die Faktoren (Wassertiefe, Sediment) nicht eindeutig abgegrenzt werden konnten (siehe Abbildung 23, Güte der Karte). *N. norvegicus* (Abbildung 23, Mitte) kommt ab einer Tiefe von > 39 m vor und besiedelt sehr feinen Sand mit einem bis zu 50 %-igen Schlickanteil (Rice & Chapman 1971). Bei der prognostizierten Verbreitungskarte des Kaisergranats (*N. norvegicus*) ist zu beachten, dass die Tiere zwar eher nachtaktiv sind, die Baumkurrenfänge jedoch überwiegend tagsüber stattfanden (siehe Güte der Karte, Abbildung 23). Nach Chapman & Rice (1971) verlassen die Tiere ihre Bauten zur Nahrungsaufnahme hauptsächlich nachts, jedoch variiert die Zahl und Art der Tiere außerhalb der Bauten saisonal und auch im Tageszyklus in Geschlecht und Größe. Nach Aguzzi et al. (2009) wird das Verlassen des Baus durch die Lichtintensität gesteuert: Je flacher desto höher ist die Zahl der Tiere außerhalb des Baus. *G. rhomboides* weist die gleichen Verbreitungsgebiete wie *N. norvegicus* aus. Im Jahr 2003 ist die Trapezkrabbe *G. rhomboides* in die Nordsee eingewandert und ihr Vorkommen ist seitdem stetig gestiegen (siehe Güte der Karte, Abbildung 23). Vor allem in den späteren Untersuchungs Jahren (2008/2009) wurde *G. rhomboides* am häufigsten gefunden. Gebiete, die im Rahmen von Umweltverträglichkeitsstudien in diesen Jahren untersucht wurden, sind daher potenziell eher Verbreitungshabitate, d.h. es besteht hier eventuell eine irreführende Interpretation der Verbreitung durch die Abhängigkeit der zeitlichen und räumlichen Beprobung. Untersuchungen von Neumann et al. (2010) bestätigen jedoch das Ausbreitungsmuster der Art in der Deutschen Bucht.

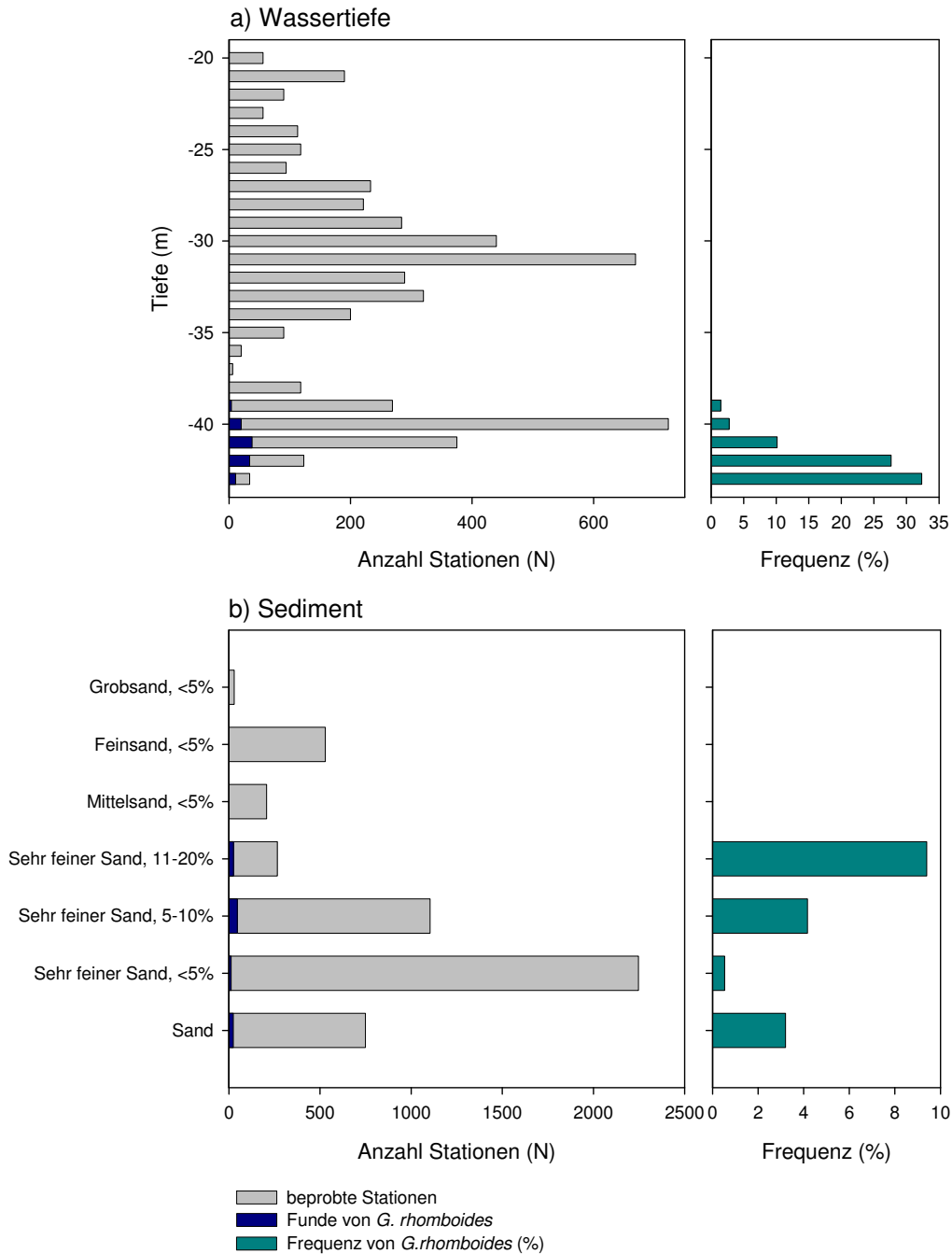
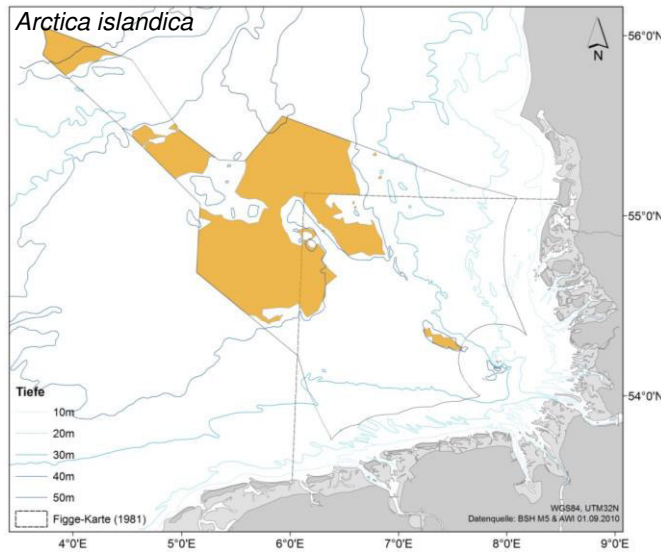


Abbildung 22. Vorkommen von *Goneplax rhomboides* in Abhängigkeit von a) Wassertiefe (m) und b) Sedimenttyp nach Figge (1981). Links: Anzahl der beprobten Stationen und Stationen mit *G. rhomboides* (positiv Funde). Rechts: Frequenz (%) von *G. rhomboides*, d.h. Anteil der Funde an der Gesamtstationszahl



Prognostizierte Verbreitung

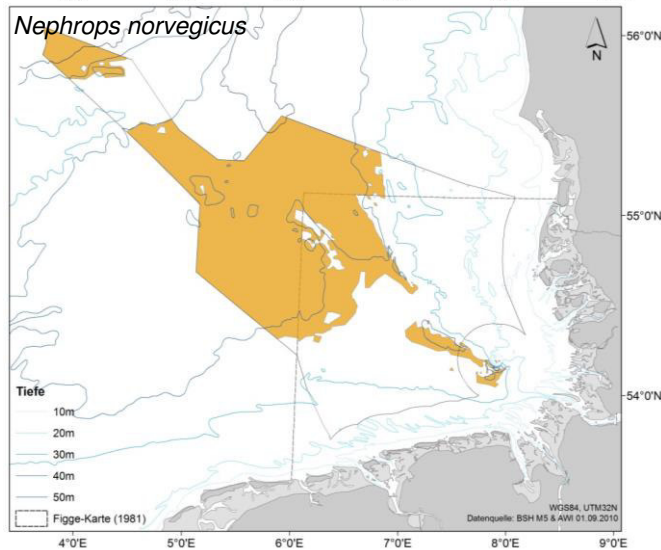
(Vorläufige Datenbasis, Stand: 01.09.2010)

Wassertiefe: >43 m

Sediment: sehr feiner Sand mit 11-50% Schlickanteil

Güte der Karte

3813 Stationen (Greifer): 40 Funde
Einzelfunde, keine eindeutige Verbreitung;
Umweltinformationen zur Verbreitung
innerhalb der Sedimentkarte (Figge 1981)
detaillierter



Prognostizierte Verbreitung

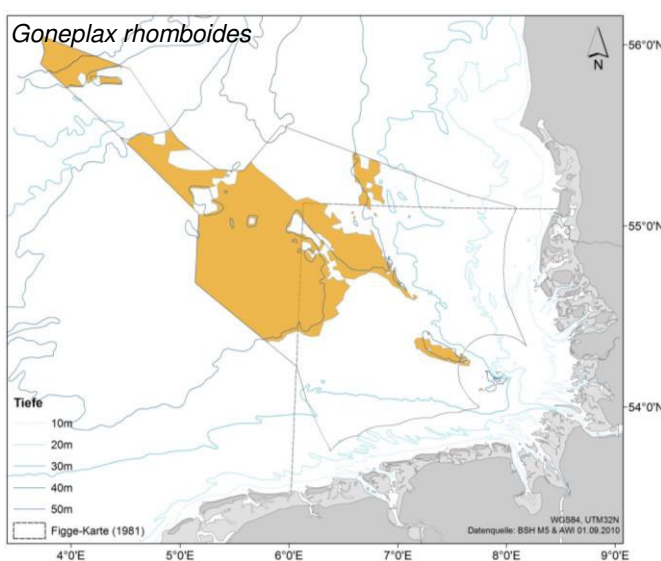
(Vorläufige Datenbasis, Stand: 01.09.2010)

Wassertiefe: >39 m

Sediment: sehr feiner Sand mit 0-50% Schlickanteil

Güte der Karte

1828 Stationen (Baumkurren): 100 Funde
Beprobung tagsüber/Tier nachtaktiv;
Umweltinformationen zur Verbreitung
innerhalb der Sedimentkarte (Figge 1981)
detaillierter



Prognostizierte Verbreitung

(Vorläufige Datenbasis, Stand: 01.09.2010)

Wassertiefe: >40 m

Sediment: sehr feiner Sand mit <5-20% Schlickanteil

Güte der Karte

5131 Stationen (Baumkurre): 107 Funde
Funde stiegen über Untersuchungszeitraum (2004-
2009), zeitliche Beprobung beeinflusst daher die
Verbreitungskarte; Umweltinformationen zur
Verbreitung innerhalb der Sedimentkarte (Figge
1981) detaillierter

Abbildung 23. Karte mit prognostizierter Verbreitung, Informationen zur Verbreitung und zur Güte der Karte von *Arctica islandica*, *Nephrops norvegicus* und *Goneplax rhomboides* (Stand: September 2010) in der deutschen AWZ.

Die Verbreitungskarten dieser ersten Analysen wiesen noch eine unterschiedliche Verlässlichkeit auf. Vor allem außerhalb der Figge-Karte (1981) war die Güte der Karte ungenügend, da die prognostizierte Verbreitung nur anhand der Wassertiefe vorhergesagt wurde. Weitere Artenverbreitungen wurden mithilfe einer Sedimentkarte der gesamten AWZ (bereitgestellt vom BSH) überarbeitet und als Rasterkarten modelliert. Anhand der Gattungen *Callianassa* spp., *Upogebia* spp. und *Echinocardium cordatum* wurden erste Analysen zur Raster-Modellierung der Artenverbreitung vorgenommen. Dabei wurden zunächst nur zwei Umweltfaktoren (Wassertiefe und Sediment) in die Analysen einbezogen, da flächendeckende Layer zu anderen Umweltfaktoren zum Ende des Projektes nicht zur Verfügung standen (Abbildung

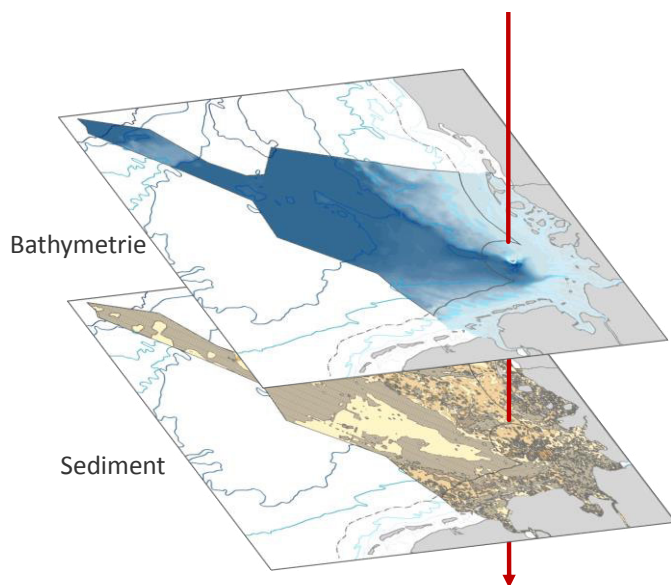


Abbildung 24. Flächendeckende georeferenzierte Layer der Bathymetrie und der Sedimentklassen (1 km²-Raster) in der Deutschen Bucht zur räumlichen Modellierung der Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art (biologische Punktdaten).

24). Wassertiefe und Sediment (Quelle: BSH) wurden als Umweltparameter gewählt. Für jede geographische Position steht somit die Information zu Sediment und Wassertiefe zur Verfügung (Beispiel roter Pfeil, Abbildung 24). Die biologischen Punktdaten, d.h. das Vorkommen der zu modellierenden Arten, wurden auf die Verteilung der Art in Bezug auf Tiefe und Sediment untersucht (Abbildung 25 und Abbildung 26). Dieses Prinzip der ökologischen Nischenverteilung, d.h. der Verteilung einer Art entlang eines Umweltgradienten, wird zur räumlichen Modellierung der ökologischen Nische anhand von Umweltfaktoren genutzt.

Callianassa spp. zeigte eine ausgeprägte Tiefenverteilung zwischen 28 - 49 m Wassertiefe (Abbildung 25a), wobei die optimale Tiefe um 40 m zu liegen scheint. Eine Präferenz für feinsandige Gebiete (41 %, Abbildung 26). *Upogebia* spp. kam nur in Wassertiefen zwischen 38 - 48 m Tiefe (Abbildung 25b) und fast nur auf Feinsand (17 %) vor (Mittelsand: 3 %, Schllick: 1 %) (Abbildung 26). Im Gegensatz dazu zeigte *E. cordatum* keine Präferenz für eine spezifische Wassertiefe (Abbildung 25c) und wurde auf allen Sedimenttypen gefunden (Abbildung 26). Das 100%-ige Vorkommen von *E. cordatum* auf Kies wurde jedoch nicht in die Modellierung mit einbezogen. Es wurde insgesamt nur eine Kiesstation beprobt, an der geringe Abundanzen des Herzseeigels gefunden wurden. Aus der Literatur ist bekannt, dass Kies nicht das bevorzugte Sediment dieser Art ist (Buchanan 1966, Beukema 1985, Darr 2008).

Callianassa spp. zeigte eine ausgeprägte Tiefenverteilung zwischen 28 - 49 m Wassertiefe (Abbildung 25a), wobei die optimale Tiefe um 40 m zu liegen scheint. Eine Präferenz für feinsandige Gebiete (41 %, Abbildung 26). *Upogebia* spp. kam nur in Wassertiefen zwischen 38 - 48 m Tiefe (Abbildung 25b) und fast nur auf Feinsand (17 %) vor (Mittelsand: 3 %, Schllick: 1 %) (Abbildung 26). Im Gegensatz dazu zeigte *E. cordatum* keine Präferenz für eine spezifische Wassertiefe (Abbildung 25c) und wurde auf allen Sedimenttypen gefunden (Abbildung 26). Das 100%-ige Vorkommen von *E. cordatum* auf Kies wurde jedoch nicht in die Modellierung mit einbezogen. Es wurde insgesamt nur eine Kiesstation beprobt, an der geringe Abundanzen des Herzseeigels gefunden wurden. Aus der Literatur ist bekannt, dass Kies nicht das bevorzugte Sediment dieser Art ist (Buchanan 1966, Beukema 1985, Darr 2008).

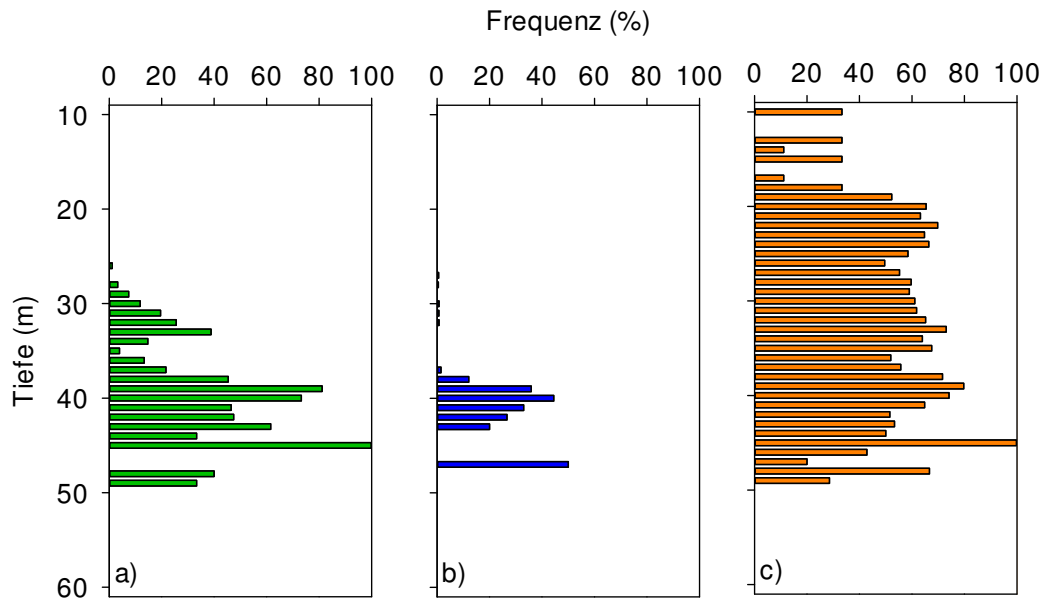


Abbildung 25. Tiefenspezifische Frequenz (m) von a) *Callianassa* spp., b) *Upogebia* spp. und c) *Echinocardium cordatum* an den untersuchten Stationen in der deutschen AWZ.

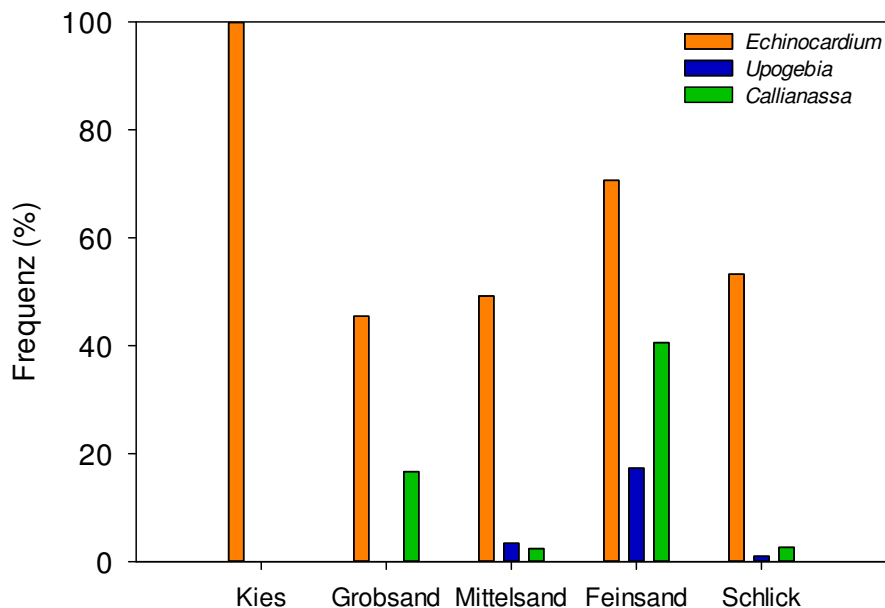


Abbildung 26. Frequenz des Auftretens (%) von *Echinocardium cordatum*, *Upogebia* spp. und *Callianassa* spp. über die verschiedenen Sedimenttypen der untersuchten Stationen in der deutschen AWZ.

Die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens wurde anhand der Modelle nach Gogina & Zettler (2010) berechnet (siehe auch Kapitel 9.5). Die Funktion des Modells wurde über den Rasterkalkulator mit gleichzeitiger Verschneidung der georeferenzierten Umweltebenen in die Fläche produziert (Abbildung 27). Generell ist die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von *Upogebia* spp. wesentlich geringer (< 60%) als die von *Callianassa* spp. und *E. cordatum*. Beide Krebsarten zeigen eine deutliche Tiefenzonierung (Vgl. Abbildung 27 mit der Bathymetrie in Abbildung 1) vor allem entlang des Elbeurstromtals, während das Vorkommen des Herzseeigels eher durch das Sediment beeinflusst wird (vgl. Sedimentkarte in BSH 2009).

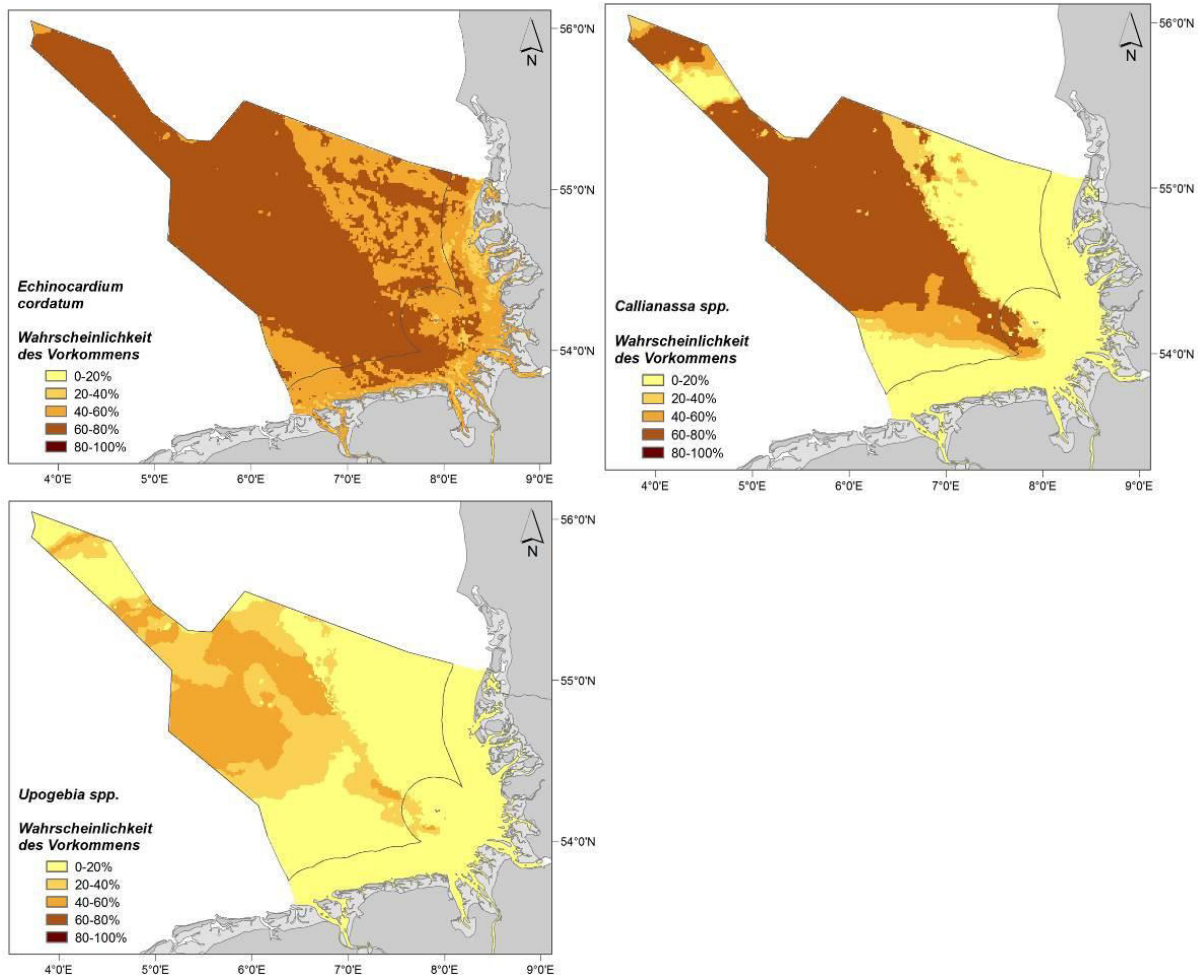


Abbildung 27. Modellierte Wahrscheinlichkeit des Vorkommens (%) von *Echinocardium cordatum*, *Callianassa* spp. und *Upogebia* spp. in der deutschen AWZ.

Tabelle 4 gibt einen Überblick über die Güte der Artenmodelle. Das Bestimmtheitsmaß (R^2 -Werte) für das *Callianassa*-Modell sagt aus, dass die Modellierung anhand der gewählten flächendeckenden Umweltfaktoren ausreichend ist. Ebenso ist ein Zusammenhang zwischen Vorkommen von *Upogebia* spp. und Umweltfaktoren gegeben (Tabelle 4), jedoch ist die Korrelation zwischen Umweltfaktoren und dem Auftreten von *E. cordatum* nicht besonders ausgeprägt. Dies ist bereits anhand der breiten Verteilung über Tiefe und Sedimentklassen (Abbildung 25, Abbildung 26) ersichtlich gewesen.

Tabelle 4. Statistiken zur Güte der Modelle zur Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von *Callianassa* spp., *Echinocardium cordatum* und *Upogebia* spp. Signifikanzniveau: $p < 0.05$.

	<i>Callianassa</i> spp.	<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Upogebia</i> spp.
Cox-Snell R^2	0,37	0,02	0,23
Nagelkerke R^2	0,52	0,04	0,44
Loglikelihood	-2.235,67	-2.164,03	-1.101,88



Diese ersten Ansätze der Modellierung zeigen, dass die hier geschaffenen Datenbanken eine detaillierte räumliche Verteilung bzw. eine Modellierung des wahrscheinlichen Vorkommens von Arten zulassen. Dennoch zeigt das Beispiel von *E. cordatum*, dass andere Umweltfaktoren bzw. eine detaillierte Kausalanalyse der räumlich strukturierenden Umweltfaktoren notwendig sind. Die Verschneidung der maßgeblichen, für die räumliche Verbreitung relevanten Umweltfaktoren mit den biologischen Punktdaten und die Evaluierung der besten Modelle müssen daher zukünftig einen Schwerpunkt bilden, um aussagekräftige Modelle für die deutsche AWZ zu entwickeln.

12. Diskussion

12.1. Bewertung und Einordnung der Ergebnisse

Innerhalb dieses Projektvorhabens wurde eine einheitliche und vor allem qualitätsgeprüfte Basis an Meeresumweltinformationen geschaffen. Obwohl zum Zeitpunkt des Projektantrags 2008 mit einem wesentlich geringeren Datenaufkommen aus maximal 15 genehmigten Projektvorhaben gerechnet wurde, wurden seit Ende 2008 mehr als 30 neue Offshore-Windparkvorhaben beantragt. Die Basisaufnahmen begannen und die neuen Daten, die zum Zeitpunkt des Projektantrags noch nicht vorlagen, flossen kontinuierlich in die Datenbank ein.

Diese Meeresumweltdatenbank erlaubt großskalige Analysen zur Variabilität des benthischen Systems in der deutschen AWZ. So erlaubt der vorliegende Datensatz die Analyse:

- einzelner makrozoobenthischer Arten (u.a. auch geschützter und sensitiver Arten), taxonomischer Gruppen bis hin zur flächenhaften Analyse benthischer Gemeinschaften
- der zeitliche Variabilität von Arten, Gruppen und Gemeinschaften
- der räumlichen flächenhaften und zeitlichen Verbreitung von Fischen

sowie die Verknüpfung von Umweltparametern als potentielle strukturierende Faktoren für das benthische System. Die hier angewandten Auswertungen sowie die Produkte können den jeweiligen Fragestellungen angepasst werden. Die dargestellten Analysen und Ergebnisse zeigen beispielhaft die Möglichkeiten der Analyse ökologischer Daten aus der deutschen AWZ zur wissenschaftlichen Untersuchung des marinen Ökosystems.

Erste einfache Anwendungen der Datenbank zur Bewertung von möglichen Effekten von Offshore-Windparks sind bereits in anderen StUKplus-Teilprojekten zur Anwendung gekommen und in diesen Bericht eingeflossen: Im StUKplus-Teilprojekt FKZ 0327689A/AWI3 („Vervollständigung der Zeitreihen während der Betriebsphase und Ermittlung von Veränderungen des Benthos durch Ausweitung des anlagenbezogenen Effektmonitorings“) wurden für *Spiophanes bombyx* und *Echinocardium cordatum* unterschiedliche zeitliche Entwicklungsverläufe der Abundanz bzw. Biomasse zwischen dem „alpha ventus“-Gebiet und dem Referenzgebiet festgestellt (Abbildung 28, oben). Aus der Datenbank wurden für den Untersuchungszeitraum des Effekt-Monitorings (Herbst 2008 – Herbst 2011) die Daten zur Abundanz bzw. Biomasse beider Arten ausgewertet (Abbildung 28, unten). Die Datenbankanalyse dient dazu, die ermittelten unterschiedlichen Entwicklungen für *S. bombyx* und *E. cordatum* aus dem Effekt-Monitoring zu bewerten und zu prüfen, ob die Unterschiede zwischen Referenz- und „alpha ventus“-Gebiet zufällig oder durch den Windpark bedingt sind. Die Ergebnisse der Datenbankanalyse deuten darauf hin (Abbildung 28), dass im Untersuchungszeitraum eine große natürliche Variabilität

auf den Feinsandgebieten um „alpha ventus“ herrschte. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass die beobachteten Unterschiede im Effekt-Monitoring nur die Folge zufälliger lokaler Schwankungen der Abundanz- bzw. Biomasse im Untersuchungsgebiet waren. Eine detaillierte Diskussion der Ergebnisse aus dem Effekt-Monitoring ist im- entsprechenden Projektbericht enthalten (StUKplus-Endbericht: FKZ 0327689A/AWI3).

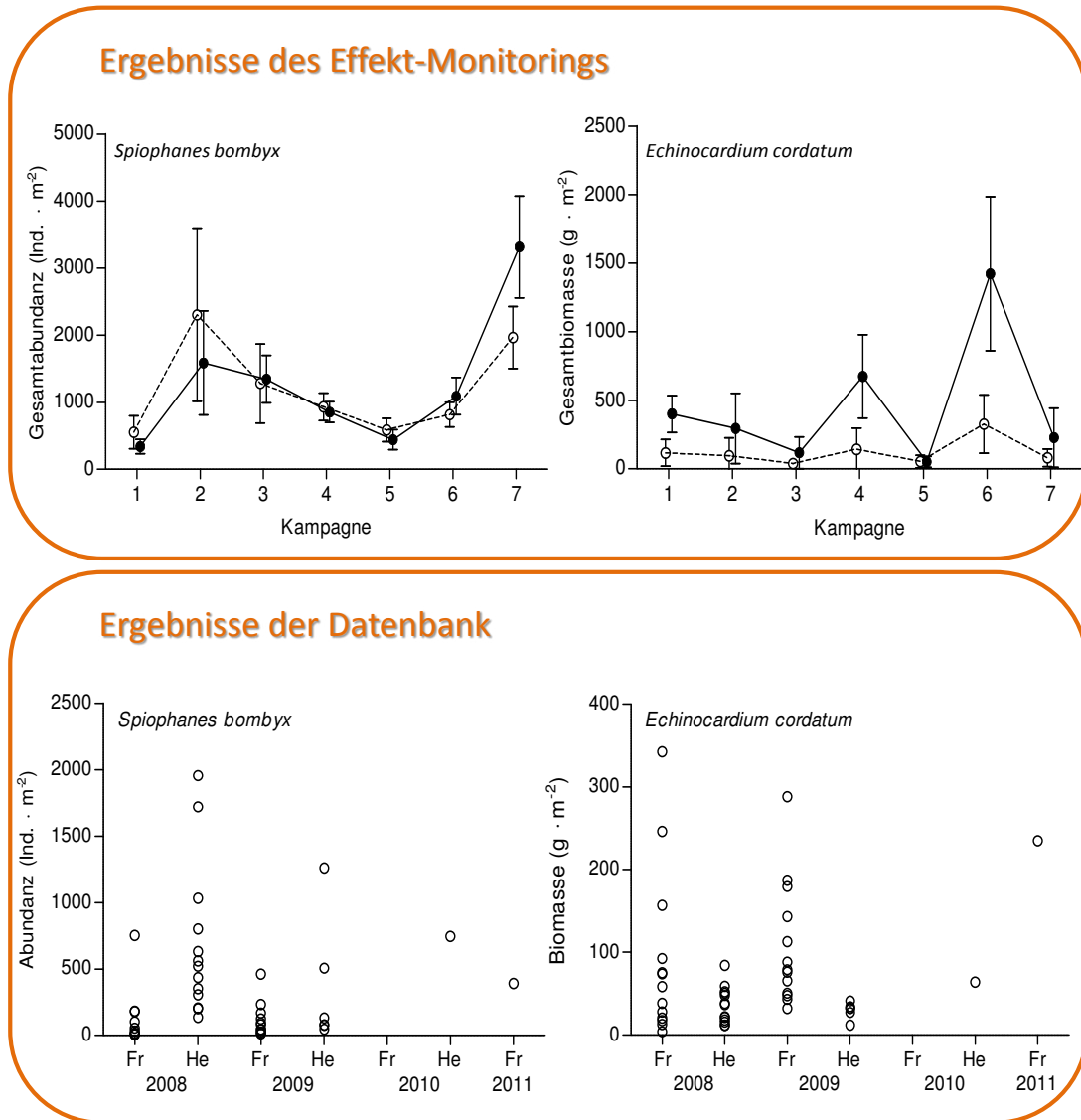


Abbildung 28. Abundanz von *Spiophanes bombyx* und Biomasse von *Echinocardium cordatum* (Jahre 2008 - 2011). Oben: Vergleich des Gebietes „alpha ventus“ (weiße Punkte) und des Referenzgebietes (schwarze Punkte) aus dem Effekt-Monitoring (FKZ 0327689A/AWI3); Kampagnen: 1 = Frühjahr 2008, 2 = Sommer 2009, 3 = Herbst/Winter 2009/2010, 4 = Frühjahr 2010, 5 = Herbst 2010, 6 = Frühjahr 2011, 7 = Herbst 2011. Unten: Datenbankergebnisse aus Windparks, die in Feinsandgebieten (vgl. „alpha ventus“) liegen, Darstellung: Mittelwert der Untersuchungsgebiete zu dem jeweiligen Zeitpunkt; Fr = Frühling; He = Herbst.

Im StUKplus-Teilprojekt FKZ 0327689A/AWI1 („Untersuchung der Effekte von Windenergieanlagen auf Fische und vagile Megafauna im Testfeld "alpha ventus"“) wurde die Datenbank benutzt, um Populationsdichten der eher hartsubstrat-affinen Arten *Cancer pagurus*, *Necora puber* und *Taurulus bubalis* für Weichböden (gesamte AWZ) zu ermitteln. Diese wurden mit Populationsdichten an Wracks und zu Unterwasserstrukturen von Offshore-Windenergieanlagen



vergleichbaren, artifiziellen Hartsubstraten (FINO1) ins Verhältnis gesetzt. Mit den Analysen konnte die Zunahme der Populationsdichten dieser Arten an den Windenergieanlagen von „alpha ventus“ bewertet werden (Details siehe StUKplus-Endbericht: FKZ 0327689A/AW11).

Diese in diesem Projekt entwickelte, einzigartige Datengrundlage wird es zukünftig erlauben, auf der Basis des hier erarbeiteten Status Quo, bestehende Untersuchungsprogramme zu Benthos und Fischen in Offshore-Windparks zu evaluieren und mögliche kumulative Effekte zahlreicher Windparks bewerten zu können. Gleichzeitig kann die Datenbank kontinuierlich um neue Datensätze aus Bau- und Betriebsphase künftiger Windparks erweitert werden, was die Aussagekraft der Datengrundlage zusätzlich stärken wird.

Im Folgenden werden die Ergebnisse dieses Berichts zur räumlichen und zeitlichen Variabilität der benthischen Invertebraten und demersalen Fische vor einem breiten Literaturhintergrund diskutiert. Zeitliche Variabilitätsmuster können saisonale Schwankungen, kontinuierliche Veränderungen oder abrupte Regimeverschiebungen sein (siehe Kapitel 12.1.2). Räumliche Variabilität kann von großskaligen Gradienten oder kleinskaliger Patchiness geprägt sein (siehe Kapitel 12.1.1). Das Verständnis um die Variabilität des benthischen Systems ist für die Bewertung möglicher Effekte durch Offshore-Windparks unerlässlich. Die bekannten und zu erwartenden Effekte der Offshore-Windparks werden abschließend in Kapitel 12.1.3 diskutiert.

12.1.1. Räumliche Variabilität des benthischen Systems

Benthische Infaunagemeinschaften eignen sich besonders für vergleichende zeitliche oder räumliche Studien sowie Effektstudien zu anthropogenen Einflüssen, da viele Tiere des benthischen Ökosystems von geringer Mobilität und relativ langlebig sind. Daher integrieren diese Arten die Effekte von Umweltänderungen und dauerhaften Störungen räumlich und zeitlich (Pearson und Rosenberg 1978). Im Gegensatz dazu sind größere Invertebraten der Epifauna und demersale Fische in der Lage, ungünstigen Umweltzuständen, zumindest auf kleineren Skalen, aufgrund ihrer Mobilität auszuweichen (Dannheim 2007, Reiss et al. 2010) oder sogar von Störungen, wie beispielsweise der Fischerei, durch das zusätzliche Nahrungsangebot in Form von Beifang und Rückwürfen zu profitieren (Ramsay et al. 1998).

Der Einfluss von Umweltfaktoren auf die Struktur der Gemeinschaften hängt von der räumlichen Skala und den berücksichtigten Umweltgradienten ab, die untersucht wurden (Menge & Olson 1990, Darr 2008, Reiss et al. 2010). Großskalige Untersuchungen der gesamten Nordsee haben gezeigt, dass die räumliche Variabilität benthischer Gemeinschaftsstrukturen hauptsächlich von hydrodynamischen Umweltfaktoren abhängt. Ein weiterer räumlich strukturierender Faktor, vor allem für die Epifauna, ist der räumlich heterogene Fischereidruck (Reiss & Kröncke 2004). Physikalische Habitatcharakteristika (Bodentopographie, Sediment und Substrattyp) und biologische Interaktionen (Räuber-Beute Beziehungen, interspezifische Konkurrenz um Raum und Nahrungsangebot) sind eher auf regionalen und lokalen Skalen von Relevanz (Heip et al. 1992, Callaway et al. 2002, Reiss et al. 2010).

Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen, dass die Abundanz und Biomasse der Infauna (Kapitel 11.3) vom Sedimenttyp und dem Tiefenverhältnis abhängig ist. Auf der Skala der deutschen AWZ scheinen also vor allem physikalische Habitatcharakteristika von Bedeutung zu sein, weniger hydrographische Bedingungen. Ein weiteres Indiz hierfür ist das Vorkommen von Rote Liste-Arten in Abhängigkeit vom Substrattyp, der Sortierung des Sediments und dem Anteil organischen Materials (Kapitel 11.2, 11.3). Ebenso zeigten die Arten des Biotoptyps „Schlickgründe mit Seefedern und bohrender Megafauna“ (nach § 30 Absatz



2 BNatSchG) eine Abhängigkeit vom Sedimenttyp (siehe Kapitel 11.6). In der vorliegenden Untersuchung wurde die räumliche Variabilität der Biomasse und teils auch der Abundanz vor allem durch *E. cordatum* und *A. filiformis* verursacht. Beide Arten sind Anzeiger für bestimmte Sedimentcharakteristika: *E. cordatum* bevorzugt Sedimente mit hohem organischem Anteil (Wieking & Kröncke 2003, Kröncke et al. 2004, Darr 2008) und *A. filiformis* ist nach Reiss & Kröncke (2005) ein Anzeiger für eine hohe Qualität des organischen Materials im Sediment.

In der vorliegenden Studie konnte weiterhin ein Nord-Süd-Gradient in der Abundanz der Epifauna nachgewiesen werden. Die Abundanz war im südlichen Bereich der Deutschen Bucht höher (Kapitel 11.4), mit einer Dominanz von *O. albida*, *A. rubens* und *C. crangon*. In den Studien von Callaway et al. (2002), Reiss & Kröncke (2004) und Neumann et al. (2009) konnte die Dominanz von Echinodermaten in den südlichen, küstennahen Gebieten ebenfalls nachgewiesen werden. In den nördlichen Gebieten wurde in diesen Studien die Gemeinschaftsstruktur von Krebsen dominiert (Callaway et al. 2002, Reiss & Kröncke 2004, Neumann et al. 2009). Dies konnte in der vorliegenden Studie nicht bestätigt werden.

Auch die demersale Fischfauna wird auf der räumlichen Skala der gesamten Nordsee hauptsächlich durch hydrographische Gegebenheiten wie unterschiedliche Wassermassen, Frontensystemen und die vorherrschenden Hauptströmungen beeinflusst (Daan et al. 1990, Callaway et al. 2002, Ehrich et al. 2009). Die räumliche Variabilität auf dieser Skala überlagert sogar die sonst sehr ausgeprägte zeitliche (interannuelle) Variabilität des dynamischen Systems der Nordsee (Ehrich et al. 2009). Auf diesen Skalen sind die Muster in der Gemeinschaftszusammensetzung der demersalen Fische durch Umwelt- und Klimabedingungen, großskalige Verbreitungsvektoren, Nährstoffe und damit der Primärproduktion als Nahrungsversorgung abhängig (Ehrich et al. 2009). Dabei werden die Struktur der Fischgemeinschaften und die Artenzusammensetzung stark von Laichwanderungen der Fische sowie ontogenetischer Migration und Nahrungsmigrationen vieler Fische beeinflusst (Daan et al. 1990). Ein weiterer Faktor, der die räumliche Variabilität der Fischfauna beeinflusst, ist der unterschiedliche Fischereidruck auf die Populationen der Nordsee (Piet & Rijnsdorp 1998). Nach Ehrich et al. (2009) kann vor allem die kleinräumige Variabilität, die nicht durch hydrographische Muster erklärt werden kann, auf Habitatstrukturen (Tiefe, Sedimentstruktur, Bodenbeschaffenheit) zurückgeführt werden. Auch in Bezug auf die demersale Fischfauna gibt es Anzeichen, dass die Verteilung lokaler Populationen, ähnlich den makrozoobenthischen Invertebraten, meist durch die Interaktionen von Habitatstrukturen und biologischen Prozessen (Räuber-Beute-Beziehungen) geprägt ist (Ellis et al. 2000). In der vorliegenden Studie konnte anhand der Ergebnisse keine ausgeprägte räumliche Variabilität der demersalen Fischfauna nachgewiesen werden (Kapitel 11.5), jedoch ist die Dichte der vorhandenen Fischdaten bezogen auf die Skala der deutschen AWZ sehr gering (Kapitel 11.5). Die Einbindung weiterer Datensätze zur demersalen Fischfauna wird die räumliche Abdeckung erhöhen und zukünftig Analysen zur lokalen räumlichen Variabilität ermöglichen. Bezüglich der In- und Epifauna sollten auf der Skala der deutschen AWZ die natürliche räumliche Variabilität der Fauna durch Sedimentbeschaffenheit und mögliche biologische Interaktionen für die zukünftige Bewertung von Offshore-Windparkeffekten mit berücksichtigt werden.



12.1.2. Zeitliche Variabilität des benthischen Systems

Die Gemeinschaftsstruktur der In- und Epifauna der Deutschen Bucht weisen eine ausgeprägte saisonale Variabilität auf (Reiss & Kröncke 2004, 2005). Dabei ist der südliche Teil der Deutschen Bucht noch variabler als beispielsweise der Austerngrund oder die Doggerbank. Die Gründe für diese saisonale Variabilität sind vor allem synergistische Effekte, die auf zahlreichen Faktoren wie Nahrungsverfügbarkeit, Wassertemperatur, Prädation und hydrodynamischen Stress beruhen. Diese Effekte beeinflussen in erster Linie die Rekrutierung im Frühjahr und Sommer und erzeugen höhere Biomassen und Abundanzen in den Sommermonaten als in den Wintermonaten (Reiss & Kröncke 2004, 2005). Ebenso ist die Struktur der Fischfauna in der Deutschen Bucht von saisonalen Rekrutierungsprozessen beeinflusst. Wichtig für die zeitliche Variabilität der Gemeinschaften der Infauna scheint, besonders im südlichen Teil der Deutschen Bucht, nicht nur das Nahrungsangebot, sondern auch die Nahrungsqualität zu sein (Reiss & Kröncke 2005). Die Epifauna besteht hauptsächlich aus Räubern und Aasfressern und ist daher saisonal nicht an die Primärproduktion gekoppelt. Hingegen scheinen temperaturgesteuerte Migrationsprozesse auch bei weniger mobilen Arten der Hauptgrund für die saisonale Dichtefluktuations zu sein (Reiss & Kröncke 2004). Auch in der vorliegenden Studie sind die höchste Abundanz und Biomasse der Infauna (Kapitel 11.3) und Epifauna (Kapitel 11.4) im Frühjahr/Sommer gefunden worden, niedrigere Werte eher im Herbst/Winter. Dieser Trend gilt jedoch nicht für die Fischfauna. Hier wurde keine ausgeprägte Saisonalität detektiert (Kapitel 11.5).

Zusätzlich zu der saisonalen Variabilität gibt es im benthischen System eine ausgeprägte langzeitliche Variabilität mit kontinuierlichen Veränderungen in der Biomasse, Abundanz und Artenzusammensetzung. Diese Veränderungen können sowohl graduell als auch sehr abrupte Änderungen, sogenannte Regimeverschiebungen, sein (Beaugrand 2004, Weijerman et al. 2005, Van Nes et al. 2007). Zustandsänderungen scheinen in der Nordsee häufig vorzukommen und unterschiedliche natürliche (kalte Winter, hohe Sturmintensitäten) und/oder anthropogene (Fischerei) Ursachen zu haben (*sensu* Edwards et al. 2002). Die demersalen Fischpopulationen der englischen Küstenregionen sind beispielsweise in den letzten Jahren kontinuierlich diverser geworden, da die Scholle und der Wittling weniger dominant sind und der Anteil einiger nicht kommerzieller Arten wie Leierfisch, Franzosendorsch und Seeskorpion hingegen zugenommen hat (Rogers & Ellis 2000). Die Fischbestände werden dabei auch langfristig durch den Fischereidruck geprägt (Daan et al. 1990).

In der gesamten Nordsee kam es in den späten 80er Jahren zu einem Wechsel der Gemeinschaftsstrukturen benthischer Invertebraten, ausgelöst durch Änderungen der hydrologischen Bedingungen (Kröncke et al. 2011). Diese Regimeverschiebung führte auf der Doggerbank beispielsweise zu einer höheren Abundanz, Artenzahl und Diversität eher südlicher Arten des Benthos (Kröncke 2011). Im Gegensatz dazu führte die Zustandsänderung von 2001 zu einem gegenteiligen Effekt mit zeitgleichem funktionellen Wechsel des Makrozoobenthos: eine Zunahme von Detritus- und Suspensionsfressern und einer Abnahme sandleckender Amphipoden (Kröncke 2011). Als mögliche Gründe gibt Kröncke (2011) einen klimagesteuerten Wechsel in Wassermassen, Strömungen, Stürmen, Trübung und damit verbundener Nahrungsverfügbarkeit durch planktische oder benthische Primärproduktion an. Der Zustand der Epifauna war im kalten Winter des Jahres 1995/1996 (Neumann et al. 2009) maßgeblich durch hydrologische Faktoren bestimmt. Nachfolgend kam es zu einem Massenvorkommen des opportunistischen Schlangensterne *Ophiura albida* in der Deutschen Bucht (1998 - 2000). Auch in dieser Untersuchung wurden im Jahr 2000 extreme Abundan-



zen von *O. albida* registriert (Kapitel 11.4). Neumann et al. (2009) fanden nachfolgend in den Jahren 2003 - 2008 einen kontinuierlichen Rückgang der Schlangensternepopulation mit gleichzeitiger Zunahme anderer Arten und einer Steigerung der Diversität in den Küstenbereichen. Dies könnte auch die in dieser Studie gefundene Abnahme der Individuenanzahl, nicht aber der Biomasse ab 2006 erklären (Kapitel 11.4).

Insgesamt konnten in der vorliegenden Studie langzeitliche Muster der In- und Epifauna nachgewiesen werden: In beiden Faunenkompartimenten gab es einen Wechsel in der Variabilität der Gemeinschaftsstruktur. Die Variabilität der Epifauna war zwischen 2000 - 2004 höher als in den Jahren 2005 - 2010 (Kapitel 11.4). Es ist anzunehmen, dass in der vorliegenden Studie hydrologische Faktoren für die Änderungen verantwortlich sind, ähnlich zu der Studie von Neumann et al. (2009). In der Infauna war die Änderung der zeitlichen Variabilität weniger ausgeprägt (Kapitel 11.3), mit hohen Werten zwischen 2000 - 2003 und geringeren im Zeitraum 2005 - 2010. Kröncke (2011) beschreibt einen Wechsel der Gemeinschaften im Jahr 2001 auf der Doggerbank. Der vorliegende Wechsel in der Variabilitätsintensität (Kapitel 11.3) fällt in diesen Zeitraum. Die in dieser Studie gezeigten langzeitlichen Änderungen sind vermutlich durch die gleichen Faktoren bedingt wie in der Untersuchung von Kröncke (2011) (hydrologisch, siehe voriger Absatz). Bezüglich der Fischfauna wurden keine interannuellen Unterschiede in Abundanz und Biomasse gefunden (Kapitel 11.5). Zukünftige Analysen mit weiteren Datensätzen der demersalen Fischfauna werden zeigen, ob im Bereich der deutschen AWZ keine oder nur sehr geringe interannuelle Schwankungen auftreten.

12.1.3. Mögliche Effekte von Offshore-Windparks auf das Benthos

Für das Testfeldvorhaben „alpha ventus“ lagen bis zum Ende der Datenaggregation (Januar 2012) keine StUK-Daten für die Bau- und Betriebsphase vor. Eine detaillierte Analyse und Diskussion der Ergebnisse aus dem Testfeldvorhaben „alpha ventus“ ist im Projekt „Vervollständigung der Zeitreihen während der Betriebsphase und Ermittlung von Veränderungen des Benthos durch Ausweitung des anlagenbezogenen Effektmonitorings“ (siehe StUKplus-Endbericht FKZ 0327689A/AWI3) enthalten. Als ein Produkt dieses Projektes und als Beitrag zu den Projekten FKZ 0327689A/AWI3 und FKZ 0327689A/AWI1 wurden für die Bewertung der Ergebnisse dieser Projekte anhand der Datenbank die zeitliche und räumliche Variabilität einzelner Arten ermittelt und während der Berichtsevaluation nachträglich (Februar 2013) ergänzt. Diese Anwendungsbeispiele für Bewertungen von Effekten in Bezug auf Windparks sind in Kapitel 12.1 aufgeführt. Durch den verzögerten Ausbau der geplanten Offshore Windparks lagen bis zum Ende dieses StUKplus-Teilprojektes (30.04.2012) in der Datenbank nur Daten aus dem Baseline-Monitoring von Umweltverträglichkeitsstudien vor, also Daten, die vor dem Bau eines Windparks erhoben wurden. Daher konnten die Windpark-Effekte in diesem Gebiet als auch mögliche kumulative Effekte von Windparks nicht ausgewertet werden. Werden auch zukünftig die Daten aus der Bau- und Betriebsphase von Offshore-Windparks in die Datenbank aufgenommen, wird es möglich sein, mögliche Effekte besser bewerten zu können. Im Folgenden werden die bereits bekannten und zu erwartenden Effekte von Offshore-Windparks diskutiert.

Bisherige Studien haben keine signifikanten, kurzzeitigen Effekte von Offshore-Windparks auf die makrozoobenthischen Invertebraten nachweisen können (Leonhard & Pedersen 2006, Lindeboom et al. 2011). Im Windpark Horns Rev 1 konnten keine Auswirkungen der



Windenergieanlagen auf das Benthos nachgewiesen werden, abgesehen von dem nachweisbaren Effekt der Einbringung des künstlichen Hartsubstrats und die damit verbundene Ansiedlung einer Hartsubstratfauna (Bech et al. 2005, Leonhard & Pedersen 2006). Im unmittelbaren Nahbereich der Forschungsplattform FINO1, die eine vergleichbare Unterwasserstruktur (Jacket-Struktur) zu zukünftig geplanten Offshore-Windenergieanlagen in der deutschen AWZ aufweist, hat sich die benthischen Weichbodengemeinschaft in der unmittelbaren Umgebung der Plattform (≤ 17 m) jedoch signifikant geändert (Joschko 2007). Hier dominierten vor allem mobile Arten, die normalerweise nur auf gröberen Sedimenten zu finden und natürlicherweise besser an häufige Störungen des Sediments angepasst sind. Diese Veränderungen im Weichboden waren jedoch nur im Nahbereich der Strukturen zu finden, der normalerweise (wie auch in Horns Rev 1) durch einen Kolktschutz versiegelt ist (Leonhard & Pedersen 2006). Entsprechende Effekte im unmittelbaren Nahbereich sind dort daher nicht nachweisbar.

Auch im Testfeld „alpha ventus“ konnten keine signifikanten Unterschiede in der Weichbodenfauna durch den Einfluss von Windenergieanlagen durch das StUK3-Monitoring nachgewiesen werden (Kazmierczak et al. 2011). Jedoch unterschieden sich Pilot- und Referenzgebiet bereits vor, während und nach dem Bau der Windenergieanlagen deutlich (Schuchardt et al. 2008, Kazmierczak et al. 2011), was den Nachweis eines Einflusses des Windparks auf die makrozoobenthische Invertebraten erschwert. Der eventuelle Effekt kann daher nur schwer von anderen räumlichen Einflussfaktoren und deren Effekten auf das Benthos abgegrenzt werden (siehe Underwood 1994, 2000). Durch ein zweites Referenzgebiet hätten räumliche von möglichen Windpark-Effekten getrennt werden können. Reichert et al. (2012) konnte einen kontinuierlich wachsenden Unterschied (bis zum Jahr 2010) zwischen der Infauna in dem Windpark „alpha ventus“ und in zwei Referenzgebieten nachweisen, jedoch scheint dieser Unterschied nicht konstant zu sein (siehe StUKplus-Endbericht FKZ 0327689A/AW13). In belgischen Windparks konnten erste Anzeichen für Veränderungen in der makrozoobenthischen Gemeinschaftsstruktur des Weichbodens durch Änderungen der Sedimenteigenschaften in Offshore-Windparks nach 1 - 2 Jahren nachgewiesen werden (Untersuchungen in den Windparks Belwind und C-Power, siehe Degraer et al. 2011).

Bisherige Studien konnten belegen, dass die bedeutendsten zu erwartenden Effekte eines Windparks in der Einbringung artifiziiellen Hartsubstrats mit der damit einhergehenden Fauna besteht (z.B. Wilhelmsson & Malm 2008, Lindeboom et al. 2011, Krone 2012). Die Strukturen der Anlagen wurden durch eine charakteristische Hartbodengemeinschaft besiedelt, die oft jedoch nicht derer natürlicher Riffe entspricht (Wilhelmsson & Malm 2008 und Referenzen darin). Ferner wird potentiell die Ansiedlung nicht einheimischer Arten erleichtert (Wilhelmsson & Malm 2008, Kerckhof et al. 2011). Ebenso nehmen die Abundanzen großer Invertebraten und demersaler Fische in den Windparks zu, die durch die Strukturen ange lockt werden (z.B. Wilhelmsson et al. 2006, Degraer et al. 2011, Krone 2012). Neben der physikalischen Veränderung des Habitats (strukturelle Komplexität, Schutz) ist auch das erhöhte Nahrungsangebot ein Grund für die Ansammlung großer Räuber (Reubens et al. 2011). Die Gründe für Veränderungen des Benthos durch die Einbringung von Hartsubstrat in das Weichbodensystem sind vielfältig (siehe z.B. Degraer et al. 2011, Krone 2012). Dabei können verschiedenste abiotische und biotische Faktoren durch die Einbringung von Hartsubstrat direkt verändert werden. Aus diesen direkten zu erwartenden Effekten können durch die Interaktionen abiotischer und biotischer Komponenten indirekte Effekte („n-order“ Effekte) entstehen. Einige Konsequenzen dieser Änderungen können, bezogen auf das umliegende



benthische Weichbodensystem, anhand der Literatur verwandter Themenbereiche (z.B. artifizielle Riffe, Ambrose & Anderson 1990) erklärt werden. Andere zu erwartende Änderungen sind noch unbekannt, beispielsweise Veränderungen der Rekrutierungsprozesse durch Larvendrift und Larvenzusammensetzung oder Veränderungen des Nahrungsnetzes durch Artenänderungen oder erhöhten Fraßdruck (Lindeboom et al. 2011, Degraer et al. 2012).

Ein weiterer bedeutender Effekt wird durch das Ausbleiben des Fischereidrucks innerhalb der Windparkareale erwartet (z.B. Lindeboom et al. 2011). Intensive Schleppnetzfischerei über nahezu ein Jahrhundert (Lindeboom & de Groot 1998) hat das benthische System der südlichen Nordsee nachhaltig verändert, hin zu einer Gemeinschaft mit niedriger Biodiversität, niedriger Biomasse und Arten mit einer schnellen Umsatzrate (r-Strategen, siehe Kaiser et al. 2002, Hiddink et al. 2006). Aus der wissenschaftlichen Literatur ist bekannt, dass große permanent für die Fischerei geschlossene Gebiete, d.h. auch großskalige Schließungen auf der Skala der geplanten Offshore-Windparks (*sensu* Petersen & Malm 2006), sehr wahrscheinlich zu einer Erholung der Gemeinschaft mit hoher Biomasse, hoher Biodiversität und langsameren Umsatzraten führen (*sensu* Worm et al. 2006, Allen & Clarke 2007, Van Nes et al. 2007). Es wird erwartet, dass die Änderungen innerhalb des Windparks ferner die direkte Umgebung der Windparks durch „Spillover effects“ beeinflussen, z.B. eine Zunahme der Fischpopulationen in der Umgebung (e.g. Murawski et al. 2000, Roberts et al. 2001). Außerhalb der Offshore-Windparks kann es jedoch auch zu einer Zunahme des Fischereiaufwandes kommen, da die befischte Fläche in den Fanggründen verkleinert wird bei gleichbleibender Größe der Fischereiflotte (Berkenhagen et al. 2010, Stelzenmüller et al. 2011).

Es wird erwartet, dass Offshore-Windenergieanlagen zukünftig einen signifikanten anthropogenen Einfluss auf das marine Ökosystem ausüben (*sensu* Inger et al. 2009). Dabei werden positive und negative Einflüsse auf die marine Umwelt sehr wahrscheinlich auf komplexe und nicht vorhersagbare Weise interagieren. Die Einflüsse können zeitlich wie auch mit zunehmender Anzahl von Windparks kumulieren (Lindeboom et al. 2011). Bei der Bewertung der möglichen Auswirkungen von Offshore-Windparks auf das benthische System müssen daher die zeitliche und die räumliche Variabilität des Systems berücksichtigt werden (Lindeboom et al. 2011, diese Studie). Kontinuierliche oder sprunghafte Gemeinschaftsänderungen können in Intervallen von Jahren und Dekaden im Benthos stattfinden. Solche Änderungen im benthischen System können also auch innerhalb der „Lebenszeit“ eines Windparks beobachtet werden (*sensu* Lindeboom et al. 2011), müssen aber nicht durch diesen unbedingt entstanden sein. Die Identifizierung und Interpretation der möglichen Windpark-Effekte und solcher Effekte, die mit dem Betrieb des Windpark assoziiert sind, erfordern daher zukünftig langzeitliche Analysen auf großen Skalen in Kombination mit spezifischen Beyond-BACI-Effektstudien (Underwood 1994, 2000). Die hier vorgestellten Ergebnisse zur räumlichen und zeitlichen Variabilität verdeutlichen die Wichtigkeit der erstellten Datenbank und die damit verbundenen weiterführenden Auswertungsmöglichkeiten: Eine Datenquelle von einzigartiger Qualität und Auflösung, welche die Analyse der natürlichen zeitlichen und räumlichen Variabilität des Makrozoobenthos und der demersalen Fische erlaubt und damit die Grundlage/Kriterien schafft für die zukünftige Bewertung der möglichen Effekte von Offshore-Windenergieanlagen.



12.2. Angemessenheit des StUK3-Untersuchungsrahmens

Erste Ergebnisse aus der Bau- und Betriebsphase liegen derzeit aus dem Testfeldvorhaben von „alpha ventus“ und internationalen Erkenntnissen (Kapitel 12.1.3) für makrozoobenthische Invertebraten vor. Im Detail wird die Angemessenheit des StUK3 im Endberichtsteils des Projektes „Vervollständigung der Zeitreihen während der Betriebsphase und Ermittlung von Veränderungen des Benthos durch Ausweitung des anlagenbezogenen Effektmonitorings (FKZ: 0327689A/AWI3)“ evaluiert. Grundsätzlich ist eine derzeitige Beurteilung des StUK3 für ein Bau- und Betriebsmonitoring aufgrund der vorliegenden Daten in der Datenbank nicht möglich. Alle Datenbankeinträge stammen aus dem Baseline-Monitoring. StUK-Daten für die Bau- und Betriebsphase des Windparks „alpha ventus“ lagen uns bis zum Abschluss der Datenaggregation (Januar 2012) noch nicht vor. Dies basiert auch auf der Verzögerung des Baus des Testfelds „alpha ventus“ und die damit verbundene zeitliche Verschiebung der Untersuchungen der Bau- und Betriebsphase um mindestens zwölf Monate. Potentielle Effekte von Offshore-Windparks auf makrozoobenthische Invertebraten und demersale Fische konnten aufgrund noch ausstehender Daten bisher nicht tiefer untersucht werden. Es kann mit den beschriebenen Mitteln dieses Teilprojektes folglich nicht abschließend beurteilt werden, ob das StUK3 die potentiellen Effekte von Windparks adäquat erfasst. Es können jedoch einige grundsätzliche Empfehlungen für methodische Änderungen im StUK gegeben werden.

Die vorliegenden großflächigen Analysen zeigen, wie variabel die In-, Epi- und Fischfauna räumlich verteilt ist bzw. welchen zeitlichen Schwankungen die Gemeinschaften unterliegen. Alle Proben einer Untersuchungskampagne müssen daher zeitgleich innerhalb eines Monats genommen werden, um die Vergleichbarkeit und Interpretation der Ergebnisse sicherzustellen. Ebenso sollte zwischen den Jahren der Untersuchungszeitraum immer gleich sein, da neben den interannuellen Schwankungen auch saisonale Schwankungen auftreten.

Internationale Studien haben gezeigt, dass langfristige Veränderungen nicht innerhalb weniger Jahre nachweisbar sind (Degraer et al. 2011, Lindeboom et al. 2011). Daher erscheint es auf Grund aktueller Erkenntnisse immer wichtiger zu werden, die Untersuchungen des StUK über das 5. Betriebsjahr hinaus zu verlängern, um Veränderungen im Benthos und der demersalen Fischfauna verlässlich aufzuzeigen. So kann berücksichtigt werden, dass das benthische System eher träge, über lange Zeiträume reagiert (Beispiel: Erholung nach Beendigung permanenten Fischereidrucks, siehe Dannheim 2007). Ferner lassen sich so aber auch mögliche Windpark-Effekte gegenüber natürlichen Schwankungen des benthischen Systems der Nordsee abgrenzen.

Hingegen könnte der Untersuchungsaufwand langfristig in der Bauphase reduziert werden, da die Effekte dieser Phase nicht nachhaltig und damit nur von geringerer Relevanz zu sein scheinen (Lindeboom et al. 2011, Leonhard und Pedersen 2006). Weitere Minimierungen des Aufwands für die Beprobung der demersalen Fischfauna wäre eine Anpassung der Probenanzahl proportional zur Größe des zu untersuchenden Gebietes.

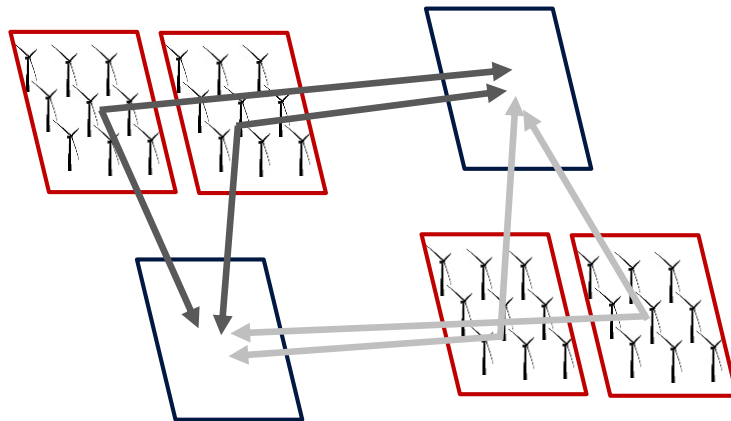


Abbildung 29. Schematische Darstellung eines Probenahmedesigns zur effektiveren Nutzung der Daten durch Kreuzvalidierung bei gleichzeitiger Reduktion der Referenzflächen um die Hälfte. Rote Flächen: Windparkgebiete, blaue Flächen: Referenzgebiete, Pfeile: Mehrfachnutzung und Kreuzvalidierung verschiedener Windparks.

In den letzten Jahren ist die Zahl der Windparkprojekte kontinuierlich gestiegen und derzeit finden viele gleichzeitige Beprobungen in der deutschen AWZ der Nordsee statt, obwohl mehrere Windparkprojekte wenige Referenzgebiete gleichzeitig nutzen könnten (Abbildung 29). Gleichzeitig könnten potentielle Windparkeffekte durch einen langzeitlichen Vergleich des Projektgebietes gegenüber zwei Referenzgebieten statistisch stärker abgesichert werden (Underwood 1994). Der Vergleich von einem Projektgebiet zu nur einem Referenzgebiet beinhaltet das Risiko, nur räumliche Unterschiede zu detektieren. Das System der Kreuzvalidierung bietet vor allem in hochdynamischen Systemen, wie den flachen Bereichen der Nordsee, eine bessere statistische Absicherung (Lindeboom et al. 2011). Es wäre wünschenswert mindestens ein unbefischtes Referenzgebiet zu untersuchen, da von dem Ausbleiben des Fischereidrucks ein erheblicher Effekt auf das benthische System erwartet wird, der von den potentiellen, direkten Windpark-Effekten schwierig zu trennen ist.

Innerhalb dieses Teilprojektes sind weiterhin wichtige Punkte während des Aufbaus der Datenbank identifiziert worden, die bei der Evaluierung des StUK3 berücksichtigt bzw. überarbeitet werden sollten:

Es sollte dringend ein Standard oder eine verbindliche (internationale) Richtlinie zur Beprobung biologischer Schutzgüter wie auch des Sedimentes einbezogen werden (z.B. ISO 2005, Rumohr 1999). Dies erhöht die Vereinheitlichung und Vergleichbarkeit der Daten aus Umweltverträglichkeitsstudien und Forschung. Bei der Beprobung der demersalen Fischfauna sollten die Fanggeräte standardisiert werden. In Kapitel 11.5 wurde gezeigt, dass Daten aus Scherbrettnetzen mit denen aus Baumkurren nicht vergleichbar sind. Auch die Variation zwischen 3 m und 7 – 8 m Kurren führen zu Einschränkungen in der Vergleichbarkeit der Geräte, die nicht abgeschätzt werden können. Längenmessungen von Fischen müssen dringend vereinheitlicht werden, um eine Vergleichbarkeit der Daten sicherzustellen. Derzeit finden sich Längenmessungen nach „cm below“, „half cm below“ und „mm below“. Teils wurden Klassenmitten oder die maximale Länge der Klassen angegeben. Es sollten hier eindeutige Vorgaben des BSH gemacht werden. Ferner sollte evaluiert werden, ob Messdaten zu makrozoobenthischen Invertebraten nach geschleppten Geräten (Baumkurre, Videos) und Greifern in unterschiedlichen Tabellen gesammelt werden sollten. Dies könnte dazu beitragen,



die Fehler bei der Umrechnung der Abundanzen/Biomassen auf die Flächen zu minimieren. Dabei ist ferner zu überlegen, ob zukünftig die tatsächlichen Rohdaten in der Datenbank abgespeichert werden sollten. Ein Format, das die Summen der Hols statt die Summen der Stationen (pro Art) erfasst, würde eine Verknüpfung der Messdaten mit den Holdaten (d.h. mit der geographischen IST-Position statt SOLL-Position des Stationsdatenblattes) zulassen. Gleichzeitig würden Fehlerquellen in der Kalkulation der Summen - und der nachfolgenden Berechnung der Flächen vermieden werden.

Es sollte eine einheitliche Referenzliste nach ITIS (Integrated Taxonomic Information System) oder WoRMS (World Register of Marine Species) benutzt werden. Viele Datenoriginatoren beziehen sich schon jetzt auf WoRMS, d.h. die Bestimmung ist korrekt, jedoch ist der Artname in ITIS nicht geführt. Dabei ist ITIS zurzeit die taxonomische Referenz zur Erstellung von Umweltverträglichkeitsstudien. Hier besteht dringender Handlungsbedarf.

Unterschiede in der Bestimmungsgenauigkeit der demersalen Fischfauna sind bei der Harmonisierung der Daten nicht offensichtlich geworden und derzeit gibt es noch keine Qualitätssicherung. Dennoch sollten zukünftig zumindest Exoten, Durchzügler, seltene Arten etc. mit taxonomischer Referenz registriert werden. Ein weiteres Problem, das bei der Harmonisierung der Daten auftrat, ist die unterschiedliche taxonomische Genauigkeit zwischen den verschiedenen Büros der Datenoriginatoren wie auch zwischen den Bearbeitern eines Büros (Beispiel Abbildung 30). Es wird daher dringend angeraten einen taxonomischen Workshop und ggf. einen Ringtest in Zusammenarbeit mit der Qualitätssicherungsstelle des UBA im Rahmen des Bund-Länder-Messprogramms durchzuführen, um einen gemeinsamen Qualitätsstandard anzustreben. Dieser einheitliche taxonomische Qualitätsstandard sollte in das StUK4 aufgenommen werden, um die taxonomische Expertise der Büros und Bearbeiter zu vereinheitlichen, eine Vergleichbarkeit der Daten sicherzustellen und so zukünftige Meta-Analysen zu ermöglichen (siehe auch Kapitel 10).

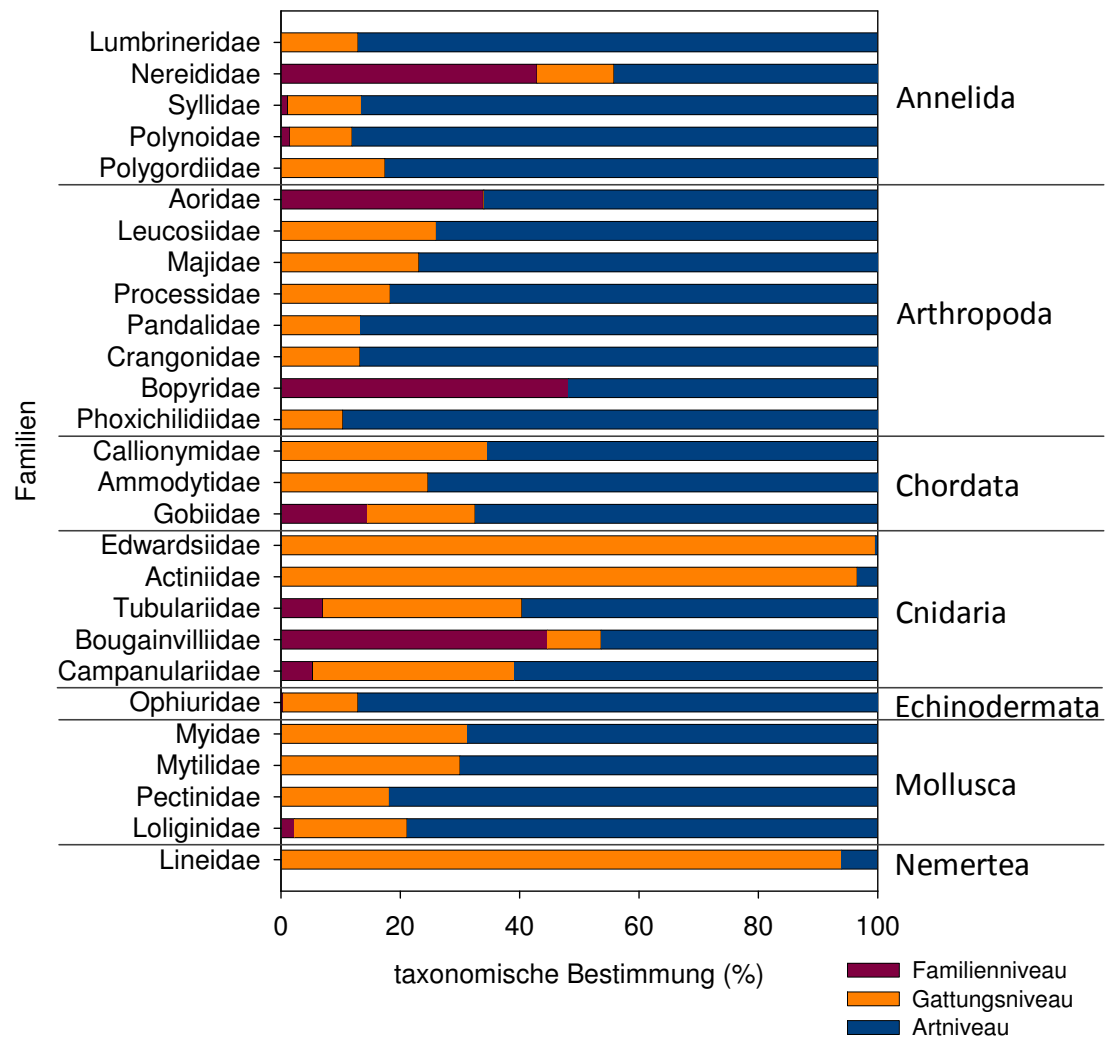


Abbildung 30: Anteile der Taxa einzelner Familien, die auf Art-, Gattungs- bzw. Familienniveau bestimmt wurden. Gelistet sind hier alle Familien, die zumindest teilweise auf Artniveau bestimmt wurden, Einträge > 10 in der Datenbank und Anteile an Gattungsniveau- und Familienniveau > 10 % aufwiesen.

13. Ausblick

Die in diesem Projekt geschaffene Datenbank ist wahrscheinlich europaweit einzigartig. Sie stellt eine Basis des derzeitigen Zustandes des Benthos und der demersalen Fischfauna der deutschen AWZ für zukünftige Abschätzungen der möglichen, großräumigen und kumulativen Effekten von Offshore-Windparks dar. Dies ist vor allem der Fall, wenn auch zukünftig kontinuierlich Daten aus UVS und Forschungsprojekten zusammenfließen. Bis einschließlich August 2014 ist eine Harmonisierung dieser Daten und weitere Analysen durch das Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Bewertungsansätze für Raumordnung und Genehmigungsverfahren im Hinblick auf das benthische System und Habitatstrukturen“ (Auftragsnummer 10016990, finanziert durch das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) durch das Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS)) gegeben.

International gewinnt das wissenschaftliche Thema der potentiellen Einflüsse von Offshore-Windparks auf das benthische System an Bedeutung. Während des ICES Workshops “Effects of offshore wind farms on marine benthos - Facilitating a closer international collabora-



tion throughout the North Atlantic region” (AWI, 27. -29. März 2012), organisiert innerhalb der Laufzeit des StUKplus-Projektes, wurde die Bedeutung des benthischen Systems im Zusammenhang mit Offshore-Windparks hervorgehoben und diskutiert. Experten des gesamten nordatlantischen Raums trafen sich erstmalig, um sich international über aktuelle Ergebnisse auszutauschen. Während der Jahreskonferenz des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES Annual Science Conference, Sept. 2012, Bergen, Norwegen) wird es erstmalig einen Themenkomplex geben, der sich mit den potentiellen Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt beschäftigt (Theme: How does renewable energy production affect aquatic life?). Ab Anfang 2013 wird voraussichtlich eine ICES Experten-Gruppe eingerichtet, die sich mit den möglichen Auswirkungen auf benthische Invertebraten und demersale Fische durch Offshore-Konstruktionen zur Energiegewinnung beschäftigt (ICES Group on Marine Benthos and Renewable Energy Developments, WGMBRED).

Das Benthos nimmt eine strukturelle und funktionelle Schlüsselrolle in flachen Schelfmeeren ein. Es ist ein essentieller Teil des marinen Nahrungsnetzes und verbindet damit die planktische Primärproduktion mit den höheren trophischen Ebenen des Systems (Fische, Seevögel, Meeressäuger). Daher ist auch die kommerzielle Fischerei von der Produktion makrozoobenthischer Arten abhängig. Gleichzeitig sorgen benthische Organismen durch Bioturbation und Bioirrigation des Sedimentes für wichtige biogeochemische Prozesse des Systems und die langzeitliche Speicherung von Kohlenstoff. Großflächige Offshore-Windparks haben das Potential, diese maßgeblich und für das Ökosystem wichtigen Prozesse durch die in Kapitel 12.1.3 vorgestellten möglichen Effekte zu beeinflussen. Dabei ist unser Verständnis der Auswirkungen auf die Struktur und Funktion der benthischen Gemeinschaften teilweise noch unvollständig. Eine zielgerichtete hypothesenbasierte Überwachung, welche einzelne Fragestellungen (specific target monitoring) untersucht (auch experimentell), wird neben der Einbeziehung eines ganzheitlichen Ökosystemansatzes (Inger et al. 2009) immer wichtiger werden. Nur hierdurch wird es möglich sein, die Mechanismen hinter den möglichen Veränderungen des Benthos durch Offshore-Windparks (Einbringung von Hartsubstrat, Änderung des Fischereidrucks) zu verstehen. Im Falle negativer Umweltauswirkungen in Folge des Baus und Betriebes von Offshore-Windparks könnte das anhand der Auswertungsmöglichkeiten der Datenbank entwickelte Verständnis des benthischen Systems dazu beitragen, geeignete Managementmaßnahmen zu entwickeln.



14. Veröffentlichungen

- Dannheim J, Degraer S, Gutow L, Birchenough S, Boon A, Brey T, Coates D, Dauvin J-C, de Roton G, Derweduwen J, Gill AB, Janas U, Kerckhof F, Krone R, Lozach S, Martin S, Mohn C, Reichert K, Reubens J, Robertson M, Rostin L, Steen H, Wilhelmsson D (2012). Effects of offshore wind farms on marine benthos - Facilitating a closer international collaboration throughout the North Atlantic region, ICES Benthos Ecology Working Group Meeting, Sandgerdi, Iceland, 07-11 May 2012.
- Dannheim J, Reichert K, Krone R, Gusky M, Gutow L (2012). Wind farm effects on benthos in the German Bight (North Sea) - from single structures to cumulative impacts and beyond -, ICES Workshop "Effects of offshore wind farms on marine benthos - facilitating a closer international collaboration throughout the North Atlantic", Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven, Germany, 27-29 March 2012.
- Dannheim J, Gutow L, Buschbaum C (2011). www.awi.de/de/institut/wissenschaftliche_beratung/nordseebuero/forschung/offshore_windparks/modellierung_von_artenverbreitung.
- Dannheim J, Gogina M, Schröder A (2011). Spatial modelling of North Sea benthos: combining scientific and economic data from windmill farm investigations, ICES Benthos Ecology Working Group Meeting, Fort Pierce, Florida USA, 02-06 May 2011.
- Gutow L, Krägefsky S, Krone R, Gusky M, Dannheim J, Buschbaum C (2010). Benthos-ökologische Untersuchungen zu Offshore-Windparks und das AWI-Nordseebüro als zentrale Kommunikationseinheit , AWI-WAB-Workshop "Von der Forschung zur Anwendung für die Offshore-Windenergie", 9. November, Bremerhaven, Germany.
- Gutow L, Schröder A, Krone R, Gusky M, Dannheim J (2010). Hart- und Weichbodengemeinschaften in Offshore-Windparks der Deutschen Bucht , Workshop "Ökosystem Windpark", 4. November, Institut für angewandte Ökosystemforschung, Neu Broderstorf, Germany.
- Reichert K, Dannheim J, Gusky M, Krägefsky S, Krone R, Gutow L (2012). Fish and benthos at alpha ventus, International Conference RAVE 2012, Bremerhaven, Germany, 8-10 May 2012.
- Schroeder A, Dannheim J (2011). StUKplus: Datenauswertung zu Benthos und Fischen. In: BSH (2011). Ökologische Begleitforschung bei alpha ventus – erste Ergebnisse, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg und Rostock: 43 – 44.



15. Literaturangaben

- Aguzzi J, Bahamon N, Marotto L (2009). The influence of light availability and predatory behavior of the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* on the activity rhythms of continental margin prey decapods. *Marine Ecology*, 30: 366-375.
- Allen JI, Clarke KR (2007). Effects of demersal trawling on ecosystem functioning in the North Sea: a modelling study. *Marine Ecology Progress Series*, 336: 63-75
- Ambrose RF, Anderson TW (1990). Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community. *Marine Biology*, 107: 41-52.
- Basford DJ, Eleftheriou A, Davies IM, Irion G und Soltwedel T (1993). The ICES North Sea benthos survey: The sedimentary environment. *ICES Journal of Marine Science*, 50: 71-80.
- Beaugrand G (2004). The North Sea regime shift: Evidence, causes, mechanisms and consequences: Regime shifts in the ocean. *Reconciling observations and theory. Progress In Oceanography*, 60: 245-262.
- Bech M, Frederiksen R, Pedersen J und Leonhard SB (2005). Infauna Monitoring Horns Rev Offshore Wind Farm. Copenhagen, Elsam Engineering.
- Becker GA, Dick S und Dippner JW (1992). Hydrography of the German Bight. *Marine Ecology Progress Series*, 91: 9-18.
- Berkenhagen J, Doring R, Fock HO, Kloppmann MHF, Pedersen SA and Schulze T (2010). Decision bias in marine spatial planning of offshore wind farms: Problems of singular versus cumulative assessments of economic impacts on fisheries. *Marine Policy*, 34: 733-736.
- Beukema JJ (1985). Growth and dynamics in populations of *Echinocardium cordatum* living in the North Sea off the Dutch north coast. *Netherlands Journal of Sea Research*, 19: 129-134.
- Binot M, Bless R, Boye P, H. G und P P (1998). Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn-Bad Godesberg: 434 Seiten.
- BSH (2003). Standarduntersuchungskonzept - Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt. Hamburg und Rostock, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH): 51 Seiten.
- BSH (2007). Standard - Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK3). Hamburg und Rostock, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH): 58 Seiten.
- BSH (2009). Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ), Teil Nordsee. Hamburg, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie: 536 Seiten.
- Buchanan JB (1966). The biology of *Echinocardium cordatum* [Echinodermata: Spatangoidea] from different habitats. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 46: 97-114.



- Callaway R, Alsvåg J, de Boois I, Cotter J, Ford A, Hinz H, Jennings S, Kröncke I, Lancaster J, Piet G, Prince P und Ehrich S (2002). Diversity and community structure of epibenthic invertebrates and fish in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 1199-1214.
- Clark RA und Frid CLJ (2001). Long-term changes in the North Sea ecosystem. *Environmental Reviews*, 9: 131-187.
- Chapman CJ, Rice AL (1971). Some direct observations on the ecology and behaviour of the Norway lobster *Nephrops norvegicus* (L.). *Marine Biology*, 10: 321-329.
- Coates D, Vanaverbeke J, Rabaut M und Vincx M (2011). Soft-sediment macrobenthos around offshore wind turbines in the Belgian Part of the North Sea reveals a clear shift in species composition. In: Degraer S, Brabant R und Rumes B (eds). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring*, Royal Belgium Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit: 157 Seiten + Annex.
- Daan N, Bromley PJ, Hislop JRG und Nielsen NA (1990). Ecology of North Sea fish. *Netherlands Journal of Sea Research*, 26: 343-386.
- Dannheim J (2007). Macrozoobenthic response to fishery - trophic interactions in a highly dynamic coastal ecosystem. Dissertation, Universität Bremen: 224 Seiten.
- Darr A (2008). GIS-gestützter Autökologischer Atlas benthischer Wirbelloser der Deutschen Nord- und Ostsee, Abschlussbericht des BMU-Projektes: 52 Seiten.
- Dayton PK, Thrush SF, Agardy MT und Hofman RJ (1995). Environmental effects of marine fishing. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 5: 205-232.
- Degraer S, Verfaillie E, Willems W, Adriaens E, Vincx M und Van Lancker V (2008). Habitat suitability modelling as a mapping tool for macrobenthic communities: An example from the Belgian part of the North Sea. *Continental Shelf Research*, 28: 369-379.
- Degraer S, Brabant R und Rumes B (2011). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring. Royal Belgium Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit: 157 Seiten + Annex.
- Degraer S, Brabant R und Rumes B (2012). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Heading for an understanding of environmental impacts. Royal Belgium Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit: 155 Seiten + Annex.
- Dörjes J, Michaelis H und Rhode B (1986). Long-term studies of macrozoobenthos in the intertidal and shallow subtidal habitats near the island of Norderney (East Frisian coast, Germany). *Hydrobiologia*, 142: 217-232.
- Ducrotoy J-P, Elliott M und De Jonge VN (2000). The North Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 41: 5-23.
- Duineveld GCA, Kuenitzer A, Niermann U, De Wilde PAJ und Gray JS (1991). The macrobenthos of the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 28: 53-56.



- Dyer MF, Fry WG, Fry PD und Cranmer GJ (1983). Benthic regions within the North Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 63: 683-693.
- Edwards M, Beaugrand G, Reid PC, Rowden AA und Jones MB (2002). Ocean climate anomalies and the ecology of the North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 239: 1-10.
- Ehrich S, Stelzenmuller V und Adlerstein S (2009). Linking spatial pattern of bottom fish assemblages with water masses in the North Sea. *Fisheries Oceanography*, 18: 36-50.
- Elliott M (2002). The role of the DPSIR approach and conceptual models in marine environmental management: an example for offshore wind power. *Marine Pollution Bulletin*, 44: III-VII.
- Ellis JR, Rogers SI und Freeman SM (2000). Demersal assemblages in the Irish Sea, St George's Channel and Bristol Channel. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 51: 299-315.
- Figge K (1981). Sedimentverteilung in der Deutschen Bucht. 1:250 000. Deutsches Hydrographisches Institut, Hamburg, Karte Nr. 2900
- Glémarec M (1973). The benthic communities of the European North Atlantic shelf. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 11: 263-289.
- Gogina M, Glockzin M und Zettler ML (2010). Distribution of benthic macrofaunal communities in the western Baltic Sea with regard to near-bottom environmental parameters. 1. Causal analysis. *Journal of Marine Systems*, 79: 112-123.
- Gogina M und Zettler ML (2010). Diversity and distribution of benthic macrofauna in the Baltic Sea Data inventory and its use for species distribution modelling and prediction. *Journal of Sea Research*, 64: 313-321.
- Hall SJ (1999). *The Effects of Fishing on Marine Ecosystems and Communities*. Blackwell Science, Oxford (UK): 274 Seiten.
- Heip CHR, Basford D, Craeymeersch JA, Dewarumez J-M, Doerjes J, De Wilde P, Duineveld G, Eleftheriou A, Herman PMJ, Niermann U, Kingston P, Kuenitzer A, Rachor E, Rumohr H und Soetaert K (1992). Trends in biomass, density and diversity of North Sea macrofauna. *ICES Journal of Marine Science*, 49: 13-22.
- Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ, Queirós AM, Duplisea DE, Piet GJ (2006). Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Science*, 63: 721-736
- Inger R, Attrill MJ, Bearhop S, Broderick AC, Grecian WJ, Hodgson DJ, Mills C, Sheehan E, Votier SC, Witt MJ und Godley BJ (2009). Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *Journal of Applied Ecology*, 46: 1145-1153.
- ICES (2012). Report of the Workshop on Effects of Offshore Windfarms on Marine Benthos - Facilitating a closer international collaboration throughout the North Atlantic Region (WKEOMB), 27–30 March 2012, Bremerhaven, Germany. ICES CM 2012/SSGEF:13. 57 Seiten.
- ISO (2005). *Water quality - Guidelines for quantitative sampling and sample processing of marine soft-bottom macrofauna*. Geneva, International Standard (ISO): 30 Seiten.



- Jennings S und Kaiser MJ (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34: 201-352.
- Joschko TJ (2007). Influence of artificial hard substrates on recruitment success of the zoo-benthos in the German Bight, Dissertation, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg: 210 Seiten.
- Joschko TJ, Buck BH, Gutow L und Schröder A (2008). Colonization of an artificial hard substrate by *Mytilus edulis* in the German Bight. *Marine Biology Research*, 4: 350-360.
- Kaiser MJ, Collie JS, Hall SJ, Jennings S, Poiner IR (2002). Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, 3: 114-136.
- Kaiser MJ, Clarke KR, Hinz H, Austen MCV, Somerfield PJ und Karakassis I (2006). Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series*, 311: 1-14.
- Kazmierczak F, Preuß S, Breyer S, Kern K, Fürst r, Bönsch R (2011). Fachgutachten „Benthos“ zum Offshore-Windpark „alpha ventus“ 1.Betriebsjahr. Betrachtungszeitraum: Frühjahr 2010/Herbst 2010. Institut für Angewandte Ökosystemforschung, Neu Broderstorf: 202 Seiten.
- Kerckhof F, Degraer S, Norro A und Rumes B (2011). Offshore intertidal hard substrata: a new habitat promoting non-indigenous species in the Southern North Sea: an exploratory study. In: Degraer S, Brabant R und Rumes B (eds.). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring*, Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. *Marine ecosystem management unit*: 157 Seiten + Annex.
- Kröncke I, Dippner JW, Heyen H und Zeiss B (1998). Long-term changes in macrofaunal communities off Norderney (East Frisia, Germany) in relation to climate variability. *Marine Ecology Progress Series*, 167: 25-36.
- Kröncke I, Zeiss B und Rensing C (2001). Long-term variability in macrofauna species composition off the island of Norderney (East Frisia, Germany) in relation to changes in climatic and environmental conditions. *Senckenbergiana maritima*, 31: 65-82.
- Kröncke I, Stoeck T, Wieking G und Palojarvi A (2004). Relationship between structural and functional aspects of microbial and macrofaunal communities in different areas of the North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 282: 13-31.
- Kröncke I (2011). Changes in Dogger Bank macrofauna communities in the 20th century caused by fishing and climate. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 94: 234-245.
- Kröncke I, Reiss H, Eggleton JD, Aldridge J, Bergman MJN, Cochrane S, Craeymeersch JA, Degraer S, Desroy N, Dewarumez JM, Duineveld GCA, Essink K, Hillewaert H, Lavaleye MSS, Moll A, Nehring S, Newell R, Oug E, Pohlmann T, Rachor E, Robertson M, Rumohr H, Schratzberger M, Smith R, Berghe EV, van Dalfsen J, van Hoey G, Vincx M, Willems W und Rees HL (2011). Changes in North Sea macrofauna communities and species distribution between 1986 and 2000. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 94: 1-15.
- Krone R (2012). Offshore wind power reef effects and reef fauna roles. Dissertation, University Bremen: 213 Seiten.



- Leonhard SB und Pedersen J (2006). Benthic communities at Horns Rev before, during and after construction of Horns Rev offshore wind farm, Final report-Annual report 2005. Vattenfall: 134 Seiten.
- Lindeboom HJ und de Groot SJ (1998). IMPACT II: The Effects of Different Types of Fisheries on the North Sea and Irish Sea Benthic Ecosystem. NIOZ-rapport 1998-1, RIVO-DLO report CO03/98, Netherlands Institute for Sea Research, Den Burg, Texel: 404 Seiten.
- Lindeboom HJ, Kouwenhoven HJ, Bergman MJN, Bouma S, Brasseur S, Daan R, Fijn RC, de Haan D, Dirksen S, van Hal R, Lambers RHR, Ter Hofstede R, Krijgsveld KL, Leopold M und Scheidat M (2011). Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. Environmental Research Letters, 6: 13 Seiten.
- Lozán JL, Lenz W, Rachor E, Watermann B und Von Westernhagen H (1990). Warnsignale aus der Nordsee. Paul Parey, Berlin und Hamburg: 428 Seiten.
- Lozán JL, Rachor E, Reise K, Sündermann J und von Westernhagen H (2003). Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Verlag Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg: 448 Seiten.
- Menge BA und Olson AM (1990). Role of scale and environmental factors in regulation of community structure. Trends in Ecology and Evolution, 5: 52-57.
- Murawski SA, Brown R, Lai HL, Rago PJ, Hendrickson L (2000). Large-scale closures as a fishery-management tool in temperate marine ecosystems: the George Bank experience. Bulletin of Marine Science, 66: 775-798.
- Neumann H, Reiss H, Rakers S, Ehrich S und Kroncke I (2009). Temporal variability in southern North Sea epifauna communities after the cold winter of 1995/1996. ICES Journal of Marine Science, 66: 2233-2243.
- Neumann H, Ehrich S, Kröncke I (2010). Establishment of the angular crab *Goneplax rhomboides* (Linnaeus, 1758) (Crustacea, Decapoda, Brachyura) in the southern North Sea. Aquatic Invasions, 5, Suppl. 1: 27-30
- Niermann U, Bauerfeind E, Hickel W und Von Westernhagen H (1990). The recovery of benthos following the impact of low oxygen content in the German Bight. Netherlands Journal of Sea Research, 25: 215-226.
- Pearson TH und Rosenberg R (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, 16: 229-311.
- Pesch R, Pehlke H, Jerosch K, Schroeder W und Schlueter M (2008). Using decision trees to predict benthic communities within and near the German Exclusive Economic Zone (EEZ) of the North Sea. Environmental Monitoring and Assessment, 136: 313-325.
- Petersen JK, Malm T (2006). Offshore windmill farms: threats to or possibilities for the marine environment. Ambio, 35: 75-80



- Piet GJ und Rijnsdorp AD (1998). Changes in the demersal fish assemblage in the south-eastern North Sea following the establishment of a protected area ('plaice box'). *ICES Journal of Marine Science*, 55: 420-429.
- Pörtner HO und Knust R (2007). Climate change affects marine fishes through the oxygen limitation of thermal tolerance. *Science*, 315: 95-97.
- Rachor E und Gerlach SA (1978). Changes of macrobenthos in a sublittoral sand area of the German Bight, 1967 to 1975. *Rapports et Proces-verbaux des Réunions. Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 172: 418-431.
- Rachor E und Nehmer P (2003). Erfassung und Bewertung ökologisch wertvoller Lebensräume in der Nordsee. *BfN-Projekt-Bericht*: 175 Seiten.
- Ramsay K, Kaiser MJ und Hughes RN (1998). Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 224: 73-89.
- Rees HL, Eggleton JD, Rachor E und Vanden Berghe E (2007). Structure and dynamics of the North Sea benthos. *ICES Cooperative Research Report*, 288: 258 Seiten.
- Reichert K, Guskay M, Gutow L (2012). Vervollständigung der Zeitreihen während der Betriebsphase und Ermittlung von Veränderungen des Benthos durch Ausweitung des anlagenbezogenen Effektmonitorings, Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven: 15 Seiten.
- Reiss H und Kröncke I (2004). Seasonal variability of epibenthic communities in different areas of the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 882-905.
- Reiss H und Kröncke I (2005). Seasonal variability of infaunal community structures in three areas of the North Sea under different environmental conditions. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 65: 253-274.
- Reiss H, Degraer S, Duineveld GCA, Kroncke I, Aldridge J, Craeymeersch JA, Eggleton JD, Hillewaert H, Lavaleye MSS, Moll A, Pohlmann T, Rachor E, Robertson M, Vanden Berghe E, van Hoey G und Rees HL (2010). Spatial patterns of infauna, epifauna, and demersal fish communities in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 278-293.
- Reiss H, Cunze S, König K, Neumann H und Kröncke I (2011). Species distribution modeling of marine benthos: a North Sea case study. *Marine Ecology Progress Series*, 442: 71-86.
- Reubens JT, Degraer S und Vincx M (2011). Aggregation and feeding behaviour of pouting (*Trisopterus luscus*) at wind turbines in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research*, 108: 223-227.
- Rice AL, Chapman CJ (1971). Observations on the burrows and burrowing behaviour of two mud-dwelling decapod crustaceans, *Nephrops norvegicus* and *Goneplax rhomboides*. *Marine Biology*, 10: 330-342.
- Rijnsdorp AD, Buys AM, Storbeck F und Visser EG (1998). Micro-scale distribution of beam trawl effort in the southern North Sea between 1993 and 1996 in relation to the trawling



- frequency of the sea bed and the impact on benthic organisms. ICES Journal of Marine Science, 55: 403-419.
- Roberts CM, Bohnsack JA, Gell F, Hawkins JP, Goodridge R (2001). Effects of marine reserves on adjacent fisheries. Science, 294: 1920-1923.
- Rogers SI und Ellis JR (2000). Changes in the demersal fish assemblages of British coastal waters during the 20th century. ICES Journal of Marine Science, 57: 866-881.
- Rumohr H, Ehrlich S, Knust R, Kujawski T, Phillipart CJM und Schröder A (1998). Long term trends in demersal fish and benthic invertebrates. IMPACT II: The Effects of Different Types of Fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic Ecosystem. Lindeboom HJ und de Groot SJe, Netherlands Institute for Sea Research, NIOZ-rapport 1998-1, RIVO-DLO report CO03/98: 280-352.
- Rumohr H (1999). Soft bottom macrofauna: Collection, treatment, and quality assurance of samples. ICES Techniques in Environmental Sciences, No. 27: 1-19.
- Salzwedel H, Rachor E und Gerdes D (1985). Benthic macrofauna communities in the German Bight. Veröffentlichungen des Instituts für Meeresforschung in Bremerhaven, 20: 199-267.
- Schuchardt B, Bachmann F, Bildstein T, Dau K, Günther C-P (2008). Basisaufnahme Offshore Windpark „alpha ventus“. Fachgutachten Macrozoobenthos und Fische (Arbeitspaket 1). BioConsult, Bremen - Gnarrenburg: 121 Seiten.
- Stelzenmüller V, Schulze T, Fock HO und Berkenhagen J (2011). Integrated modelling tools to support risk-based decision-making in marine spatial management. Marine Ecology Progress Series, 441: 197-212.
- Stronkhorst J, Ariese F, van Hattum B, Postma JF, de Kluijver M, Den Besten PJ, Bergman MJN, Daan R, Murk AJ und Vethaak AD (2003). Environmental impact and recovery at two dumping sites for dredged material in the North Sea. Environmental Pollution, 124: 17-31.
- Thiel M, Hinojosa IA, Joschko T und Gutow L (2011). Spatio-temporal distribution of floating objects in the German Bight (North Sea). Journal of Sea Research, 65: 368-379.
- Tunberg BG und Nelson WG (1998). Do climatic oscillations influence cyclical patterns of soft bottom macrobenthic communities on the Swedish west coast? Marine Ecology Progress Series, 170: 85-94.
- Underwood AJ (1994). On beyond BACI: Sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. Ecological Applications, 4: 3-15.
- Underwood AJ (2000). Importance of experimental design in detecting and measuring stresses in marine populations. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery, 7: 3-24.
- Van Nes EH, Amaro T, Scheffer M und Duineveld GCA (2007). Possible mechanisms for a marine benthic regime shift in the North Sea. Marine Ecology Progress Series, 330: 39-47.
- Wätjen K (2007). Ökologie und Verbreitung der saisonal in der Nordsee auftretenden lusitanischen Fischart *Mullus surmuletus*. Diplom-Arbeit, Universität Bremen: 85 Seiten.



- Weijerman M, Lindeboom H und Zuur AF (2005). Regime shifts in marine ecosystems of the North Sea and Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 298: 21-39.
- Wieking G und Kröncke I (2003). Macrofauna communities of the Dogger Bank (central North Sea) in the late 1990s: spatial distribution, species composition and trophic structure. *Helgoland Marine Research*, 57: 34-46.
- Wilhelmsson D, Malm T und Öhman MC (2006). The influence of offshore windpower on demersal fish. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 775-784.
- Wilhelmsson D und Malm T (2008). Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 79: 459-466.
- Witt J, Schröder A, Knust R und Arntz WE (2004). The impact of harbour sludge disposal on benthic macrofauna communities in the Weser estuary. *Helgoland Marine Research*, 58: 117-128.
- Witbaard R, Bergman M (2003). The distribution and population structure of the bivalve *Arctica islandica* L. in the North Sea: what possible factors are involved? *Journal of Sea Research*, 50: 11-25
- Worm B, Barbier EB, Beaumont N, Duffy JE, Folke C, Halpern BS, Jackson JBC, Lotze HK, Micheli F, Palumbi SR, Scala E, Selkoe KA, Stachowicz JJ, Watson R (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787-790
- Ziegelmeier E (1964). Einwirkungen des kalten Winters 1962/63 auf das Makrobenthos im Ostteil der Deutschen Bucht. *Helgoland Marine Research*, 10: 276-282.

Berichtsblatt

1. ISBN oder ISSN	2. Berichtsart (Schlussbericht oder Veröffentlichung) Schlussbericht	
3. Titel Gemeinsame Auswertung von Daten zu Benthos und Fischen für das ökologische Effektmonitoring am Testfeld „alpha ventus“		
4. Autor(en) [Name(n), Vorname(n)] Dr. Jennifer Dannheim, Dr. Alexander Schröder, Kai Wätjen, Manuela Gusky	5. Abschlussdatum des Vorhabens Juni 2013	
	6. Veröffentlichungsdatum Juni 2013	
	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/AWI2	
	11. Seitenzahl 67	
12. Fördernde Institution (Name, Adresse) Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWi) 53107 Bonn	13. Literaturangaben 101	
	14. Tabellen 4	
	15. Abbildungen 30	
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>Ziel dieses Teilprojektes war erstmalig großskalige und gleichzeitig räumlich hoch aufgelöste Analysen des benthischen Systems im Hinblick auf räumliche und zeitliche Variabilität in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee durchzuführen. Sie bilden die Grundlage um die Ergebnisse aus dem Effekt-Monitoring im Testfeldvorhaben „alpha ventus“ und die potentiellen kumulativen Effekte von Offshore-Windparks, u.a. in Verbindung mit anderen anthropogenen Effekten wie z.B. Fischerei, in Zukunft bewerten zu können. Es wurde eine umfangreiche Datenbank aus Daten zu benthischen Invertebraten und demersalen Fischen in der deutschen AWZ aufgebaut. Diese Daten aus Umweltverträglichkeitsstudien aus Genehmigungsverfahren von Offshore-Windparks und Forschungsvorhaben wurden hierzu harmonisiert und qualitätskontrolliert. Die räumliche Variabilität der In-, Epi- und Fischfauna ist in diesem Bericht daher auch auf der Skala der deutschen AWZ dargestellt.</p> <p>Die Sedimentbeschaffenheit prägte vor allem die räumliche Variabilität der Infauna. Die räumliche Variabilität der Epifauna wies einen deutlichen Nord-Süd-Gradienten mit hohen Abundanzen im südlichen Bereich auf, hauptsächlich geprägt durch das Vorkommen von Echinodermata. Die Ergebnisse der demersalen Fischfauna wurden getrennt nach Geräten (Baumkurren, Scherbrettnetze) dargestellt, da eine unterschiedliche Fängigkeit nachgewiesen werden konnte. Aufgrund der geringen Datendichte (in der deutschen AWZ) konnte keine räumliche Variabilität der Abundanz und Biomasse für demersale Fische nachgewiesen werden. Zur zukünftigen Abschätzung ist die Einbindung weiterer Datensätze zu demersalen Fischen notwendig. Ferner wurde das räumliche Vorkommen von Rote Liste-Arten und einige Arten des Biotoptyps „Schlickgründe mit Seefedern und bohrender Megafauna“ (Geschütztes Biotop nach § 30 Absatz 2 BNatSchG) analysiert. Die zeitliche Variabilität der Faunenkompartimente wurde von 1997 (Infauna), 2000 (Epifauna) und 1998 (Fischfauna) bis 2010 untersucht. Infauna und Epifauna zeigten sowohl saisonale, als auch interannuelle Schwankungen in Abundanz und Biomasse, während die Fischfauna in ihrem Vorkommen nicht variierte.</p>		
19. Schlagwörter		
20. Verlag	21. Preis	