

Management der Bioinvasion der Pazifischen Auster (*Crassostrea gigas*)

Sachbericht

Projekt 25/05 der Niedersächsischen Wattenmeer-Stiftung



Antragsteller:

Forschungsinstitut Senckenberg
Südstrand 40
26382 Wilhelmshaven
Dr. Achim Wehrmann

Projektmitarbeiter:

Dipl.-Biol. Alexandra Markert (Forschungsinstitut Senckenberg)
Dipl.-Biol. Wiebke Esser (Forschungsinstitut Senckenberg)
B.Sc. Sarah Narkus (Univ. Oldenburg)
B.Sc. Katharina Rabe (Univ. Münster)

Wilhelmshaven, März 2009

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	
1 Einleitung	1
2 Geländetermine und Geländezeiten	3
3 Temperatur	4
4 Dokumentation der Bestandserfassung	6
4.1 Methoden der Geländeerhebung	6
4.1.1 Vorstellung der Methoden	8
4.1.2 Methodenvergleiche	12
4.1.3 Beurteilung	20
4.2 Populationsbiologische Parameter	21
4.2.1 Erfassung von Abundanz und Biomasse	22
4.2.2 Biomasse der Pazifische Auster <i>Crassostrea gigas</i>	25
4.2.3 Biomasse der Miesmuschel <i>Mytilus edulis</i>	31
4.3 Abiotische Parameter	34
4.3.1 Gesamtfläche eulitoraler Muschelvorkommen	34
4.3.2 Fläche der Untersuchungsstandorte und Referenz-Koordinaten	34
4.3.3 Bedeckung eulitoraler Muschelvorkommen	35
4.4 Bestandsentwicklung <i>Crassostrea gigas</i>	38
4.4.1 Niedersächsisches Wattenmeer	38
4.4.2 Untersuchungsstandorte	44
4.4.3 Darstellung der Einzelstandorte 2006-2008	52
4.5 Bestand <i>Mytilus edulis</i> 2008	78
4.5.1 Niedersächsisches Wattenmeer	78
4.5.2 Untersuchungsstandorte	79
4.5.3 Darstellung der Einzelstandorte	80
4.6 Gegenüberstellung <i>Mytilus edulis</i> und <i>Crassostrea gigas</i>	82
4.6.1 Niedersächsisches Wattenmeer	82
4.6.2 Untersuchungsstandorte 2008	83
4.6.3 Analyse besiedelter Bereiche	84
4.6.3.1 Darstellung der Einzelstandorte	85
4.6.3.2 Datentabellen	97
4.7 Larvenfälle von <i>Crassostrea gigas</i> 2006-2008	100
5 Nahrungsökologische Bedeutung für Wat- und Wasservögel	102
5.1 Ornithologische Verhaltensbeobachtungen	102
5.1.1 Methoden	106
5.1.2 Ergebnisse	108
5.1.3 Diskussion	125
5.1.4 Fazit	135
5.2 Begleitfauna	137
5.2.1 Ökosystemgestalter <i>Mytilus edulis</i> und <i>Crassostrea gigas</i>	137
5.2.2 Begleitfauna	139
5.2.3 Diskussion	146
6 Erfassung von Begleitororganismen	149
6.1 Präsenz ausgewählter Arten	149
6.1.1 Makrophytobenthos (Großalgen)	150
6.1.2 Makrozoobenthos	152
6.2 Artenliste	156
7 Geobiologische Prozesse der Bioinvasion	158

7.1 Systemwechsel: von der <i>Mytilus</i> -Bank zum <i>Crassostrea</i> -Riff	158
7.2 Riffdefinition Interpretation Manual of EU Habitats (2007)	161
7.3 Definition Lebensraumtyp Riff Bundesamt für Naturschutz (BfN)	163
7.4. Geowissenschaftliche Riffdefinitionen	165
7.5 Definition <i>Crassostrea</i> -Riffe	166
8 3D-Scan	168
9 Empfehlungen für ein erfolgreiches Management der Bioinvasion	170
9.1 Populationsdynamik	175
9.2 Riffentwicklung	177
9.3 Biodiversität	177
10 Präsentationen für Behörden, Organisationen und Tagungen sowie in Fachzeitschriften	179
11 Literatur	181
12 Glossar	187

Zusammenfassung

Seit den Erstfunden der Pazischen Auster *Crassostrea gigas* im Jahre 1998 konnte sich diese im Verlauf der Bioinvasion über das gesamte Niedersächsische Wattenmeer ausbreiten und dort stabile Wildpopulationen aufbauen. Im Untersuchungszeitraum der beiden Projekte (2003-2005 und 2006-2008) konnte dabei das von West nach Ost Fortschreiten der Bioinvasion dokumentiert werden und somit die bereits in 2000 publizierte Prognose/Drifthypothese bestätigen.

Neben der Substratverfügbarkeit kommt dem Umweltparameter Temperatur eine wesentliche steuernde Funktion innerhalb des Invasionsprozesses dieser Art zu. Wie die Daten der Dauermessungen auf den Untersuchungsstandorten zeigen (Kap. 3), weichen die Temperaturen dort zum Teil erheblich von den bislang bekannten Daten ab, da diese in der Regel in den tieferen Prielen gemessen wurden, nicht aber auf den Wattflächen. So wurde in allen Jahren des Untersuchungszeitraums die kritische Temperatur von 19-20°C, die für das zeitgleiche Ablaichen benötigt wird, im Monatsmittel erreicht oder sogar überschritten. Kurzfristig konnten sogar Wassertemperaturen von mehr als 26°C gemessen werden. Die Fehleinschätzung der Wassertemperatur bei der Genehmigung von Aquakulturen wird dabei als ein wesentlicher Grund für die unkontrollierte Ausbreitung der Pazifischen Auster entlang der Nordwesteuropäischen Atlantikküste angesehen.

Für eine künftige Monitoring-Strategie galt es im Rahmen der zweiten Projektphase eine geeignete Methode zur Erfassung der Population und Abschätzung der Invasionsdynamik zu entwickeln (Kap. 4.1). Die in der ersten Projektphase angewandte 100 Punkte-Methode war auf Grund der nicht zu erwartenden explosionsartigen Bestandentwicklung in der zweiten Projektphase aus logistischen und Kostengründen nicht mehr durchführbar. Somit wurde das Methodendesign derart weiterentwickelt, dass zum einen die Vergleichbarkeit der Ergebnisse der verschiedenen Methoden gegeben war, zum anderen aber der großräumigen Anwendbarkeit bei vertretbarem Aufwand Rechnung getragen wurde. Die Stiefelmethode wurde unter Abwägung von Durchführbarkeit und Kosten auf der einen Seite sowie einer Datengenauigkeit auf der anderen Seite entwickelt und erprobt. Durch die Reduzierung der Datenbasis nahm die Schwankungsbreite innerhalb der Datensätze entsprechend zu, ist aber zur Abschätzung der Gesamtentwicklung hinreichend genau. Mit der Anwendung der Stiefelmethode ist zudem eine gleichzeitige Erfassung der Miesmuschelbestände möglich (nicht jedoch

Erhebung der Bestandsflächen!). Unerlässlich hierfür sind Befliegungen, um die Gesamtfläche aller eulitoralen Muschelvorkommen zu erfassen. Nach Absprache wird die Stiefelmethode zukünftig trilaterales Standardverfahren zur Bestandserfassung werden.

Wesentliche Größe bei der Erfassung populationsbiologischer Parameter ist die Biomasse (Kap.4.2), die in einem aufwändigen Analyseverfahren ermittelt und in Gramm aschefreies Trockengewicht pro definierter Fläche angegeben wird. Angesichts des Probenumfangs und Bearbeitungsaufwandes wurde sich trilateral darauf geeinigt das Lebensnassgewicht als Standardparameter der Biomasse zu erfassen. Über die Beziehung Schalenlänge-Lebendnassgewicht wurden Umrechnungsfaktoren ermittelt, die es zukünftig erlauben, das Lebendnassgewicht (LNG) direkt aus der Schalenlänge, sowohl für *Crassostrea gigas* wie auch für *Mytilus edulis*, abzuleiten.

Bei der Bestandsentwicklung der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer (2003-2008) zeigen sich in Abhängigkeit der jeweiligen Parameter (Abundanz, Biomasse) unterschiedliche Entwicklungen (Kap. 4.4). So nahm die aus den Daten der Untersuchungsstandorte hochgerechneten Werte der Abundanzen bis 2006 stetig auf 5,6 Mrd. Individuen zu, um in den beiden darauffolgenden Jahren wieder auf ca. 1,7 Mrd. Individuen zu sinken. Betrachtet man in diesem Zusammenhang jedoch nur Individuen größer 25 mm, so steigt die Abundanz im Zeitraum 2003-2008 kontinuierlich an. Der Zeitpunkt der Datenerhebung in Bezug zum Ablaufzeitraum und der damit verbundenen Erfassung juveniler Individuen aus Larvenfällen kann bei diesem Parameter zu großen Schwankungen in den Datensätzen führen. Im Gegensatz dazu sind die Biomassedaten der Bestände unempfindlich gegenüber Einflüssen aus Larvenfällen, wie im Rahmen dieses Projektes gezeigt werden konnte. Die mittlere Biomasse auf einzelnen Untersuchungsstandorten erreicht dabei Werte von über 19 kg LNG pro m², während im dichtest besiedelten Bereich über 100 kg LNG pro m² erreicht wurden. Insgesamt zeigen die Untersuchungsstandorte eine ähnliche Entwicklung, gekennzeichnet durch steigende Biomassen. Unterschiede sind in der Regel durch den Standort bedingt.

Um Daten trilateral vereinheitlicht vergleichen zu können, muss dringend auf eine genaue Zuweisung von Maximal- und Mittelwerten hingewiesen werden. Das folgende Beispiel soll verdeutlichen, wie die Größe „höchste Dichte“ zu sehr unterschiedlichen Aussagen führen kann:

Maximalwerte Ind. > 25 mm	<i>Crassostrea gigas</i>	<i>Mytilus edulis</i>
Einzelner <u>Probenpunkt</u> (besiedelte Fläche)	900 Ind./m ² 100 kg/m ²	2.600 Ind./m ² 21 kg/m ²
Alle Probenpunkte eines Standortes	600 Ind./m ²	1.400 Ind./m ²
Nur <u>besiedelte</u> Flächen	60 kg/m ²	10 kg/m ²
Gesamtfläche eines Standortes	250 Ind./m ²	650 Ind./m ²
<u>Incl. unbesiedelte</u> Flächen	20 kg/m ²	5 kg/m ²

Im Gegensatz zu vielen anderen Untersuchungen wurden sowohl in der ersten wie auch in der zweiten Projektphase analog zu den biologischen Parametern auch das Schalenmaterial toter Austern mit erfasst. Bedingt durch die hohen Wachstumsraten der Pazifischen Auster werden dem System große Mengen an Calciumcarbonat zugeführt. Der mittlere Anteil an Schalenmaterial abgestorbener Austern erreicht auf einzelnen Untersuchungsstandorten Werte von über 12 kg pro m². Durch die Zementation der Schalen verbleibt das Schalenmaterial im Habitat und trägt somit wesentlich zum internen Gefüge der Riffstruktur bei.

Im Verlauf der zweiten Projektphase, d.h. nicht einmal 10 Jahre nach den Erstfunden, vollzog sich im Niedersächsischen Wattenmeer der Wechsel im Lebensraumtyp von der *Mytilus*-Bank hin zum *Crassostrea*-Riff. Ebenfalls in der zweiten Projektphase konnte nochmals gezeigt werden, dass die Bioinvasion der Pazifischen Auster nicht ursächlich für den Rückgang der Miesmuschelbestände war. Im Schutz der Austern nehmen die Miesmuschelbestände im Niedersächsischen Wattenmeer seit 2006 wieder zu und erreichen in 2008 bereits wieder 23.000 Tonnen LNG (Kap. 4.5). Eine Empfehlung dieses Projektes ist es daher, zukünftig die Bestände von *Crassostrea gigas* und *Mytilus edulis* nicht mehr getrennt, sondern gemeinsam zu erfassen. Um dieser Empfehlung auch methodisch Rechnung zu tragen, wurde in 2008 bereits eine gemeinsame Erfassung der beiden Arten an allen Untersuchungsstandorten durchgeführt (Kap. 4.6).

Nach den Ergebnissen zur Untersuchung der Makrofauna am Dornumer Nacken (Kap. 5.2), welche begleitend zur ornithologischen Verhaltenbeobachtung (Kap. 5.1)

durchgeführt wurde, konnte eine hohe Diversität der Artengemeinschaft Austernriff als auch hohe Abundanzen und Biomasse, besonders von avifaunistischen Beuteorganismen, festgestellt werden. Das Nahrungsangebot am Untersuchungsstandort 06 wurde von zahlreichen Wat- und Wasservögeln genutzt (Kap. 5.1). Der Austernfischer wurde als neuer Prädator der Pazifischen Auster identifiziert. Austernfischer ernährten sich aktiv von Jungaustern bis zu einer Schalenlänge von 70 mm.

Neben der Bestandserfassung von *Crassostrea gigas* und *Mytilus edulis* (2008) wurden die Vorkommen zahlreicher Begleitorganismen auf den Untersuchungsstandorten semiquantitativ erfasst (Kap. 6) um mögliche Änderungen des Lebensraumtyps zu dokumentieren. Die *Crassostrea*-Riffe der Untersuchungsstandorte zeichnen sich durch eine hohe Diversität aus: insgesamt konnten 81 Makrofauna/-floraarten nachgewiesen werden, unter anderem auch zwei neu eingeschleppte bzw. eingewanderte Arten, die Rotalge *Gracilaria vermiculophylla* sowie die Asiatische Viereckskrabbe *Hemigrapsus cf. penicillatus*.

In der zweiten Projektphase vollzog sich auch der Strukturwandel von der *Mytilus*-Bank hin zum *Crassostrea*-Riff. Hierdurch wird eine neue rigide Struktur (Biokonstruktion) geschaffen, die im Gegensatz zur *Mytilus*-Bank ein hohes geologisches Erhaltungspotential aufweist (Kap. 7). Der räumliche Wandel wird dabei beispielhaft am Dornumer Nacken (Untersuchungsstandort 06) dargestellt. Die von *C. gigas* aufgebauten Biokonstruktionen sind dabei innerhalb der Riffklassifikationen den sogenannte (skeletalen) Biostromen zuzuordnen. Zudem werden Vorschläge zur Erweiterung des EU-Habitat interpretation Manuals, sowie zur bestehenden BfN Lebensraumtypbeschreibung gegeben. Der Begriff *Crassostrea*-Riff wird definiert.

Zur perspektivisch zu erwartenden Veränderung der Riffoberfläche wurde im Rahmen des Projektes zudem die Erfassung der Oberfläche mittels terrestrischem Laserscanning methodisch erprobt. Der dabei eingesetzte Laserscanner ist in der Lage die Riffoberfläche in 2-3 Niedrigwasserphasen detailliert zu erfassen. Die anschließende Umwandlung in ein digitales Geländemodell würde es erlauben, bei regelmäßigen Wiederholungen der Messungen das Riffwachstum großflächig zu ermitteln.

Abschließend werden Empfehlung für ein erfolgreiches Management der Bioinvasion im speziellen (*C. gigas*) wie auch im allgemeinen (weitere, nicht heimische Makrobenthosarten) gegeben. Hierbei kommt besonders solchen Arten eine große

Bedeutung zu, die als sogenannte Ökosystemgestalter einzustufen sind. Die Handlungseinheiten beziehen sich dabei auf die unterschiedlichen Invasionsphasen: 1. Prävention durch Risikoabschätzung und Früherkennung, 2. Ausrottung, 3. Kontrolle, und 4. Überwachung.

Die Empfehlungen für ein erfolgreiches Management der Bioinvasion der Pazifischen Auster wurden unter dem Aspekt einer nicht mehr reversiblen Etablierung im Wattenmeer diskutiert.

1 Einleitung

Die Pazifische Auster *Crassostrea gigas* wird seit 1964 im Oosterschelde Ästuar (Niederlande) und seit 1986 bei Sylt im Nordfriesischen Wattenmeer (Schleswig-Holstein) kultiviert. Hohe Wassertemperaturen im Sommer, bedingt durch lokale Temperatursprünge im Gezeitenbereich der Watten (Wehrmann et al. 2006) und Klimawandel, ermöglichen eine unkontrollierten Reproduktion der aus warmen Gewässern stammenden Auster in der Nordsee und die Bildung von Wildpopulationen außerhalb der jeweiligen Kulturflächen (Reise 1998, Drinkwaard 1999). Unterschiedlichen Larvenquellen bedingen dabei verschiedene Einwanderungswege der Pazifischen Auster in die Teilgebiete des deutschen Wattenmeeres. Ausgehend von den Austernkulturen bei Sylt, wurde das Nordfriesische Wattenmeer bereits Anfang der 90er Jahre besiedelt (Reise 1998). Die unbeabsichtigte Einführung von Pazifischen Austern ins Westfriesische Wattenmeer (Niederlande) in 1983 (Dankers et al. 2004) hat Ende der 90er Jahre durch ostwärts gerichtete Larvendrift auch zur Bioinvasion des Ostfriesischen Wattenmeeres in Niedersachsen geführt (Wehrmann et al. 2000, Brandt et al. 2008, Schmidt et al. 2008).

Die gebietsfremde Auster besiedelt im Wattenmeer vorzugsweise heimische eulitorale Miesmuschelbänke, da die Austernlarven für ihre Ansiedlung entsprechende Hartsubstrate benötigen. Ausgehend von zunehmenden Fundmeldungen seit 1998 in Niedersachsen wurde in 2003 ein Projekt zur „Abschätzung des Gefährdungspotentials der eulitoralen Miesmuschelbänke im Niedersächsischen Wattenmeer“ initiiert, gefördert von der Niedersächsischen Wattenmeerstiftung und der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft (Wehrmann et al. 2006). Die Untersuchungen zwischen 2003 und 2005 ergaben eine Ansiedlungspräferenz der Austernlarven auf Artgenossen, die durch eine erfolgreiche Reproduktion im Untersuchungszeitraum und durch den positiven Rückkoppelungseffekt der Ansiedlungspräferenz geförderte, explosionsartige Ausbreitung (Schmidt et al. 2008), einen von weiterem Larvenimport unabhängigen Populationserhalt, eine zunehmende Raumkonkurrenz mit der Miesmuschel, ein Mangel an artspezifischen Prädatoren der Auster und eine lokal nachgewiesene Biodiversitätserhöhung in einem von Austern dominierten Bereich einer Miesmuschelbank (Markert et al. 2009).

Die Dynamik, mit der die Bioinvasion zwischen den Jahren 2003-2005 stattfand, wurde als unerwartet und weiter anhaltend eingestuft, so dass dies Anlass zur

Formulierung eines weiteren Projektantrages gab. Das neue Projekt (Laufzeit 01.11.2006 bis 31.12.2008) wurde ebenfalls mit Mitteln der Niedersächsischen Wattenmeerstiftung und der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft gefördert.

Auf Grundlage der Daten aus dem ersten Projekt sollten in den Jahren 2006-2008 Konzepte entwickelt werden, die einen zukünftigen Umgang mit der veränderten Situation im Niedersächsischen Wattenmeer empfehlen. In dem vorliegenden Sachbericht werden die Ergebnisse der Teilprojekte vorgestellt. Diese umfassen die Entwicklung einer angepassten Methodik zur Bestandserfassung als auch die Dokumentation des Bestandes im fortgeschrittenen Stadium der Bioinvasion (Kapitel 4), die nahrungsökologische Bedeutung der Bioinvasion für Wat- und Wasservögel einhergehend mit der Ermittlung des zur Verfügung stehenden Nahrungsangebotes eines Muschelstandortes (Kapitel 5) als auch mittelfristige Veränderungen in der Zusammensetzung der begleitenden Organismen (Kapitel 6).

Die augenscheinlich zunehmende Veränderung einer Miesmuschelbank mit einer flexiblen Habitatstruktur zu einer stabilen Biokonstruktion durch die Ausbreitung der Pazifischen Auster wird durch eine Analyse geobiologischer Prozesse dargestellt (Kapitel 7), die sich mit der Begrifflichkeit *Riff* auseinandersetzt. Ebenfalls wird ein an einem Muschelstandort exemplarisch durchgeführter 3D-Scan vorgestellt (Kapitel 8), der langfristige Veränderungen im Habitatrelief von Muschelstandorten dokumentieren könnte.

In Anlehnung an das ausgelaufene Projekt und zur fortlaufenden Dokumentation der vorhandenen Temperaturdaten wurden im Projektzeitraum wieder regelmäßig Temperaturdatenlogger ausgelesen (Kapitel 3).

Für ihre tatkräftige Unterstützung bei Gelände- und Laborarbeiten danken wir:

Julia Rivero Betancor, Franziska Bitschowsky, Jasmine Boldt, Ina Brüning, Sascha Eichenauer, Anne Eicher, Hauke Feil, Thorben Freidank, Jan-Peter Friedrich, Gerold Gembler, Marieke Gerdes, David Gilbert, Gwendolin Göttler, Carsten Hennen, Hannah Hentsche, Jannik von Itter, Jasmin Jander, Thomas Klinner, Manja Krusche, Jonas Kuhn, Anna Noffke, Nadine Oberdiek, Markus Richter, Maria Röbbelen, Sara Rölver, Joraine Rößler, Sandra Schierz, Sissi Schlachter, Beat Schlüchter, Cornelia Scholonek, Daniel Schwander, Arndt Wellbrock, Lina Wieschnewski, Hanna Zwaka.

2 Geländetermine

Tab. 2.1: Datum/Zeitraum der Geländeuntersuchungen an den Untersuchungsstandorten 01 bis 15, die innerhalb der Projektlaufzeit (01.11.2006 bis 31.12.2008) der Datenaufnahme dienten. (*) Geländetermine zur Bestandserfassung in 2006 außerhalb der Projektlaufzeit

	01	02	03	05	06	07	08	09	11	12	14	15
Bestandserfassung												
2006			29.11.		*12.09.			*19.10.	*06.09.	*16.10.	*26.09.	*11.10.
2007	24.07.	24.04.	30.05.	31.05.	13.06.	12.07.	25.06.	04.07.	13.04.	11.04.	21.02.	20.02.
2008	29.05.	30.07.	01.04.	11.09.	16.06.	13.05.	10.07.	15.07.	10.04.	29.04.	22.04.	24.04.
3D-Scan												
Scan	2007			26.04.								
Methodenvergleich												
20 Punkte	2007			23.10.								
Stiefel	2007			25.10.								
Ornith. Untersuchung												
Verhalten	2007				April-Juni							
Verhalten	2007				Aug-Okt							
Begleitfauna	2007				14.03.							
Geobiol. Prozesse												
	2008				16.-19.06.							
Temperatur												
	2006		29.11.							19.07.		
	2007		27.03.							25.01.		
Datenlogger	2007		30.05.							11.04.		
auslesen	2007		02.10.							16.10.		
	2008		01.04.							14.01.		
	2008		05.09.							29.04.		
	2008									19.09.		

Geländezeiten

Tab. 2.2: Gesamtanzahl der in den Jahren 2003 bis 2008 benötigten *Gelände-Tage*, unterteilt in Tage an Bord der FK Senckenberg (*Schiffs-Tage*) und in Einsätze von Land aus (*Boots-Tage*) sowie, umgerechnet über den Personalbedarf an den jeweiligen Tagen, die *Mann-Tage*; 2006-2008 sind die Daten aufgeschlüsselt in wetterbedingt abgebrochene Einsätze, Einsätze zur Bestandserfassung und andere Einsätze (wie z.B. Datenlogger auslesen)

		* Gelände-Tage	Schiffs-Tage	Boots-Tage	* Mann-Tage
2003	gesamt	57	30	27	156
2004	gesamt	37	20	17	122
2005	gesamt	61	30	31	176
2006	Abbrüche	1	-	1	4
	Bestandserfassung	8	1	7	26
	andere	12	-	12	27
	gesamt	21	1	20	57
2007	Abbrüche	7	4	3	27
	Bestandserfassung	21	14	7	89
	andere	11	1	10	31
	gesamt	39	19	20	147
2008	Abbrüche	18	9	9	29
	Bestandserfassung	19	11	8	53
	andere	12	9	3	33
	gesamt	49	29	20	119

* Angaben ohne die ornithologischen Verhaltensbeobachtungen

3 Temperatur

Die Temperatur ist ein wesentlicher abiotischer Faktor für eine erfolgreiche Reproduktion der Pazifischen Auster im Wattenmeer (siehe Kap. 4.7 Larvenfälle von *Crassostrea gigas* 2006-2008.). Seit 2003 werden an den Untersuchungsstandorten 03 und 12 in regelmäßigen Abständen Temperaturdatenlogger ausgelesen. Die Logger messen alle 30 min. die Wasser- bzw. bei Niedrigwasser die Lufttemperatur am jeweiligen Standort. Der ursprünglich 5 cm oberhalb einer Schill-/Miesmuschellage installierte Logger am Untersuchungsstandort 12 ragte in 2007 nur noch gering aus dem mit Schlick angereicherten Sediment heraus und war in 2007 dicht von Austern und Miesmuscheln umgeben (Abb. 3.1).



Abb. 3.1: Temperaturdatenlogger am Untersuchungsstandort 12 in 2003 (*links*) und 2007 (*rechts*).

Die Temperaturdaten wurden als Monatsmittelwerte für die Untersuchungsstandorte 03 und 12 berechnet (Abb. 3.2, 3.3). Die Datenlücke im Winter 2003/2004 beruht auf witterungsbedingten Datenverlusten (Wehrmann et al. 2006). Die Datenlücke vom Winter 2005 bis zum Spätsommer 2006 beruht auf einer Unterbrechung in der Datenaufnahme durch den verspäteten Beginn des Nachfolgeprojektes. Witterungsbedingt konnte der Datenlogger am Untersuchungsstandort 03 im Winter 2006/2007 nicht ausgelesen werden.

Im Vergleich zu den Jahren 2003 bis 2005 zeichnet sich die neue Messperiode durch gleichmäßigere Temperaturen im Sommer als auch im Winter aus. Temperaturdifferenzen, wie sie in 2003, 2004 und 2005 festgestellt wurden, waren in 2006-2008 nicht so stark ausgeprägt. Die Winter 2006/2007 und 2007/2008 waren sehr milde Winter, denen jeweils ein im Verhältnis kühles Frühjahr folgte. In 2007 wurde bereits

im Juni die höchste Monatsmitteltemperatur des Jahres erreicht, wobei die Temperaturen an beiden Untersuchungsstandorten unter dem Schwellenwert von 19.5°C für ein Ablaichen der Pazifischen Auster blieben. In anderen Jahren nahmen die Temperaturen i.d.R. im Juli und August zu, nicht aber in 2007, wo die Temperaturen in den beiden folgenden Monaten leicht abnahmen und zudem von sehr kühlen Herbsttemperaturen im September gefolgt wurden.

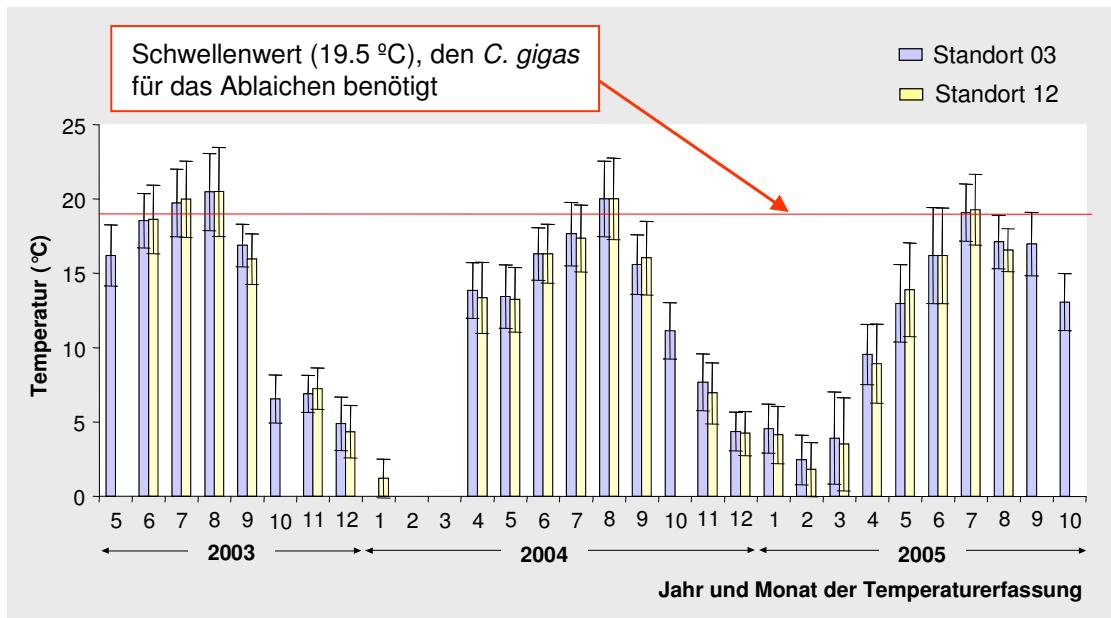


Abb. 3.2: Temperaturen als Monatsmittelwerte an den Untersuchungsstandorten 03 und 12 in den Jahren 2003-2005 (Wehrmann et al. 2006).

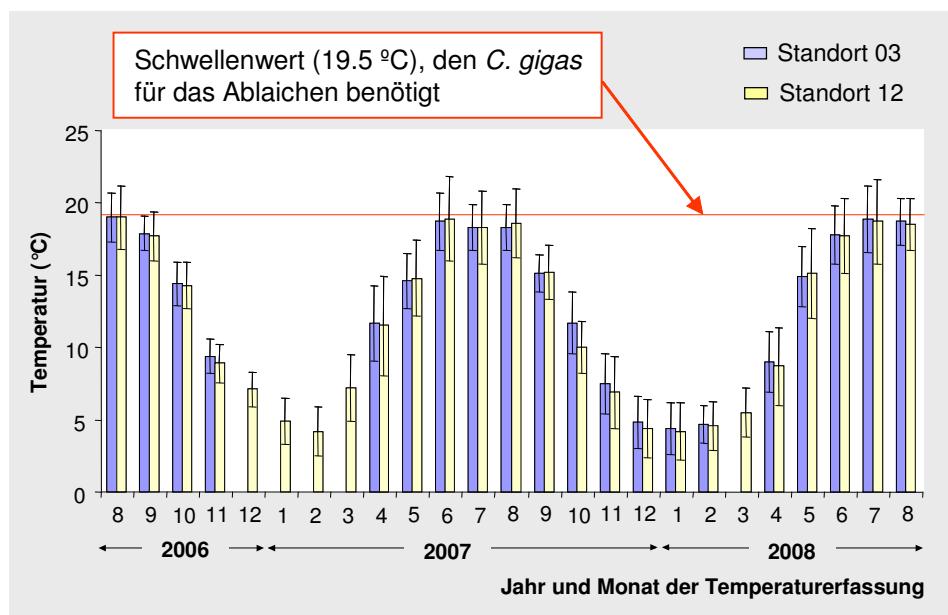


Abb. 3.3: Temperaturen als Monatsmittelwerte an den Untersuchungsstandorten 03 und 12 in den Jahren 2006-2008.

4 Dokumentation der Bestandserfassung

4.1 Methoden der Geländeerhebung

In 2003 wurden 15 von insgesamt 102 zumeist sehr dynamischen Miesmuschelstandorten des Niedersächsischen Wattenmeeres (Millat et al. 2004) für die Erfassung des Bestandes der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* ausgewählt (Abb. 4.1). Bei der Auswahl von stabilen Standorten mit einem stetigen Muschelvorkommen wurde auf eine gleichmäßige Verteilung der Untersuchungsstandorte über die West-Ost-Ausdehnung des Wattenmeeres Wert gelegt, wobei jedes Tidebecken durch mindestens eine Muschelbank repräsentiert sein sollte.

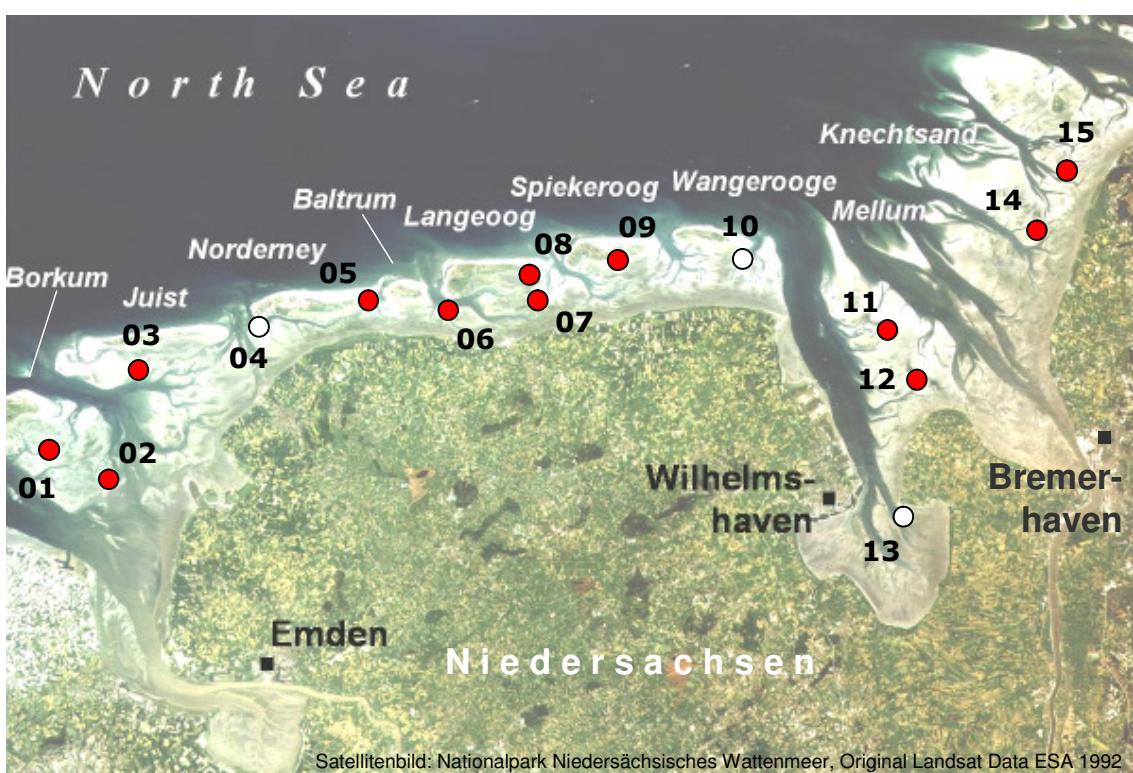


Abb. 4.1: Lage der 15 in 2003-2005 zur Geländeerhebung herangezogenen Standorte; Untersuchungsstandorte der Geländeerhebung in 2006-2008 in Rot

Erstmalig in 2003 wurden die Umrisse der 15 Untersuchungsstandorte mit einem GPS (Global Positioning System) eingemessen. In 2004/2005 zeigten die Standorte 04, 10 und 13 eine geringe und zudem abnehmende Besiedlung durch Miesmuscheln und/oder Austern (Wehrmann et al. 2006) oder waren durch Erosion verschwunden. Nach der Neu-Kartierung der einzelnen Standortausdehnungen in 2006 wurde von einer Bestandserfassung der Standorte 04 (Abb. 4.2), 10 und 13 ab-

gesehen, so dass in 2006-2008 nur noch 12 Untersuchungsstandorte der Geländerhebung dienten (Abb. 4.1).



Abb. 4.2: von Schillvorkommen dominierte Restfläche des Standortes 604

Im Zeitraum von 2003-2008 kamen drei Methoden der Bestandserfassung zur Anwendung: die sog. 100 Punkte-, 20 Punkte- und die Stiefel-Methode. Ein Vergleich der 100 Punkte-Methode mit der 20 Punkte-Methode wird theoretisch vorgestellt werden, da er sich aus den Datensätzen der 100 Punkte-Methode ableiten lässt. Im Oktober 2007 wurde an zwei aufeinander folgenden Tagen die 20 Punkte-Methode und die Stiefel-Methode am Untersuchungsstandort 03 angewandt, um eine direkte Gegenüberstellung der Untersuchungsergebnisse zu gewährleisten.

Die im gesamten Wattenmeer zu verzeichnenden Habitatveränderungen eulitoraler Miesmuschelbänke (siehe Kap. 7 Geobiologische Prozesse der Bioinvasion) durch die massive Ausbreitung der Pazifischen Auster wird einer getrennten Bestandsaufnahme von Miesmuscheln und Austern zukünftig nicht mehr gerecht (siehe Kap. 4.6 Gegenüberstellung *Mytilus edulis* und *Crassostrea gigas*). Für den Methodenvergleich 20 Punkte versus Stiefel wurden daher die populationsbiologischen Parameter (siehe Kap. 4.2 Populationsbiologische Parameter) beider Ökosystemgestalter aufgenommen und verglichen.

4.1.1 Vorstellung der Methoden

100 Punkte-Methode (angewandt in den Untersuchungsjahren 2003-2005)

Die in 2003 bis 2005 im Rahmen des Projektes „Gefährdungspotential der eulitoralen Miesmuschelbänke im Niedersächsischen Wattenmeer durch die Bioinvasion der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas*“ (Wehrmann et al. 2006) verwendete Methode zur Erfassung des Austernbestandes an 100 zufällig ausgewählten Probenpunkten pro Untersuchungsstandort musste auf Grund der explosionsartigen Ausbreitung der Pazifischen Auster bereits in 2004 angepasst werden. Der ursprünglich einen Quadratmeter umfassende Zählrahmen (Abb. 4.3) konnte nur noch an vereinzelten Untersuchungsstandorten im Gelände ausgezählt werden. In 2005 wurde an allen Probenpunkten nur noch ein $\frac{1}{4}$ m² (50 x 50 cm) bearbeitet. Bei 100 Probenpunkten auf bereits dichter besiedelten Untersuchungsstandorten war auch dies nur durch erhöhten Zeitaufwand im Gelände zu bewältigen (siehe Kap. 2 Geländezeiten).

Die 100 Punkte-Methode schließt unbesiedelte Bereiche (siehe Kap. 12 Glossar) der Untersuchungsstandorte - sog. Nullproben - mit ein, da die Probenpunkte zufällig über die ganze Fläche verteilt wurden. Die Probenpunkte wurden mit Bambusstöcken im Gelände markiert, damit immer die gleiche Fläche ausgezählt werden konnte. Dichten pro m² Standortfläche werden direkt als Mittelwert aller Probenpunkte des Standortes errechnet. Aussagen über die Bedeckung oder über besiedelte Bereiche (siehe Kap. 12 Glossar) können nachträglich nicht getroffen werden. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Quadratmeter Probenfläche von insgesamt 100 m² Probenfläche einen besiedelten Bereich komplett abdeckt, ist sehr hoch. Angaben zu maximalen Besiedlungsdichten pro m² können daher stellvertretend für einen besiedelten Bereich gelten.

20 Punkte-Methode (angewandt in den Untersuchungsjahren 2006 und 2007)

In 2006 wurde die Anzahl der Probenpunkte auf 20 reduziert, während die Probenfläche bei $\frac{1}{4}$ m² belassen wurde. Die 20 Punkte wurden wie bei der 100 Punkte-Methode zufällig aus einem Gitter (siehe Kap. 4.6.3.1 Darstellung der Einzelstandorte) ausgewählt. Im Gegensatz zur 100 Punkte-Methode wurden die 20 Punkte nicht mit Bambusstöcken im Gelände markiert, um wie in 2003-2005 jedes

Mal dieselben Flächen auszuzählen. Durch die exponentielle Zunahme der Austerndichte und der damit einhergehende Wechsel in Habitatstruktur von „Miesmuschelbank“ zu „Austernriff“ (siehe Kap. 7 Geobiologische Prozesse der Bio-invasion) würden für die Zählung entnommene Austernklumpen einen zu starken Einfluss auf die Zählung im Folgejahr haben. Daher wurden die zufällig ausgewählten Probenpunkte mit dem GPS angesteuert und der Fehler des GPS genutzt, um im Umkreis von ca. 3 m eine repräsentative Fläche zu beproben. Die Probenfläche von $\frac{1}{4} \text{ m}^2$ des Zählrahmens konnte dabei quadratisch (Abb. 4.3 A) oder rechteckig (Abb. 4.3 B) angelegt werden.

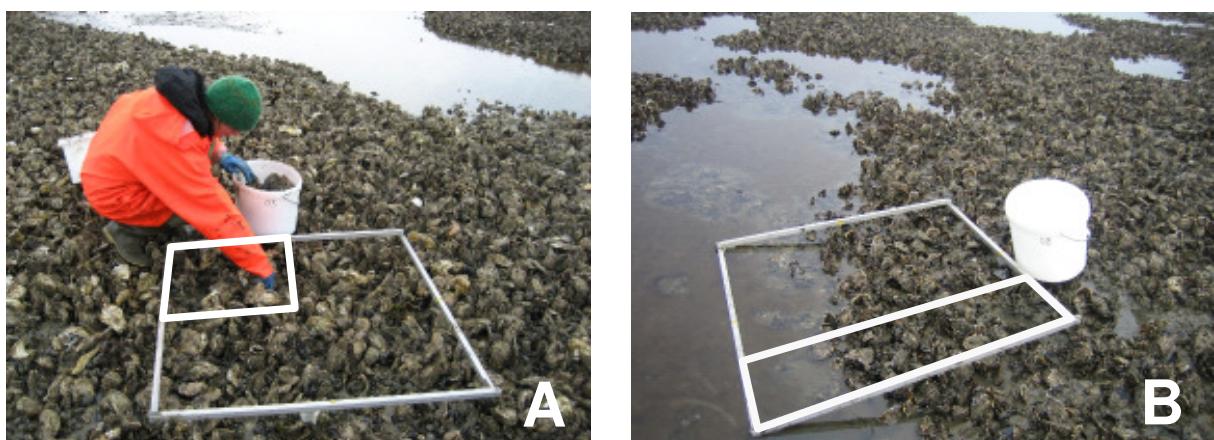


Abb.4.3 : Beprobung einer $\frac{1}{4} \text{ m}^2$ Probenfläche mit einem 1 m^2 Zählrahmen in 2007; (A) quadratische (50 x 50 cm) und (B) rechteckige (25 x 100 cm) Probenfläche

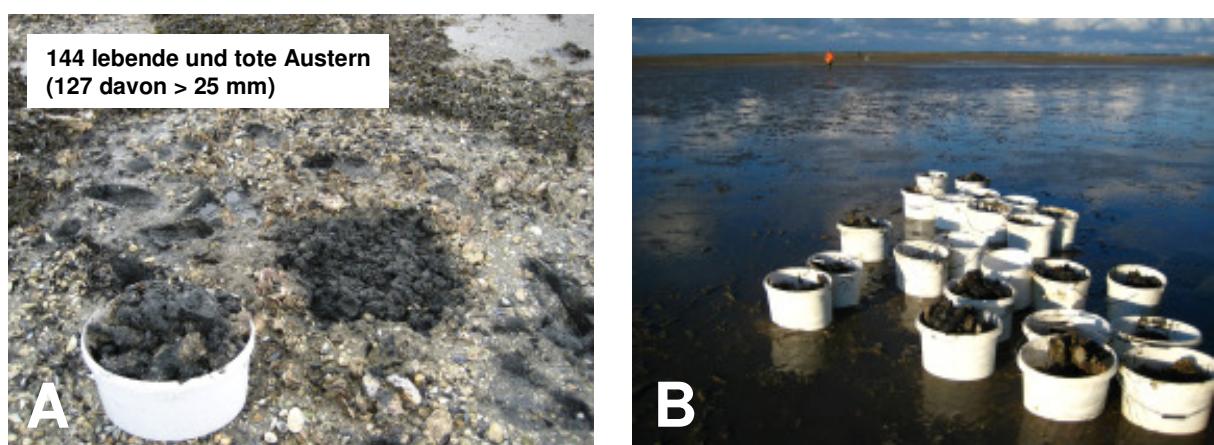


Abb. 4.4: (A) das dunkle Quadrat in der Bildmitte entspricht einer $\frac{1}{4} \text{ m}^2$ Probenfläche, das Probenmaterial ist bereits in einen 15 Liter Eimer überführt; der Kasten oben gibt die Anzahl der Austern in dieser Probe an (Probenumfang mit geringer Abundanz); (B) durchschnittliche Probenmenge der 20 Punkte-Methode

Aufgrund steigender Austerndichten und zunehmender Verschlickung wurde ab 2006 nicht mehr im Gelände ausgezählt, sondern das gesamte Material in 15 Liter Eimern (Abb. 4.4 A) gesammelt - bei Probenpunkten mit sehr hohen Austerndichten 2-3 Eimer (Abb. 4.4 B) - und zur weiteren Bearbeitung ins Labor gebracht (siehe Kap. 4.2 Populationsbiologische Parameter).

Wie die 100 Punkte-Methode schließt die 20 Punkte-Methode unbesiedelte Bereiche (siehe Kap. 12 Glossar) der Untersuchungsstandorte - sog. Nullproben - mit ein, da die Probenpunkte zufällig über die ganze Fläche verteilt wurden. Dichten pro m^2 Standortfläche werden wie bei der 20 Punkte-Methode direkt als Mittelwert aller Probenpunkte des Standortes errechnet. Die Bedeckung in jeder Probenfläche durch besiedelte Bereiche (siehe Kap. 4.3.3 Bedeckung eulitoraler Muschelvorkommen) als auch durch Schill (siehe Kap. 4.4.3 Darstellung der Einzelstandorte 2006-2008) wurde optisch abgeschätzt und zusätzlich dokumentiert. Angaben zu maximalen Dichten pro m^2 wurden nicht hochgerechnet, da die Abschätzung der Bedeckung einem zu großem Fehler zu unterliegen scheint, was zu einer Überschätzung des Bestandes bedeckter Bereiche führen würde (siehe Kap. 4.1.2 Methodenvergleiche).

Stiefel-Methode (angewandt im Untersuchungsjahr 2008)

In Anlehnung an die Vorgaben des Trilateralen Oyster Workshops (März 2007) als auch um eine Vereinheitlichung der Erfassung des Austernbestandes mit nur einer Methode und entsprechend vergleichbaren Datensätzen für das gesamte Wattenmeer anzustreben, wurde an allen Untersuchungsstandorten in 2008 die Stiefel-Methode angewandt (siehe Kap. 4.6.3 Analyse besiedelter Bereiche). Diese Methode wurde im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer bereits beim Miesmuschel-monitoring verwendet und wird dort auch zur Erfassung des Austernbestandes herangezogen. Im Niedersächsischen Wattenmeer wurde für das Monitoring eulitoraler Miesmuschelbänke bislang das Transektverfahren mit Schritt-Methode (siehe Kap. 12 Glossar) angewandt (Millat et al. 2004).

Die Stiefel-Methode unterscheidet sich wesentlich von der 100 Punkte- und der 20 Punkte-Methode. Probenpunkte liegen grundsätzlich nur in besiedelten Bereichen des Untersuchungsstandortes. Aussagen über Abundanzen oder Biomassen bezogen auf die gesamte Standortfläche können nur getroffen werden, wenn auch die Bedeckung (siehe Kap. 12 Glossar) mit aufgenommen wird. Hierzu wird eine

Strecke über die Standortausdehnung abgeschritten, über deren Länge jeder Schritt gezählt wird. Verwendet werden zwei Handzähler (Klicker) (Abb. 4.5 A), einer zählt besiedelte Bereiche und einer unbesiedelte Zwischenräume. Als besiedelter Bereich zählt jeder Austernklumpen oder jedes Miesmuschelbeet, auf die der „Stiefel“ des Bearbeiters trifft. Die Bedeckung ergibt sich aus dem Verhältnis von besiedelten Bereichen zu unbesiedelten Zwischenräumen des Standortes.

Die mittlere Dichte der Probenpunkte in besiedelten Bereichen eines Untersuchungsstandortes wird um den Prozentsatz der Bedeckung zur Dichte pro m^2 Standortfläche reduziert.

Die Auswahl der Strecke, die für die Bedeckung abgeschritten wird und die Lage der Probenpunkte können nach verschiedenen Kriterien erfolgen. Einheitlich im deutschen Wattenmeer werden 12 Probenpunkte pro Standort mit einem $1/16\ m^2$ Zählrahmen ($25\ \times\ 25\ cm$) in besiedelten Bereichen beprobt (Abb. 4.5 B).

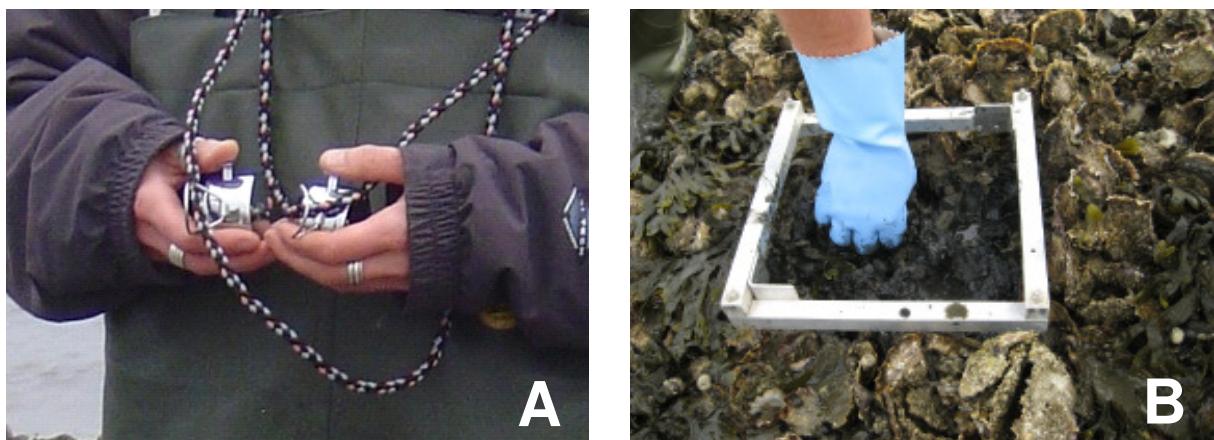


Abb. 4.5: (A) Handzähler (Klicker) zur Ermittlung der Bedeckung eines Untersuchungsstandortes; (B) Entnahme einer Probe im besiedelten Bereich mit einem $1/16\ m^2$ Zählrahmen ($25\ \times\ 25\ cm$)

Im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer werden die 12 Probenpunkte durch zufälliges Auswerfen des Zählrahmens jedes Jahr neu gewählt. Als Strecke wird ein nicht vorher festgelegter Zick-Zack-Kurs über die Untersuchungsfläche abgeschritten, der mindestens 1000 Schritte umfassen soll. Probenpunkte und Strecke werden nicht geografisch dokumentiert.

Im Niedersächsischen Wattenmeer wurden die 12 Probenpunkte pro Untersuchungsstandort nach bestimmten Kriterien ausgewählt. Um eine Über- oder auch Unterschätzung der Abundanzen und Biomassen zu vermeiden, sollten die Probenpunkte

nicht von subjektiv gesteuerten Eindrücken geleitet werden - wie definiert ein Bearbeiter einen besiedelten Bereich? Liegt ein besiedelter Bereich dort, wo sich bereits dichte Austernriffe gebildet haben oder wo vermehrt Miesmuscheln vermutet werden? Die 12 Probenpunkte wurden daher gleichmäßig über die Untersuchungsfläche verteilt. So fließen die Daten von besiedelten Bereichen, in denen sich noch keine Austernriffe gebildet haben, in die Berechnung der Mittelwerte mit ein. Die 12 Probenpunkte dienen gleichzeitig als Wendepunkte (Punkt 1 und 12 als Anfangs- und Endpunkt) der abzuschreitenden Stiefelstrecke. Die Stiefelstrecke sollte dabei die vorgegebene Mindestlänge von ca. 1000 m, resp. mindestens 1000 Schritte, nicht unterschreiten. Die einzelnen Streckenabschnitte sollten zusätzlich möglichst viele unterschiedliche Richtungen einnehmen, so dass besiedelte Bereiche mit einem gerichteten Wachstum (z.B. nach ablaufendem Wasser) weder unter- noch überbewertet werden. Probenpunkte und Stiefelstrecke wurden vor der Geländerhebung festgelegt und sind geografisch dokumentiert, so dass kleinräumige Veränderungen eines Untersuchungsstandortes in folgenden Untersuchungsjahren nachvollziehbar wären (siehe Kap. 4.6.3 Analyse besiedelter Bereiche).

Durch das Aufwachsen von bereits mehreren Generationen, stecken Austernklumpen teils bis zu einigen dm im Sediment (Riffsockel; siehe Kap. 12 Glossar). Die Materialentnahme wurde auf den oberflächlichen Bewuchs eingeschränkt. Die Proben wurden wie bei der 20 Punkte-Methode in Eimer überführt und mit ins Labor genommen, um gespült und vermessen zu werden (siehe Kap. 4.2 Populationsbiologische Parameter).

4.1.2 Methodenvergleiche

Theoretischer Vergleich 100 Punkte / 20 Punkte (2003-2005)

Ein Vergleich der 100 Punkte-Methode mit der 20 Punkte-Methode wird nachfolgend theoretisch vorgestellt, da er sich aus den Datensätzen der 100 Punkte-Methode ableiten lässt. Für einen Vergleich der beiden Methoden wurde für die 20 Punkte-Methode aus den 100 Probenpunkten des Untersuchungsstandortes 03 zufällig 20 Punkte ausgewählt. Die populationsbiologischen Parameter mittlere Individuenzahl (Ind.) pro m², mittleres Lebendnassgewicht (LNG) in kg pro m², mittlere Schalenlänge (SL) in mm und Gesamtlebendnassgewicht in Tonnen der Pazifischen Auster

Crassostrea gigas am Untersuchungsstandort 03 wurden für die 20 Punkte aus den Datensätzen für 2003-2005 neu berechnet. Die Mittelwerte der 20 Punkte errechnen sich für 2003, 2004 und 2005 immer aus denselben 20 Probenpunkten. Verglichen werden Daten der Auster, da Miesmuscheln weder in 2003-2005 noch in 2006/07 methodisch der Bestandserfassung angegliedert waren.

Beim Vergleich der Ergebnisse beider Methoden können die Daten der 100 Punkte-Methode als die zu erwartende, wahre Größe (IST-Zustand) angenommen werden. Die einzige Bedingung, die sich beim Methodenvergleich verändert, ist die Reduktion von 100 auf 20 Probenpunkte. Eine Abweichung vom IST-Zustand ist daher als prozentuale Abweichung der 20 Punkte-Methode von der 100 Punkte-Methode errechnet worden (Tab. 4.1).

Tab. 4.1: Ergebnisse der Geländeerhebung am Untersuchungsstandort 03 in 2003, 2004 und 2005 nach der 100 Punkte-Methode (100) sowie aus den vorhandenen Datensätzen der 100 Punkte-Methode neu berechnete Werte für 20 zufällig ausgewählte Probenpunkte (20). Die Abweichung (Abw.) der Werte der 20 Punkte-Methode von der 100 Punkte-Methode ist in Prozent angegeben

berechnet	303			403			503		
	100	20	Abw. (%)	100	20	Abw. (%)	100	20	Abw. (%)
Ind./m ²	13,3	14,1	+6,0	70,7	65,9	-6,8	107,2	95,0	-11,4
kg LNG/m ²	0,0979	0,1369	+39,8	0,5817	0,6407	+10,1	1,6146	1,7723	+9,8
SL (mm)	26,1	30,1	+15,3	27,4	28,2	+2,9	35,6	41,8	+17,4
t LNG/Standort	36	51	+39,8	216	238	+10,1	599	657	+9,8

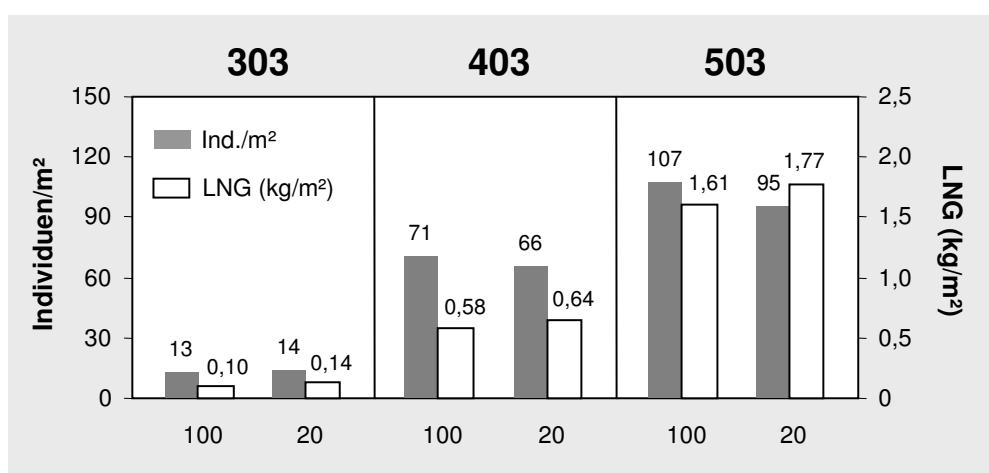


Abb. 4.6: Individuenzahl (Ind.) pro m² (linke Skala) und Lebendnassgewicht (LNG) in kg pro m² (rechte Skala) der Pazifischen Auster *C. gigas* am Untersuchungsstandort 03 in 2003, 2004 und 2005 nach der 100 Punkte-Methode (100) und nach der 20 Punkte-Methode (20); Werte der 20 Punkte-Methode sind aus vorhandenen Datensätzen der 100 Punkte-Methode neu berechnet worden

Der Trend in der Entwicklung des Austernbestandes mit stark zunehmender Abundanz und exponentiell zunehmender Biomasse in den Jahren 2003-2005 wird auch deutlich, wenn nur 20 der ursprünglich 100 Probenpunkte der Bestandserfassung zugrunde gelegt werden (Abb. 4.6). Mit zunehmender Besiedlungsdichte wird im vorliegenden Beispiel die Abweichung der 20 Punkte-Methode von der 100 Punkte-Methode in der Abundanz größer und in der Biomasse kleiner (Tab. 4.1). Die 20 Punkte-Methode umfasst nur 1/5 des ursprünglichen Probenumfanges und eine Abweichung der Werte in 2004/05 von rund 10% in Abundanz als auch in Biomasse erscheint unter Berücksichtigung des zeitlichen Aufwandes vertretbar.

Die Zusammensetzung der Austernpopulation in 2005 wird durch beide Methoden deutlich (Abb. 4.7). Junge Austern kleiner 10 mm haben den größten Anteil an der Population. Deutlich abgegrenzt ist die Kohorte aus 2004, die ihren Peak bei ca. 50 mm hat. Diese Generation ist nicht eindeutig von der Kohorte aus 2003 zu trennen. Die Anteile älterer Individuen nehmen ab einer Schalenlänge von 75 mm ab. Die höhere Abundanz pro m² nach der 100 Punkte-Methode in 2005 wird durch einen höheren Anteil resp. eine höhere Anzahl junger Individuen repräsentiert (Abb. 4.7). Nach der 20 Punkte-Methode sind mittleren Größenklassen (Kohorte 2004) stärker vertreten. Die Biomasse pro m² fällt daher nach der 100 Punkte-Methode geringer als nach der 20 Punkte-Methode aus.

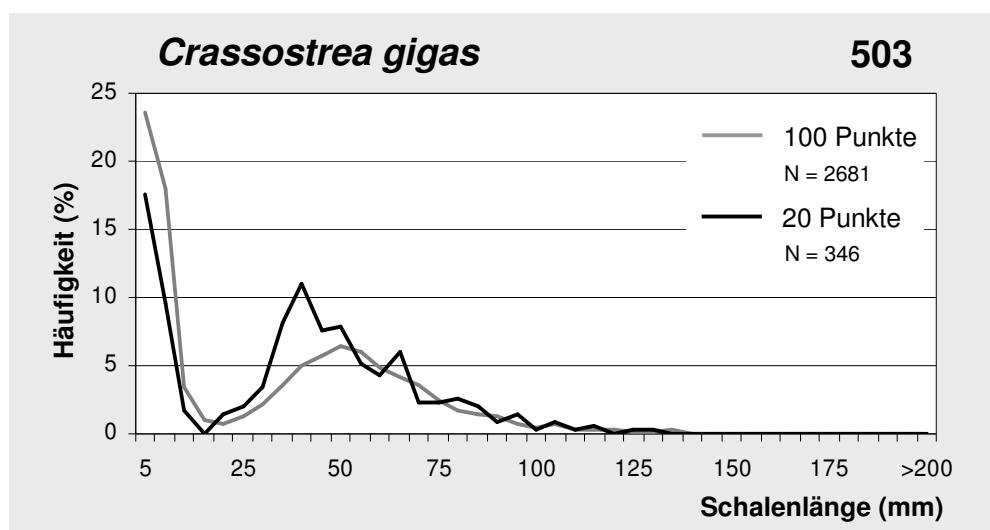


Abb. 4.7: Schalenlängenhäufigkeitsverteilung der Pazifischen Auster *C. gigas* am Untersuchungsstandort 03 in 2005 nach der 100 Punkte-Methode (100 Punkte) und der 20 Punkte-Methode (20 Punkte). Schalenlängenhäufigkeiten für die 20 Punkte-Methode wurden aus vorhandenen Datensätzen der 100 Punkte-Methode berechnet

Praktischer Vergleich 20 Punkte / Stiefel (Oktober 2007)

Im Oktober 2007 wurde der Untersuchungsstandort 03 nach der 20 Punkte-Methode und der Stiefel-Methode an zwei aufeinander folgenden Tagen beprobt, um einen direkten Vergleich zu ermöglichen. Die im gesamten Wattenmeer zu verzeichnenden Habitatveränderungen eulitoraler Miesmuschelbänke durch die massive Ausbreitung der Pazifischen Auster (siehe Kap. 7 Geobiologische Prozesse der Bioinvasion) wird einer getrennten Bestandsaufnahme von Miesmuscheln und Austern nicht mehr gerecht (siehe Kap. 4.6 Gegenüberstellung *Mytilus edulis* und *Crassostrea gigas*). Im Zuge der Geländeerhebung wurden daher die populationsbiologischen Parameter beider Ökosystemgestalter aufgenommen und verglichen (siehe Kap. 4.2 Populationsbiologische Parameter).

Die beiden Methoden unterscheiden sich grundlegend in Bezug auf die Probenanzahl, den Probenumfang und die Umrechnung auf die gesamte Fläche des Untersuchungsstandortes. Beim Vergleich der Ergebnisse beider Methoden kann keines der Ergebnisse als die zu erwartende, wahre Größe (IST-Zustand) angenommen werden. Die Abweichung der Daten voneinander ist daher als mittlere Abweichung des prozentualen Unterschieds der 20 Punkte-Methode von der Stiefel-Methode und des prozentualen Unterschieds der Stiefel-Methode von der 20 Punkte-Methode errechnet worden (Tab. 4.2).

Tab. 4.2: Ergebnisse der Geländeerhebung am Untersuchungsstandort 03 im Oktober 2007 nach der 20 Punkte-Methode (20 Punkte) und der Stiefel-Methode (Stiefel) mit Angaben zur mittleren Abweichung (siehe Text)

Geländeerhebung 703/10		20 Punkte	Stiefel	mittl. Abweichung (%)
<i>Crassostrea gigas</i> alle Individuen	Ind./m ²	189	207	9,1
	kg LNG/m ²	9,4751	9,104	4,0
	SL (mm)	69,0	69,5	0,7
	t LNG/Standort	2471	2374	4,0
<i>Crassostrea gigas</i> Individuen > 25 mm	Ind./m ²	177	190	7,1
	kg LNG/m ²	9,4565	9,0868	4,0
	SL (mm)	72,5	74,9	3,3
<i>Mytilus edulis</i> alle Individuen	Ind./m ²	437	604	32,9
	kg LNG/m ²	1,851	2,0059	8,1
	SL (mm)	24,4	24,3	0,4
	t LNG/Standort	483	523	8,0
<i>Mytilus edulis</i> Individuen > 10 mm	Ind./m ²	364	487	29,6
	kg LNG/m ²	1,8455	1,9966	7,9
	SL (mm)	27,7	28,1	1,4

Die Abschätzung von **Populationsgröße und Biomasse der Pazifischen Auster** *Crassostrea gigas* zeigt nur geringfügige Unterschiede beider Methoden. Die höhere Abundanz pro m² Standortfläche (Tab. 4.2, Abb. 4.8) bei Anwendung der Stiefel-Methode mit im Mittel 9% Abweichung (Tab. 4.2) wurde durch eine höhere Anzahl kleiner Individuen repräsentiert (Abb. 4.9). Untersuchungsstandort 03 ist verhältnismäßig homogen durch Austern besiedelt (siehe Kap. 4.6.3 Analyse besiedelter Bereiche). Bei der Stiefel-Methode werden ausschließlich dicht besiedelte Bereiche des Standortes beprobt. Austernlarven bevorzugen die Besiedlung der eigenen Art, was zu einer höheren Abundanz junger Austern in dicht besiedelten Bereichen führen kann. Außerhalb dieser Bereiche scheint ein ungehemmteres Wachstum der Jungaustern möglich zu sein, so dass die Kohorte des Larvenfalls von 2006 nach der 20 Punkte-Methode ihren Peak bei größeren Schalenlängen hat (Abb. 4.9). Im Vergleich zur Beprobung mit der 20 Punkte-Methode führt die Stiefel-Methode folglich zu einer geringeren Biomasse pro m² (Abb. 4.8). Eine Abweichung der Biomasse von im Mittel 4% erscheint allerdings vernachlässigbar (Tab. 4.2).

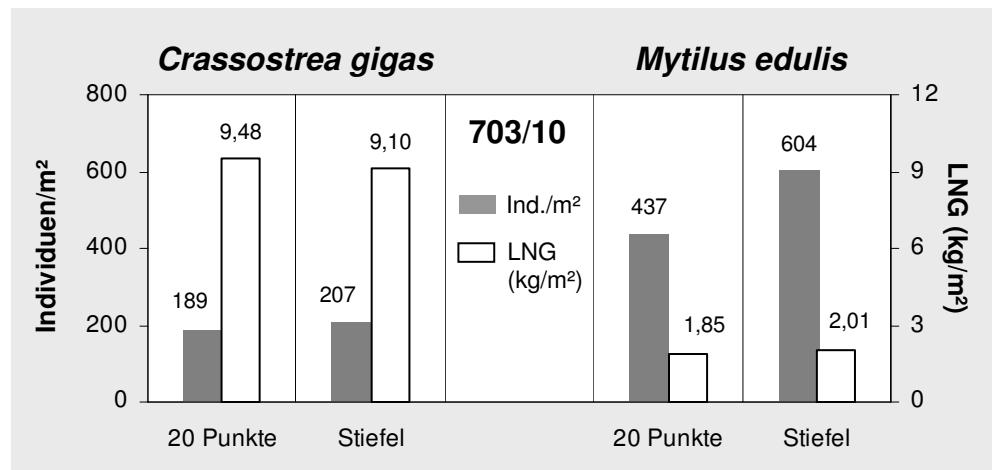


Abb. 4.8: Individuenzahl (Ind.) pro m² (linke Skala) und Lebendnassgewicht (LNG) in kg pro m² (rechte Skala) der Pazifischen Auster *C. gigas* und der Miesmuschel *M. edulis* am Untersuchungsstandort 03 im Oktober 2007 nach der 20 Punkte-Methode (20 Punkte) und nach der Stiefel-Methode (Stiefel)

Beim Vergleich der beiden Methoden wurden größere Abweichungen der **Populationsgröße und Biomasse der Miesmuschel *Mytilus edulis*** als für die Pazifische Auster festgestellt. Die Abschätzung der Populationsgröße der Miesmuschel führt zu einer 30%igen Abweichung zwischen den Methoden (Tab. 4.2). Der

Abundanzunterschied wird hauptsächlich durch Individuen bis 20 mm bestimmt (Abb. 4.9). Die Kohorte vom Frühjahr 2007 ist nach der Stiefel-Methode doppelt so stark vertreten wie nach der 20 Punkte-Methode (Abb. 4.9). Der Umstand, dass bei der Stiefel-Methode nur dicht besiedelte Bereiche beprobt werden, kann ausschlaggebend für diese Abweichung der Ergebnisse sein. Miesmuscheln kleinerer und mittlerer Größen werden in hohen Abundanzen in dichter Austernbesiedlung festgestellt (Markert et al. 2009). Mangelnder Prädationsdruck innerhalb eines Austernriffes kann einer Ansiedlung junger Miesmuscheln förderlich sein und den festgestellten Abundanzunterschied erklären. Folglich zeigt der Vergleich der Biomasse eine geringere Abweichung zwischen den Methoden als die Abundanz, wobei eine Abweichung der Biomasse von 8% vernachlässigbar erscheint.

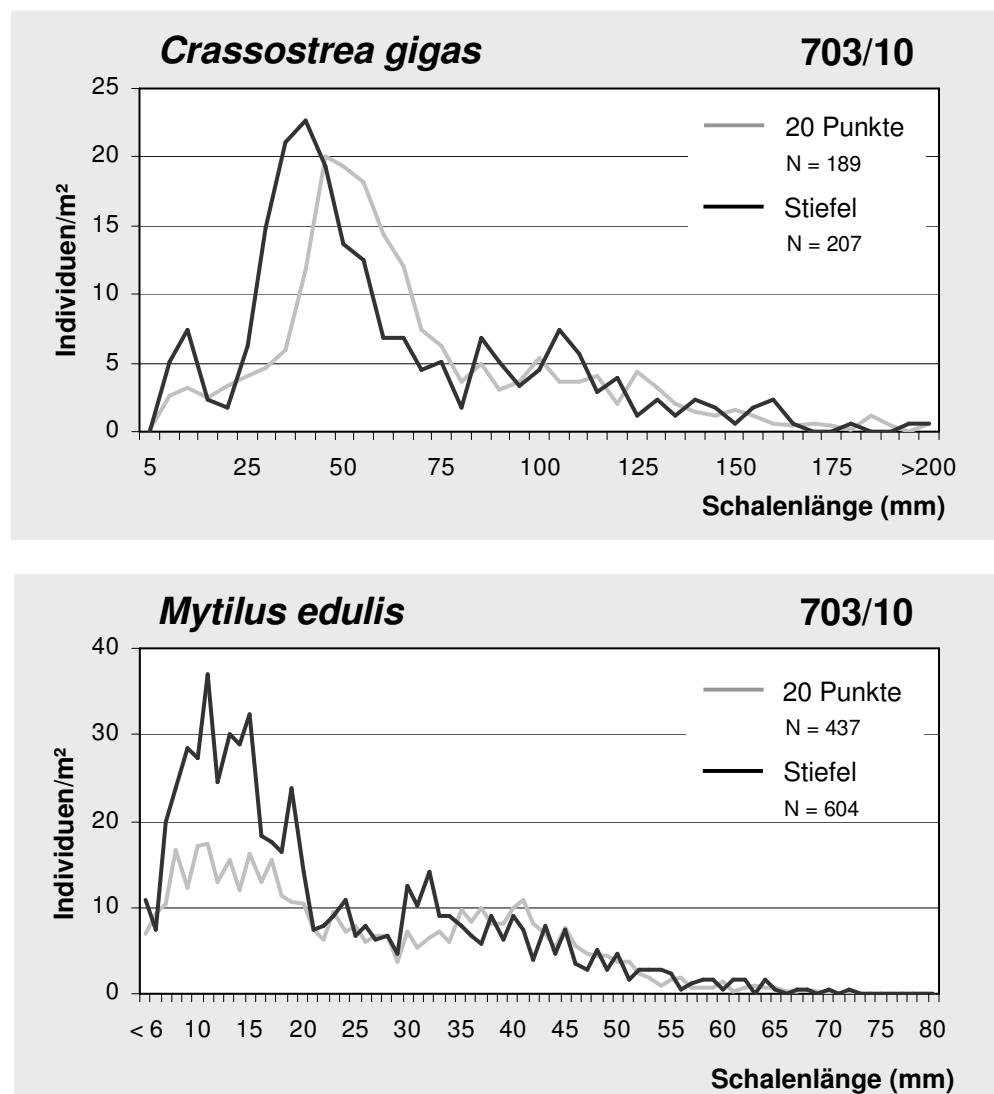


Abb. 4.9: Populationsstruktur der Pazifischen Auster *C. gigas* (oben) und der Miesmuschel *M. edulis* (unten) am Untersuchungsstandort 03 im Oktober 2007 nach der 20 Punkte-Methode (20 Punkte) und der Stiefel-Methode (Stiefel)

Der Vergleich der **Bedeckung** des Untersuchungsstandortes 03 zeigt mit 34,4% eine hohe mittlere Abweichung der beiden Methoden. Nach der Stiefel-Methode ist die Bedeckung um das 1,4 fache höher als nach der 20 Punkte-Methode (Tab. 4.3; siehe Kap. 4.3.3 Bedeckung eulitoraler Muschelvorkommen). Bei der 20 Punkte-Methode wurden die jeweiligen Bedeckungen der 20 Probenpunkte optisch abgeschätzt. Dabei wurden Probenpunkte in besiedelten Bereichen niemals als 100% Bedeckung aufgenommen. Kleinste Flächenanteile, die zwischen den Austernklumpen oberflächlich Sediment oder Schill aufwiesen und dabei auch wesentlich kleiner als eine „Stiefellänge“ sein konnten, zählten als unbedeckt. Maximal aufgenommene Bedeckung nach der 20 Punkte-Methode war 75%, während ein solcher Bereich beim Abschreiten nach der Stiefel-Methode als 100% gezählt hätte. Eine nachträgliche Hochrechnung der Werte für Abundanz und Biomasse eignet sich daher bei der 20 Punkte-Methode nicht, um Aussagen über die Dichte in besiedelten Bereichen zu machen. Die geringere Bedeckung nach der 20 Punkte-Methode würde bei einer Umrechnung von Abundanz und Biomasse auf besiedelte Bereiche eine Überschätzung der jeweiligen Werte für die Pazifische Auster als auch für die Miesmuschel bedeuten.

Tab. 4.3: Bedeckung des Untersuchungsstandortes 03 im Oktober 2007 nach der 20 Punkte-Methode (20 Punkte) und nach der Stiefel-Methode (Stiefel) mit mittlerer Abweichung in % sowie die Abweichung der 20 Punkte-Methode von der Stiefel-Methode (siehe Text)

Geländeerhebung 703/10		20 Punkte	Stiefel	mittl. Abweichung (%)	Abweichung Stiefel/20
Bedeckung	%	30,4	42,6	34,4	1.4 fach

Zeitaufwand und Personalbedarf

Die benötigte Zeit für die Geländeerhebung in 2003-2005 umfasste zunehmend mehrere Tiden pro Untersuchungsstandort, da die ansteigenden Austerndichten weiterhin im Gelände ausgezählt und vermessen wurden. Eine Reduktion auf 20 Punkte und die Verlagerung des Messens der Proben ins Labor ermöglichte die Beprobung eines Untersuchungsstandortes innerhalb von nur einer Tide als auch eine vertretbare Begrenzung des logistischen Aufwandes.

Die Daten in Tabelle 4.4 umfassen den Zeitaufwand der Geländeerhebung an 8 Untersuchungsstandorten in 2006 und an jeweils 12 Untersuchungsstandorten in

2007 und 2008. Zur Geländeerhebung nach der 20 Punkte-Methode in 2006 und 2007 waren drei bis vier Personen notwendig, um die Probenahme innerhalb einer Tide durchzuführen und die bis zu jeweils 20 kg wiegenden Probeneimer zum Boot zu transportieren (Abb. 4.4 B). Die Verringerung des Probenumfangs (Probenanzahl und Probenfläche) in 2008 durch die Stiefel-Methode verringerte auch den Personalbedarf bei der Geländeerhebung. Ein Minimum von zwei Personen ist allerdings nach wie vor unerlässlich. Eine Person hat zugleich die Funktion des Bootsführers zu erfüllen.

Verstärkte Schlechtwetterbedingungen mit vermehrter Sturmneigung als auch einhergehenden hohen Wasserständen erschwerten zunehmend die Freilandtätigkeit, so dass in 2007 sieben und in 2008 sogar 17 Einsätze wetterbedingt abgebrochen werden mussten (Tab. 4.4). Dazu gehörten Schiffseinsätze mit der FK „Senckenberg“ als auch Bootseinsätze von Land.

Tab. 4.4: Zeitaufwand der Geländeeinsätze in 2006 (8 Untersuchungsstandorte), 2007 und 2008 (jeweils 12 Untersuchungsstandorte); angegeben sind nur Geländezeiten, die der Bestandserfassung der Pazifischen Auster dienten bzw. dienen sollten (abgebrochene Einsätze)

Geländeeinsätze	2006	2007	2008
Gelände-Tage	8	21	19
Mann-Tage	57	89	53
zusätzliche Abbruch-Tage	1	7	17
zusätzliche Mann-Tage	4	27	25

Bei der 20 Punkte-Methode waren drei bis vier Personen nötig, um in einem angemessenen Zeitrahmen die ins Labor verbrachten Proben zu spülen und zu messen, ohne dass die Tiere zu sehr verwesten. Die Reduktion des Probenumfangs in 2008 verringerte den Zeitaufwand für die Bearbeitung der Proben auf ein Drittel (Tab. 4.5).

Tab. 4.5: Zeitaufwand der Laborarbeiten beim Methodenvergleich der 20 Punkte-Methode (20 Punkte) und der Stiefel-Methode (Stiefel) im Oktober 2007; Messzeiten beinhalten den Zeitaufwand für Austern und Miesmuscheln

20 Punkte	Std.	Mann	Σ
spülen	6	4	24
spülen	7	3	21
messen	19	2	38
Gesamtstd.			83

Stiefel	Std.	Mann	Σ
spülen	12	1	12
messen	8	2	16
Gesamtstd.			28

4.1.3 Beurteilung

Die extreme Reduktion der Stichprobengröße von ursprünglich 100 m² (2003/04) auf 25 m² (2005) auf 5 m² (2006/07) und auf 0,75 m² mit Aufnahme der Bedeckung (2008) spiegelt sich nicht in einer stark abweichenden Ungenauigkeit der Ergebnisse wieder. Die Abschätzungen der Populationsgröße, Populationsstruktur sowie der Biomasse nach den verschiedenen Methoden erreichen vergleichbare Werte. Während die Biomasseabweichungen zwischen den Methoden mit zunehmender Individuendichte gering bleiben, variiert die Abundanz stärker. Die Populationsstruktur ist bei allen Methoden nachvollziehbar, wobei Unterschiede, auch für beide Ökosystemgestalter, immer die Kohorte des jeweils letzten Larvenfalls betreffen. Der Methodenvergleich 20 Punkte / Stiefel fand im Herbst statt. Beeinflusst durch die Beprobung von dicht besiedelten Bereichen bei Anwendung der Stiefel-Methode kann es dadurch zu der starken Abweichung der Abundanz junger Miesmuscheln geführt haben, welche vorzugsweise geschützt zwischen den Austern siedeln.

Der deutlich verringerte Zeit- und Personalaufwand lässt die Stiefel-Methode als geeignet erscheinen, um den Austern- und Miesmuschelbestand im Wattenmeer regelmäßig und synchron zu erfassen. Eine Beurteilung von Populationsveränderungen sollte über die Betrachtung der Biomasse vorgenommen werden, da diese Größe unempfindlicher auf die Anwendung von verschiedenen Methoden zu reagieren scheint und daher gerade im Vergleich mit anderen Gebieten des Wattenmeeres vertrauensvoller ist.

4.2 Populationsbiologische Parameter

Die sich seit 2005 zunehmend verändernde Situation im Wattenmeer erfordert die Erfassung der populationsbiologischen Parameter im Labor. Eine Erfassung im Gelände, wie in den Jahren 2003-2005, würde durch die exponentielle Bestandsentwicklung methodisch bedingt zu Ungenauigkeiten der Datenaufnahme führen.

Miesmuscheln können sich über ihre Byssusfäden in der Matrix des Habitats bewegen. Ein zusammenhängendes Miesmuschelgeflecht lag daher immer dem Sediment auf und nur wenige Individuen ragten ins Sediment hinein. Entsprechend lagen Austern in der Anfangsphase ihrer Ausbreitung auch dem Sediment auf, so dass eine Vermessung sedimentfreier Schalen im Gelände möglich war. Bereits in 2005 war die Datenaufnahme im Gelände durch die stark angestiegenen Individuenzahlen aber auch durch eine sich verändernde Habitatstruktur nur mit extrem erhöhtem Zeitaufwand über mehrere Tiden zu bewältigen. Das Material musste vor Ort von Sediment befreit, d.h. in Wasser gespült werden.

Im starren Riffgefüge der Pazifischen Auster, die ihre Position nicht verändern kann und damit eine stabile Habitatmatrix aufbaut, reichern sich feinkörnige Sedimente und Ausscheidungsprodukte der Austern (Schlick mit Korngrößen < 63 µm) an (Abb. 4.10 A, C). Die Ausdehnung einer Auster kann durch den hohen Schlickanteil nur bedingt beurteilt werden (Abb. 4.10 B, C). Zunehmende Verklumpung und Verschmelzung der Schalenränder erschwert zusätzlich die Beurteilung des anterioren und posterioren Endes einzelner Individuen im Klumpen (Abb. 4.10 B, D). Gerade in dicht besiedelten Bereichen der Untersuchungsstandorte können die Schalenlängen daher nicht exakt gemessen werden. Zudem wird die Erfassung kleinerer Individuen durch ein „Verschmieren“ des Schlickes behindert. Dies wirkt sich nachhaltig auf die Abundanz und die Populationsstruktur aus, welche über eine Schalenlängenhäufigkeitsverteilung bestimmt wird.

In 2008 wurde der Bestand der Miesmuschel mit aufgenommen. Größere Miesmuscheln sitzen bei Niedrigwasser in der Habitatmatrix eines Riffes meist gerade oberhalb der Sedimentgrenze (Abb. 4.10 C, D) und werden beim Herausrütteln eines Austernklumpens meist stark mit Schlick verschmiert. Kleinere Individuen klemmen verborgen in Spalten des Austernklumpens. Das Spülen und Messen an Land kann auch hier eine getreue Erfassung gewährleisten.

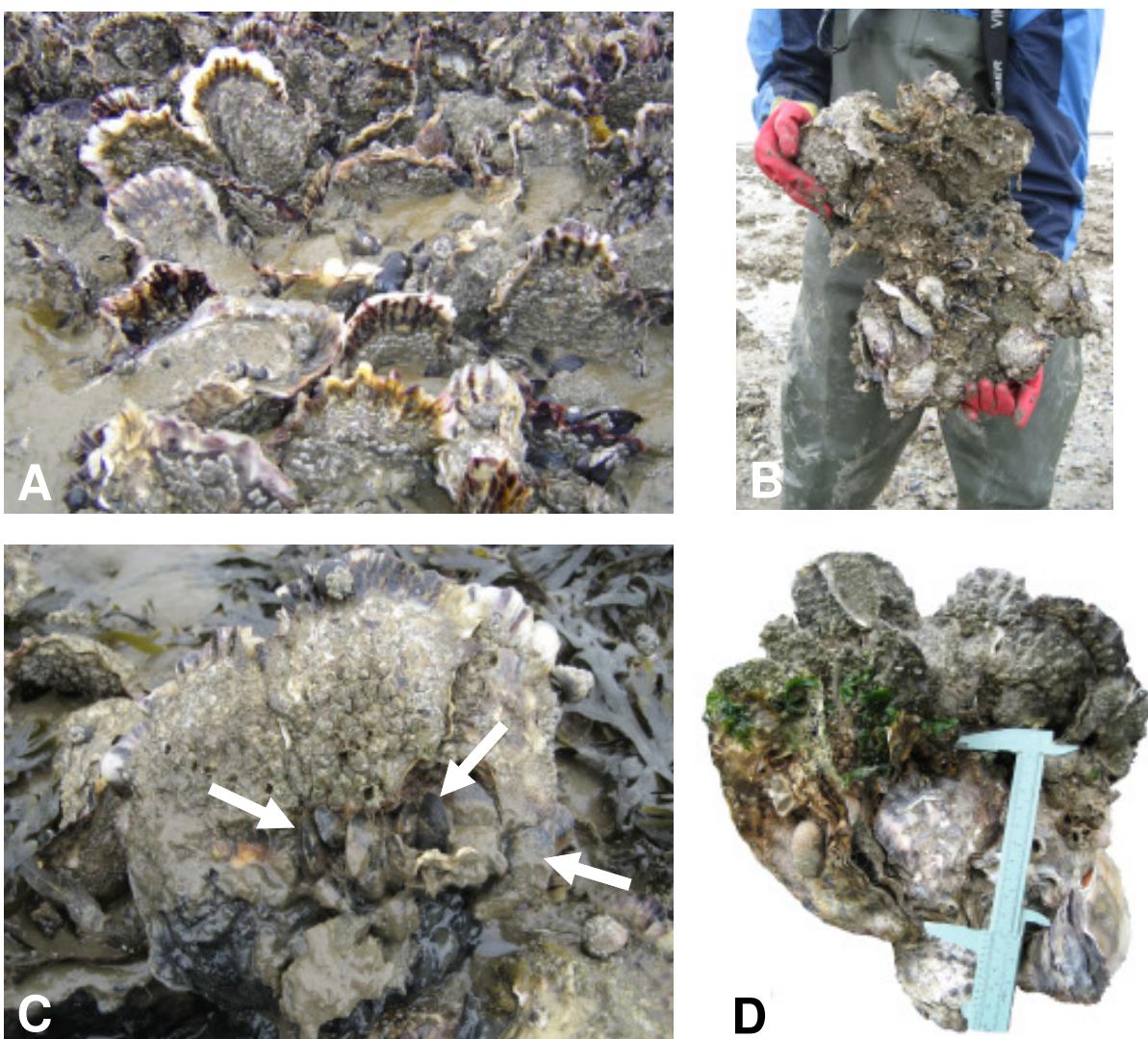


Abb. 4.10: (A) Hoher Schlickanteil in einem dicht durch Austern besiedelten Bereich; (B) größter zusammenhängender gefundener Austernklumpen; (C) aus dem Riffgefüge gezogener Austernklumpen, Unterseite des Klumpens steckte tief im Sediment, anteriores Ende der Austern nicht zu erkennen, an der Sedimentgrenze Miesmuscheln; (D) Austernklumpen nach dem Spülen, Sedimentgrenze durch das Fehlen von Seepocken am Ende des Messschiebers zu erkennen

4.2.1 Erfassung von Abundanz und Biomasse

Nach der Verbringung der Proben ins Labor wurde das Probenmaterial gespült und somit vom Sediment befreit. Zunächst wurde ein Siebsatz mit 5 mm und 1 mm Maschenweite gewählt, um juvenile Individuen kleiner 6 mm aufzufangen. Das im 1 mm Sieb verbliebene, maßgeblich aus feinem Schill bestehende Material wurde eingefroren, um später im Labor auf juvenile Individuen durchsucht zu werden. Das exemplarische Durchsuchen der 1 mm Proben ergab keine wesentlichen Ver-

änderungen der in den 5 mm Proben ermittelten Daten juveniler Austern als auch juveniler Miesmuscheln. Von einer Bearbeitung der 1 mm Proben wurde daher aufgrund des hohen Zeitaufwandes und einer rationellen Erfassung des Bestandes abgesehen. Das Probenmaterial der Siebe mit einer 5 mm Maschenweite wurde direkt im Anschluss an das Spülen vermessen.

Abundanz

Gemessen wurde jeweils die maximale Schalenlänge anterior zu posterior. Individuen der Pazifischen Auster (2006-2008) als auch der Miesmuschel (2008) bis 5 mm wurden gezählt und der kleinsten Schalenlängenklasse zugeordnet, während Individuen ab 6 mm mit einem analogen Messschieber auf 1 mm genau gemessen wurden. Aufgenommen wurden lebende als auch tote Individuen. Bei der ungleichmäßig wachsenden Pazifischen Auster wurde die maximale Ausdehnung der linken Schale gemessen, um einen Vergleich mit totem Schalenmaterial zu gewährleisten. Die rechten Schalenhälften toter Austern fallen i.d.R. beim Spülen herunter, lassen sich ohne erheblichen Zeitaufwand nicht zuordnen und der Schlossrand lässt sich dadurch meist nicht mehr feststellen. Die Erfassung kleiner toter Individuen im Frühjahr/Sommer eines Untersuchungsjahres ist nur bedingt aussagekräftig, da kleine, potenziell im Habitat verbleibende linke Schalen meist bereits aufgearbeitet oder überwachsen sind.

Die Populationsstruktur ergibt sich aus dem Anteil der Individuen einer Schalenlängenklasse an der Gesamtpopulation. Mittelwerte wurden als arithmetisches Mittel mit Standardabweichung berechnet. Abundanzen werden für Individuen bis 25 mm und Individuen > 25 mm getrennt dargestellt. Eine getrennte Darstellung der Individuenzahl gewährleistet eine Vergleichbarkeit mit Daten verschiedener Untersuchungszeiträume wie z.B. nach einer im Jahresgang späten Geländeerhebung vom Spätsommer/Herbst 2006. Bedingt durch den starken Larvenfall in 2006 würden die extrem hohen Abundanzen kleiner Individuen die Aussage über eine Dichteentwicklung verfälschen (Abb. 4.11). Des Weiteren lassen sich bei einer getrennten Darstellung von Individuen keiner und größer 25 mm gleichzeitig Aussagen über den Umfang eines Larvenfalles treffen.

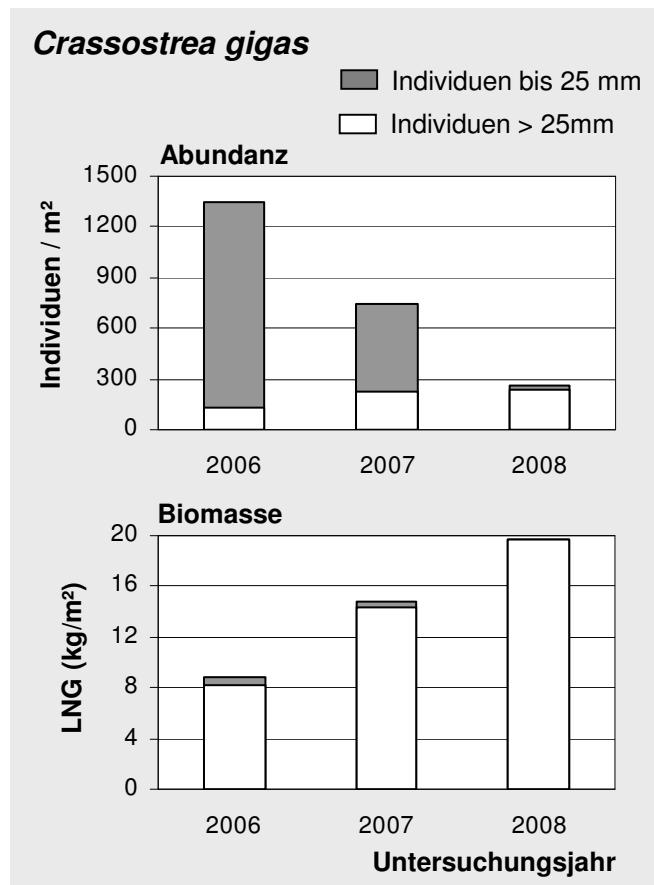


Abb. 4.11: Vergleich von Abundanz und Biomasse (Lebendnassgewicht) von Individuen der Pazifischen Auster bis 25 mm und > 25 mm am Untersuchungsstandort 12 in den Jahren 2006-2008

Analog wurde die Datenauswertung in 2008 auch für Miesmuscheln angepasst (siehe Kap. 4.5 Bestand *Mytilus edulis* 2008), wobei Miesmuscheln bis 10 mm und Miesmuscheln > 10 mm getrennt dargestellt wurden.

Biomasse

Für die beiden Ökosystemgestalter *Crassostrea gigas* und *Mytilus edulis* wurden die Parameter Lebendnassgewicht (LNG), Schalengewicht (SG) und Kochgewicht (KG) bestimmt. Das Lebendnassgewicht umfasst jeweils das Gesamtgewicht des lebenden Organismus resp. das Gewicht beider Schalenhälften mit Fleisch und Wasser der Mantelhöhle. Im Gegensatz zur Abundanz bleibt das Lebendnassgewicht der Pazifischen Auster auch bei einer Gegenüberstellung aller Individuen vergleichbar, da Individuen bis 25 mm selbst in hohen Abundanzen kaum ins Gewicht fallen (Abb. 4.11). Das Schalengewicht bezieht sich nur auf die Schalenhälften und wird für die

Pazifische Auster näher betrachtet (siehe Kap. 4.4 Bestandsentwicklung *Crassostrea gigas*), da dieser Parameter neben einer Schalenlängenhäufigkeitsverteilung zusätzliche Informationen über die Habitatstruktur geben kann.

Die Parameter zur Biomasse der Pazifischen Auster und der Miesmuschel wurden exemplarisch über Einzelindividuen verschiedener Schalenlängenklassen in 2008 bestimmt. Über eine Korrelation von Schalenlänge (SL) zum Lebendnassgewicht und zum Schalengewicht wurden Umrechnungsfaktoren ermittelt, die für *C. gigas* auch zur Berechnung der Biomasse in den Jahren 2006 und 2007 verwendet wurden. Zur Bestimmung der Parameter wurden alle Pazifischen Austern und alle Miesmuscheln eines Untersuchungsstandortes nach ausgewählten Schalenlängenklassen sortiert (siehe unten) und zufällig jeweils 10 Individuen pro Schalenlängenkasse ausgewählt. Die Schalen wurden von jeglichem Aufwuchs befreit (Abb. 4.12). Nach Aufnahme der Schalenlänge in mm und des Lebendnassgewicht in Gramm wurden alle Individuen zur Zwischenlagerung eingefroren. Zur Bestimmung des Kochgewichtes in Gramm wurden Pazifische Austern getrennt von Miesmuscheln gekocht. Nach dem Kochen kann das Kochfleisch aus den geöffneten Schalen entnommen (Abb. 4.12) und gewogen werden. Das Schalengewicht als Gesamtgewicht beider Schalenhälften der Einzelindividuen (in g) wurde ebenfalls dokumentiert.

4.2.2 Biomasse der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas*

Als kleinste Schalenlänge, die in die Datenerfassung zur Biomassebestimmung eingehen sollte, wurde 26 mm gewählt. Noch kleinere Austern sind mit ihrer kompletten linken Schale fest mit ihrem Siedlungssubstrat verwachsen. Sie haben zudem noch sehr dünne Schalen, so dass ein Ablösen vom Untergrund das Tier meist beschädigt und somit das Lebendnassgewicht nicht mehr festgestellt werden kann. Maximale Schalenlänge wurde auf 200 mm festgelegt, da größere Schalenlängen zu selten vorkommen und dadurch keine repräsentative Menge aus der Stichprobe entnommen werden könnte. Zwischen 26 und 200 mm wurden 7 Schalenlängenklassen à 25 mm festgelegt (Tab. 4.6). Nicht an allen Untersuchungsstandorten konnten 10 Individuen pro Schalenlängenklassen in die Biomassebestimmung eingehen (Tab. 4.6). Kleine Austern wurden oft beim Ablösen beschädigt während größere Individuen meist nicht in ausreichenden Abundanzen vorhanden waren. Zudem mussten Austernklumpen auseinander gestemmt werden, um Einzel-

individuen aus dem Klumpen zu lösen. Dabei wurden die Schalen oft verletzt, so dass diese Individuen nicht für eine Biomassebestimmung herangezogen werden konnten. Insgesamt wurden die Daten von 688 Pazifischen Austern ausgewertet.



Abb. 4.12: Zur Bestimmung von Kochgewicht (heraus gelöstes Fleisch am oberen Bildrand) und Schalengewicht vorbereitete, abgekochte Pazifische Austern der Schalenlängenklasse 126-150 mm.

Das Lebendnassgewicht war nicht maßgeblich abhängig vom Zeitpunkt der Geländeerhebung (Abb. 4.13). Die Wuchsform scheint ausschlaggebend für die Schalenlänge-Lebendnassgewichts-Beziehungen der verschiedenen Untersuchungsstandorte zu sein. In Bereichen, wo Austern dicht gepackt ein Riff bilden, wird die Auster aus Platzmangel gezwungen lang und schmal zu wachsen (Abb. 4.12 ganz links). Das Lebendnassgewicht ist dann im Vergleich zu rundlichen Formen der gleichen Schalenlänge geringer. Runde Wuchsformen (Abb. 4.12 Bildmitte) sind verstärkt in Streusiedlungsbereichen zu finden. Untersuchungsstandorte mit einer geringen Austerndichte wie 15, 14, 11, 09, 08 haben hohe Lebendnassgewichte pro Schalenlängenklasse (runde Wuchsform). Untersuchungsstandorte mit einer hohen Austerndichte wie 01, 02, 03, 06, 07, 12 haben geringe Lebendnassgewichte pro Schalenlängenklasse (längliche Wuchsform).

Im Gegensatz zum Lebendnassgewicht zeigt das Kochgewicht (Abb. 4.14) eine saisonale Abhängigkeit. Um den Mai beprobte Untersuchungsstandorte zeigen

niedrigste Kochgewichte, während an Untersuchungsstandorten um den Juli herum höchste Werte festgestellt wurden. Die Biomasse in Form des Kochgewichtes ist abhängig vom Entwicklungszustand der Tiere. Im März kann durch winterliche Nahrungszehrung eine geringe Biomasse angenommen werden. Maximales Nahrungsangebot im April/Mai führt zur Stärkung des Organismus und geht später einher mit dem Gonadenaufbau, welcher den Organismus belastet und zunächst zu einer Erniedrigung der Biomasse führen kann. Bei voller Gonadenentwicklung wird dann auch höchste Biomasse erreicht. Nach dem Ablaichen ist der Organismus vorerst wieder geschwächt und kann bei ausreichendem Nahrungsangebot anschließend wieder an Biomasse zulegen. Die saisonalen Schwankungen im Fleischgehalt haben nur einen geringen Einfluss auf das Lebendnassgewicht, da der Fleischgehalt nur 6-10% des Lebendnassgewichtes ausmacht (Tab. 4.6). Außerdem bleibt das Volumen der von den Schalen umschlossenen Mantelhöhle annähernd konstant, so dass bei einer Abnahme des Fleischgehaltes das Lebendnassgewicht durch eine größere Menge an in der Mantelhöhle zurückgehaltenem Wasser ausgeglichen wird.

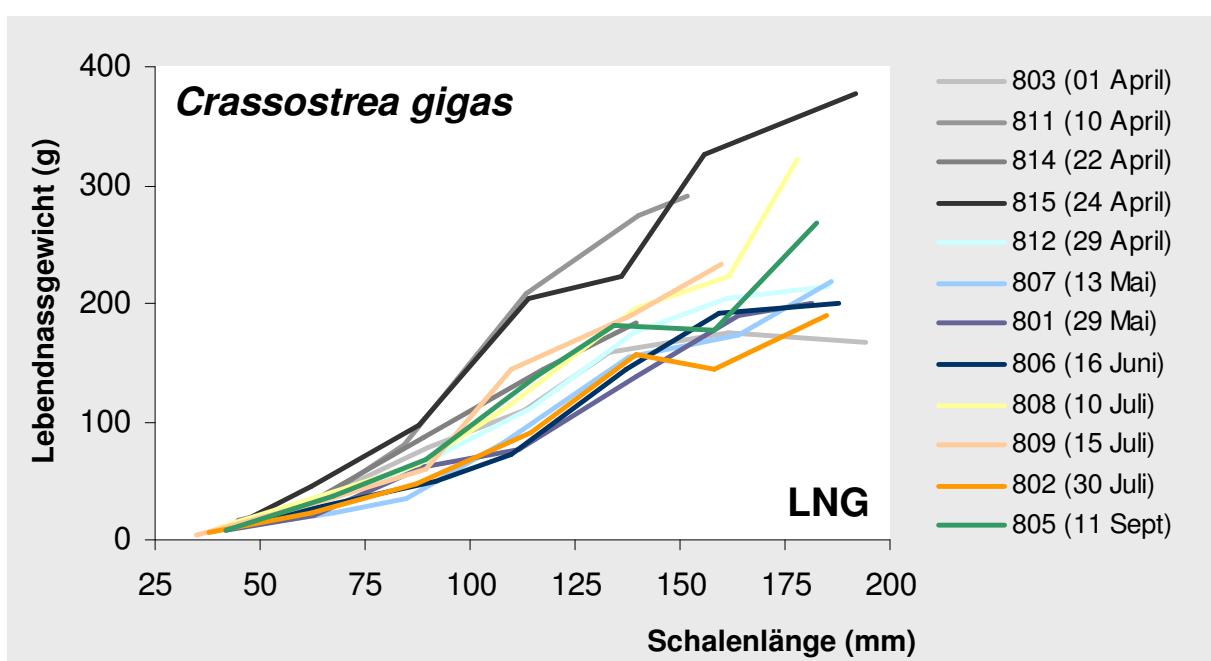


Abb. 4.13: Beziehung von mittlerer Schalenlänge zu mittlerem Lebendnassgewicht (LNG) pro Schalenlängenklasse der Untersuchungsstandorte 01-15 für die Pazifische Auster *Crassostrea gigas*; in Klammern Tag und Monat der Geländeerhebung in 2008

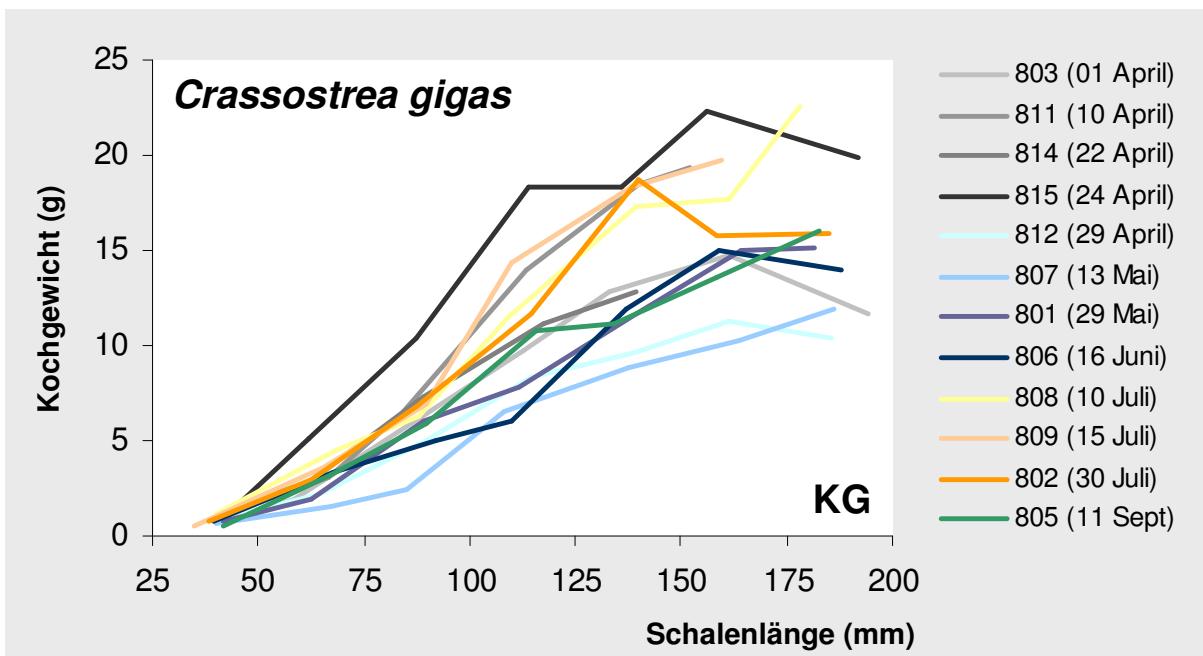


Abb. 4.14: Beziehung von mittlerer Schalenlänge zu mittlerem Kochgewicht (KG) pro Schalenlängenklasse der Untersuchungsstandorte 01-15 für die Pazifische Auster *Crassostrea gigas*; in Klammern das Datum der Geländeerhebung in 2008

Während der Anteil des Kochgewichtes am Lebendnassgewicht mit zunehmender Schalenlängenklasse kleiner wird, bleibt der Anteil des Schalengewichtes in jeder Schalenlängenklasse konstant (Tab. 4.6).

Aus den umfangreichen Datensätzen der 12 Untersuchungsstandorte, die sich in ihrer Dichte resp. Wuchsform der Pazifischen Auster unterscheiden und zudem zwischen Anfang April bis Mitte September beprobt wurden, lassen sich repräsentative Umrechnungsfaktoren (Abb. 4.15), anwendbar für verschiedene Untersuchungszeiträume und Untersuchungsstandorte, ermitteln (siehe unten, Pazifische Auster *Crassostrea gigas*, Umrechnungsfaktoren Niedersächsisches Wattenmeer 2008).

In diesem Bericht wird das Lebendnassgewicht zur Darstellung der Biomasse verwendet. Zur Interpretation der Habitatstruktur wird das Schalengewicht lebender Individuen mit dem Schalengewicht toter Individuen in Beziehung gesetzt (siehe Kap. 4.4 Bestandsentwicklung *Crassostrea gigas*).

Pazifische Auster *Crassostrea gigas*

Umrechnungsfaktoren Niedersächsisches Wattenmeer 2008

$$\text{LNG (g)} = 0.0031 \times (\text{Schalenlänge in mm})^{2.2048} \quad R^2 = 0,9841$$

$$\text{SG (g)} = 0.002 \times (\text{Schalenlänge in mm})^{2.2084} \quad R^2 = 0,9845$$

$$\text{KG (g)} = 0.0008 \times (\text{Schalenlänge in mm})^{1.9544} \quad R^2 = 0,9544$$

Tab. 4.6: Mittelwerte zu Schalenlänge (SL), Lebendnassgewicht (LNG), Schalengewicht (SG) und Kochgewicht (KG) der Pazifischen Auster pro Schalenlängenklasse (N = Gesamtindividuenzahl aus 12 Untersuchungsstandorten); Anteil des Schalengewichtes sowie des Kochgewichtes am Lebendnassgewicht in %

<i>C. gigas</i>	N	SL (mm)	LNG (g)	SG (g)	%	KG (g)	%
26-50	101	40,9	9,528	6,412	67	0,906	10
51-75	120	64,5	31,572	20,848	66	3,002	10
76-100	118	88,4	66,138	43,407	66	6,240	9
101-125	118	112,6	124,663	83,748	67	10,863	9
126-150	104	137,8	181,025	121,316	67	14,174	8
151-175	75	159,6	211,368	142,912	68	15,891	8
176-200	52	185,0	246,051	163,895	67	15,381	6

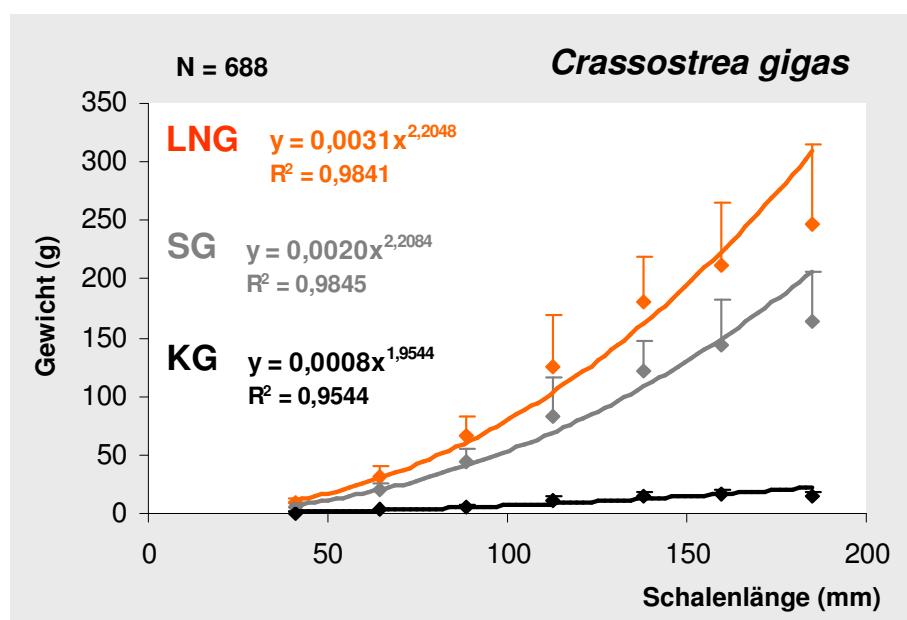


Abb. 4.15: Beziehung von Schalenlänge zu Lebendnassgewicht (LNG), zu Schalengewicht (SG) und zu Kochgewicht (KG) von *Crassostrea gigas*; gegeneinander aufgetragen sind die entsprechenden Mittelwerte (Rauten) + Standardabweichung pro Schalenlängenklasse der Individuen von 12 Untersuchungsstandorten (Tab. 4.6)

Vergleich mit Schleswig-Holstein

Die Bioinvasion der Pazifischen Auster hat im Nordfriesischen Wattenmeer ihren Ursprung bereits in 1991, während das Ostfriesische Wattenmeer erst in 2003 nennenswerte Dichten erreichte. Ein Vergleich des in Schleswig-Holstein (SH) ermittelten Umrechnungsfaktors für *Crassostrea gigas* aus dem Jahr 2006 (Nehls & Büttger 2006) für die Berechnung des Lebendnassgewichtes über die Schalenlänge mit den in 2005 und 2008 ermittelten Umrechnungsfaktoren in Niedersachsen (NDS) deutet auf einen Anstieg des mittleren Lebensnassgewichtes mit zunehmender Invasionszeit hin (Abb. 4.16). Dies steht im Gegensatz zu der zu beobachtenden Verdichtung der eulitoralen Wattflächen durch Pazifische Austern, in denen durch vermehrte Riffbildung eine längliche Wuchsform mit geringeren Lebendnassgewichten vorherrschen sollte. Eine Verdichtung der eulitoralen Wattflächen findet zur Zeit besonders zu Bereichen mit Streusiedlungscharakter statt, wo runde Wuchsformen mit höheren Lebendnassgewichten dominieren. Das Ausbreitungs- potenzial der Pazifischen Auster scheint noch nicht gebremst und wirkt sich somit noch nicht begrenzend auf die Biomasse aus. Für Niedersachsen wird daher in kommenden Jahren ein weiterer Anstieg der Längen-Gewichts-Beziehung angenommen.

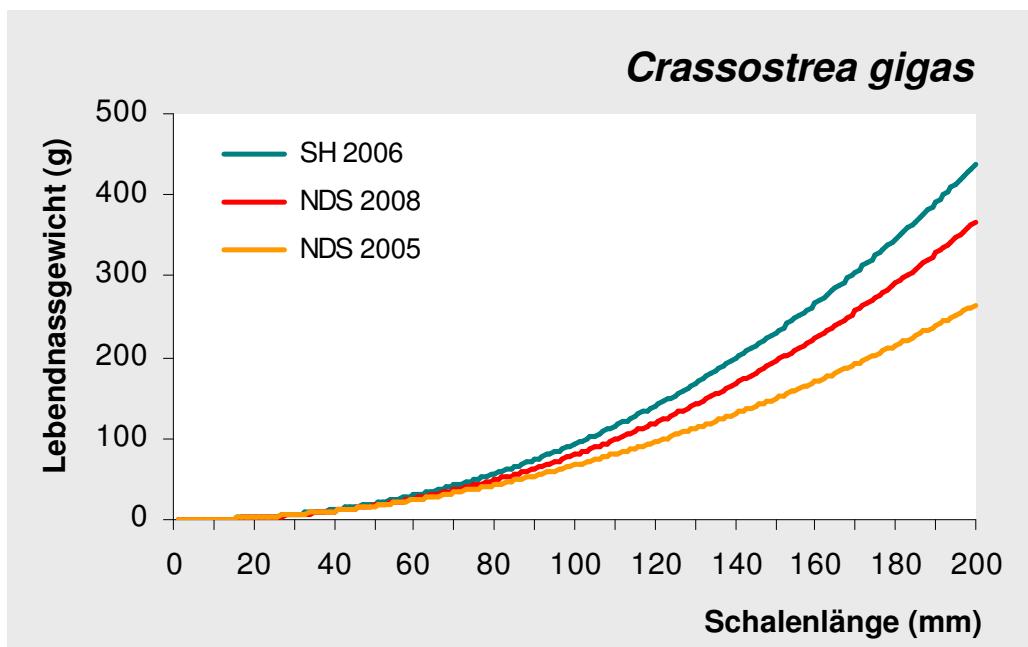


Abb. 4.16: Verhältnis von Schalenlänge zu Lebendnassgewicht berechnet anhand des jeweiligen Umrechnungsfaktors aus Schleswig-Holstein (SH) in 2006, aus Niedersachsen (NDS) in 2005 und aus Niedersachsen (NDS) in 2008 für die Pazifische Auster *Crassostrea gigas*

4.2.3 Biomasse der Miesmuschel *Mytilus edulis*

Als kleinste Schalenlänge, die in die Datenerfassung zur Biomassebestimmung eingehen sollte, wurde 11 mm gewählt. Maximale Schalenlänge wurde auf 60 mm festgelegt, da größere Schalenlängen zu selten vorkommen und dadurch keine repräsentative Menge aus der Stichprobe entnommen werden könnte. Zwischen 10 und 60 mm wurden 5 Schalenlängenklassen à 10 mm festgelegt (Tab. 4.7). Nicht an allen Untersuchungsstandorten konnten 10 Individuen pro Schalenlängenklassen in die Biomassebestimmung eingehen. Je größer die Schalenlängenklaasse desto mehr Individuen fehlten. Insgesamt wurden die Daten von 580 Miesmuscheln ausgewertet.

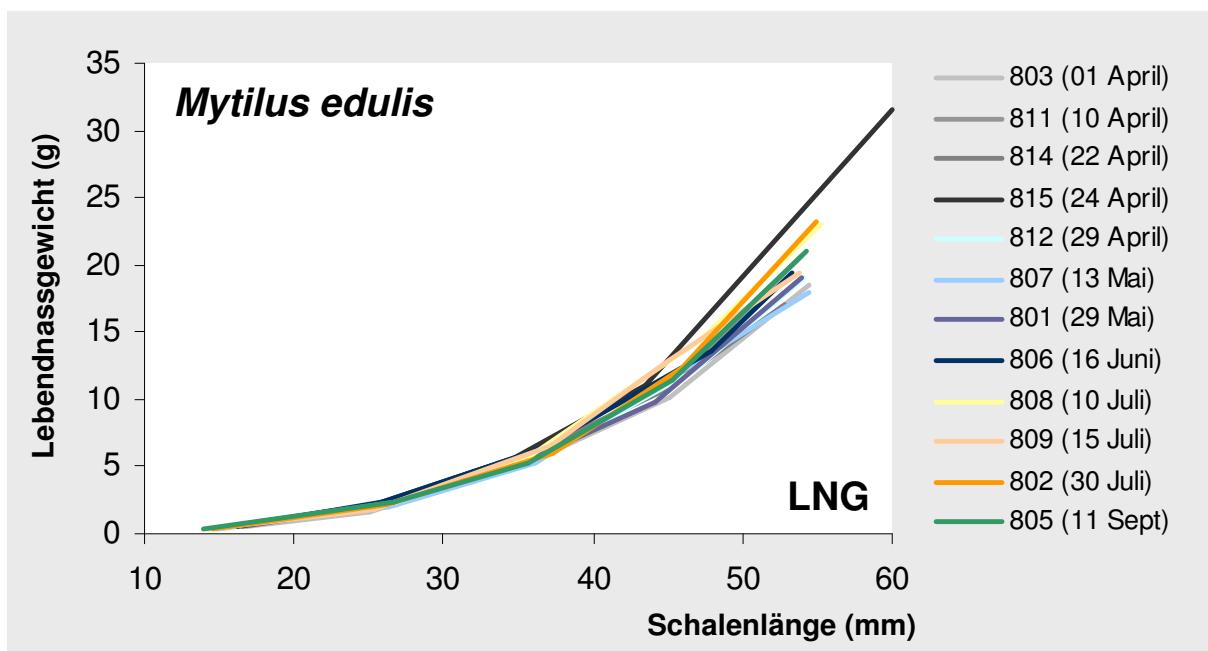


Abb. 4.17: Beziehung von mittlerer Schalenlänge zu mittlerem Lebendnassgewicht (LNG) pro Schalenlängenklaasse der Untersuchungsstandorte 01-15 für die Miesmuschel *Mytilus edulis*; in Klammern das Datum der Geländeerhebung in 2008

Das Lebendnassgewicht der Miesmuschel zeigt leichte saisonale Schwankungen. Tendenziell hatten Individuen von Untersuchungsstandorten, die ab Juli beprobt wurden, höhere Lebendnassgewichte pro Schalenlängenklaasse als die im April/Mai beprobt (Abb. 4.17). Die Schalenlängenklaasse 51-60 mm an Untersuchungsstandort 15 wurde nur durch ein einzelnes 60 mm Individuum vertreten, was zu einer

Überbewertung des Verhältnisses von Schalenlänge zu Lebendnassgewicht führt. Die saisonalen Schwankungen im Ernährungszustand werden durch das Verhältnis von Schalenlänge zu Kochgewicht wesentlich deutlicher (Abb. 4.18). Der Anteil des Kochgewichtes am Lebendnassgewicht verringert sich mit zunehmender Schalenlängenklasse von 19% auf 12%. Der Anteil des Schalengewichtes in jeder Schalenlängenklasse erhöht sich mit zunehmenden Schalenlängen von 46% auf 51% (Tab. 4.7).

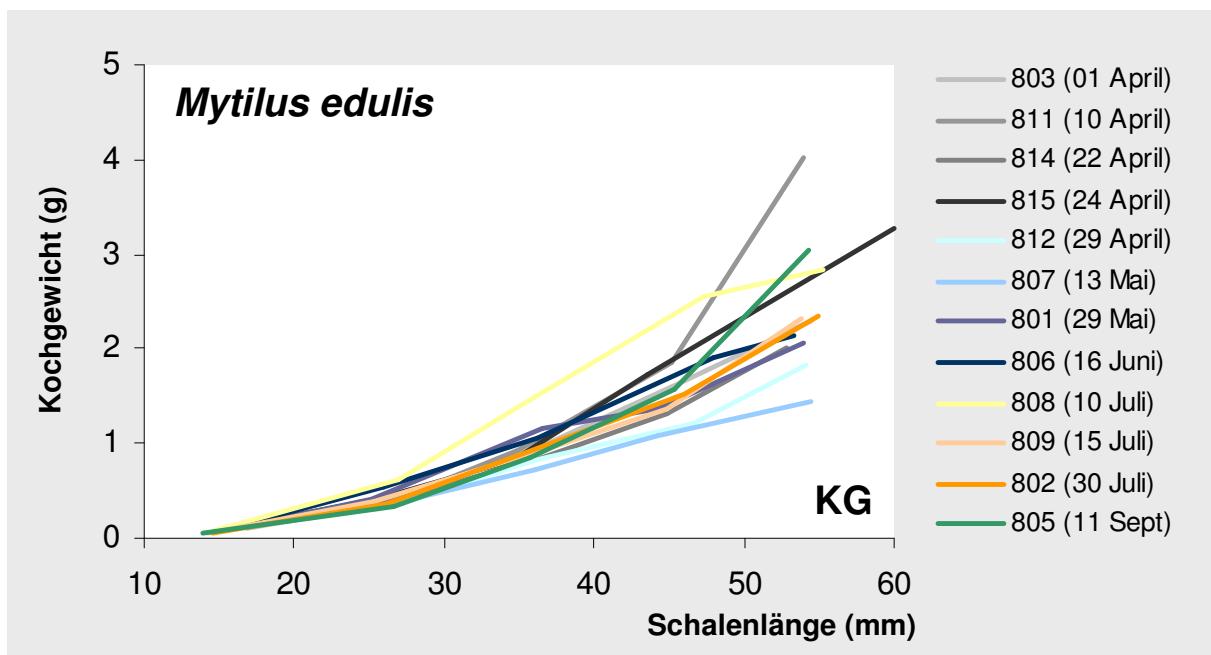


Abb. 4.18: Beziehung von mittlerer Schalenlänge zu mittlerem Kochgewicht (KG) pro Schalenlängenklasse der Untersuchungsstandorte 01-15 für die Miesmuschel *Mytilus edulis*; in Klammern das Datum der Geländeerhebung in 2008

Aus den umfangreichen Datensätzen der 12 Untersuchungsstandorte, die zwischen Anfang April bis Mitte September beprobt wurden, lassen sich repräsentative Umrechnungsfaktoren (Abb. 4.19), anwendbar für verschiedene Untersuchungszeiträume und Untersuchungsstandorte, ermitteln (siehe unten, Miesmuschel *Mytilus edulis*, Umrechnungsfaktoren Niedersächsisches Wattenmeer 2008).

In diesem Bericht wird das Lebendnassgewicht zur Darstellung der Biomasse verwendet (siehe Kap. 4.5 Bestand *Mytilus edulis* 2008).

Miesmuschel *Mytilus edulis*

Umrechnungsfaktoren Niedersächsisches Wattenmeer 2008

$$\text{LNG (g)} = 0.0015 \times (\text{Schalenlänge in mm})^{2.9534} \quad R^2 = 0,9993$$

$$\text{SG (g)} = 0.00006 \times (\text{Schalenlänge in mm})^{3.0176} \quad R^2 = 0,9988$$

$$\text{KG (g)} = 0.00008 \times (\text{Schalenlänge in mm})^{2.5901} \quad R^2 = 0,9978$$

Tab. 4.7: Mittelwerte zu Schalenlänge (SL), Lebendnassgewicht (LNG), Schalen- gewicht (SG) und Kochgewicht (KG) der Miesmuschel je Schalenlängenklasse (N = Gesamtindividuenzahl aus Proben aller 12 Untersuchungsstandorte); Anteil des Schalengewichtes sowie des Kochgewichtes am Lebendnassgewicht in %

<i>M. edulis</i>	N	SL (mm)	LNG (g)	SG (g)	%	KG (g)	%
11-20	120	15,3	0,488	0,225	46	0,092	19
21-30	120	25,8	2,082	0,979	47	0,393	19
31-40	118	36,0	5,760	2,704	47	0,962	17
41-50	111	45,4	11,676	5,696	49	1,591	14
51-60	111	54,6	20,830	10,530	51	2,467	12

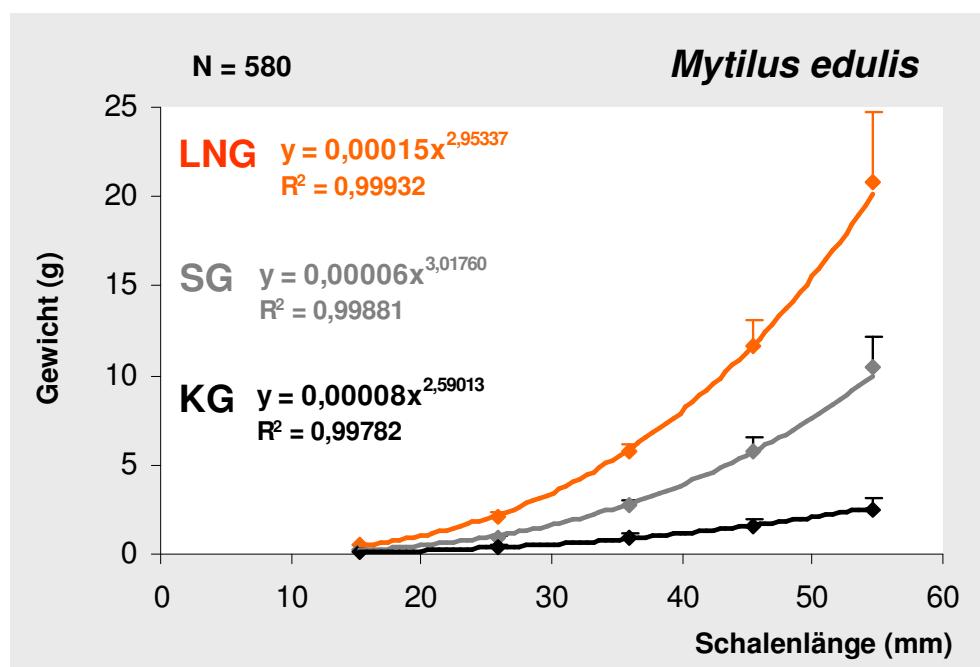


Abb.4.19 Beziehung von Schalenlänge zu Lebendnassgewicht (LNG), zu Schalenge- wicht (SG) und zu Kochgewicht (KG) von *Mytilus edulis*; gegeneinander aufgetragen sind die entsprechenden Mittelwerte (Rauten) + Standardabweichung pro Schalen- längenklasse der Individuen von 12 Untersuchungsstandorten (Tab. 4.7)

4.3 Abiotische Parameter

4.3.1 Gesamtfläche eulitoraler Muschelvorkommen

Die Gesamtfläche aller eulitoralen epibenthischen Muschelvorkommen, die in diesem Bericht als Grundlage für den Gesamtbestand im Niedersächsischen Wattenmeer diente, wurde von der Nationalparkverwaltung (NLPV) Niedersächsisches Wattenmeer zur Verfügung gestellt. Die Daten wurden aus Luftbildern jährlicher Befliegungen der NLPV von Dr. Gerald Millat ermittelt (Millat 2008).

Seit einer starken Flächenzunahme in 1999 nimmt die Gesamtfläche eulitoraler Muschelvorkommen bis 2005 stetig ab (Abb. 4.20). In 2006 und 2007 ist eine sehr geringe Flächenvergrößerung festzustellen. Die Daten für 2008 lagen zur Zeit der Auswertung dieses Berichtes noch nicht vor. Als Grundlage für die Berechnung des Gesamtbestandes (siehe Kap. 4.4 Bestandsentwicklung *Crassostrea gigas*) diente daher die Flächenangabe aus 2007.

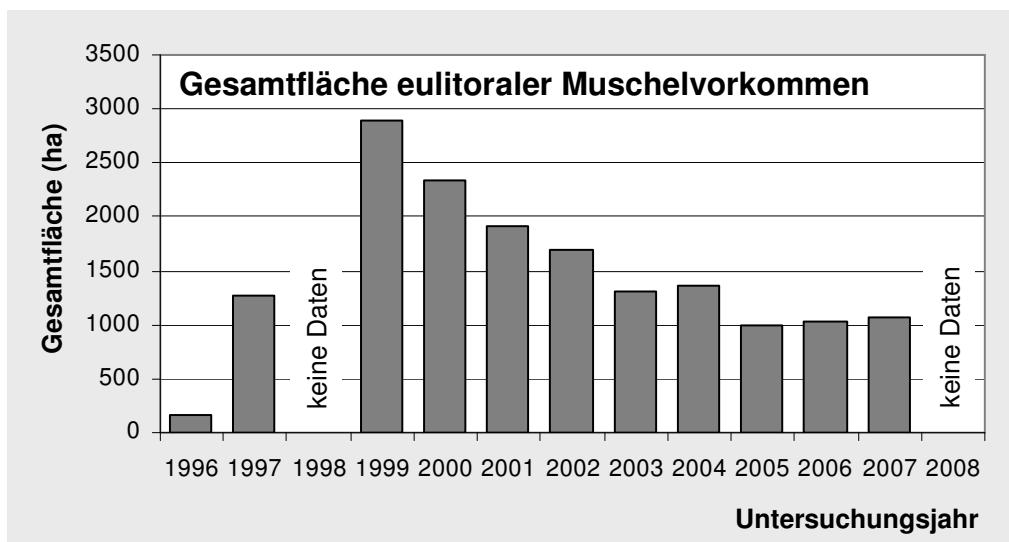


Abb. 4.20: Flächenentwicklung aller eulitoraler Muschelvorkommen im Niedersächsischen Wattenmeer von 1996 bis 2008 (Daten des NLPV)

4.3.2 Fläche der Untersuchungsstandorte und Referenz-Koordinaten

Die Kartierung der Umrisse der einzelnen Untersuchungsstandorte fand im Sommer 2006 mit einem GPS statt. Die Begrenzung eines Untersuchungsstandortes ergibt sich aus der äußeren Grenze der Gesamtheit an besiedelten Bereichen und

Zwischenräumen, welche sich gegen die nicht von Muscheln besiedelte Umgebung abhebt. Innerhalb der Gesamtfläche eines Untersuchungsstandortes durfte ein jeweiliger Zwischenraum 25 m nicht überschreiten (siehe Kap. 12 Glossar, Miesmuschelbank).

Die aufgenommenen Daten wurden vom GPS in die PC-Software Fugawi (Version 3,1,0,347) übertragen und der durch Fugawi ermittelte Mittelpunkt eines Untersuchungsstandortes dient als Referenz-Koordinate des Standortes (Tab. 4.8). Auch die Berechnung der Gesamtfläche eines Untersuchungsstandortes wurde mit Fugawi durchgeführt (Tab. 4.8).

Die Lage der Untersuchungsstandorte im Niedersächsischen Wattenmeer kann in Kapitel 4.1 Methoden der Geländeerhebung oder Kapitel 4.4.3 Darstellung der Einzelstandorte 2006-2008 und die genaue Ausdehnung im Geographischen Gitter in Kapitel 4.6.3.1 Darstellung der Einzelstandorte eingesehen werden.

Tab. 4.8: Referenz-Koordinaten und Flächengröße der Untersuchungsstandorte 01-15 nach der Kartierung in 2006

	01	02	03	05	06	07	08	09	11	12	14	15
Geogr. Breite [N]	53°34'	53°33'	53°38'	53°42'	53°42'	53°43'	53°44'	53°45'	53°41'	53°39'	53°47'	53°50'
Geogr. Länge [E]	06°49'	06°54'	06°56'	07°19'	07°28'	07°38'	07°37'	07°45'	08°13'	08°16'	08°28'	08°31'
Standortfläche (ha)	2,76	19,24	26,08	7,25	8,31	24,43	16,84	9,27	16,11	7,04	4,21	15,80

4.3.3 Bedeckung eulitoraler Muschelvorkommen

Niedersächsisches Wattenmeer

Die Bedeckung der eulitoralen Muschelvorkommen wird seit 1999 von der Nationalparkverwaltung (NLPV) Niedersächsisches Wattenmeer im Rahmen des Monitorings zum Miesmuschelbewirtschaftungsplan ermittelt (Millat 2008). Bis ins Jahr 2003 hat die mittlere Bedeckung eulitoraler Muschelvorkommen im Niedersächsischen Wattenmeer stark abgenommen und nimmt nach einer Stagnation seit 2006 wieder zu (Abb. 4.12).

Die nach der Stiefel-Methode während des Methodenvergleiches innerhalb dieses Projektes (Forschungsinstitut Senckenberg, FIS) ermittelte Bedeckung des Untersuchungsstandortes 03 war 1,4 fach höher, als die nach der 20 Punkte-Methode

geschätzte Bedeckung. Die Eignung einer Abschätzung der Bedeckung wird in Kapitel 4.1.2 Methodenvergleiche näher erläutert.

Wird die mittlere Bedeckung aus den Schätzwerten 2006 (13%) und 2007 (16%) (20 Punkte-Methode, FIS) um das 1,4 fache erhöht, erreichen die Bedeckungen annähernd dieselben Werte, als die nach der Schritt-Methode (siehe Kap. 12 Glossar) vom NLPV angegebenen Bedeckungen für 2006 (18% zu 19%) und 2007 (22% zu 26%).

Trotz unterschiedlicher Methoden lässt die Vergleichbarkeit der Daten den Schluss zu, dass in 2008 die Bedeckung der eulitoralen Muschelvorkommen stark zugenommen hat. Eine Bedeckung von 37% könnte leicht überschätzt sein, da sich die Bedeckung bei der Schritt-Methode, wie sie vom NLPV angewandt wird, um den Besatz (siehe Kap. 12 Glossar) verringert. Einhergehend mit dem Strukturwechsel von Miesmuschelbank zu Austernriff wird allerdings beobachtet, dass der Besatz innerhalb der besiedelten Bereiche der Austernriffe in den letzten zwei Jahren stark zugenommen hat. Auch die Zwischenräume, die bislang unbesiedelten Bereiche zwischen den Ausdehnungen der Beete ehemaliger Miesmuschelbänke, werden verstärkt durch Austern besiedelt, was ebenfalls zu einer Erhöhung der Bedeckung führt.

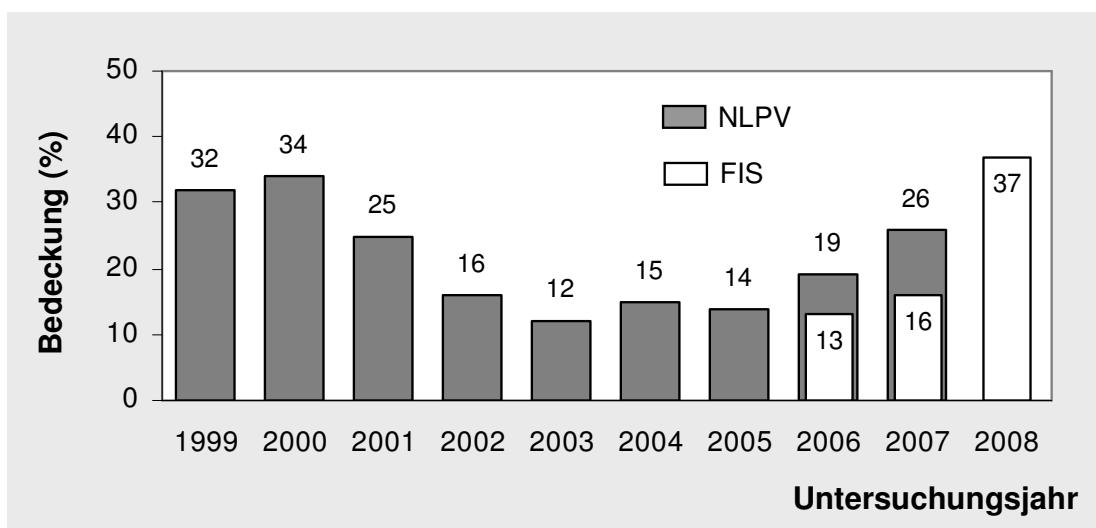


Abb. 4.21: Mittlere Bedeckung (%) aller in den Jahren 1999 bis 2008 beprobenen Untersuchungsstandorte im Niedersächsischen Wattenmeer. Bedeckungen in grau (NLPV) sind im Rahmen des Monitorings zum Miesmuschelbewirtschaftungsplan ermittelt worden und beziehen sich auf die um den Besatz reduzierte Bedeckung; Bedeckungen in weiß (FIS) sind im Rahmen des vorliegenden Projektes erhoben worden, wobei 2006/07 Schätzwerte sind und sich in 2008 auf die ermittelte Bedeckung nach der Stiefel-Methode bezieht (siehe Text)

Untersuchungsstandort 03

Für den Untersuchungsstandort 03 stehen Daten zur Bedeckung vom Oktober 2007 und vom April 2008 zur Verfügung, welche nach der Stiefel-Methode (siehe Kap. 4.1 Methoden der Geländeerhebung) ermittelt wurden. Die mittlere Bedeckung des Untersuchungsstandortes ergibt sich aus den Einzelbedeckungen zwischen 12 lagegenauen Probenpunkten, so dass auch kleinräumige Veränderungen nachvollziehbar sind. Untersuchungsstandort 03 zählt zu den stabilsten Standorten im Niedersächsischen Wattenmeer. Die Riffstrukturen haben einen teils ausgeprägten Riffsockel (siehe Kap. 12 Glossar) und könnten hohen Wasserenergien standhalten. Die mittlere Bedeckung des Untersuchungsstandortes 03 war im Oktober 2007 42,6% und im April 2008 mit 45,9% leicht erhöht. Die Gesamtstrecke von 2509,5 m wurde im Oktober 2007 von 3185 und im April 2008 von 3163 Schritten abgeschritten. Zwischen fast allen Probenpunkten wurden zwischen den beiden Aufnahmen Abweichungen in der Bedeckung nach oben als auch nach unten festgestellt (Abb. 4.22). Geringfügige Verlagerungen größerer Riffgefüge durch Stürme im Winter sind denkbar, aber bislang nicht nachgewiesen. Abweichungen in der Bedeckung zwischen den einzelnen Probenpunkten von Oktober 2007 zu April 2008 sind aber auch nachvollziehbar, wenn bedacht wird, dass nicht immer exakt dieselbe Strecke zwischen den Probenpunkten abgeschritten wird (GPS-Fehler). Die Charakteristik der Bedeckung über den Untersuchungsstandort bleibt aber erhalten (Abb. 4.22). So ist die Bedeckung zwischen den Probenpunkten 4-7 am höchsten, fällt in Richtung 2 bzw. 10 ab und nimmt dann wieder zu.

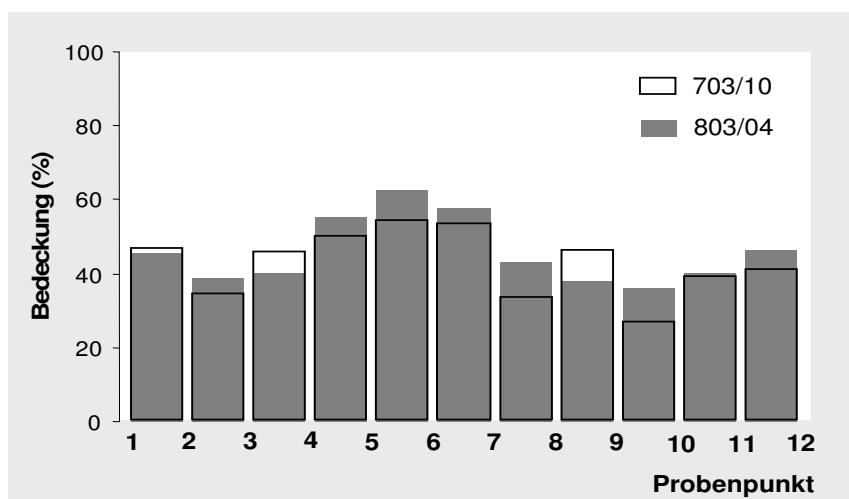


Abb. 4.22: Kleinräumige Veränderungen der Bedeckung zwischen den Probenpunkten 1-12 am Untersuchungsstandort 03 von Oktober 2007 (703/10) zu April 2008 (803/04)

4.4 Bestandsentwicklung *Crassostrea gigas*

Seit dem Erstfund in 1998 breitet sich die Pazifische Auster zunehmend im Niedersächsischen Wattenmeer aus. Markante Dichten traten erst ab 2003 auf. Während die Abundanz lebender Individuen > 25 mm zwischen 2003 und 2008 um das 25fache zunahm, erreichte das Lebendnassgewicht in nur 5 Jahren mehr als das 100fache.

Von 2003 bis 2008 gab es keine maßgeblichen Veränderungen der Gesamtfläche aller eulitoralen epibenthischen Muschelvorkommen (siehe Kap. 4.3 Abiotische Parameter). Die Entwicklung des Gesamtbestandes der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer wird daher im Folgenden ohne einen Flächenbezug dargestellt.

Die Daten für 2003 bis 2005 wurden im Rahmen des Projektes „Gefährdungspotential der eulitoralen Miesmuschelbänke im Niedersächsischen Wattenmeer durch die Bioinvasion der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas*“ (Wehrmann et al. 2006) erhoben und für diesen Bericht entsprechend aufbereitet.

4.4.1 Niedersächsisches Wattenmeer

Abundanz

Höchster Gesamtbestand im Niedersächsischen Wattenmeer wurde mit 5.6 Milliarden lebenden Individuen in 2006 festgestellt (Abb. 4.23). Die Gesamtabundanz hat bis 2008 auf 1.7 Milliarden abgenommen. Wird aber nur die Entwicklung lebender Individuen > 25 mm betrachtet, lässt sich ein Anstieg der Besiedlungsdichte von 2003 bis 2008 beobachten.

Die Geländeerhebungen in 2006 konnten erst im Spätsommer/Herbst durchgeführt werden, so dass ein starker Larvenfall in 2006 direkt dokumentiert wurde (Abb. 4.23). Als Folge des starken Larvenfalls in 2006 wurde auch in 2007 eine verhältnismäßig hohe Gesamtabundanz mit einem hohen Anteil lebender Individuen bis 25 mm festgestellt. In 2007 blieb ein wesentlicher Larvenfall aus, weshalb die Anzahl der Individuen bis 25 mm in 2008 sehr gering ausfällt. In die Anzahl der Individuen bis 25 mm in 2008 fließen zudem die Daten des erst im September beprobenen Untersuchungsstandortes 05 ein, wo wiederum ein starker Larvenfall festgestellt wurde (Abb. 4.38). In 2006 liegen u.a. für die Untersuchungsstandorte 01, 02 und 07

keine Daten vor. Das Fehlen der Daten von Untersuchungsstandorten mit einer zu erwartenden hohen Besiedlungsdichte wirkt sich reduzierend auf die mittlere Abundanz und somit auch auf den Gesamtbestand im Niedersächsischen Wattenmeer aus. Die für 2006 kalkulierte Anzahl lebender Individuen > 25 mm wird folglich etwas höher gewesen sein. Somit ließe sich ein kontinuierlicher Anstieg der Abundanz Individuen > 25 mm von 0,065 Milliarden in 2003, auf 0,68 Milliarden in 2006 bis auf 1,47 Milliarden in 2008 beobachten.

In 2008 wurden im Mittel 138 lebende Austern > 25 mm pro m² eulitoralem epibenthischen Muschelvorkommen im Niedersächsischen Wattenmeer festgestellt (Abb. 4.24).

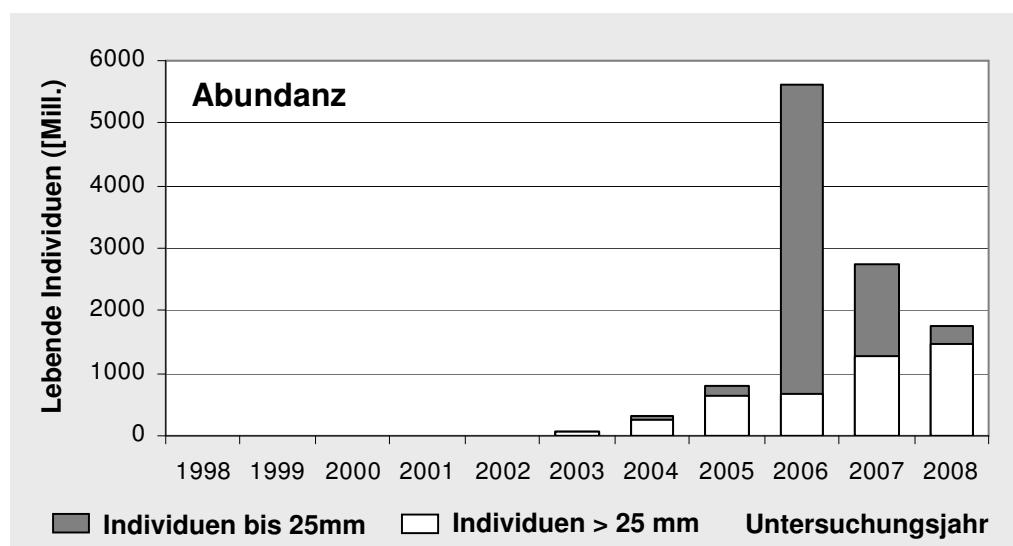


Abb. 4.23: Abundanzentwicklung lebender Individuen der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* seit Erstfund in 1998 bis 2008 im Niedersächsischen Wattenmeer

Populationsstruktur

Die in 2006 bis 2008 beprobten Untersuchungsstandorte zeigen in der Zusammenfassung ihrer Daten eine gemischte Altersstruktur lebender Individuen mit Schalenlängen bis über 200 mm für das gesamte Niedersächsische Wattenmeer (Abb. 4.24). Die Austernpopulation hat eine leicht zweigipelige Verteilung ihrer Individuen. Der größte Anteil der Population in 2006 entfällt auf Individuen bis 25 mm. Ein zweiter sehr flach ausgezogener Peak mit Schalenlängen zwischen 60 und 100 mm wird von älteren Individuen aus 2004 und 2005 gebildet. Größere Austern mit Schalenlängen über 150 mm haben nur einen geringen Anteil an der Population. In 2007 hat die Kohorte des Larvenfalls aus 2006 nur einen geringen Zuwachs erfahren, da hier nur die wenigen Monate über den Winter zwischen den Geländeerhebungen 2006 und

2007 liegen. Ein im Verhältnis stärkerer Zuwachs hat bei der zweiten Kohorte aus 2006 stattgefunden. Auch der Anteil von Individuen > 150 mm hat in 2007 zugenommen. Die Kohorte des Larvenfalls aus 2006 hat bis zum Frühjahr/Sommer 2008 einen Zuwachs von ca. 50 mm Schalenlänge erfahren (Abb. 4.24). Austern mit Schalenlängen zwischen 50 und 100 mm machen den größten Anteil an der Gesamt- population aus. In 2008 hat der Anteil von Schalenlängen > 150 mm an der Gesamtpopulation stark zugenommen.

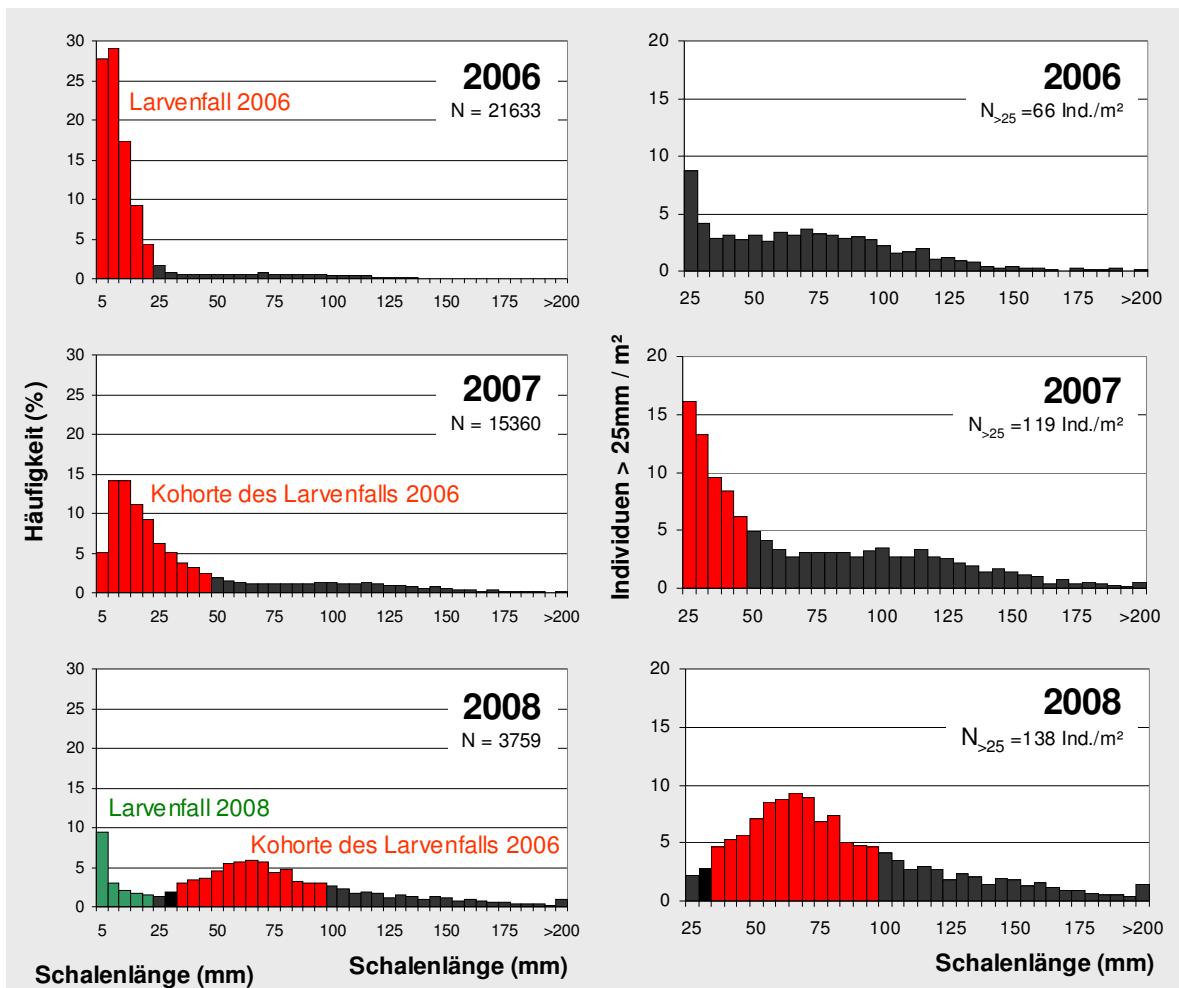


Abb. 4.24: Populationsstruktur von *C. gigas* im Niedersächsischen Wattenmeer. Schalenlängenhäufigkeitsverteilung aller lebenden Individuen in % (links) und von lebenden Individuen > 25 mm pro m² (rechts) der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* von 12 Untersuchungsstandorten in 2006-2008

Biomasse

Bedingt durch die starke Abundanzzunahme Pazifischer Austern > 25 mm, aber vor allem auch durch ihr schnelles Wachstum, hat das Lebendnassgewicht von 2003 bis 2008 einen exponentiellen Anstieg erfahren. Während in 2003 lediglich 858 Tonnen

der invasiven Auster im gesamten Eulitoral des Niedersächsischen Wattenmeeres vorhanden waren, wurden für 2008 106.515 Tonnen kalkuliert (Abb. 4.25).

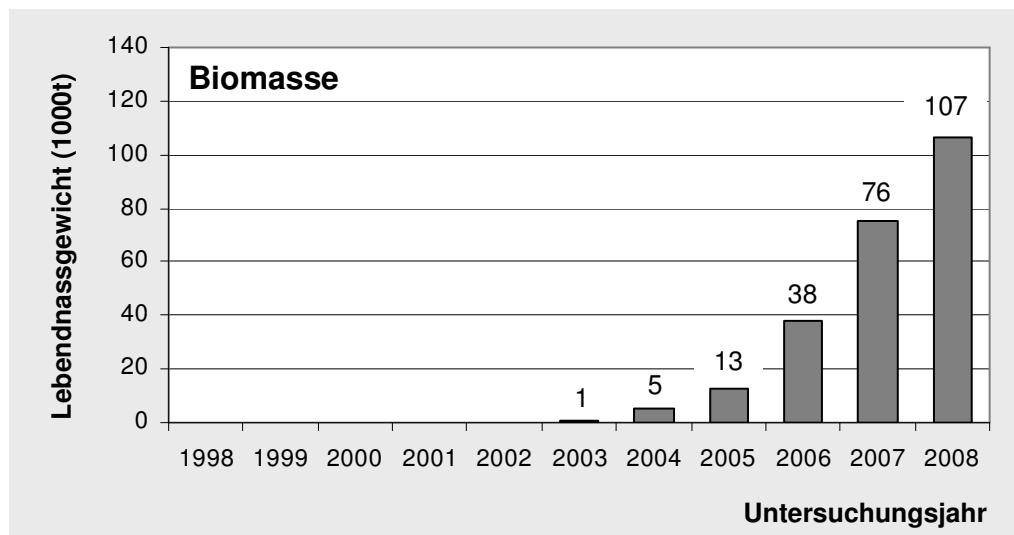


Abb. 4.25: Biomasseentwicklung in 1000 Tonnen Lebendnassgewicht der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* seit Erstfund in 1998 bis 2008 im Niedersächsischen Wattenmeer

Tote Individuen

Während im Untersuchungszeitraum des ersten Projektes von 2003 bis 2005 die Anzahl toter Individuen sehr niedrig blieb, nimmt der Bestand an im Habitat verbleibendem totem Schalenmaterial seit 2006 stark zu (Abb. 4.26). Nach dem starken Larvenfall vom Spätsommer 2006 ließe sich eine höhere Abundanz toter Individuen bis 25 mm im Frühjahr 2007 erwarten. Lebende Jungaustern, die nur einen Millimeter oder weniger messen, sind durch eine Dunkelfärbung ihrer rechten Schalen auf hellem Siedlungssubstrat (siehe Kap. 4.7 Larvenfälle von *Crassostrea gigas* 2006-2008) wie z.B. auf Artgenossen relativ leicht zu identifizieren. Können die Jungaustern nicht überdauern, fallen ihre rechten Schalen schnell ab. Die verbleibenden linken Schalen sind hell und heben sich gegen den Untergrund nicht ab. Zudem werden sie schnell aufgearbeitet oder werden durch andere Individuen wie Artgenossen oder Balaniden überwachsen.

Die Häufigkeit toter Individuen > 25 mm nahm im Niedersächsischen Wattenmeer von 0,6 Milliarden in 2006 auf 1,5 Milliarden in 2008 kontinuierlich zu. Damit bleibt der Anteil toten Schalenmaterials an der Gesamtabundanz zwischen 2006 und 2008 durchgehend bei 50% (vgl. Abb. 4.33). In 2008 wurden im Mittel 140 tote Austern > 25 mm pro m² eulitoralem epibenthischen Muschelvorkommen im Niedersächsischen Wattenmeer (Abb. 4.27) gefunden.

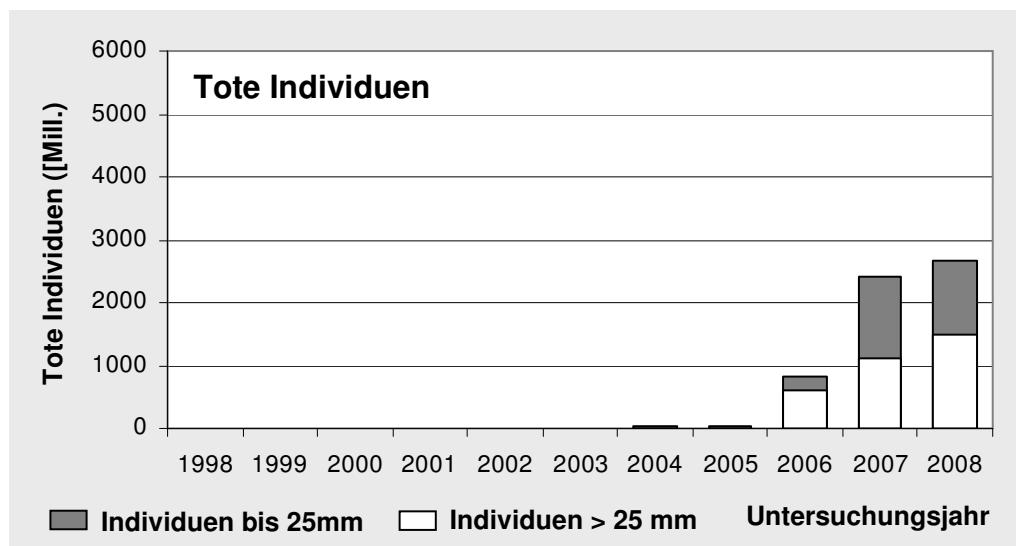


Abb. 4.26: Abundanzentwicklung toter Individuen der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* seit Erstfund in 1998 bis 2008 im Niedersächsischen Wattenmeer

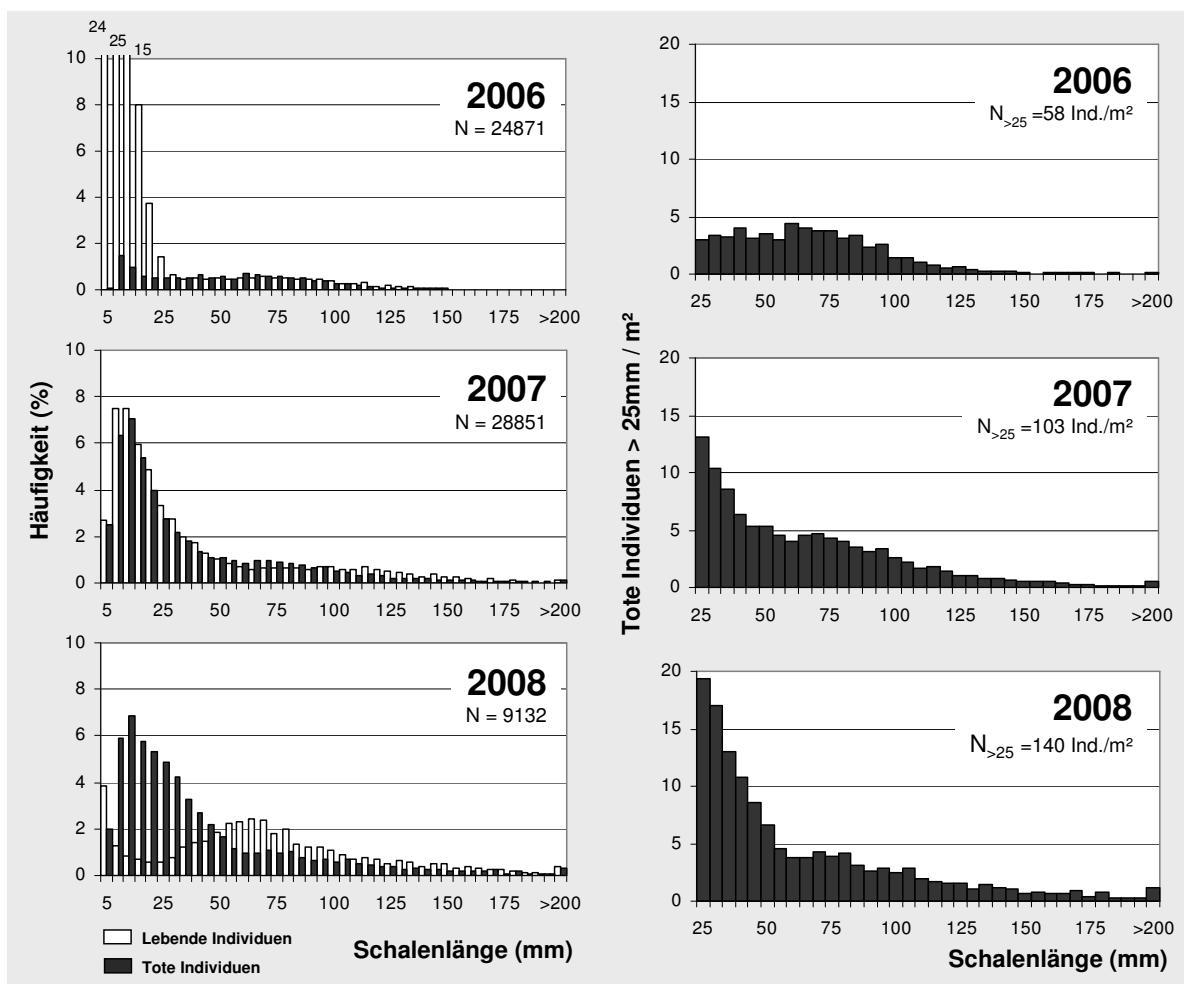


Abb. 4.27: Habitatstruktur von *C. gigas* im Niedersächsischen Wattenmeer. Schalenlängenhäufigkeitsverteilung lebender und toter Individuen in % (links) und Populationsstruktur toter Individuen > 25 mm pro m^2 (rechts) der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* von 12 Untersuchungsstandorten in 2006-2008

Die in 2006 bis 2008 beprobten Untersuchungsstandorte zeigen in der Zusammenfassung ihrer Daten einen gemischten Habitataufbau mit Schalenlängen lebender als auch toter Austern bis über 200 mm für das gesamte Niedersächsische Wattenmeer (Abb. 4.27). Aufgrund des starken Larvenfalls wurden die Habitate in 2006 durch lebende Austern bis 25 mm dominiert. Nur wenige Individuen bis 25 mm waren zu dem Zeitpunkt tot. Den Winter 2006/07 haben viele der Jungaustern nicht überdauert, so dass in 2007 eine stark ausgeprägte Kohorte mit gleichen Anteilen lebender als auch toter Individuen zwischen 10 und 30 mm entstand (Abb. 4.27). Bis 2008 hat die Kohorte toter Jungaustern eine weitere Zunahme bei Schalenlängen zwischen 25 und 50 mm erfahren. Tote Individuen größerer Schalenlängen wurden bereits in 2007 und besonders in 2008 dokumentiert (Abb. 4.27).

Abweichungen der bereits im Vorjahr dokumentierten toten Individuen im nächsten Jahr, gerade bei kleineren Schalenlängen, sind sehr wahrscheinlich. Innerhalb eines Jahres kann totes Schalenmaterial aufgearbeitet oder auch durch das Überwachsen durch Artgenossen nicht mehr sichtbar sein. Folglich kann dadurch ein potenziell höheres Schalengewicht toter Individuen im Habitat angenommen werden.

Schalengewicht

Analog zur Biomasseentwicklung lebender Individuen steigt das Schalengewicht toter Individuen in den Habitaten exponentiell an (Abb. 4.28). Das Schalengewicht toter Individuen nimmt demnach in gleichem Maße zu wie die Biomasse lebender Individuen. Die an den Untersuchungsstandorten verbleibenden toten Schalen nehmen einen immer höher werdenden Stellenwert in der Gestaltung der Habitate ein. In 2008 wurde für das Niedersächsische Wattenmeer über 50.000 Tonnen totes Schalenmaterial kalkuliert (Abb. 4.28).

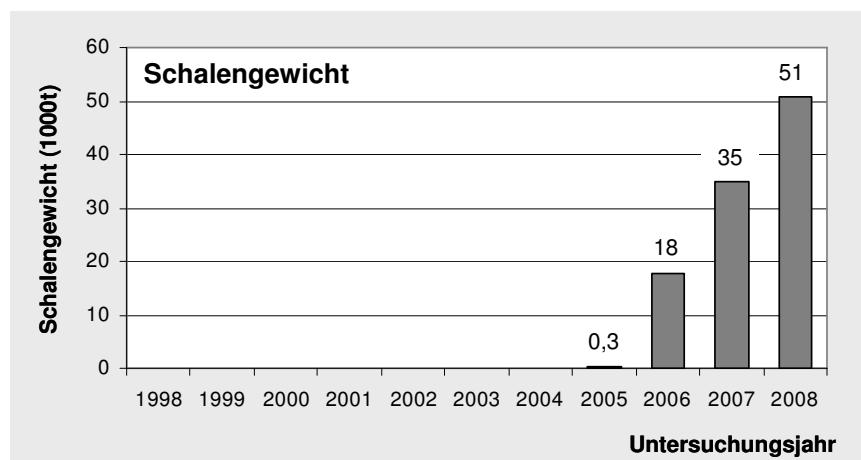


Abb. 4.28: Schalengewichtsentwicklung toter Individuen der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* seit Erstfund in 1998 bis 2008 im Niedersächsischen Wattenmeer

4.4.2 Untersuchungsstandorte

Abundanz

Die im gesamten Untersuchungszeitraum höchste mittlere Individuendichte lebender Pazifischer Austern > 25 mm wurde mit 259 Individuen pro m² an Untersuchungsstandort 01 in 2008 festgestellt (Abb. 4.29).

Eine stetige Zunahme der Abundanz lebender Pazifischer Austern > 25 mm von 2003 bis 2008, wie sie im Mittel für das gesamte Niedersächsische Wattenmeer berechnet wurde, lässt sich auf fast allen Untersuchungsstandorten beobachten. Während in 2003 maßgeblich die im Westen des Untersuchungsgebietes gelegenen Standorte 01, 02 und 03 und in 2004/2005 zunehmend mehr östlichere Untersuchungsstandorte zur steigenden Gesamtabundanz lebender Individuen > 25 mm beitragen, werden seit 2006 auf allen 12 Untersuchungsstandorten stark zunehmende Abundanzen verzeichnet. Der Prozess einer West/Ost gerichteten Verdichtung der Untersuchungsstandorte durch lebende Pazifische Austern > 25 mm, wie sie in den Jahren 2003 bis 2005 beobachtet wurde, war in 2007 abgeschlossen. In den Jahren 2003, 2004 und 2005 hatte Untersuchungsstandort 02 die jeweils höchste Individuendichte aller Untersuchungsstandorte. In 2007 wurde dann ein Rückgang in der Anzahl lebender Austern > 25 mm festgestellt. Die östlicher gelegenen Untersuchungsstandorte 07 und 12 zeigen zwar erst ab 2005 einen exponentiellen Anstieg, erzielten aber bereits in 2007 höhere Individuendichten als die westlich gelegenen Untersuchungsstandorte 01, 02 und 03 (Abb. 4.29).

Die Untersuchungsstandorte 09, 11 und 15 hatten erst in 2006 höhere Dichten, bleiben bei schwankenden Abundanzen aber bis ins Untersuchungsjahr 2008 im Verhältnis zur massiven Ausbreitung auf anderen Untersuchungsstandorten gering besiedelt. Bestimmte (unbekannte) Parameter lassen hier die Etablierung Pazifischer Austern auf einem unteren Level stagnieren. Selbst nach dem starken Larvenfall in 2006 stiegen die Abundanzen an diesen Standorten nicht wesentlich an. Auch Untersuchungsstandorte 05, 08 und 14 sind erst in 2006 dichter durch Austern besiedelt, zeigen aber bis 2008 eine stetige Zunahme der Individuendichte (Abb. 4.29).

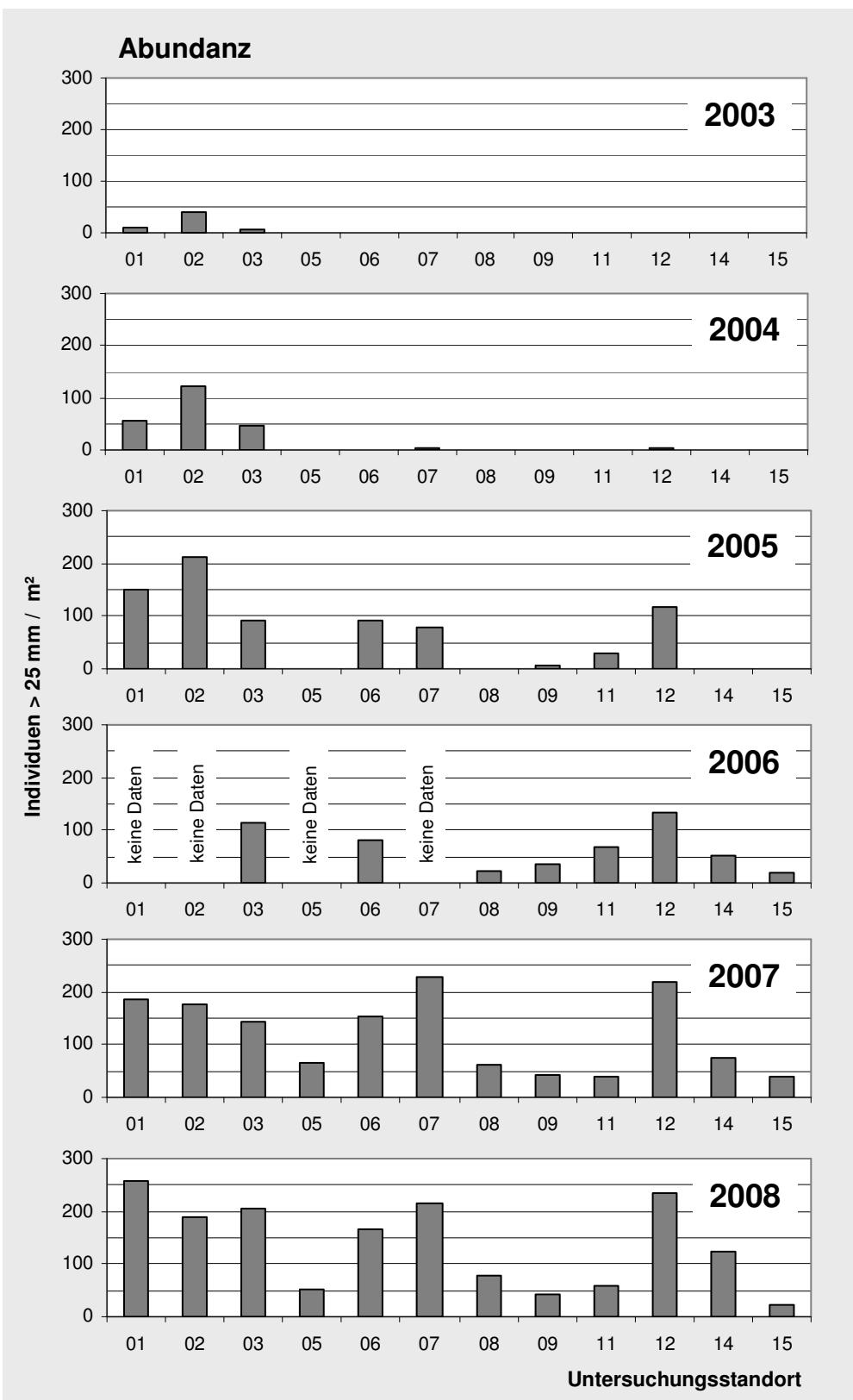


Abb. 4.29: Abundanzentwicklung lebender *Crassostrea gigas* > 25 mm pro m² an den Untersuchungsstandorten 01-15 in 2003-2008

Biomasse

Höchste mittlere Biomasse der Pazifischen Auster im gesamten Untersuchungszeitraum wurde mit knapp 20 kg Lebendnassgewicht pro m² an Untersuchungsstandort 07 und 12 in 2008 festgestellt (Abb. 4.30).

Die exponentielle Zunahme der Biomasse bis 2008, wie sie für das gesamte Niedersächsische Wattenmeer berechnet wurde, spiegelt sich auf fast allen Untersuchungsstandorten wider. Wie für die Entwicklung der Abundanzen beschrieben, zeigen die Untersuchungsstandorte 09, 11 und 15 auch zu- und abnehmende Biomassen über die Jahre 2006 bis 2008. Das mittlere Lebendnassgewicht überschreitet meist nicht 4 kg pro m², was allerdings noch in 2005 zu maximal erreichten Lebendnassgewichten pro m² zählte. Massive Biomasseanstiege seit 2005 fanden an den Untersuchungstandorten 06, 07 und 12 statt. Eine starke Abnahme der Biomasse um 20% wurde in 2008 an Untersuchungsstandort 02 festgestellt, obwohl die Abundanz an diesem Standort leicht zugenommen hatte (Abb. 4.30).

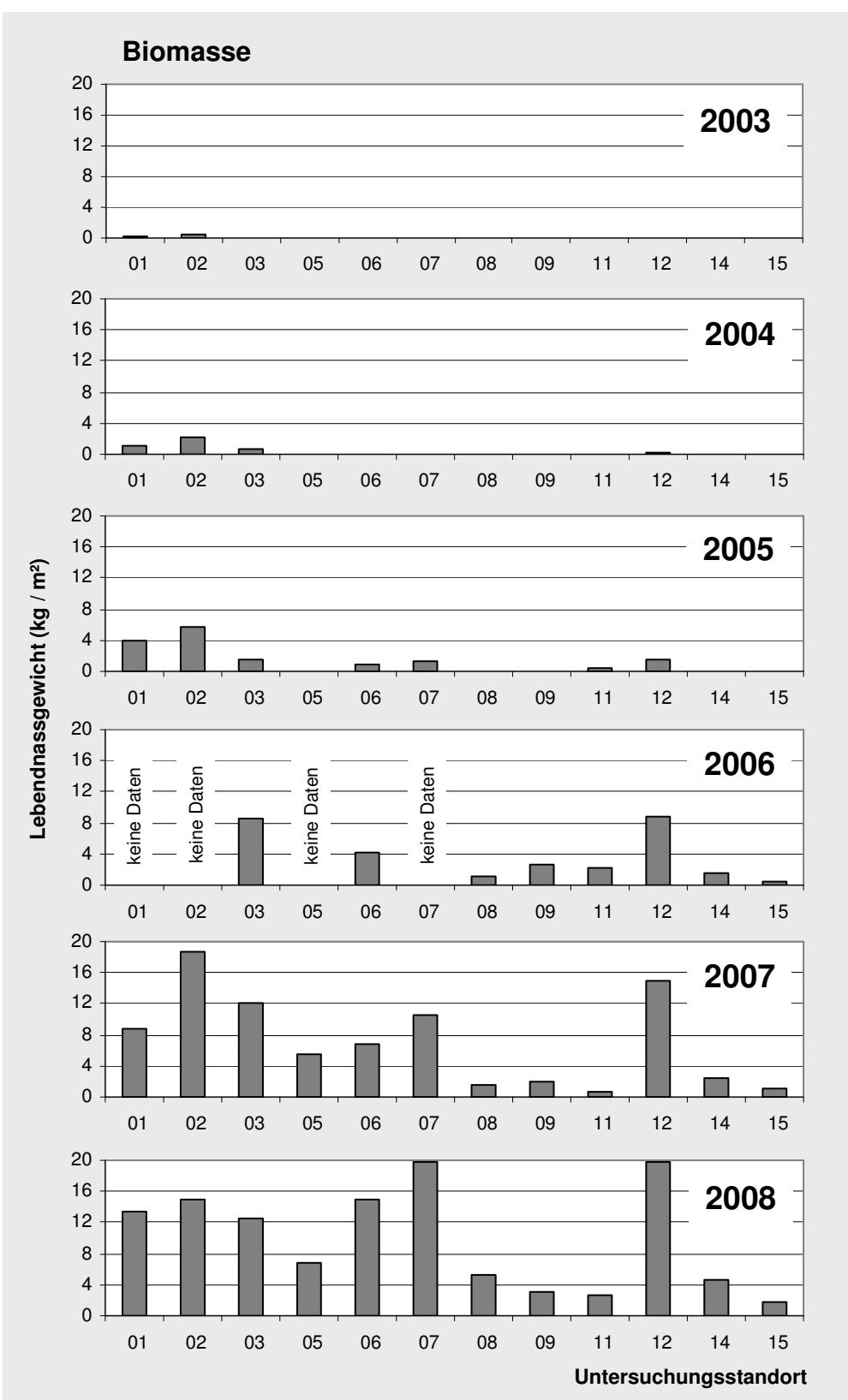


Abb. 4.30: Biomasseentwicklung lebender *Crassostrea gigas* in kg pro m² an den Untersuchungsstandorten 01-15 in 2003-2008

Tote Individuen

Die Zunahme von totem Schalenmaterial findet an allen Untersuchungsstandorten analog zur Abundanzzunahme lebender Individuen statt (Abb. 4.31). Bislang höchste Dichte wurde mit knapp 300 toten Individuen > 25 mm pro m² an Untersuchungsstandort 12 in 2008 festgestellt. Damit erreichte an diesem Untersuchungsstandort die Gesamtdichte lebender und toter Austern > 25 mm, die gemeinsam das Habitat gestalten, ein mittleres Vorkommen von über 500 Individuen pro m². Dies bedeutet eine mittlere Gesamtdichte von rund 1000 Individuen > 25 mm pro m² aller dicht besiedelten Bereiche (mittlere Bedeckung von 49,3%) (siehe 4.6.3.2 Datentabellen). Eine West/Ost-gerichtete Verdichtung der Habitate zwischen 2006 und 2008 zeigt sich durch die Darstellung der Schalengewichte toter Individuen an den Untersuchungsstandorten (Abb. 4.32). Während die westlich gelegenen Untersuchungsstandorte seit 2005 mit totem Schalenmaterial angereichert werden und in jedem Jahr höchste Werte haben, nehmen die Schalengewichte der weiter östlich gelegenen Flächen zwar zwischen 2006 und 2008 auch zu, bleiben aber noch relativ niedrig. Aus der Habitatstruktur des Niedersächsischen Wattenmeeres (Abb. 4.27) lässt sich ablesen, dass die Habitate in 2008, auch als Folge des starken Larvenfalls in 2006, zu einem größer werdenden Teil aus toten Individuen mit Schalenlängen zwischen 25 und 50 mm aufgebaut waren. Die in 2008 an Untersuchungsstandort 12 festgestellte höchste Abundanz toter Individuen > 25 mm erreichte nur 5 kg Schalengewicht pro m². Im Gegensatz dazu setzt sich die vergleichbar hohe Abundanz toter Individuen > 25 mm an Untersuchungsstandort 01 aus eher älteren Individuen zusammen, die mit 15 kg pro m² ein dreifach so hohes Schalengewicht erreichten (Abb. 4.32, 4.33).

Nicht nur im niedersächsischen Mittel der Untersuchungsjahre 2006- 2008, sondern auch bei der Betrachtung der Einzelstandorte, setzen sich die Habitate fast aller Untersuchungsstandorte zu 50% aus lebenden und zu 50% aus toten Individuen > 25 mm zusammen (Abb. 4.33). Die Habitate der westlichen Untersuchungsstandorte 01, 02 und 03 sind dabei anders strukturiert als die weiter östlich gelegenen. Erstere werden durch einen höheren Anteil älterer toter Austern (hohes Schalengewicht) und letztere durch einen höheren Anteil älterer lebender Austern als auch vielen kleineren toten Austern (niedriges Schalengewicht) im Habitat charakterisiert. Bei einer Geländebegehung würden bei gleicher Besiedlungsdichte resp. gleichem Gesamtschalengewicht lebender und toter Austern (z.B. Untersuchungsstandort 03 und 12) diese Unterschiede auf den ersten Blick nicht auffallen.

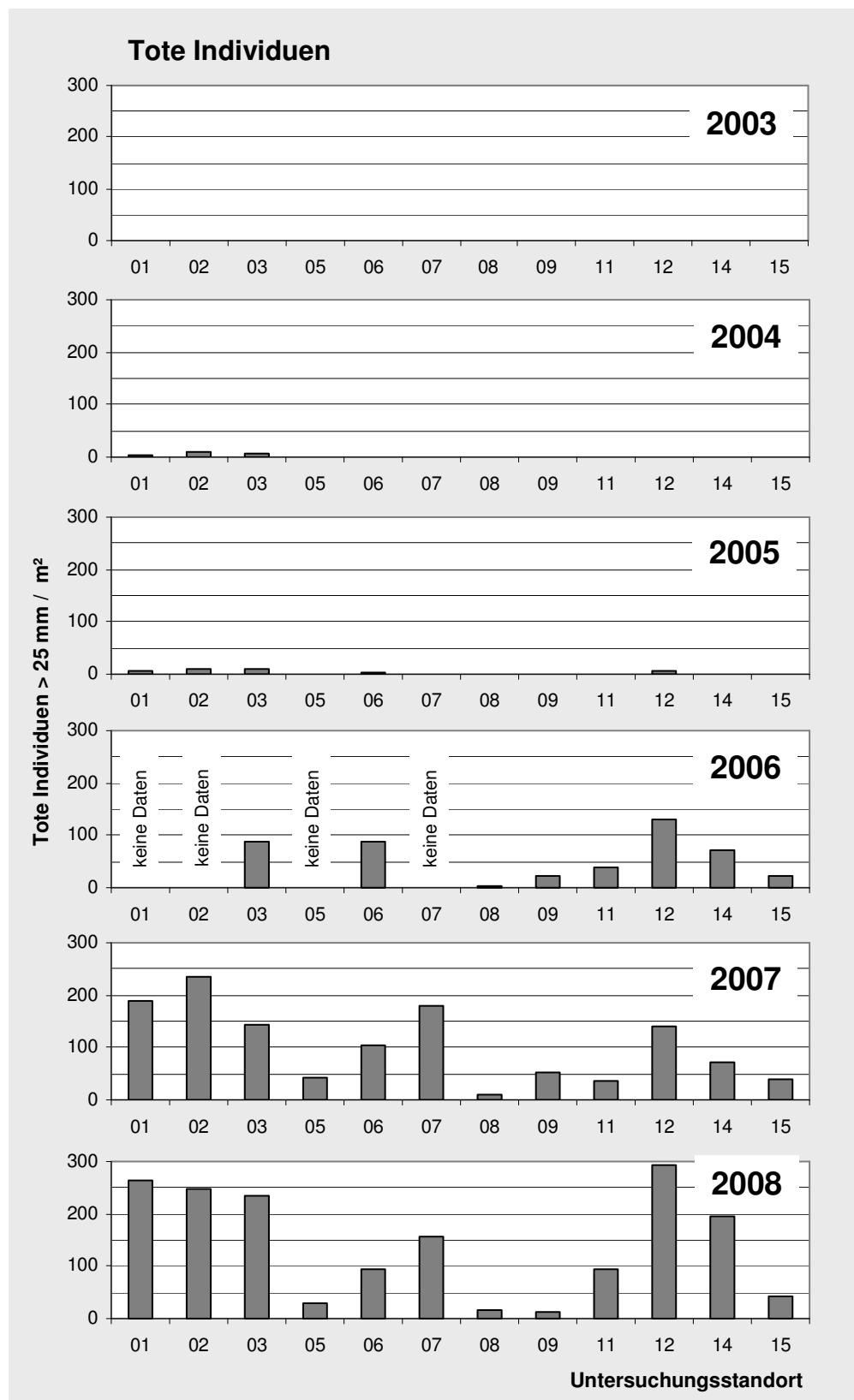


Abb. 4.31: Abundanzentwicklung toter *Crassostrea gigas* > 25 mm pro m² an den Untersuchungsstandorten 01-15 in 2003-2008

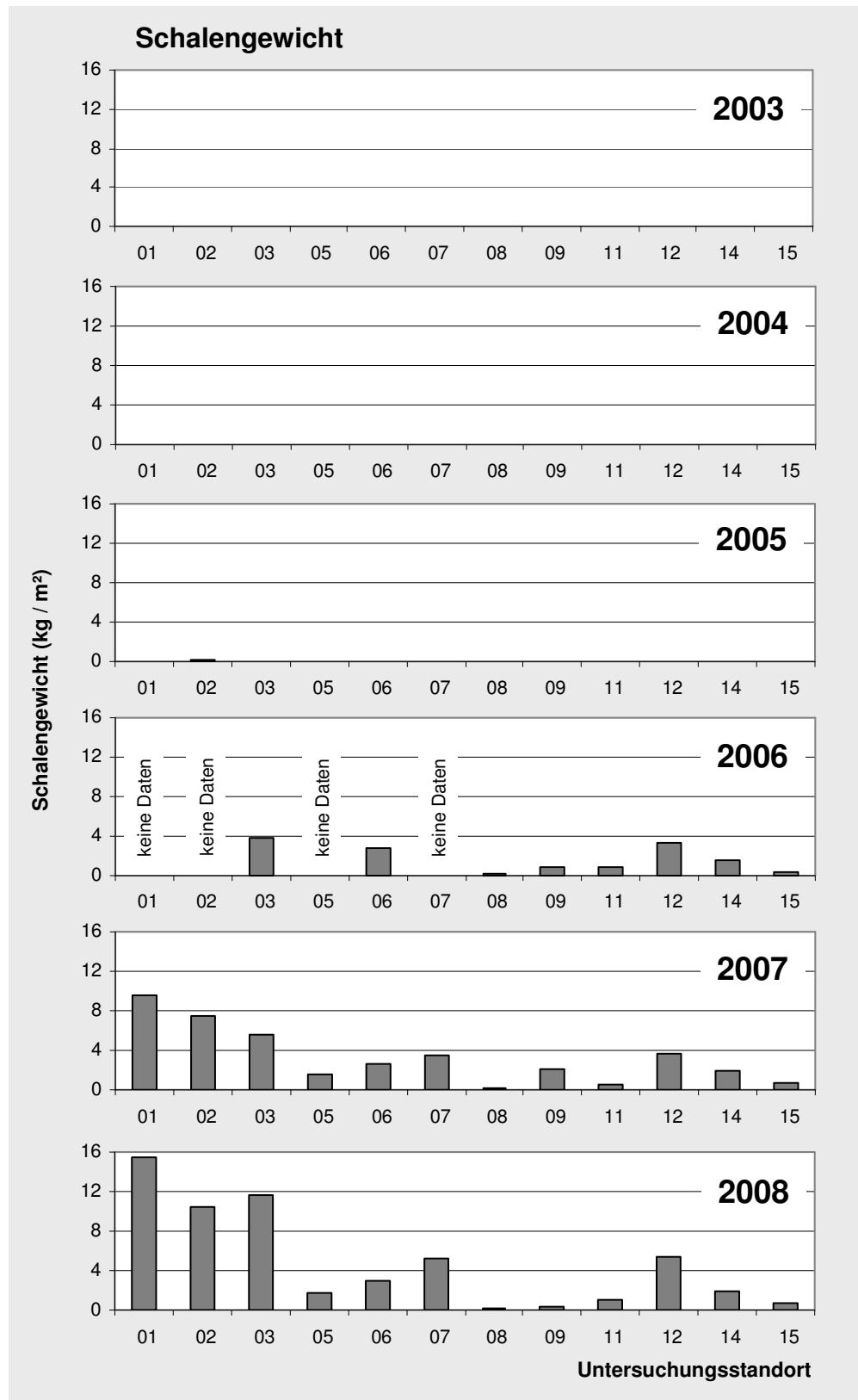


Abb. 4.32: Entwicklung der Schalengewichte toter *Crassostrea gigas* in kg pro m² an den Untersuchungsstandorten 01-15 in 2003-2008

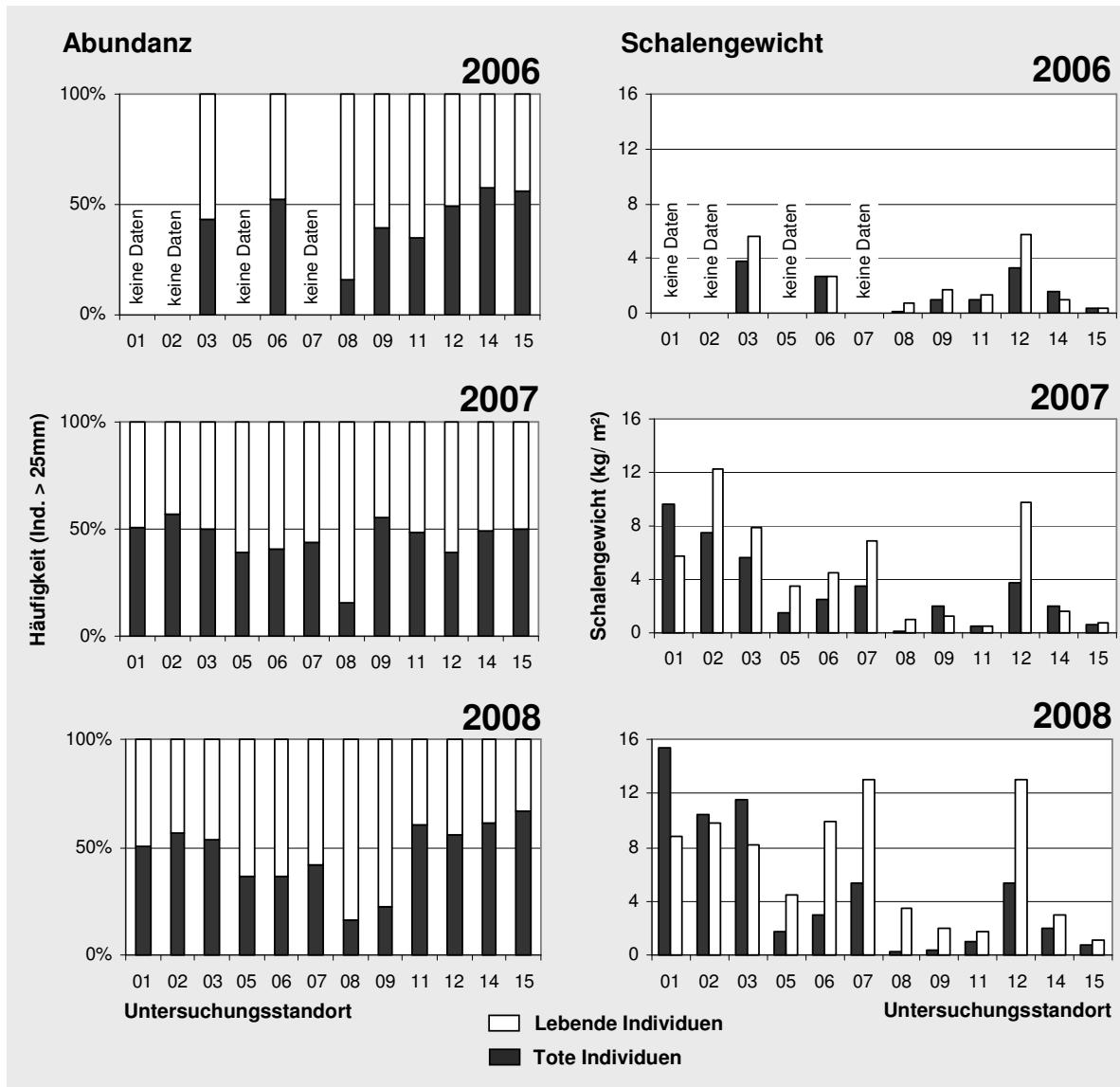


Abb. 4.33: Gegenüberstellung der Häufigkeiten lebender und toter Individuen > 25 mm in % (links) und der Schalengewichte lebender und toter Individuen in kg pro m² (rechts) an den Untersuchungsstandorten 01-15 in den Jahren 2006-2008

4.4.3 Darstellung der Einzelstandorte 2006 bis 2008

Im Folgenden werden die 12 in 2006 bis 2008 zur Erhebung des Austernbestandes herangezogenen Einzelstandorte durch verschiedene Parameter charakterisiert. Neben Angaben zum Vorkommen von *Schill* (*kein, selten, verbreitet, häufig*) und zur Beschaffenheit des *Sedimentes* (*sandig, schlickig*) wird die Strukturierung des Untersuchungsstandortes in *besiedelte Bereiche* und *Zwischenräume* als auch deren Besonderheiten beschrieben. Ergänzend wird die am Untersuchungsstandort dominierende *Ausrichtung* der Austern im Gefüge der besiedelten Bereiche angegeben. In dichten Riffstrukturen richten sich Austern senkrecht, mit ihrem posterioren Ende Richtung Riffoberfläche, aus (90°). In weniger dichten Bereichen bilden Austern flächige Klumpen und nehmen verschiedene Ausrichtungen ein (45°). In Bereichen mit Streusiedlungscharakter treten Austern zumeist einzeln, auf dem Substrat liegend, auf und zeigen keine Ausrichtung (0°). Eigenschaften in der Habitatstruktur (*Altersstruktur* lebender und toter Individuen) sowie die Mächtigkeit der *Riffbasis* geben Informationen zur Stetigkeit und Stabilität eines *Standortes* (*dynamisch, stabil*). Angaben zum Riffbasis beziehen sich auf die vorhandene tote Schalensubstanz, die unterhalb der Sedimentgrenze liegt und nicht in die Bestandserfassung mit eingegangen ist. Angaben zum *Relief* (*kein, gering 0.1 - 0.2 m, mäßig 0.2 - 0.5 m, stark 0.5 - 1 m, ausgeprägt > 1 m*) beschreiben die oberflächlichen Strukturveränderungen der eigentlich flachen Wattböden an den Untersuchungsstandorten. Stetige Ansiedlungen sowie die Ausscheidungsprodukte epibenthischer Muscheln führen zu Erhöhungen der besiedelten Bereiche und kann durch kleinräumige Variationen der Strömungsverhältnisse auch zu Vertiefungen der Zwischenräume führen. Für jeden Untersuchungsstandort wird die Populationsstruktur lebender als auch toter Individuen für 2006/07/08 dargestellt und in einer Datentabelle sind die Ergebnisse der populationsbiologischen Parameter (Abundanz, Schalengewicht, Lebendnassgewicht) pro m^2 Standortfläche angegeben. Mittlere Schalenlänge und maximale Schalenlänge in mm ergänzen die Interpretation der jeweiligen Populationsstruktur. Abb. 4.34 zeigt die Lage und Ausdehnung der 12 Untersuchungsstandorte in den verschiedenen Tidebecken. Eine hochauflösende Darstellung der Ausdehnung der Einzelstandorte im geografischen Gitter sowie die Besiedlungsdichte einzelner Probenpunkte kann in Kap. 4.6.3 Analyse besiedelter Bereiche eingesehen werden. Die Referenzkoordinaten sind im Kapitel 4.3.2 Fläche der Untersuchungsstandorte und Referenz-Koordinaten tabellarisch aufgelistet.

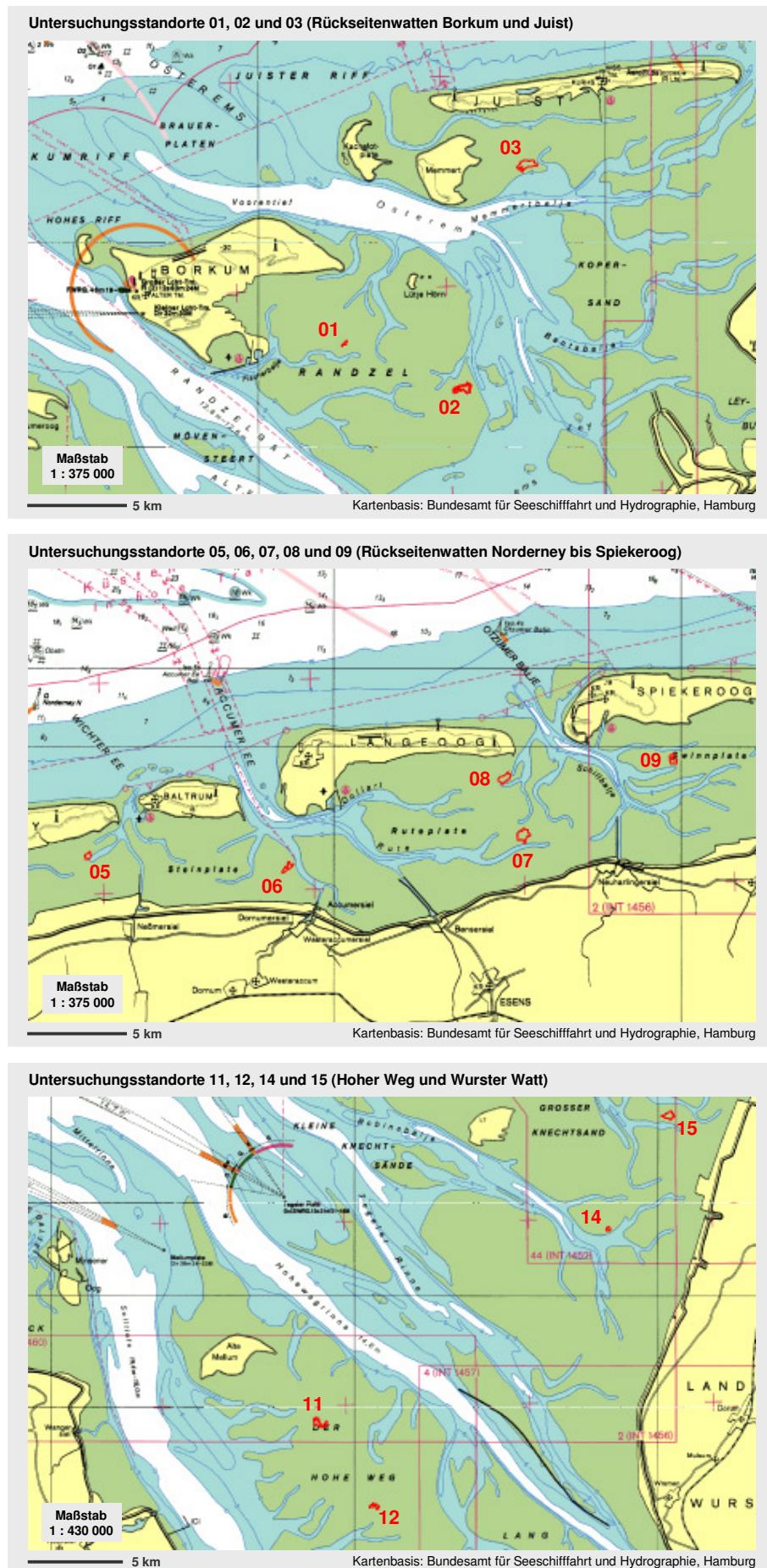


Abb. 4.34: Lage und Ausdehnung der Untersuchungsstandorte 01-15

Untersuchungsstandort 01

Standort: stabil

Schill: kein bis selten

Sediment: sehr schlickig

Besiedelte Bereiche: scharf gegen Zwischenräume abgegrenzt, zumeist größere zusammenhängende Flächen (Fotos 801.1, 801.3)

Austernausrichtung: 90° (Foto 701)

Altersstruktur lebend: gemischt mit sehr hohem Anteil jüngerer Individuen, Altersdurchschnitt leicht zunehmend, bis über 200 mm

Altersstruktur tot: gemischt mit hohem Anteil junger Individuen, Altersdurchschnitt leicht zunehmend, max. Schalenlängen bis über 250 mm (Foto 801.2)

Riffbasis: mehrere Dezimeter

Zwischenräume: zumeist Schlickaufwürfe, wenige flache Gezeitentümpel

Relief: gering

In 2005 bis 2008 hat sich ein Priel an der nördlichen Standortbegrenzung eingezogen.



701



801.1



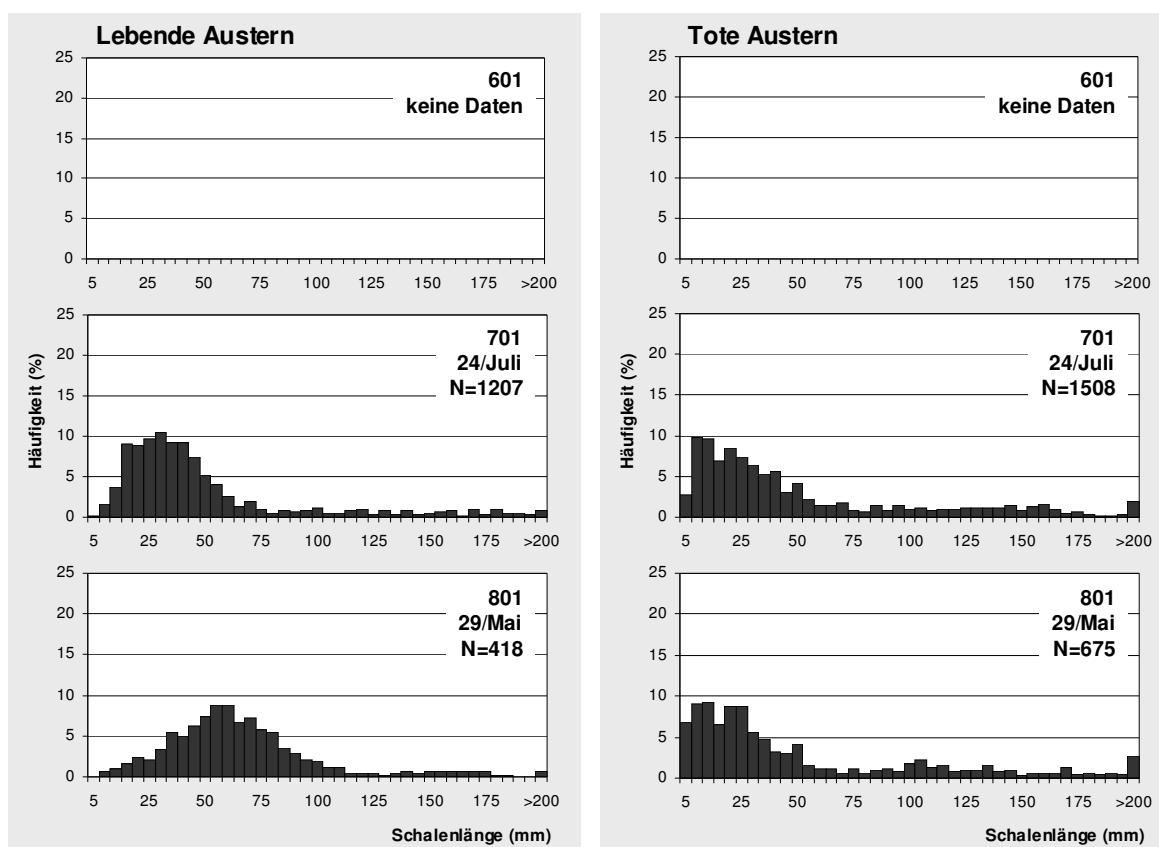
801.2



801.3

Tab. 4.9: Datentabelle der populationsbiologischen Parameter von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 01; Daten von Individuen > 25 mm in grau

Standort 01		2006		2007		2008	
Fläche 2,76 ha		20 Punkte		20 Punkte		Stiefelmethode	
<i>Crassostrea gigas</i>		keine Daten		lebend	tot	lebend	tot
Anzahl	#/m ²			241,4	301,6	274,2	442,8
	± SD			220,0	295,6		
	# _{max} /m ²			836	1272	1040	1280
Schalen-länge	#/Standort (Mill.)			6,7	8,3	7,6	12,2
	SL (mm)			59,3	56,1	71,9	56,1
	± SD			13,3	13,2	9,4	11,2
Schalen-gewicht	SL _{max} (mm)			249	258	223	266
	SG (kg/m ²)			5,8	9,6	8,8	15,4
	± SD			4,6	10,6		
Lebend-nass-gewicht	SG _{max} /m ²			20,8	36,6	23,8	59,0
	SG/Standort (t)			160,4	265,9	244,1	425,5
	LNG (kg/m ²)			8,8		13,5	
# >25mm	± SD			7,0			
	LNG _{max} (kg/m ²)			31,6		36,3	
	LNG/Standort (t)			244,3		372,1	
SL >25mm	#/m ²			185,0	189,0	258,5	264,4
	± SD			164,8	172,5		
	# _{max} /m ²			708	740	912	720
SL >25mm	#/Standort (Mill.)			5,1	5,2	7,1	7,3
	SL (mm)			67,5	75,5	74,2	84,4
	± SD			11,6	19,1	7,7	19,4
	SL _{max} (mm)			249	258	223	266

Abb. 4.35: Populationsstruktur von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 01

Untersuchungsstandort 02

Standort: stabil

Schill: selten, vereinzelt Ansammlung von Herzmuschelschill im nordwestlichen Teil

Sediment: sandig bis schlickig, östlicher Teil zunehmend schlickig (Foto 802.1)

Besiedelte Bereiche: scharf gegen Zwischenräume abgegrenzt, große zusammenhängende Flächen (Foto 802.1)

Austernausrichtung: 90° (Foto 802.2)

Altersstruktur lebend: gemischte, eher ältere Population mit einem verhältnismäßig geringem Anteil jüngerer Individuen, Altersdurchschnitt abnehmend, max. Schalenlängen bis 200 mm

Alterstruktur tot: gemischt mit zunehmendem Anteil älterer Individuen, Altersdurchschnitt zunehmend, max. Schalenlängen bis über 200 mm

Riffbasis: mehrere Dezimeter

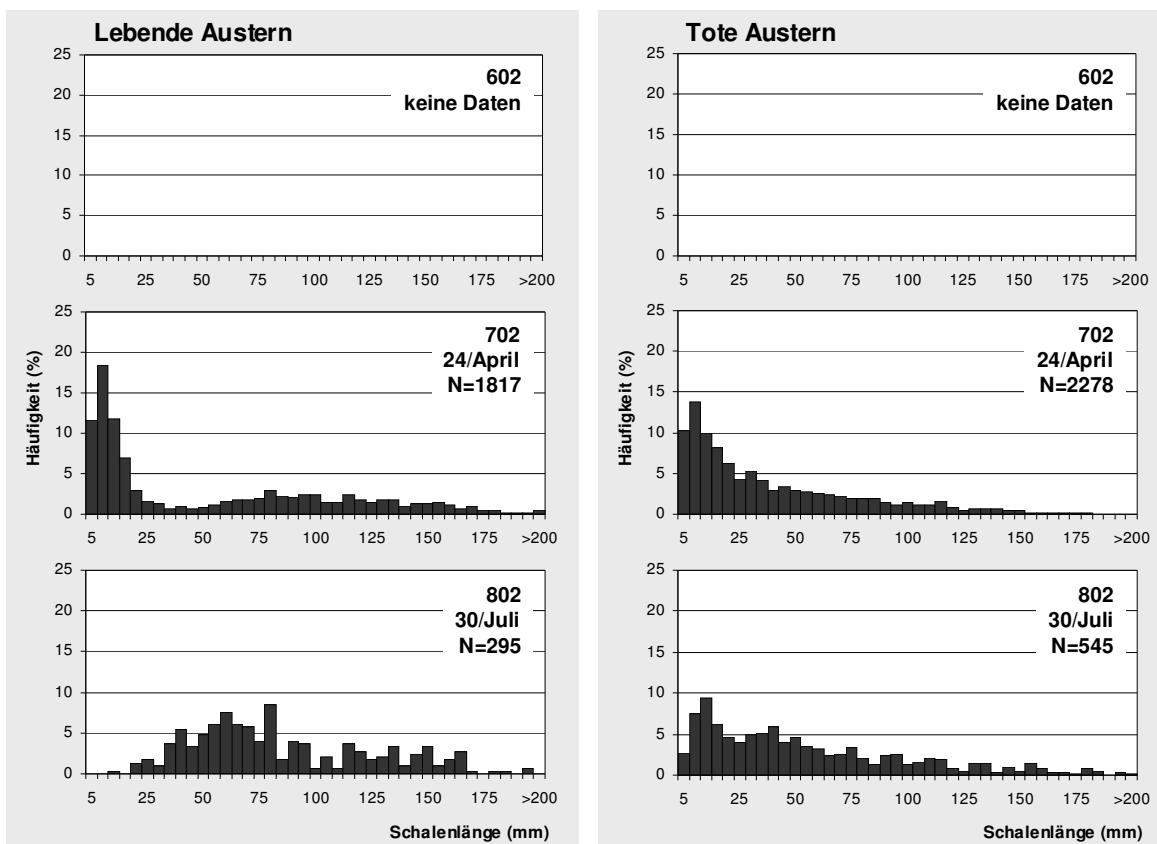
Zwischenräume: schlickig (Foto 802.1), viele flache Gezeitentümpel (Fotos 802.3, 802.4)

Relief: mäßig



Tab. 4.10: Datentabelle der populationsbiologischen Parameter von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 02; Daten von Individuen > 25 mm in grau

Standort 02		2006		2007		2008	
Fläche 19,24 ha		20 Punkte		20 Punkte		Stiefelmethode	
<i>Crassostrea gigas</i>		keine Daten	lebend	tot	lebend	tot	
Anzahl	#/m ²		363,4	455,6	193,9	358,2	
	± SD		285,6	392,1			
	# _{max} /m ²		1000	1316	560	960	
Schalenlänge	#/Standort (Mill.)		69,9	87,7	37,3	68,9	
	SL (mm)		52,7	41,7	87,8	61,5	
	± SD		16,1	11,6	13,6	18,6	
Schalen-gewicht	SL _{max} (mm)		273	196	199	206	
	SG (kg/m ²)		12,3	7,5	9,8	10,4	
	± SD		11,3	6,1			
Lebend-nass-gewicht	SG _{max} /m ²		33,9	20,8	32,0	33,1	
	SG/Standort (t)		2358,4	1451,7	1885,7	1994,0	
	LNG (kg/m ²)		18,7		14,9		
# >25mm	± SD		17,1				
	LNG _{max} (kg/m ²)		51,5		48,8		
	LNG/Standort (t)		3591,2		2872,4		
SL >25mm	#/m ²		175,6	235,2	190,6	249,1	
	± SD		150,3	195,3			
	# _{max} /m ²		484	600	560	720	
SL >25mm	#/Standort (Mill.)		33,8	45,3	36,7	47,9	
	SL (mm)		103,2	69,6	89,0	78,5	
	± SD		18,5	8,0	13,2	16,3	
	SL _{max} (mm)		273	196	199	206	

Abb. 4.36: Populationsstruktur von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 02

Untersuchungsstandort 03

Standort: stabil

Schill: selten im nördlichen Teil, häufig im südöstlichen Teil

Sediment: im südöstlichen Teil leicht sandig, sonst stark schlickig

Besiedelte Bereiche: große zusammenhängende Flächen, scharf abgegrenzt zu schlickigen Zwischenräumen (Foto 803.1) oder fließend übergehend in Gezeiten-tümpel

Austernausrichtung: 90°

Altersstruktur lebend: gemischt mit sehr hohem Anteil jüngerer Individuen, Altersdurchschnitt unverändert, max. Schalenlängen bis über 200 mm

Alterstruktur tot: gemischt mit zunehmendem Anteil alter Individuen, Altersdurchschnitt leicht zunehmend, max. Schalenlängen bis über 200 mm

Riffbasis: im Westen mehrere Dezimeter, sonst zunehmend mehrere Zentimeter

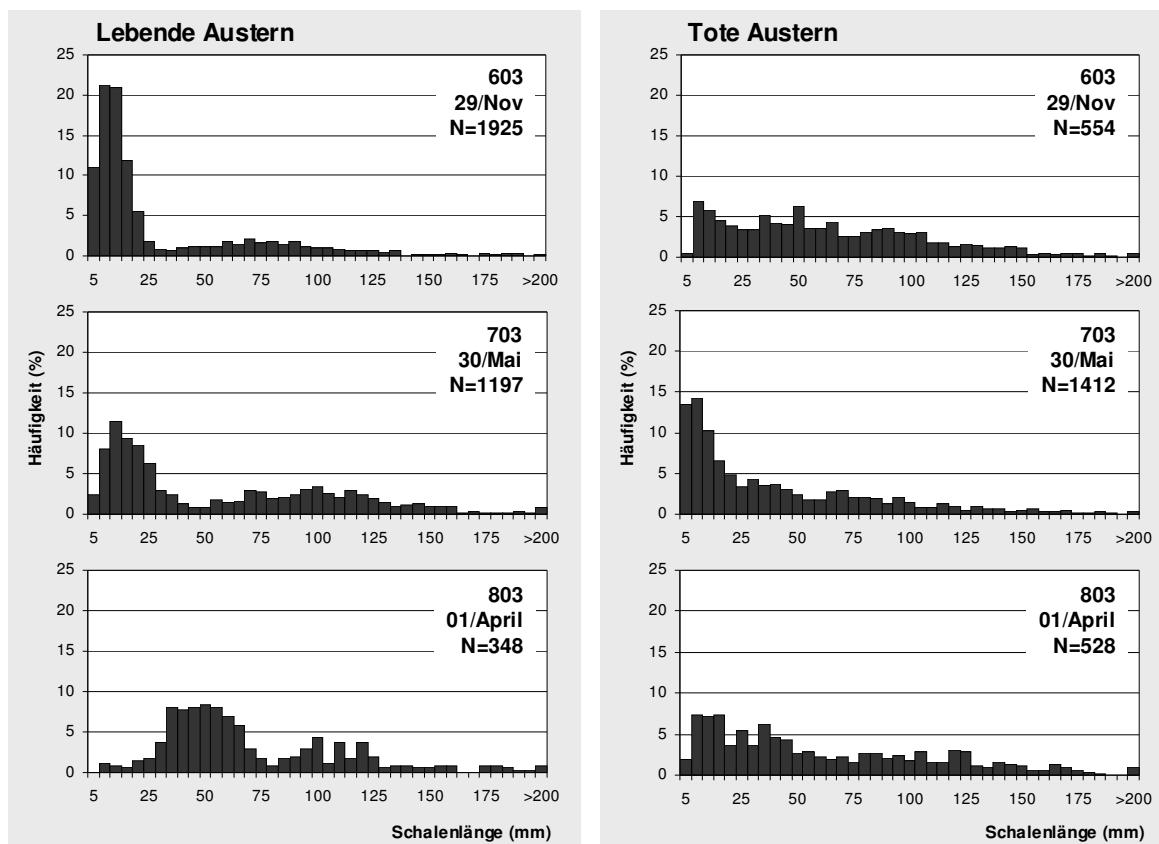
Zwischenräume: besonders im Westen Ausbildung von tiefen Gezeitentümpeln (Foto 803.2), lokal starke Strömungen innerhalb der Standortfläche (Fotos 803.1, 803.2)

Relief: gleichmäßig über den Standort stark, im Westen ausgeprägt (Foto 803.2)



Tab. 4.11: Datentabelle der populationsbiologischen Parameter von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 03; Daten von Individuen > 25 mm in grau

Standort 03		2006		2007		2008	
Fläche 26,08 ha		20 Punkte		20 Punkte		Stiefelmethode	
<i>Crassostrea gigas</i>		lebend	tot	lebend	tot	lebend	tot
Anzahl	#/m ²	385,0	110,8	239,4	282,4	213,0	323,1
	± SD	328,8	109,7	122,6	228,4		
	# _{max} /m ²	1352	504	452	772	784	1200
Schalenlänge	#/Standort (Mill.)	100,4	28,9	62,4	73,7	55,5	84,3
	SL (mm)	43,7	59,9	60,3	40,5	79,7	60,0
	± SD	30,6	24,8	27,1	16,6	20,5	18,5
Schalen-gewicht	SL _{max} (mm)	255	225	221	223	228	223
	SG (kg/m ²)	5,6	3,8	7,9	5,6	8,2	11,6
	± SD	5,8	7,1	7,2	6,6		
Lebend-nass-gewicht	SG _{max} /m ²	25,4	31,5	24,1	22,8	24,7	67,5
	SG/Standort (t)	1464,6	986,7	2066,5	1468,3	2126,9	3023,8
	LNG (kg/m ²)	8,6		12,1		12,4	
# >25mm	± SD	8,9		10,9			
	LNG _{max} (kg/m ²)	23,4		36,7		37,6	
	LNG/Standort (t)	2231,5		3147,6		3240,2	
SL >25mm	#/m ²	113,2	87,0	144,0	143,0	204,4	234,4
	± SD	64,1	103,2	77,4	137,8		
	# _{max} /m ²	208	464	280	444	752	960
SL >25mm	#/Standort (Mill.)	29,5	22,7	37,6	37,3	53,3	61,1
	SL (mm)	86,1	72,3	84,3	67,5	84,6	79,9
	± SD	24,8	18,7	27,3	14,1	25,5	20,5
	SL _{max} (mm)	255	225	221	223	228	223

Abb. 4.37: Populationsstruktur von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 03

Untersuchungsstandort 05

Standort: dynamisch

Schill: im Westen dominiert von Schalen der Herzmuschel verbreitet bis häufig (Foto 805.1), im Osten kein Schill (Foto 805.2)

Sediment: im Westen sandig, im Osten zunehmend schlickig

Besiedelte Bereiche: wenig große zusammenhängende Flächen, im Westen vermehrt Miesmuscheln (Foto 805.1), im Osten dominiert von Austern (Foto 805.2)

Austernausrichtung: 45°

Altersstruktur lebend: lückenhaft, ältere Individuen weit verbreitet, Altersdurchschnitt hoch und stark zunehmend, max. Schalenlängen bis über 200 mm

Alterstruktur tot: relativ gemischt, Altersdurchschnitt relativ hoch und zunehmend, max. Schalenlängen bis über 200 mm

Riffbasis: im Osten zunehmend mehrere Zentimeter, sonst nicht vorhanden

Zwischenräume: wenig bis keine Gezeitentümpel, im Osten fleckig zersiedelt (Fotos 805.1, 805.2)

Relief: gering bis mäßig

Im südlichen Teil zieht sich zunehmend ein Priel von Osten nach Westen ein.

Der Untersuchungsstandort wird regelmäßig anthropogen durch Wattwanderer, deren Route direkt über den Untersuchungsstandort führt, gestört.



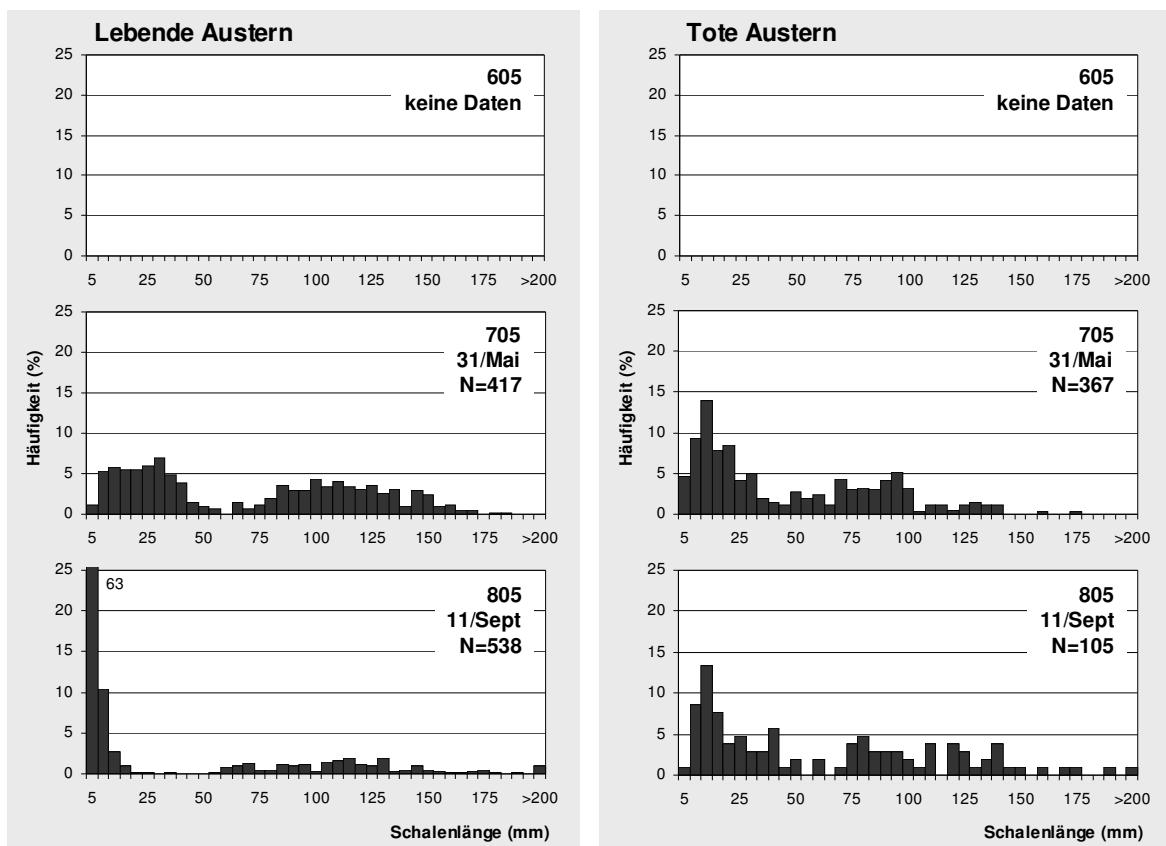
805.1



805.2

Tab. 4.12: Datentabelle der populationsbiologischen Parameter von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 05; Daten von Individuen > 25 mm in grau

Standort 05		2006		2007		2008	
Fläche 7,25 ha		20 Punkte		20 Punkte		Stiefelmethode	
<i>Crassostrea gigas</i>		keine Daten	lebend	tot	lebend	tot	
Anzahl	#/m ²		83,4	73,4	234,6	45,8	
	± SD		77,8	74,1			
	# _{max} /m ²		276	256	3168	384	
Schalenlänge	#/Standort (Mill.)		6,1	5,3	17,0	3,3	
	SL (mm)		77,2	51,2	37,8	62,1	
	± SD		19,2	17,8	14,7	18,1	
Schalen-gewicht	SL _{max} (mm)		186	179	230	243	
	SG (kg/m ²)		3,6	1,5	4,5	1,8	
	± SD		3,7	1,8			
Lebend-nass-gewicht	SG _{max} /m ²		15,1	6,6	34,5	18,4	
	SG/Standort (t)		258,2	111,0	323,7	129,7	
	LNG (kg/m ²)		5,4		6,8		
# >25mm	± SD		5,6				
	# _{max} /m ²		23,0		54,0		
	#/Standort (Mill.)		393,2		492,8		
SL >25mm	#/m ²		64,0	41,0	52,8	30,1	
	± SD		54,0	39,5			
	# _{max} /m ²		188	140	480	240	
	#/Standort (Mill.)		4,6	3,0	3,8	2,2	
	SL (mm)		88,6	77,0	112,6	83,9	
	± SD		21,0	29,0	26,9	24,8	
	SL _{max} (mm)		186	179	230	243	

Abb. 4.38: Populationsstruktur von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 05

Untersuchungsstandort 06

Standort: nördlicher Teil dynamisch (Foto 806.1), südliche Standortbegrenzung stabil (Foto 806.2)

Schill: nördlicher Teil dominiert von Schalen der Mies- und Herzmuschel häufig, sonst selten bis kein

Sediment: nördlicher Teil sandig, entlang südlicher Standortbegrenzung schlickig

Besiedelte Bereiche: nördlicher Teil Streusiedlungscharakter, sonst größere zusammenhängende Flächen scharf gegen schlickige Zwischenräume abgegrenzt

Austernausrichtung: nördlicher Teil 0-45°, südliche Standortbegrenzung 90°

Altersstruktur lebend: zunehmend gemischt, mittlerer Altersdurchschnitt, stark zunehmend, max. Schalenlängen bis über 200 mm

Alterstruktur tot: eher jung mit wenig älteren Individuen, Altersdurchschnitt unverändert, max. Schalenlängen bis über 175 mm

Riffbasis: nur entlang südlicher Standortbegrenzung einige Dezimeter, sonst nicht vorhanden

Zwischenräume: mit Schillansammlungen (vorrangig Herzmuscheln) oder zu Schlickansammlung erhöht (Foto 806.3), wenige flache Gezeitentümpel

Relief: nördlicher Teil kein bis gering, entlang südlicher Standortbegrenzung mäßig bis stark, Bildung von tieferen kleinen Abflussrinnen Richtung Priel (Foto 606)



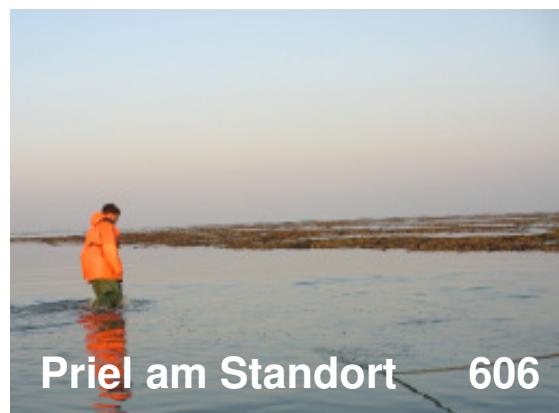
806.1



806.2



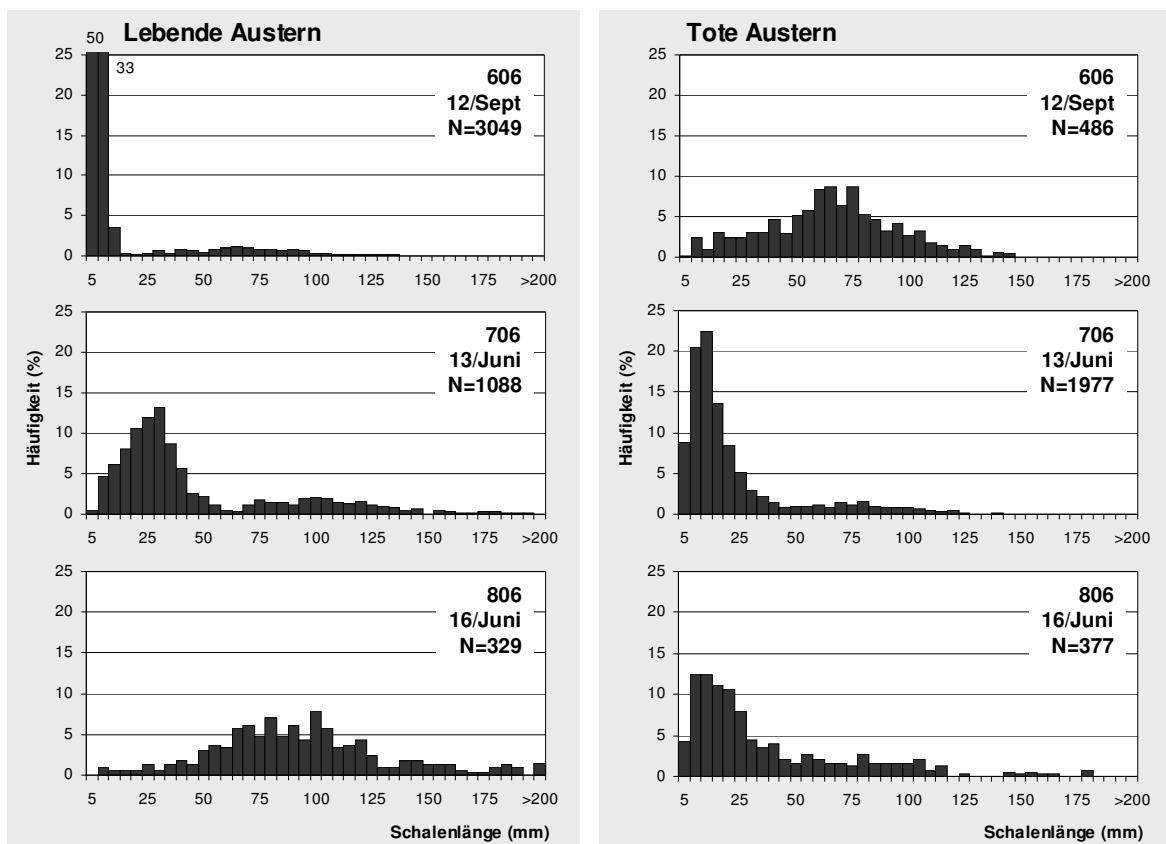
806.3



Priel am Standort 606

Tab. 4.13: Datentabelle der populationsbiologischen Parameter von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 06; Daten von Individuen > 25 mm in grau

Standort 06		2006		2007		2008	
Fläche 8,31 ha		20 Punkte		20 Punkte		Stiefelmethode	
<i>Crassostrea gigas</i>		lebend	tot	lebend	tot	lebend	tot
Anzahl	#/m ²	609,8	97,2	217,6	395,4	169,3	194,0
	± SD	524,5	107,1	170,7	591,9		
	# _{max} /m ²	2192	424	648	2512	800	736
Schalenlänge	#/Standort (Mill.)	50,7	8,1	18,1	32,9	14,1	16,1
	SL (mm)	14,8	60,2	47,9	28,6	89,9	40,8
	± SD	13,4	19,5	10,4	9,0	20,5	14,7
Schalen-gewicht	SL _{max} (mm)	179	147	196	169	223	184
	SG (kg/m ²)	2,7	2,7	4,4	2,5	9,9	2,9
	± SD	3,6	5,1	5,6	3,8		
Lebend-nass-gewicht	SG _{max} /m ²	14,6	23,0	24,3	12,9	69,7	20,6
	SG/Standort (t)	226,7	228,0	369,0	210,0	821,5	242,4
	LNG (kg/m ²)	4,2		6,8		15,1	
# >25mm	± SD	5,5		8,5			
	LNG _{max} (kg/m ²)	22,3		36,9		106,2	
	LNG/Standort (t)	345,7		562,3		1251,2	
SL >25mm	#/m ²	80,8	88,2	152,4	103,0	164,7	95,2
	± SD	72,2	104,6	114,8	140,9		
	# _{max} /m ²	216	440	408	612	800	480
	#/Standort (Mill.)	6,7	7,3	12,7	8,6	13,7	7,9
	SL (mm)	73,2	67,3	60,3	56,5	92,0	62,4
	± SD	16,2	17,8	13,2	13,1	19,0	15,2
	SL _{max} (mm)	179	147	196	169	223	184

Abb. 4.39: Populationsstruktur von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 06

Untersuchungsstandort 07

Standort: stabil

Schill: selten, vereinzelt Schalen der Sandklaffmuschel

Sediment: zunehmend stark schlickig

Besiedelte Bereiche: Bereiche mit vielen kleinen dicht besiedelten Flecken neben Bereichen mit größeren zusammenhängenden Flächen (Foto 807.1)

Austernausrichtung: 90° (Fotos 807.2, 807.3)

Altersstruktur lebend: gemischt, vermehrt ältere Individuen, Altersdurchschnitt stark zunehmend, max. Schalenlängen bis über 200 mm

Alterstruktur tot: zunehmend gemischt, Altersdurchschnitt relativ hoch, max. Schalenlängen bis über 200 mm

Riffbasis: nicht vorhanden bis mehrere Zentimeter

Zwischenräume: sehr wenige flache Gezeitentümpel, teilweise starke Schlickanhäufungen

Relief: mäßig bis stark, vereinzelt Bereiche mit erhöhten Strömungsgeschwindigkeiten innerhalb der Standortfläche (Foto 807.4)



807.1



807.2



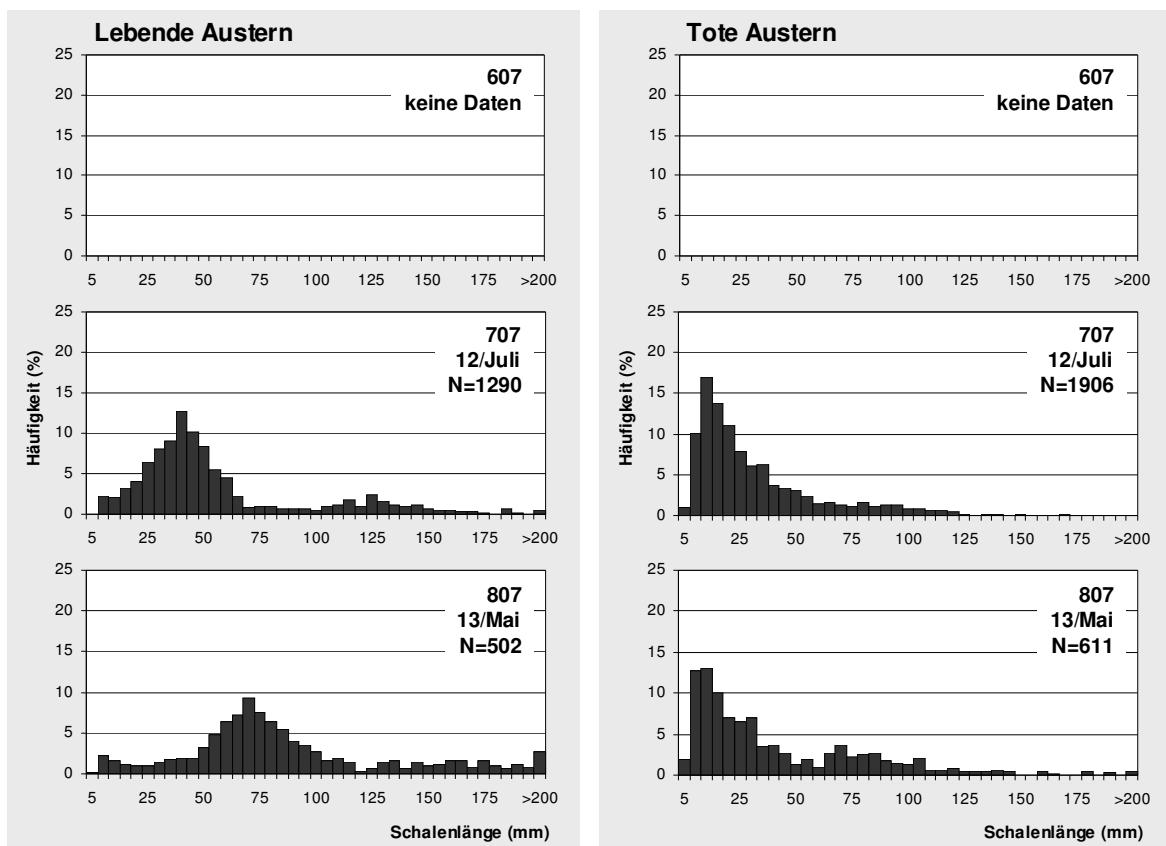
807.3



807.4

Tab. 4.14: Datentabelle der populationsbiologischen Parameter von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 07; Daten von Individuen > 25 mm in grau

Standort 07		2006		2007		2008	
Fläche 24,43 ha		20 Punkte		20 Punkte		Stiefelmethode	
<i>Crassostrea gigas</i>		keine Daten	lebend	tot	lebend	tot	
Anzahl	#/m ²		258,0	381,2	230,9	281,1	
	± SD		304,1	511,1			
	# _{max} /m ²		792	1564	960	1232	
Schalenlänge	#/Standort (Mill.)		63,0	93,1	56,4	68,7	
	SL (mm)		59,4	38,8	90,6	46,2	
	± SD		12,7	10,3	11,9	11,4	
Schalen-gewicht	SL _{max} (mm)		228	171	233	241	
	SG (kg/m ²)		6,9	3,5	13,0	5,3	
	± SD		9,0	4,4			
Lebend-nass-gewicht	SG _{max} /m ²		25,3	12,8	58,8	29,3	
	SG/Standort (t)		1679,9	862,9	3182,1	1290,0	
	LNG (kg/m ²)		10,5		19,8		
# >25mm	± SD		13,7				
	# _{max} /m ²		38,6		89,6		
	#/Standort (Mill.)		2559,8		4845,3		
SL >25mm	#/m ²		228,4	180,0	216,7	155,0	
	± SD		264,4	213,2			
	# _{max} /m ²		692	636	928	928	
	#/Standort (Mill.)		55,8	44,0	52,9	37,9	
	SL (mm)		62,5	56,1	96,3	71,6	
	± SD		13,0	13,7	13,3	10,5	
	SL _{max} (mm)		228	171	233	241	

Abb. 4.40: Populationsstruktur von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 07

Untersuchungsstandort 08

Standort: dynamisch

Schill: Westen verbreitet bis häufig grober Schill (Foto 808.1) vorrangig aus Miesmuscheln, Südosten in 2007 verbreitet mit feiner Schillauflage, in 2008 kein Schill

Sediment: Westen sandig, Südosten zunehmend schlickiger

Besiedelte Bereiche: sehr fleckig (Foto 808.2), zusammenhängende größere Flächen nur im Südosten (Foto 808.4)

Austernausrichtung: vorrangig 0° (Foto 808.1) nur im Südosten 45° und hier in 2008 90° (Foto 808.4)

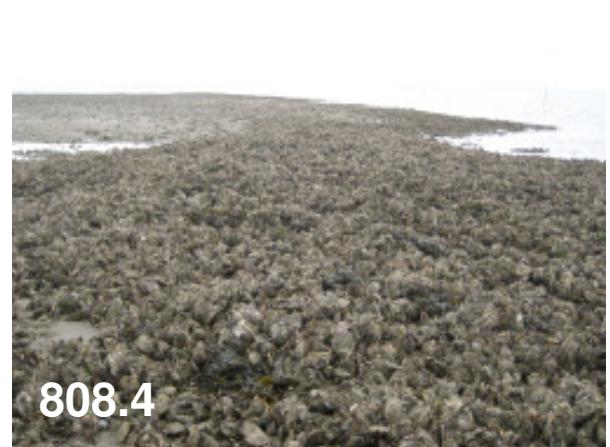
Altersstruktur lebend: zunehmend gemischt, Altersdurchschnitt niedrig aber zunehmend, max. Schalenlängen bis über 175 mm

Alterstruktur tot: sehr jung und kaum ältere Individuen, Altersdurchschnitt unverändert niedrig, max. Schalenlängen bis über 100 mm

Riffbasis: nicht vorhanden

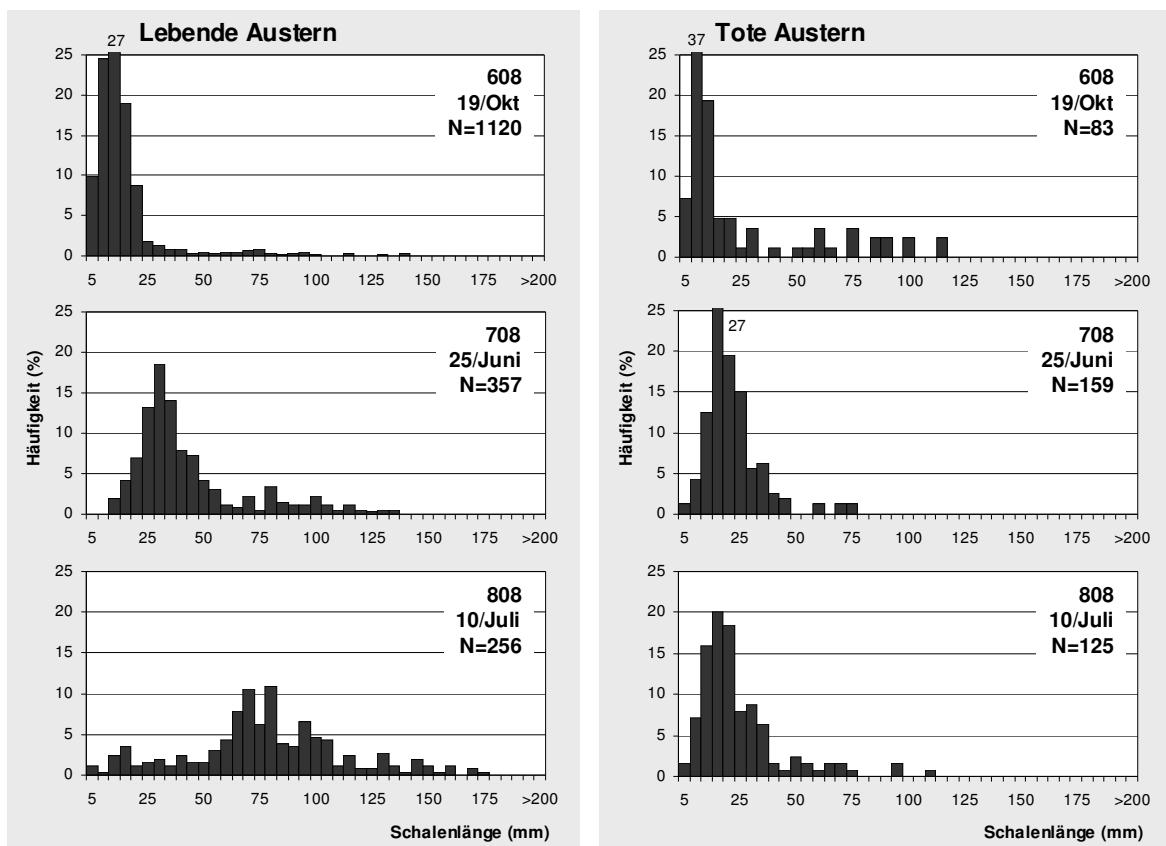
Zwischenräume: keine Gezeitentümpel (Foto 808.2), im Südosten mit zunehmendem Schlickanteil (Foto 808.3)

Relief: kein, nur in kleinem Bereich am Priel im Südosten des Standortes in 2006/07 gering, in 2008 mäßig



Tab. 4.15: Datentabelle der populationsbiologischen Parameter von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 08; Daten von Individuen > 25 mm in grau

Standort 08		2006		2007		2008	
Fläche 16,84 ha		20 Punkte		20 Punkte		Stiefelmethode	
<i>Crassostrea gigas</i>		lebend	tot	lebend	tot	lebend	tot
Anzahl	#/m ²	224,0	16,6	71,4	31,8	85,3	41,7
	± SD	152,8	11,8	61,2	46,8		
	# _{max} /m ²	648	36	240	160	496	560
Schalenlänge	#/Standort (Mill.)	37,7	2,8	12,0	5,4	14,4	7,0
	SL (mm)	17,8	21,6	45,5	24,3	82,0	29,2
	± SD	3,6	20,0	8,2	4,2	13,4	7,7
Schalen-gewicht	SL _{max} (mm)	143	116	137	80	176	111
	SG (kg/m ²)	0,7	0,1	1,0	0,1	3,5	0,2
	± SD	0,6	0,3	1,1	0,2		
Lebend-nass-gewicht	SG _{max} /m ²	2,0	1,1	3,7	0,5	25,0	3,3
	SG/Standort (t)	114,5	22,6	165,0	17,5	582,4	35,1
	LNG (kg/m ²)	1,0		1,5		5,3	
# >25mm	± SD	0,9		1,7			
	LNG _{max} (kg/m ²)	3,1		5,7		38,1	
	LNG/Standort (t)	174,8		251,8		887,6	
SL >25mm	#/m ²	23,6	4,4	62,0	11,2	78,0	15,3
	± SD	18,8	7,8	56,8	15,5		
	# _{max} /m ²	60	24	208	52	480	128
SL >25mm	#/Standort (Mill.)	4,0	0,7	10,4	1,9	13,1	2,6
	SL (mm)	59,0	61,2	50,4	37,8	88,0	42,2
	± SD	10,4	23,9	9,3	8,8	12,0	12,1
	SL _{max} (mm)	143	116	137	80	176	111

Abb. 4.41: Populationsstruktur von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 08

Untersuchungsstandort 09

Standort: dynamisch

Schill: selten

Sediment: schlickig, in 2008 im Süden weniger schlickig

Besiedelte Bereiche: größere Flecken (Foto 709.1), keine zusammenhängenden größeren Flächen, viele Flecken mit zahlreichen lebenden Herzmuscheln (Foto 709.2)

Austernausrichtung: 45°

Altersstruktur lebend: gemischt mit hohem Anteil älterer Individuen, Altersdurchschnitt unverändert, max. Schalenlängen bis über 175 mm

Alterstruktur tot: dynamisch, Altersdurchschnitt abnehmend, max. Schalenlängen bis über 150 mm

Riffbasis: nicht vorhanden

Zwischenräume: keine Gezeitentümpel, nur flache Restwasserflächen

Relief: gering bis kein, im Norden zunehmend mäßig (Foto 709.3)



709.1



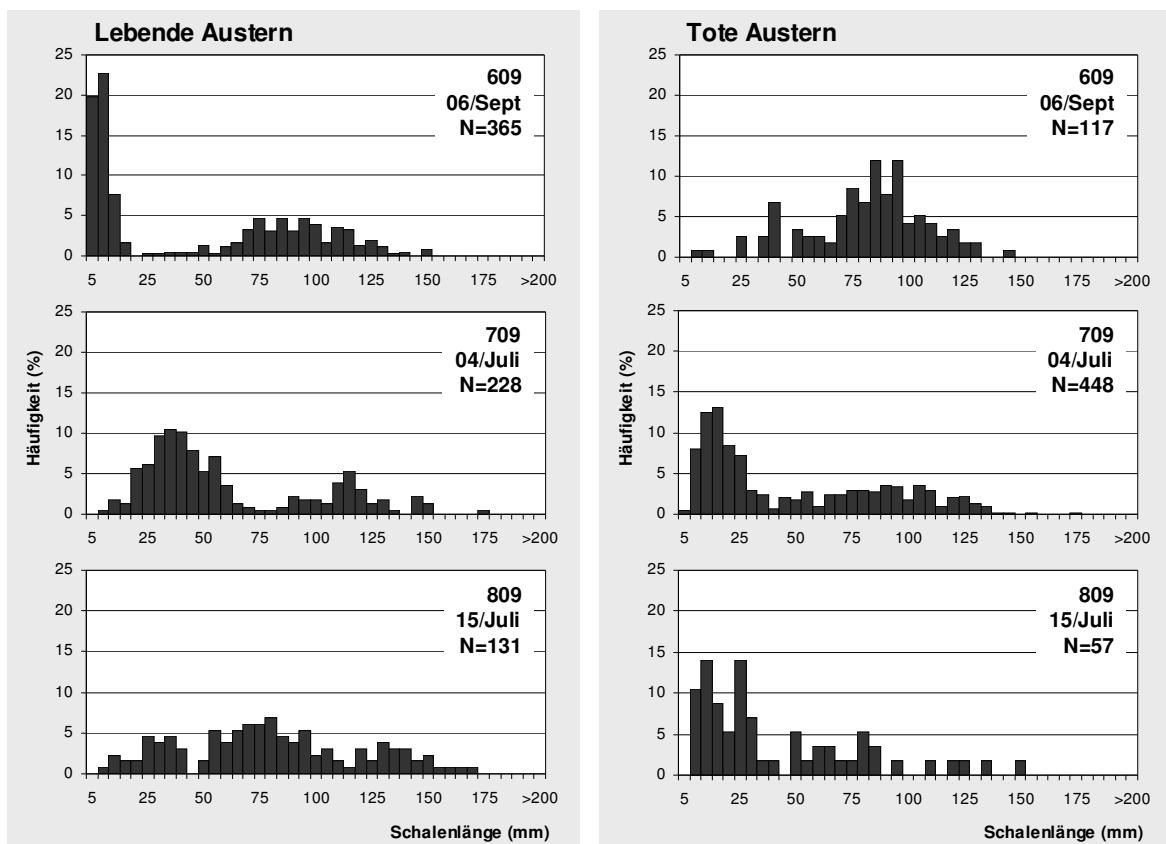
709.3



709.2

Tab. 4.16: Datentabelle der populationsbiologischen Parameter von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 09; Daten von Individuen > 25 mm in grau

Standort 09		2006		2007		2008	
Fläche 9,27 ha		20 Punkte		20 Punkte		Stiefelmethode	
<i>Crassostrea gigas</i>		lebend	tot	lebend	tot	lebend	tot
Anzahl	#/m ²	73,0	23,4	45,6	89,6	45,4	19,8
	± SD	84,8	63,3	54,2	163,2		
	# _{max} /m ²	308	276	168	536	400	224
Schalenlänge	#/Standort (Mill.)	6,8	2,2	4,2	8,3	4,2	1,8
	SL (mm)	53,0	70,2	68,0	32,9	87,0	40,8
	± SD	28,8	17,6	24,8	19,7	27,2	14,4
Schalen-gewicht	SL _{max} (mm)	155	148	179	180	172	155
	SG (kg/m ²)	1,7	0,9	1,3	2,0	2,0	0,3
	± SD	3,0	2,8	1,4	5,1		
Lebend-nass-gewicht	SG _{max} /m ²	13,0	12,3	4,8	20,9	17,5	7,0
	SG/Standort (t)	161,9	87,8	119,1	186,9	189,5	31,5
	LNG (kg/m ²)	2,7		2,0		3,1	
# >25mm	± SD	4,6		2,1			
	# _{max} /m ²	220	276	160	472	384	176
	#/Standort (Mill.)	3,3	2,1	3,8	4,8	4,0	1,1
SL >25mm	SL (mm)	88,9	80,3	72,1	59,9	90,3	66,9
	± SD	16,3	20,3	24,4	21,2	26,2	16,2
	SL _{max} (mm)	155	148	179	180	172	155

Abb. 4.42: Populationsstruktur von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 09

Untersuchungsstandort 11

Standort: dynamisch

Schill: zunehmend verbreitet Schill der Sandklaffmuschel (Foto 811.1), teils Hochkantschill

Sediment: sandig

Besiedelte Bereiche: fleckig, wenig zusammenhängende Flächen

Austernausrichtung: vorwiegend 0°

Altersstruktur lebend: zunehmend gemischt, Altersdurchschnitt stark zunehmend, max. Schalenlängen bis über 150 mm

Alterstruktur tot: vorrangig junge Individuen, Alterdurchschnitt abnehmend, max. Schalenlängen bis über 100 mm

Riffbasis: nicht vorhanden

Zwischenräume: keine größeren Gezeitentümpel, keine Aufwürfe (Foto 811.2)

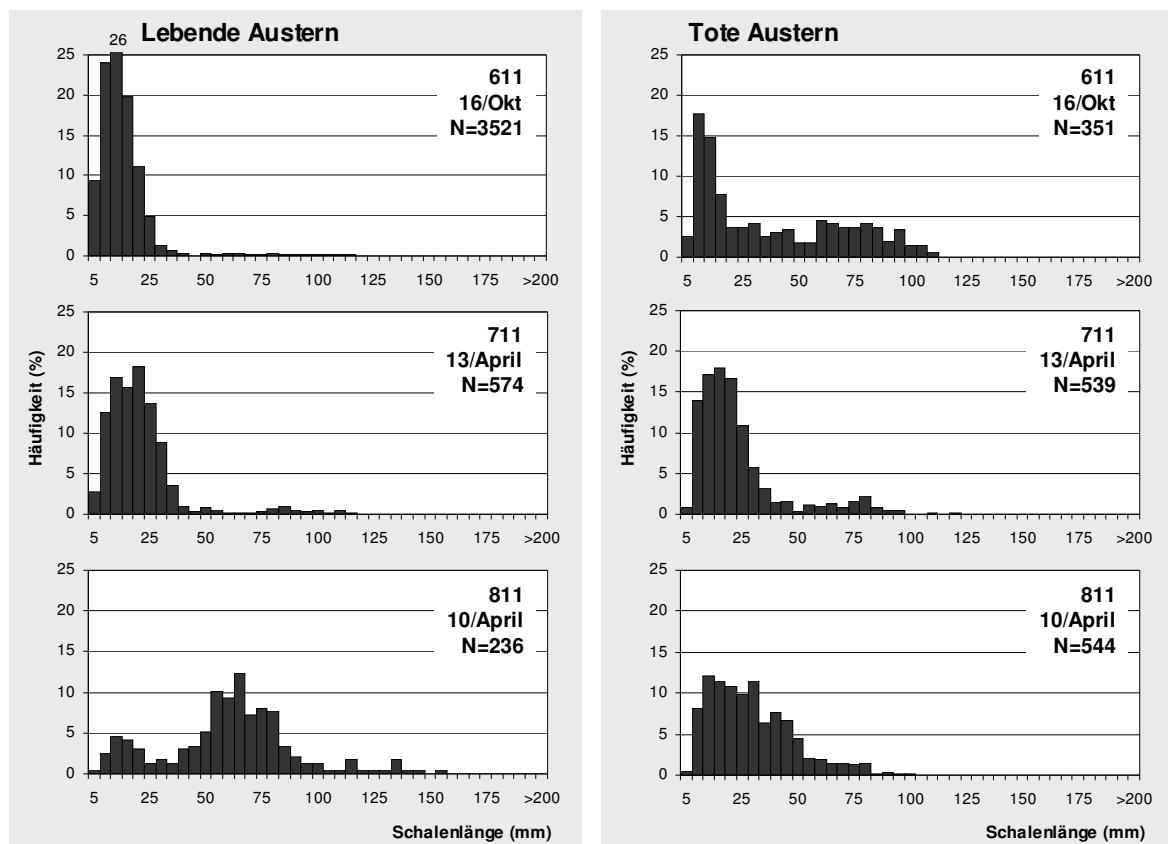
Relief: kein

Das Prielsystem westlich des Untersuchungsstandortes hat sich von 2007 zu 2008 verändert. Die beiden Prielausläufer, die vom Südwesten und Nordwesten an den Standort führten, sind in 2008 verbunden und führen direkt am Standort vorbei. Vom Westen zieht sich nun ein Priel in den Untersuchungsstandort ein, welcher evt. den nördlichen Teil abschneiden wird.



Tab. 4.17: Datentabelle der populationsbiologischen Parameter von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 11; Daten von Individuen > 25 mm in grau

Standort 11		2006		2007		2008	
Fläche 16,11 ha		20 Punkte		20 Punkte		Stiefelmethode	
<i>Crassostrea gigas</i>		lebend	tot	lebend	tot	lebend	tot
Anzahl	#/m ²	704,2	70,2	114,8	107,8	70,8	163,2
	± SD	710,2	88,7	296,5	242,6		
	# _{max} /m ²	2636	308	1348	972	480	1680
Schalenlänge	#/Standort (Mill.)	113,5	11,3	18,5	17,4	11,4	26,3
	SL (mm)	16,1	32,4	21,1	27,5	63,5	31,8
	± SD	3,1	18,1	6,0	12,9	6,3	5,6
Schalen-gewicht	SL _{max} (mm)	137	115	117	122	160	103
	SG (kg/m ²)	1,4	0,9	0,5	0,5	1,7	1,0
	± SD	1,8	1,8	1,3	1,3		
Lebend-nass-gewicht	SG _{max} /m ²	6,4	7,6	6,0	5,6	13,6	9,9
	SG/Standort (t)	224,9	150,4	77,0	87,6	281,7	164,0
	LNG (kg/m ²)	2,1		0,7		2,7	
# >25mm	± SD	2,7		2,0			
	LNG _{max} (kg/m ²)	9,7		9,1		20,7	
	LNG/Standort (t)	343,8		117,6		429,6	
SL >25mm	#/m ²	69,6	37,6	38,8	36,2	60,3	93,0
	± SD	70,1	57,8	108,4	85,7		
	# _{max} /m ²	260	208	488	348	416	864
SL >25mm	#/Standort (Mill.)	11,2	6,1	6,3	5,8	9,7	15,0
	SL (mm)	44,5	61,4	43,2	52,6	71,7	45,3
	± SD	10,1	16,9	16,8	20,5	6,1	4,3
	SL _{max} (mm)	137	115	117	122	160	103

Abb. 4.43: Populationsstruktur von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 11

Untersuchungsstandort 12

Standort: stabil

Schill: selten (Foto 612), teils Anhäufungen von Sandklaff- und Herzmuscheln (Foto 712), 2008 Konzentration des Schalenmaterials in Abflussrinnsalen (Foto 812.3)

Sediment: schlickig (Fotos 612, 812), auch in umliegenden Bereichen des Standortes

Besiedelte Bereiche: zunehmend größere zusammenhängende Flächen (Fotos 612, 812), scharf abgegrenzt zu sehr schlickigen Zwischenräumen (Foto 812)

Austernausrichtung: 90°

Altersstruktur lebend: gemischt mit zunehmend älteren Individuen, Altersdurchschnitt zunehmend hoch, max. Schalenlängen bis über 200 mm

Alterstruktur tot: gemischt mit zunehmend älteren Individuen, Altersdurchschnitt gleichbleibend niedrig, max. Schalenlängen bis über 175 mm

Riffbasis: zunehmend einige Dezimeter

Zwischenräume: keine tieferen Gezeitentümpel, meist Schlickanhäufungen (Foto 812)

Relief: mäßig bis stark (Foto 812.2), zunehmend Bildung von schmalen, tiefen Abflussrinnsalen (Foto 812.3)



612



712



812.1



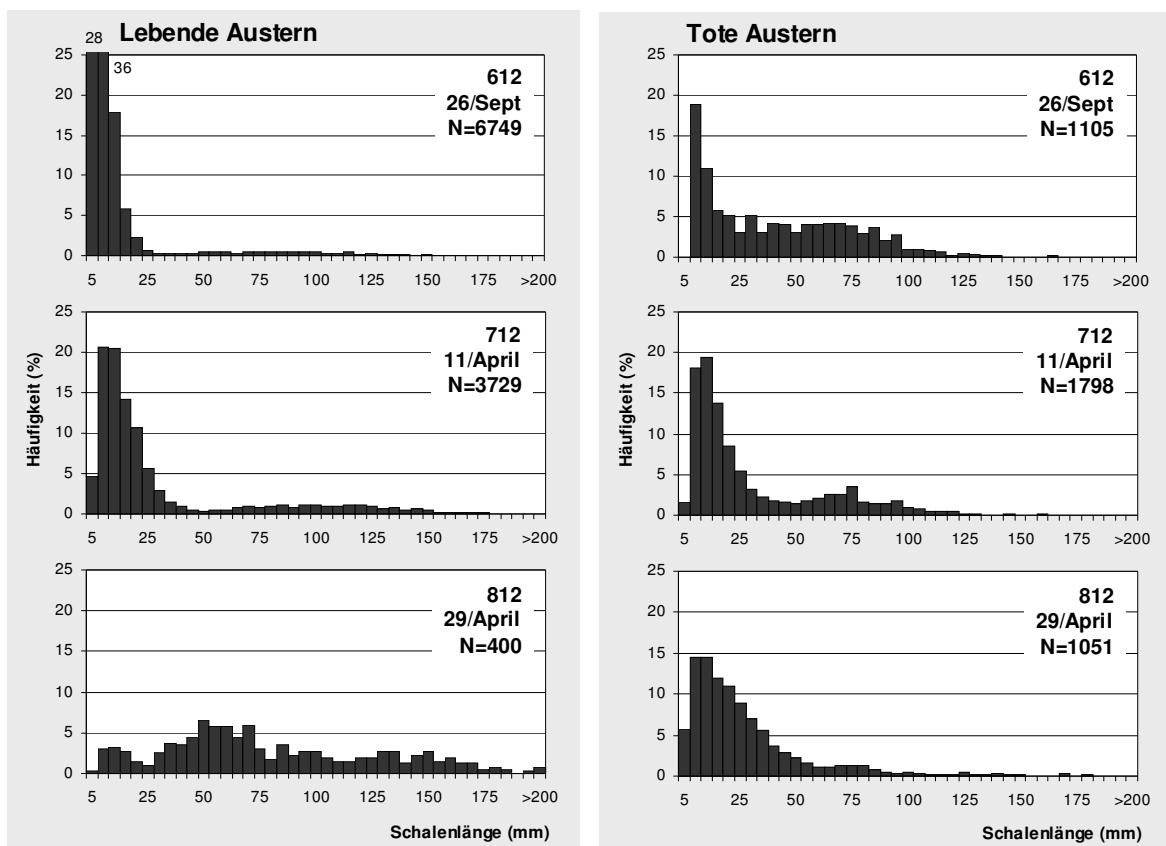
812.2



812.3

Tab. 4.18: Datentabelle der populationsbiologischen Parameter von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 12; Daten von Individuen > 25 mm in grau

Standort 12		2006		2007		2008	
Fläche 7,04 ha		20 Punkte		20 Punkte		Stiefelmethode	
<i>Crassostrea gigas</i>		lebend	tot	lebend	tot	lebend	tot
Anzahl	#/m ²	1349,8	221,0	745,8	359,6	262,9	690,9
	± SD	562,5	138,0	666,5	307,4		
	# _{max} /m ²	2572	680	2228	868	736	2144
Schalenlänge	#/Standort (Mill.)	95,0	15,6	52,5	25,3	18,5	48,6
	SL (mm)	15,4	38,0	30,6	31,6	83,8	30,6
	± SD	5,1	16,9	7,6	9,4	12,2	5,1
Schalen-gewicht	SL _{max} (mm)	193	166	201	178	210	184
	SG (kg/m ²)	5,8	3,3	9,8	3,7	13,0	5,3
	± SD	5,8	4,5	11,6	4,8		
Lebend-nass-gewicht	SG _{max} /m ²	23,0	20,0	34,9	18,2	38,5	19,8
	SG/Standort (t)	407,2	231,0	686,9	260,1	912,9	375,0
	LNG (kg/m ²)	8,8		14,9		19,8	
# >25mm	± SD	8,9		17,7			
	LNG _{max} (kg/m ²)	35,0		53,2		58,6	
	LNG/Standort (t)	620,8		1046,8		1390,3	
SL >25mm	#/m ²	134,4	130,6	218,6	138,6	234,7	292,5
	± SD	85,8	135,0	170,3	134,5		
	# _{max} /m ²	336	608	572	504	640	960
SL >25mm	#/Standort (Mill.)	9,5	9,2	15,4	9,8	16,5	20,6
	SL (mm)	72,5	59,9	68,5	62,9	91,6	54,6
	± SD	20,2	9,6	24,7	19,0	10,3	12,3
	SL _{max} (mm)	193	166	201	178	210	184

Abb. 4.44: Populationsstruktur von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 12

Untersuchungsstandort 14

Standort: dynamisch

Schill: häufig grober Schill, besonders von der Sandklaffmuschel (Foto 714), in 2008 im Westen häufig Herzmuschelschill

Sediment: sandig, wenig Schlick, im Osten zunehmend schlickiger (Foto 814.2)

Besiedelte Bereiche: fleckig und in 2006 Streusiedlungscharakter (Foto 614), zunehmend größere zusammenhängende Flächen (Fotos 814.1, 814.2)

Austernausrichtung: 0-45°

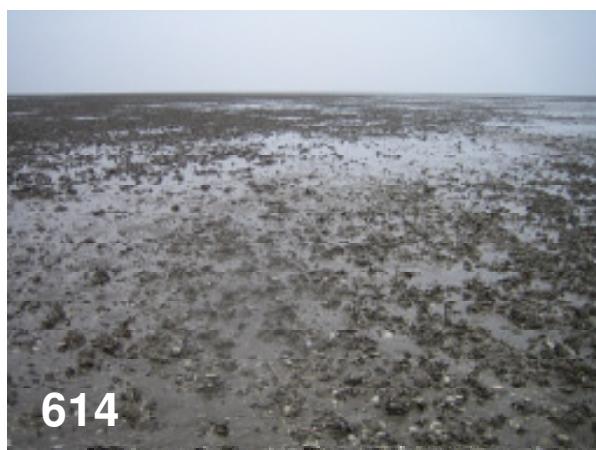
Altersstruktur lebend: zunehmend gemischter mit wenig älteren Individuen, Altersdurchschnitt jung, leicht zunehmend, max. Schalenlängen bis über 175 mm

Altersstruktur tot: Altersdurchschnitt sehr jung, abnehmend, max. Schalenlängen bis über 125 mm

Riffbasis: nicht vorhanden

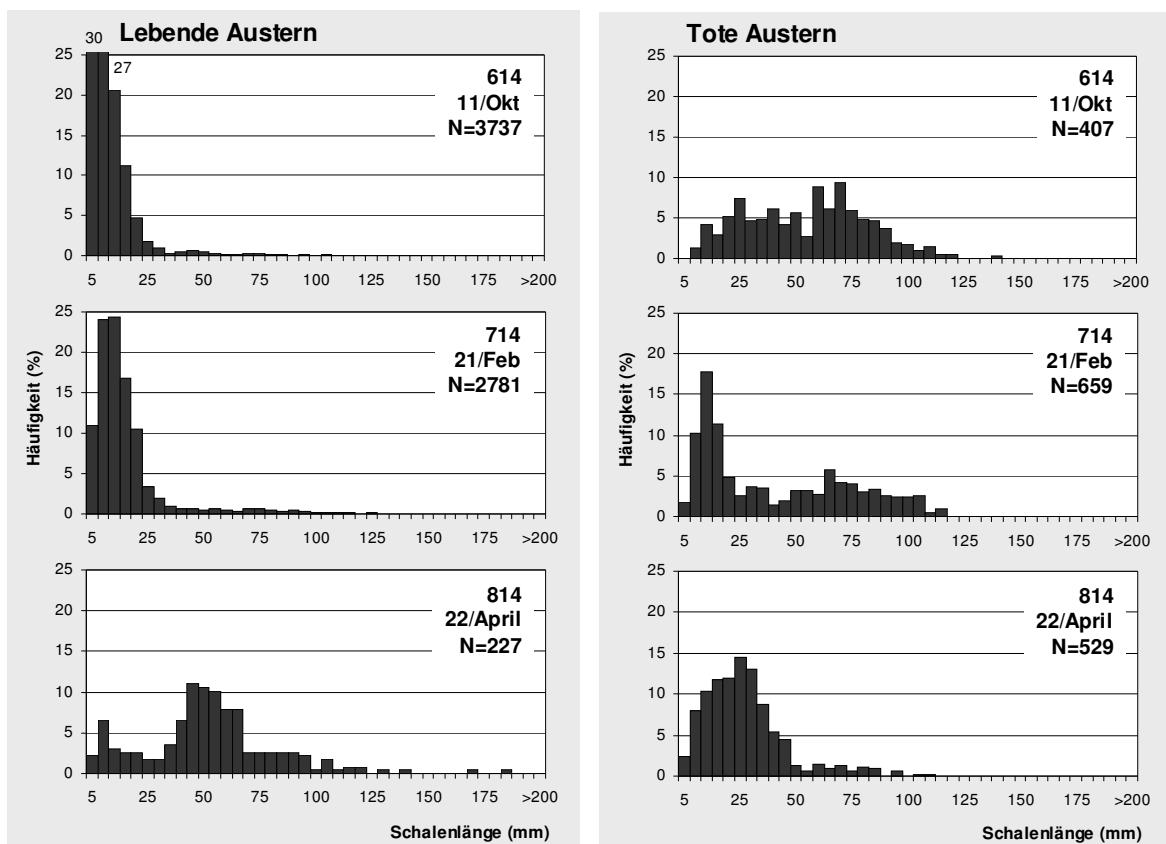
Zwischenräume: keine Gezeitentümpel, flache Restwasserflächen, zunehmend schlickig (Fotos 814.1, 814.2)

Relief: gering



Tab. 4.19: Datentabelle der populationsbiologischen Parameter von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 14; Daten von Individuen > 25 mm in grau

Standort 14		2006		2007		2008	
Fläche 4,21 ha		20 Punkte		20 Punkte		Stiefelmethode	
<i>Crassostrea gigas</i>		lebend	tot	lebend	tot	lebend	tot
Anzahl	#/m ²	747,4	81,4	556,2	131,8	150,4	350,5
	± SD	380,0	95,8	551,4	161,5		
	# _{max} /m ²	1432	452	2076	512	496	1360
Schalenlänge	#/Standort (Mill.)	31,5	3,4	23,4	5,6	6,3	14,8
	SL (mm)	12,0	48,3	16,8	32,7	53,8	29,9
	± SD	1,5	12,7	2,8	15,5	14,4	5,2
Schalen-gewicht	SL _{max} (mm)	122	141	135	118	186	112
	SG (kg/m ²)	1,0	1,6	1,6	2,0	3,0	1,9
	± SD	0,6	3,0	2,1	4,1		
Lebend-nass-gewicht	SG _{max} /m ²	2,1	14,0	8,0	17,3	18,4	6,7
	SG/Standort (t)	42,4	68,7	67,5	82,2	124,6	81,3
	LNG (kg/m ²)	1,5		2,4		4,5	
# >25mm	± SD	0,9		3,1			
	LNG _{max} (kg/m ²)	3,2		12,2		28,0	
	LNG/Standort (t)	64,8		103,1		190,1	
SL >25mm	#/m ²	51,4	70,4	74,2	71,0	124,6	194,8
	± SD	29,1	96,9	90,5	108,5		
	# _{max} /m ²	120	452	388	416	432	656
SL >25mm	#/Standort (Mill.)	2,2	3,0	3,1	3,0	5,3	8,2
	SL (mm)	50,4	57,3	54,4	52,8	61,9	39,7
	± SD	7,8	9,2	13,3	14,6	11,4	5,3
	SL _{max} (mm)	122	141	135	118	186	112

Abb. 4.45: Populationsstruktur von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 14

Untersuchungsstandort 15

Standort: dynamisch

Schill: häufig, teils Hochkantschill der Sandklaffmuschel (Foto 615.1)

Sediment: sandig, nur im Bereich höherer Austerndichte zunehmend schlickig (Foto 815.2)

Besiedelte Bereiche: Streusiedlungscharakter (Fotos 615.2, 815.1)

Austernausrichtung: 0°

Altersstruktur lebend: zunehmend gemischt mit höherem Anteil älterer Individuen, aber ausgedünnt, Altersdurchschnitt zunehmend, max. Schalenlängen bis über 175 mm

Alterstruktur tot: sehr junge gemischte Zusammensetzung, Altersdurchschnitt gleichbleibend jung, max. Schalenlängen bis über 100 mm

Riffbasis: nicht vorhanden

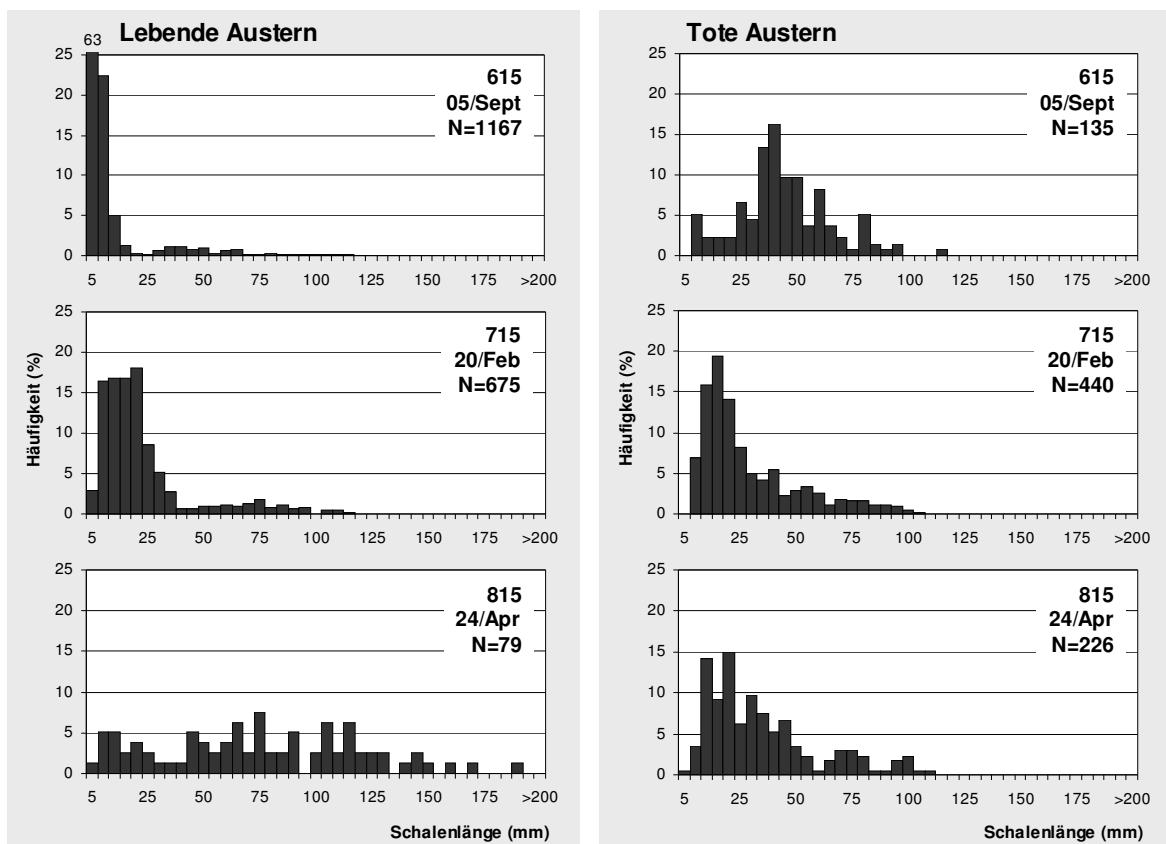
Zwischenräume: flach, keine Gezeitentümpel, sehr wenig Restwasserflächen (Fotos 815.1, 815.2)

Relief: kein



Tab. 4.20: Datentabelle der populationsbiologischen Parameter von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 15; Daten Individuen > 25 mm in grau

Standort 15		2006		2007		2008	
Fläche 15,80 ha		20 Punkte		20 Punkte		Stiefelmethode	
<i>Crassostrea gigas</i>		lebend	tot	lebend	tot	lebend	tot
Anzahl	#/m ²	233,4	27,0	135,0	88,0	26,2	75,0
	± SD	207,0	37,7	175,8	125,3		
	# _{max} /m ²	612	128	752	416	320	944
Schalenlänge	#/Standort (Mill.)	36,9	4,3	21,3	13,9	4,1	11,9
	SL (mm)	7,7	46,2	30,2	30,2	74,6	38,0
	± SD	3,9	13,6	12,5	10,7	22,1	8,0
Schalen-gewicht	SL _{max} (mm)	116	119	119	109	195	112
	SG (kg/m ²)	0,4	0,3	0,7	0,6	1,1	0,7
	± SD	0,4	0,6	0,7	0,9		
Lebend-nass-gewicht	SG _{max} /m ²	1,5	2,4	2,7	3,6	25,5	7,8
	SG/Standort (t)	55,4	54,1	109,0	97,1	180,0	113,4
	LNG (kg/m ²)	0,5		1,1		1,7	
# >25mm	± SD	0,7		1,1			
	# _{max} /m ²	64	116	192	192	304	544
	#/Standort (Mill.)	2,9	3,8	6,2	6,1	3,4	6,8
SL >25mm	SL (mm)	57,5	51,1	56,2	51,7	86,6	56,9
	± SD	12,6	12,8	19,9	14,5	18,0	12,1
	SL _{max} (mm)	116	119	119	109	195	112

Abb. 4.46: Populationsstruktur von *Crassostrea gigas* am Untersuchungsstandort 15

4.5 Bestand *Mytilus edulis* 2008

4.5.1 Niedersächsisches Wattenmeer

Für die Gesamtfläche eulitoraler epibenthischer Muschelvorkommen im Niedersächsischen Wattenmeer ergibt sich in 2008 eine Individuendichte von 4 Milliarden Miesmuscheln, die sich zu einer Biomasse von 23.000 Tonnen Lebendnassgewicht errechnet.

Die 12 im Zeitraum von April bis September 2008 beprobten Untersuchungsstandorte zeigten in der Zusammenfassung ihrer Daten eine gemischte Altersstruktur mit Schalenlängen bis zu 70 mm für das gesamte Niedersächsische Wattenmeer (Abb. 4.47). Die Miesmuschelpopulation hatte eine leicht dreigipflige Verteilung ihrer Individuen. Der größte Anteil der Population entfiel auf junge Miesmuscheln bis 5 mm. Ein zweiter Peak mit Schalenlängen zwischen 10 bis 20 mm entsprach etwas älteren Individuen des Vorjahres. Die dritte Kohorte mit Schalenlängen zwischen 35 bis 50 mm setzte sich aus Individuen von Larvenfällen aus bereits weiter zurückliegenden Jahren zusammen. Mittlere Schalenlängen zwischen 25 und 35 mm waren etwas schwächer vertreten. Ältere Miesmuscheln mit Schalenlängen über 55 mm hatten nur einen geringen Anteil an der Population.

Im Mittel besiedelten 367 Miesmuscheln > 10 mm einen m^2 eulitoraler Muschelvorkommen im Niedersächsischen Wattenmeer (Abb. 4.47).

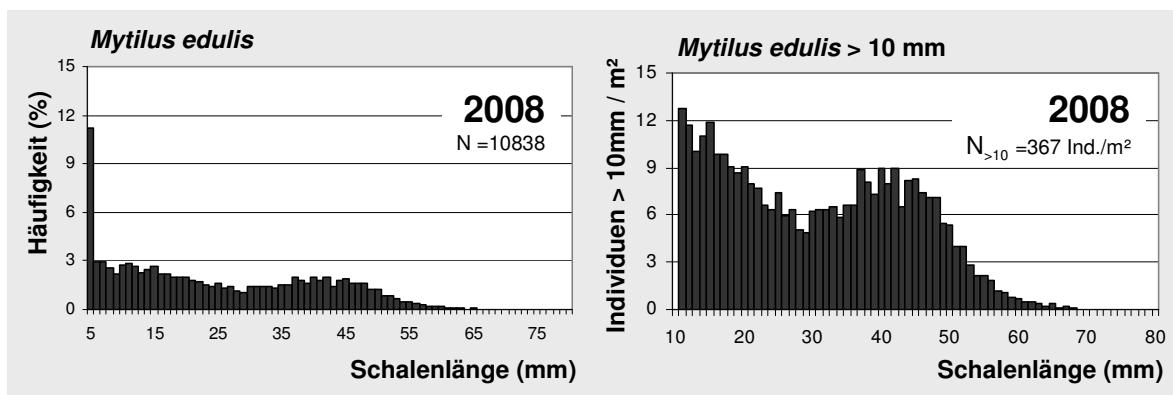


Abb. 4.47: Populationsstruktur von *M. edulis* im Niedersächsischen Wattenmeer. Schalenlängenhäufigkeitsverteilung aller Individuen (links) und Populationsstruktur von Individuen > 10 mm pro m^2 (rechts) der Miesmuschel *Mytilus edulis* von 12 Untersuchungsstandorten in 2008

4.5.2 Untersuchungsstandorte

Miesmuscheln konnten im gesamten Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden (Abb. 4.48). Untersuchungsstandorte im direkten Einzugsbereich der Ems, der Jade und der Weser (01, 02, 12, 14) verzeichneten die höchsten Individuenzahlen mit bis zu 680 Individuen > 10 mm pro m² Standortfläche. Die Standorte 08 und 15 waren nur sehr dünn besiedelt. Auf allen Untersuchungsflächen wurden Individuen bis 10 mm gefunden, die einen Erhalt der Miesmuschelpopulation gewährleisten können.

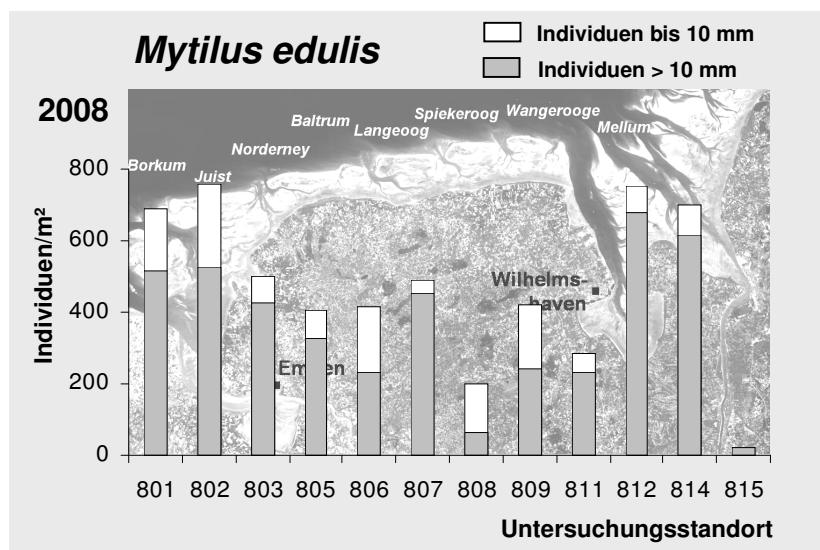


Abb. 4.48: Abundanz (Individuendichten pro m²) der Miesmuschel *Mytilus edulis* an den Untersuchungsstandorten 01-15 in 2008

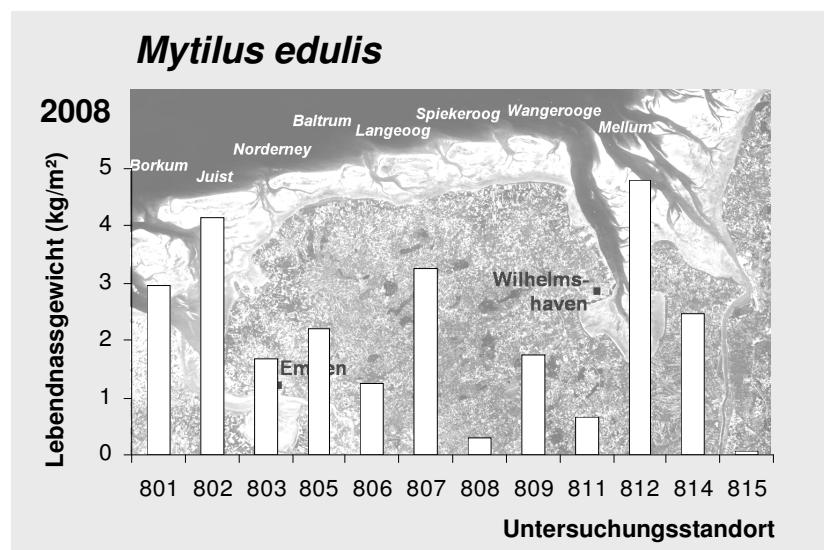


Abb. 4.49: Biomasse (Lebendnassgewicht in kg pro m²) der Miesmuschel *Mytilus edulis* an den Untersuchungsstandorten 01-15 in 2008

Auch die Biomasse weist höchste Werte mit bis zu 5 kg Lebendnassgewicht pro m² Standortfläche im Einzugsbereich der Ems und der Jade auf (Abb. 4.49). Standort 07 im Rückseitenwatt der Insel Langeoog verzeichnet eine ähnlich hohe Biomasse.

4.5.3 Darstellung der Einzelstandorte

Die Miesmuschelpopulationen aller Standorte setzen sich durch Individuen aller Alters- bzw. Größenklassen zusammen, nur Standort 15 bildet eine Ausnahme (Abb. 4.50). Der Miesmuschelbestand an diesem Standort ist sehr ausgedünnt und wird fast ausschließlich von jüngeren Individuen gebildet.

An allen Untersuchungsstandorten, die im Zeitraum von Ende Mai bis Juli 2008 beprobt worden sind, konnten Larvenfälle der Miesmuschel nachgewiesen werden. Ein wesentlicher Larvenfall scheint Ende Mai niedergegangen zu sein. Bis Mitte Juli verteilt sich diese Kohorte auf Schalenlängen bis 10 mm.

Die Untersuchungsstandorte zeigen mehr oder weniger stark ausgebildet zwei weitere Kohorten. Eine Kohorte mit Schalenlängen zwischen 10 und 20 mm kann einem Larvenfall aus 2007 zugeordnet werden. Ein weiterer Peak der Schalenlängenhäufigkeitsverteilung bei 40 bis 45 mm setzt sich dagegen aus älteren Jahrgängen zusammen. Mittlere Schalenlängen um 30 mm sind auf allen Untersuchungsstandorten schwächer vertreten. Ältere Individuen mit Schalenlängen über 55 mm sind im gesamten Untersuchungsgebiet selten.

Die Population des Untersuchungsstandortes 03 setzt sich vermehrt aus sehr jungen Individuen zusammen. Die relativ hohe Abundanz an diesem Standort erreicht daher nur eine geringe Biomasse. Im Gegensatz dazu ist die vergleichbar große Population am Standort 07 durch eher ältere Individuen charakterisiert, was im Vergleich zu Standort 03 zu einer höheren Biomasse führt. Auch Standort 11 und 14 wird von einer jungen Miesmuschelgesellschaft besiedelt, während Standort 09 und 12 von älteren Generationen geprägt ist. Standort 08 ist gleichmäßig schwach durch Miesmuscheln aller Schalenlängen besiedelt, wird aber durch eine vermehrt nachwachsende junge Generation gekennzeichnet.

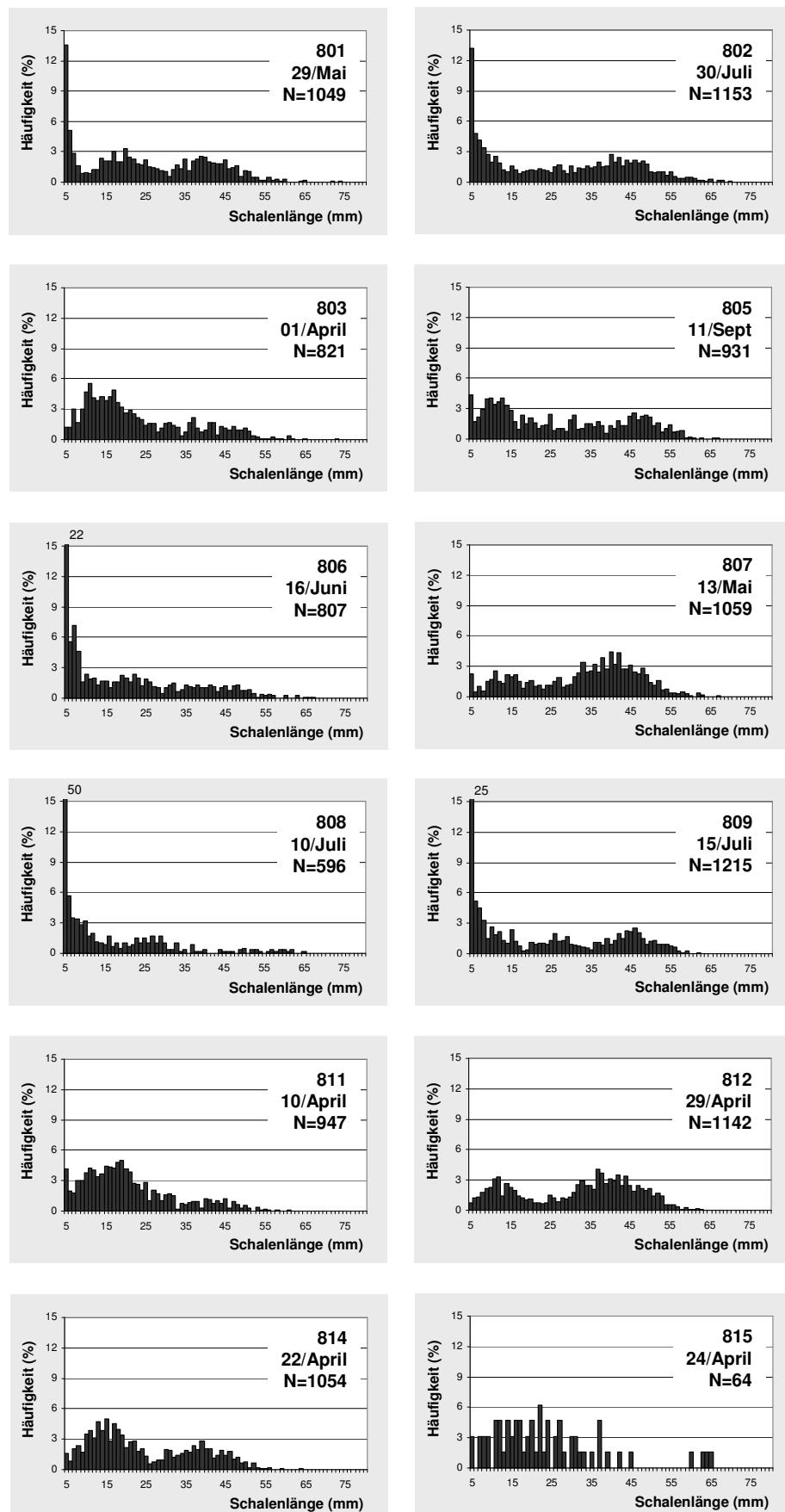


Abb. 4.50: Schalenlängenhäufigkeitsverteilung der Miesmuschel *Mytilus edulis* an den Untersuchungstandorten 01-15 in 2008

4.6 Gegenüberstellung *Mytilus edulis* und *Crassostrea gigas*

4.6.1 Niedersächsisches Wattenmeer

Bedingt durch einen starken Larvenfall der Miesmuschel *Mytilus edulis* und nach der bislang als Folge des Eiswinters 1995/96 kleinsten dokumentierten Gesamtfläche der eulitoralen Miesmuschelvorkommen im Niedersächsischen Wattenmeer von 100 ha in 1996 stieg die Flächengröße in 1999 auf 2900 ha an (Millat et al. 2004). Seither hat die Gesamtfläche bis 2005 stetig abgenommen und erreichte in 2007, bei sehr geringem Zuwachs seit 2006, eine Fläche von rund 1000 ha (Abb. 4.51).

Parallel mit der Flächenabnahme gingen auch die Bestände der Miesmuschel zwischen 1999 und 2005 stark zurück. Höchststand der Biomasse lag bei 110.000 Tonnen Lebendnassgewicht in 1999. Die Biomasse ging bis auf 9.000 Tonnen in 2005 zurück (Abb. 4.51).

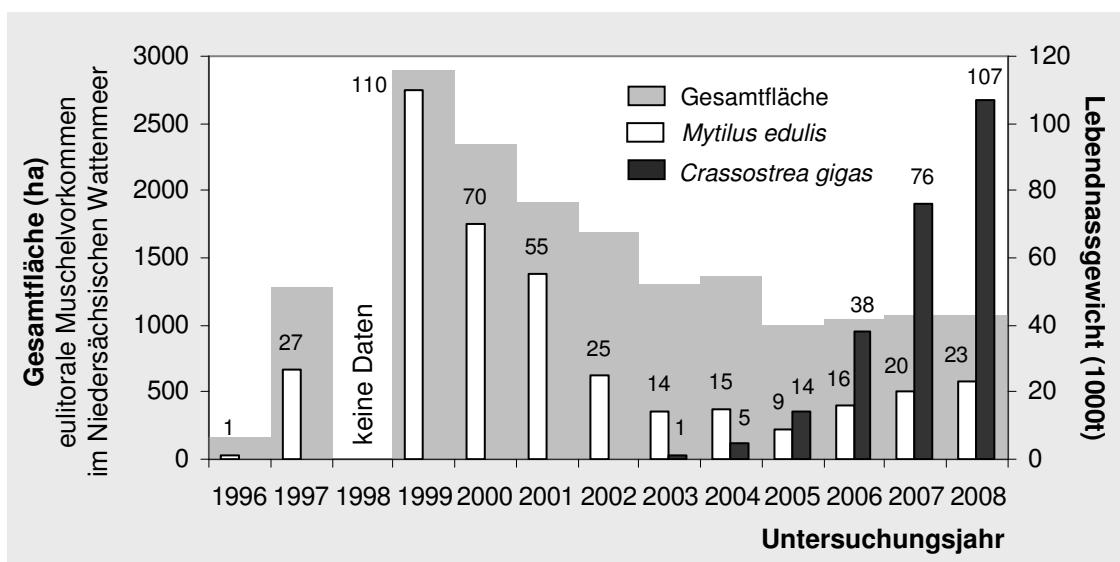


Abb. 4.51: Gesamtbiomasseentwicklung in 1000 Tonnen Lebendnassgewicht (rechte Skala) von *Mytilus edulis* und *Crassostrea gigas* im Niedersächsischen Wattenmeer seit 1996; in grau hinterlegt die Gesamtfläche in ha (linke Skala) der eulitoralen Muschelvorkommen. Daten der Gesamtfläche und von *Mytilus edulis* von 1996 bis 2007 vom NLPV Nds. Wattenmeer (Millat 2008), Daten von *Crassostrea gigas* und von *Mytilus edulis* in 2008 vom FIS

Die Einwanderung der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* ins Eulitoral des Niedersächsischen Wattenmeeres, mit Erstfund in 1998, führt seit 2003 zu einer exponentiellen Entwicklung ihrer Bestände. In 2008 erreicht das Lebendnassgewicht

der Pazifischen Auster mit 107.000 Tonnen einen vergleichbar hohen Biomassestand wie in 1999 für die Miesmuschel kalkuliert wurde (Abb. 4.51).

Die Pazifische Auster hat sich inzwischen auf allen eulitoralen Miesmuschelvorkommen festgesetzt. Die Nachhaltigkeit dieses Ökosystemgestalters in Verbindung mit einer erfolgreichen Ausbreitung verändert die eulitoralen Miesmuschelbänke zunehmend zu Austernriffen. Diese neue Habitatstruktur wird auch von Miesmuscheln besiedelt (Abb. 4.52). Trotz oder auch gerade wegen der massiven Ausbreitung der Pazifischen Auster auf den eulitoralen Miesmuschelbänken nehmen auch die Bestände der Miesmuschel seit 2005 wieder zu, so dass ihre Biomasse in 2008 mit 23.000 Tonnen Lebendnassgewicht im Verhältnis zur geringen Gesamtfläche einen neuen Höchststand erreicht (Abb. 4.51). In 2008 verteilt sich die Gesamtbiomasse von 130.000 Tonnen Austern und Miesmuscheln auf ein Drittel der Gesamtfläche von 1999.

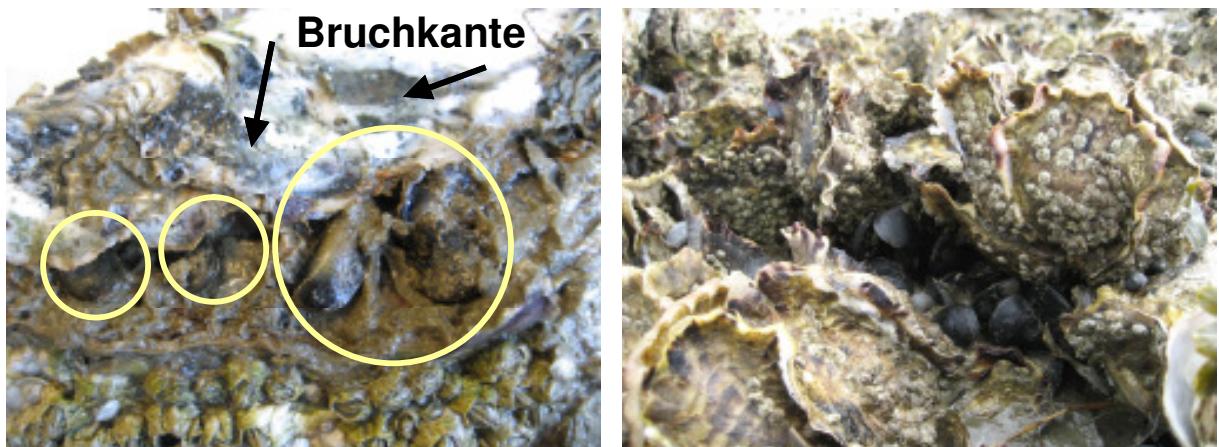


Abb. 4.52: (links) Zwei miteinander verwachsene Austern wurden auseinander gebrochen (Bruchkante): in den Überlappungsbereichen, wo sich meist auch Schlick ansammelt, können regelmäßig besonders junge lebende Miesmuscheln gefunden werden; (rechts) zwischen den Austernklumpen siedeln dicht gedrängt auch ältere Miesmuscheln

4.6.2 Untersuchungsstandorte 2008

Während die Pazifische Auster mit Individuendichten von bis zu 250 Individuen > 25 mm pro m² Standortfläche vorkommt, sind die Abundanzen von Miesmuscheln > 10 mm an nahezu allen Untersuchungsstandorten um ein Vielfaches höher (Abb. 4.53). Die Gegenüberstellung der Biomasse beider Ökosystemgestalter zeigt ein genau umgekehrtes Bild, so dass die Pazifische Auster in 2008 an allen

Untersuchungsstandorten dominiert (Abb. 4.53). Damit einher geht die zunehmende Umwandlung der Habitatstruktur Miesmuschelbank zu Austernriff.

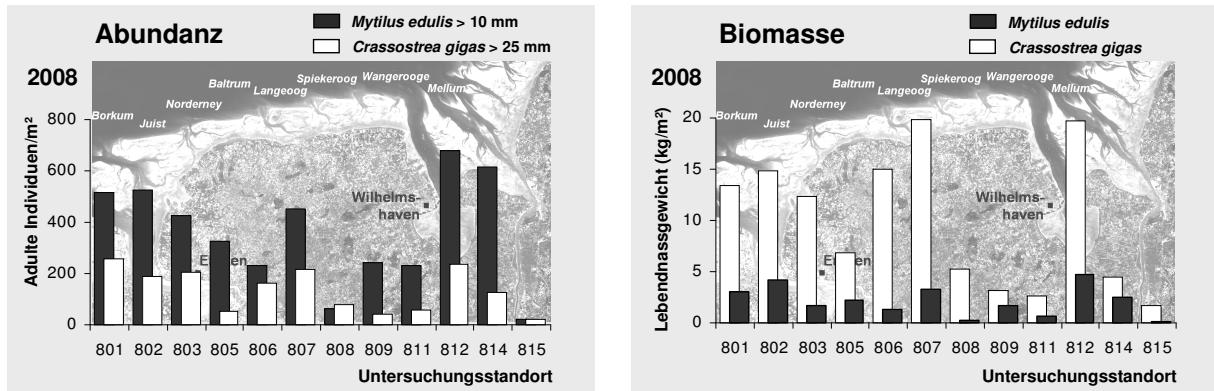


Abb. 4.53: Abundanz (Individuendichten pro m²) und Biomasse (Lebendnassgewicht in kg pro m²) von *Mytilus edulis* > 10 mm und von *Crassostrea gigas* > 25 mm an den Untersuchungsstandorten 01-15 in 2008

4.6.3 Analyse besiedelter Bereiche

Bei der Stiefel-Methode, die im Rahmen dieses Projektes erstmals in 2008 angewandt wurde, liegen 12 Probenpunkte ausschließlich in besiedelten Bereichen eines Untersuchungsstandortes (siehe Kap. 4.1 Methoden der Geländeerhebung). Erfasst wurden die populationsbiologischen Parameter der Pazifischen Auster als auch der Miesmuschel (siehe Kap. 4.2 Populationsbiologische Parameter). Zusätzlich zur Bestandserfassung wurde die Bedeckung als prozentualer Anteil der besiedelten Bereiche an der Gesamtfläche des Untersuchungsstandortes ermittelt (siehe Kap. 4.1 Methoden der Geländeerhebung). Die mittlere Dichte der 12 Probenpunkte in besiedelten Bereichen eines Untersuchungsstandortes wird um den Prozentsatz der Bedeckung zur Dichte pro m² Standortfläche reduziert. Diese Werte wurden bislang in allen anderen Kapiteln dargestellt.

Alle Daten dieses Kapitels beziehen sich ausschließlich auf besiedelte Bereiche der Untersuchungsstandorte. Bedingt durch eine bessere Vergleichbarkeit wird die Dichte in Biomasse, resp. in Lebendnassgewicht (LNG) in kg pro m² bedeckter Bereich dargestellt.

Höchste mittlere Austern- als auch Miesmuschelbiomasse in besiedelten Bereichen (mittlere Dichte von 12 Probenpunkten) wurde mit bis zu 60 kg Lebendnassgewicht der Auster pro m² und mit bis zu 10 kg Lebendnassgewicht der Miesmuschel pro m²

am Untersuchungsstandort 07 festgestellt (Abb. 4.54, Tab. 4.23). Bis auf den Standort 12, welcher eine Sonderstellung durch eine vermutlich zusätzlich existierende Larvenquelle einnimmt (Brandt et al. 2008), war die Austernbiomasse in 2008 Richtung Osten nach wie vor geringer (Abb. 4.54). Eine Abhängigkeit des Lebendnassgewichtes der Miesmuscheln vom Lebendnassgewicht der Austern kann nicht ausgeschlossen werden. Untersuchungsstandorte mit einer hohen Austernbiomasse in besiedelten Bereichen hatten in der Regel auch eine hohe Miesmuschelbiomasse. Ausnahme hierbei bildete der Untersuchungsstandort 06. An den östlichsten Standorten, wo die Austernausbreitung noch jüngeren Datums ist, waren auch die Miesmuscheldichten vergleichsweise niedrig (Abb. 4.54). Eine Ausnahme bildete wiederum der Untersuchungsstandort 12.

Die Bedeckung der Untersuchungsstandorte in 2008 war im Einzugsbereich der Ems, der Jade und der Weser am höchsten (Abb. 4.54, Tab. 4.23 und 4.24).

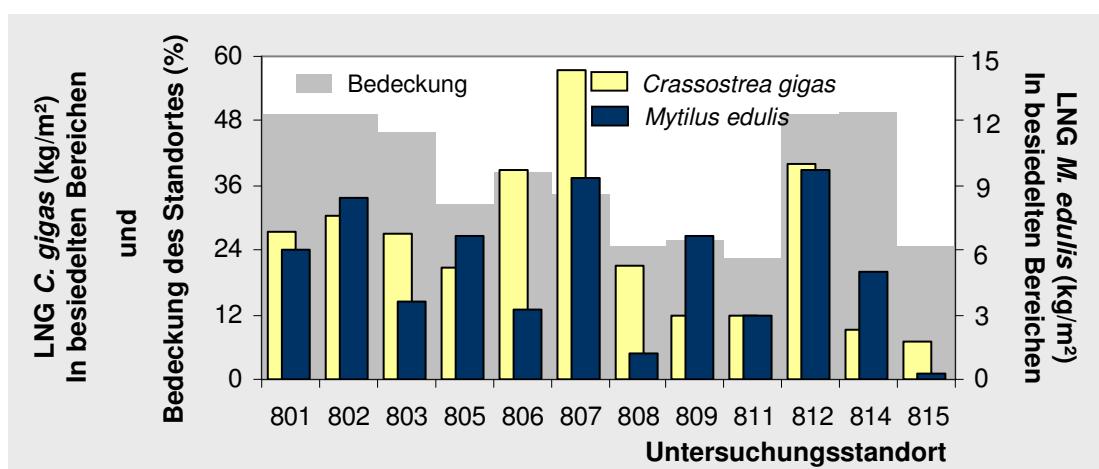


Abb. 4.54: Mittlere Bedeckung in % (linke Skala) und mittleres Lebendnassgewicht (LNG) in kg pro m² besiedelter Bereich der Pazifischen Auster *C. gigas* (linke Skala) sowie mittleres Lebendnassgewicht (LNG) in kg pro m² besiedelter Bereich der Miesmuschel *M. edulis* (rechte Skala) an den Untersuchungsstandorten 01-15 in 2008.

4.6.3.1 Darstellung der Einzelstandorte

Vorgestellt wird hier eine vergleichende grafische Darstellung der Biomasse der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* und der Miesmuschel *Mytilus edulis* an den einzelnen Probenpunkten eines jeden Untersuchungsstandortes. Ergänzend werden

die Einzelbedeckungen zwischen den Probenpunkten dargestellt. Der Betrachter erhält eine übersichtliche Visualisierung der Austern- und Miesmuscheldichte sowie der Bedeckung des Standortes. Verfolgt man Datensätze über mehrere Jahre, werden kleinräumige Veränderungen eines Standortes dokumentiert und nachvollziehbar.

Methoden

Die mittels GPS eingemessenen Standortflächen wurden lagetreu in ein Gitter, welches einen definierten Gitterabstand von 0.02 Minuten hat, eingetragen. Der Gitterabstand entspricht in der Nord/Süd-Ausdehnung (geografische Breite) 37,04 m und in der West/Ost-Ausdehnung (geografische Länge) 22,30 m (berechnet für eine geografische Breite von 53° N). Die geografischen Koordinaten befinden sich jeweils in den Ecken der Gitter. Die jeweiligen, durchnummerierten Probenpunkte 1-12 sind geografisch dokumentiert und ebenfalls lagetreu in das Gitter eingetragen. An den Probenpunkten wurde jeweils die Biomasse in kg Lebendnassgewicht (LNG) pro m² bedeckter Bereich für die Pazifische Auster *Crassostrea gigas* (Tab. 4.21) und 4-fach überhöht für die Miesmuschel *Mytilus edulis* dargestellt (Tab. 4.22).

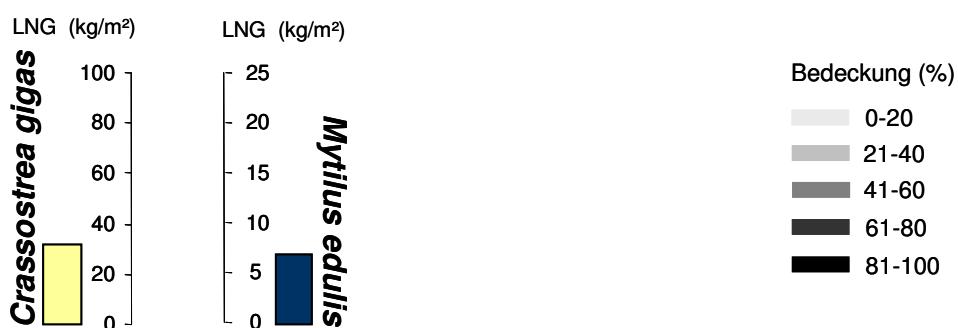


Abb. 4.55: (links) Größenskalen des Lebendnassgewichtes (LNG) in kg pro m² bedeckter Bereich von *Crassostrea gigas* und 4-fach überhöht von *Mytilus edulis*; (rechts) mit zunehmender prozentualer Bedeckung wird die Strecke zwischen den Probenpunkten dunkler

Für Austern und Miesmuscheln sind unterschiedliche Skalen gewählt worden (Abb. 4.55), damit eine Vergleichbarkeit der stark unterschiedlichen Lebendnassgewichte (siehe Kap. 4.2 Populationsbiologische Parameter) trotz höherer Abundanzen der

Miesmuschel an den Standorten (Abb. 4.53) gewährleistet wird. Die „gestiefelte“ Strecke zwischen den Probenpunkten ist mit steigender Bedeckung durch eine dunklere Linie gekennzeichnet (Abb. 4.53). Die Beschriftung in den Fotos gibt die Blickrichtung zwischen zwei Probenpunkten (PP) an. In Kapitel 4.4.3 Darstellung der Einzelstandorte 2006-2008 können weitere Fotos zu den Einzelstandorten eingesehen werden.

Tab. 4.21: Biomasse in kg Lebendnassgewicht (LNG) pro m² bedeckter Bereich für die Pazifische Auster *Crassostrea gigas* an den einzelnen Probenpunkten der Untersuchungsstandorte 01-15 in 2008; Werte gerundet und max. Dichten farbig unterlegt.

C. <i>gigas</i>	Untersuchungsstandort											LNG (kg/m ² bedeckter Bereich)												
	801	802	803	805	806	807	808	809	811	812	814	815	801	802	803	805	806	807	808	809	811	812	814	815
Probenpunkt (PP)	1	28	28	22	22	27	53	19	16	8	59	1	1	1	2	3	10	1	1	1	1	1	1	1
1	28	28	22	22	27	53	19	16	8	59	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
2	36	31	38	18	47	32	20	18	14	45	2	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
3	27	9	28	10	8	54	38	18	16	40	16	10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
4	30	31	32	11	52	62	19	19	8	40	8	39	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
5	34	25	22	54	20	44	14	17	9	33	9	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
6	31	37	38	31	33	69	16	13	6	37	3	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
7	27	49	24	11	47	90	27	0	18	30	7	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
8	33	46	25	10	89	38	19	1	21	34	12	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
9	15	37	3	15	15	62	20	27	11	30	8	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
10	32	36	28	15	9	82	14	9	13	56	28	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
11	13	14	32	1	15	45	20	8	11	51	7	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
12	22	20	33	53	106	59	28	0	7	27	8	9	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

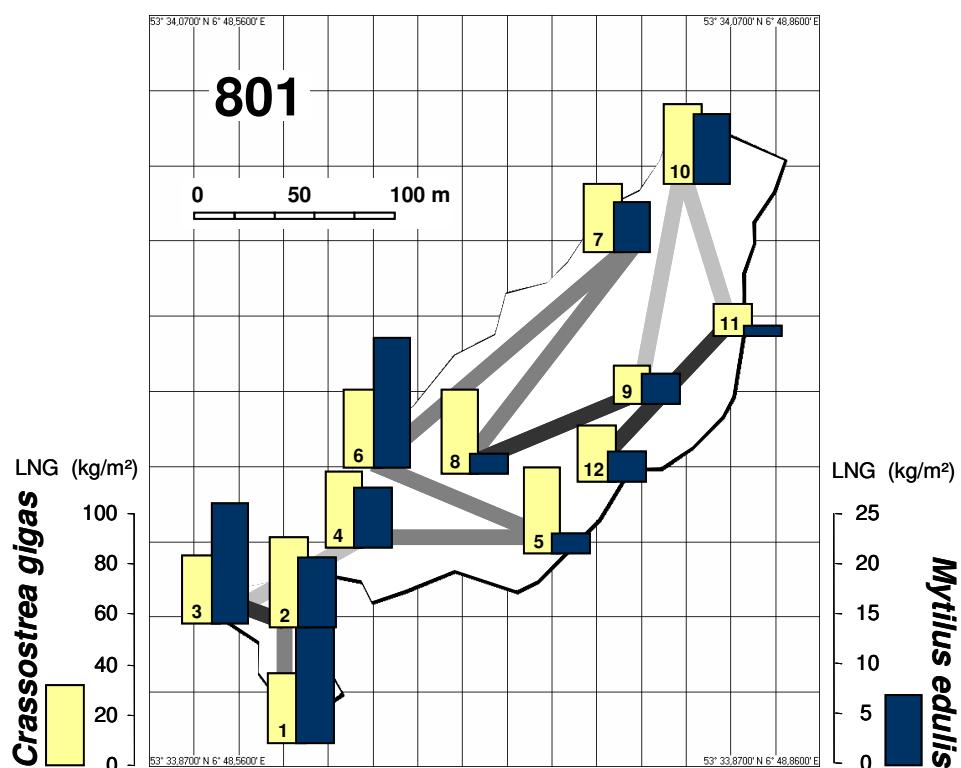
Tab. 4.22: Biomasse in kg Lebendnassgewicht (LNG) pro m² bedeckter Bereich für die Miesmuschel *Mytilus edulis* an den einzelnen Probenpunkten der Untersuchungsstandorte 01-15 in 2008; Werte gerundet und max. Dichten farbig unterlegt.

M. <i>edulis</i>	Untersuchungsstandort											LNG (kg/m ² bedeckter Bereich)												
	801	802	803	805	806	807	808	809	811	812	814	815	801	802	803	805	806	807	808	809	811	812	814	815
Probenpunkt (PP)	1	12	11	1	5	2	8	2	5	5	7	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	12	11	1	5	2	8	2	5	5	7	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
2	7	5	3	4	5	14	1	8	4	9	7	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
3	12	3	4	6	1	10	1	8	2	14	9	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
4	6	17	2	9	6	8	1	7	3	3	3	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	
5	2	4	4	2	2	11	1	8	1	6	4	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
6	13	11	3	5	3	9	1	5	3	17	5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
7	5	13	7	7	4	2	2	3	2	21	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
8	2	3	5	17	2	10	1	12	3	13	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
9	3	9	2	7	5	9	1	3	1	11	8	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
10	7	10	4	11	3	7	1	10	2	7	6	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
11	1	2	4	7	5	8	1	6	7	7	5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
12	3	16	5	3	4	16	4	7	2	3	4	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Einzelstandortdarstellung

Untersuchungsstandort 01

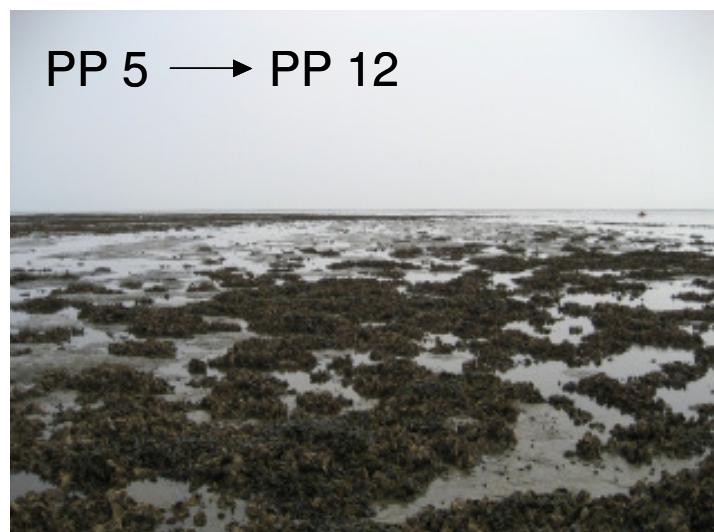
Der südliche und nördliche Teil des Untersuchungsstandortes 01 hat bei hohen Austerndichten auch hohe Miesmuscheldichten. Im Osten der Fläche nimmt die Bedeckung bei abnehmender Austern- als auch abnehmender Miesmuscheldichte zu. Zwischen Probenpunkt 10 und 7 bis 11 hat sich in 2006-2008 ein Priel eingezogen, der zusätzlich zu einer geringen Bedeckung im Norden beiträgt.



PP 2 → PP 3

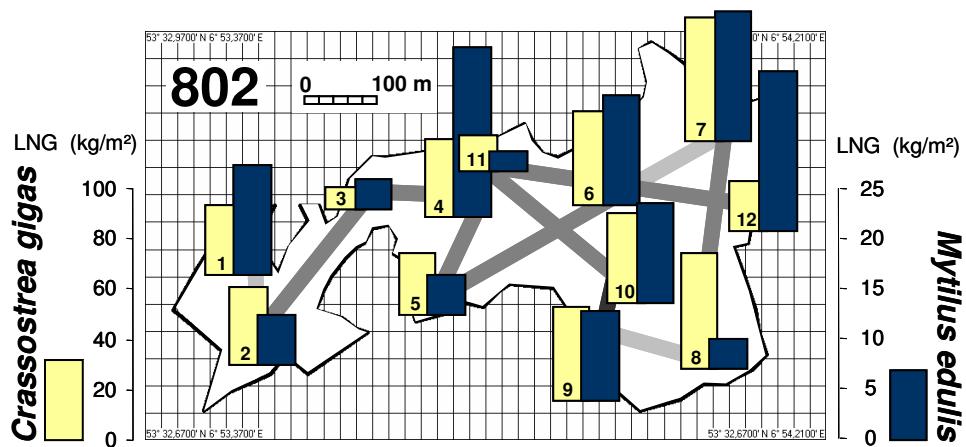


PP 5 → PP 12



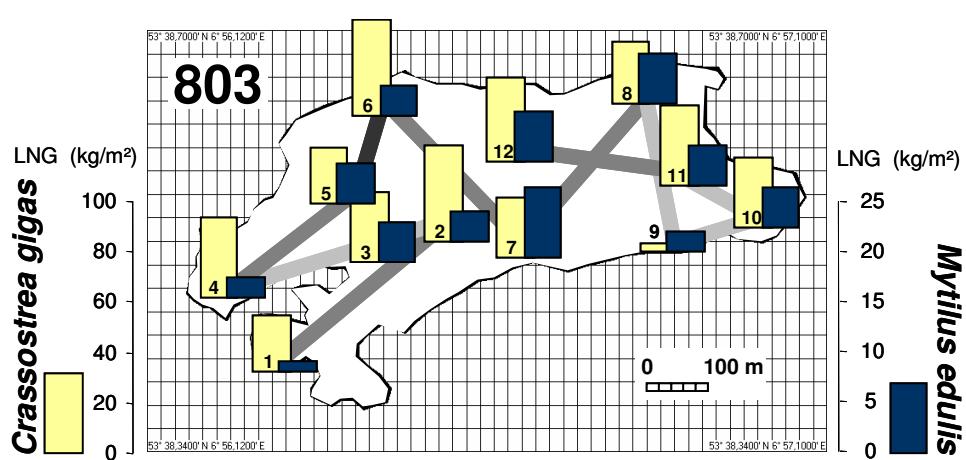
Untersuchungsstandort 02

Bis auf einen Bereich im Nordwesten zeigt der Untersuchungsstandort 02 eine dichte Austernbesiedlung über die gesamte Ausdehnung der Fläche. Die Miesmuscheldichte ist im Nordosten des Standortes höher als im Süden und Westen. Die Bedeckung ist bis auf Randbereiche im Westen, Nordosten und Süden des Standortes über die gesamte Fläche gleichmäßig hoch.



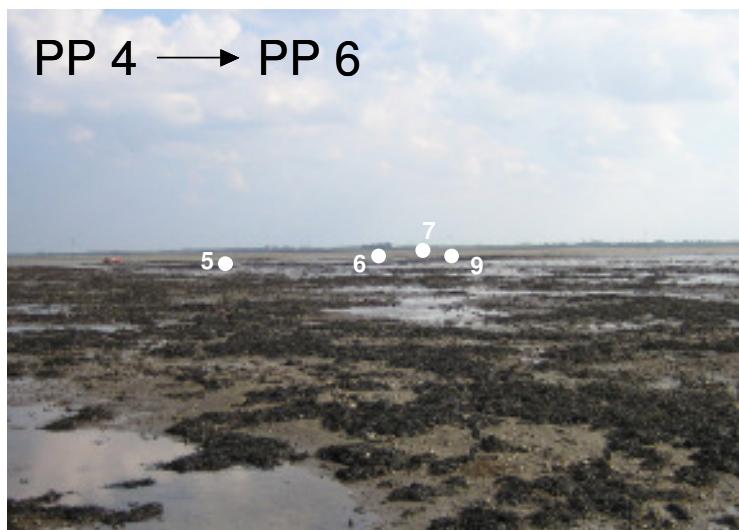
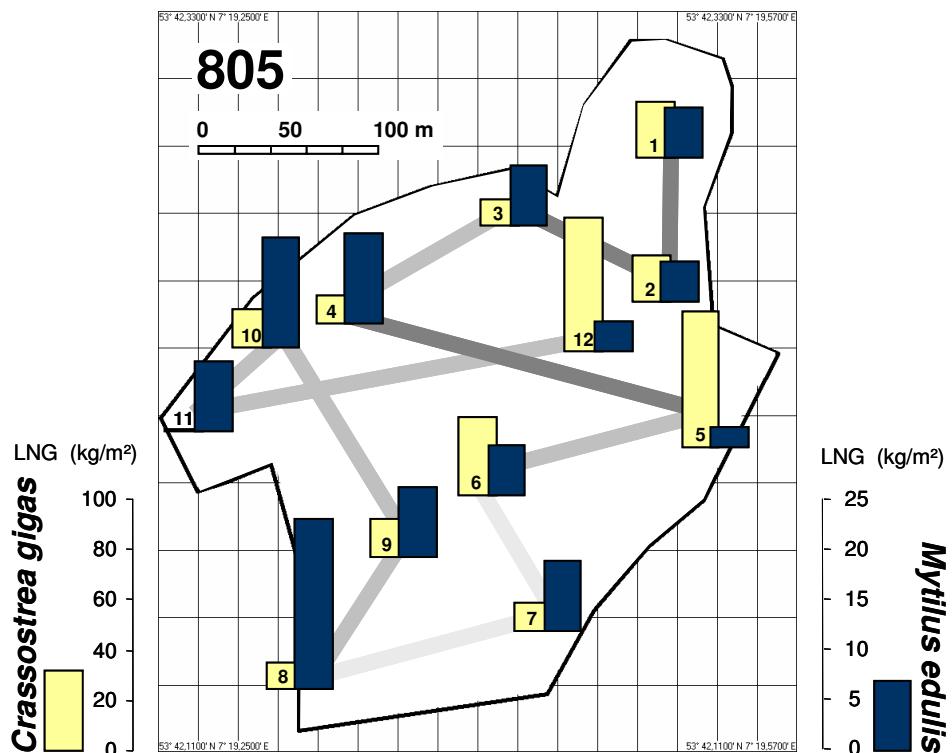
Untersuchungsstandort 03

Untersuchungsstandort 03 ist gleichmäßig stark bedeckt, während sich die besiedelten Bereiche mit schwankenden, tendenziell aber hohen Austerndichten und eher niedrigen Miesmuscheldichten zeigen.



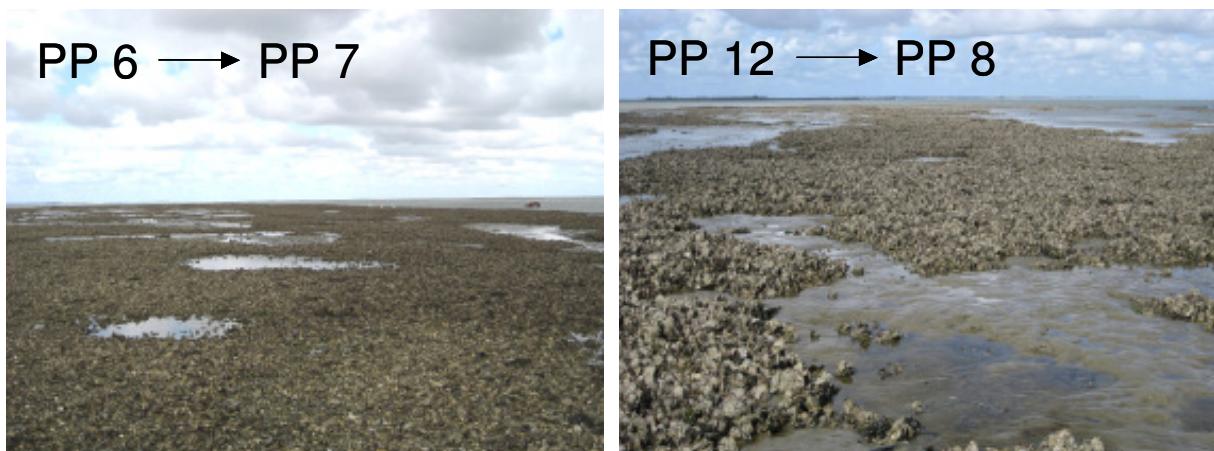
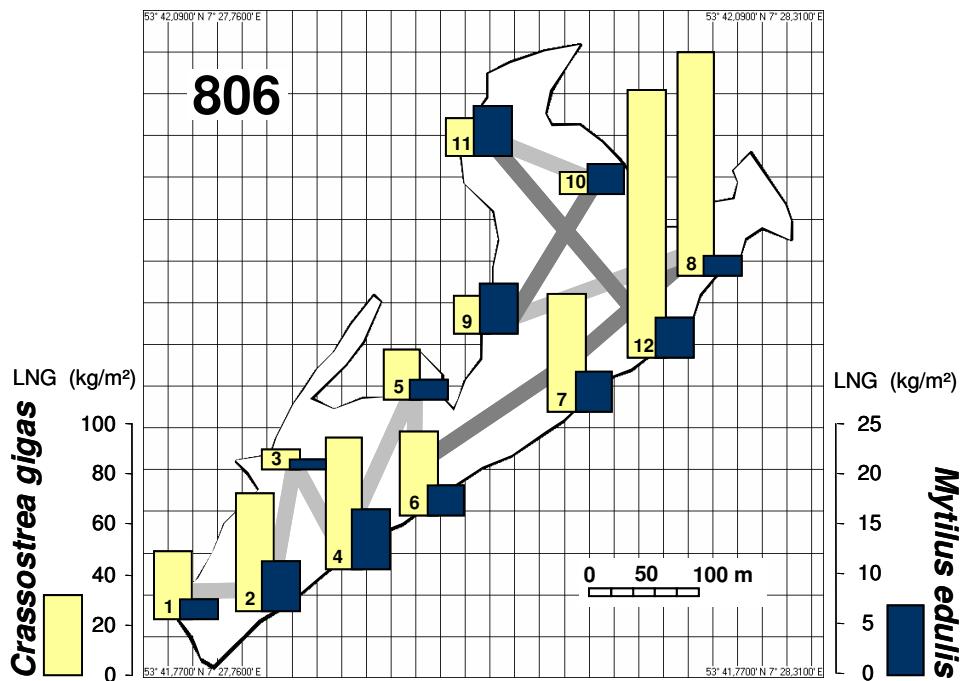
Untersuchungsstandort 05

Untersuchungsstandort 05 ist über die gesamte Fläche sehr gering bedeckt, nur der Norden zeigt höhere Bedeckungen. Austern- als auch Miesmuscheldichten schwanken stark über die gesamte Fläche. Ein sehr dichtes Austernvorkommen ist im Osten des Standortes zu finden, wo gleichzeitig auch die niedrigsten Miesmuscheldichten festgestellt wurden. Probenpunkte mit geringer Austerndichte im Westen und Süden des Standortes sind durch hohe Miesmuscheldichten gekennzeichnet.



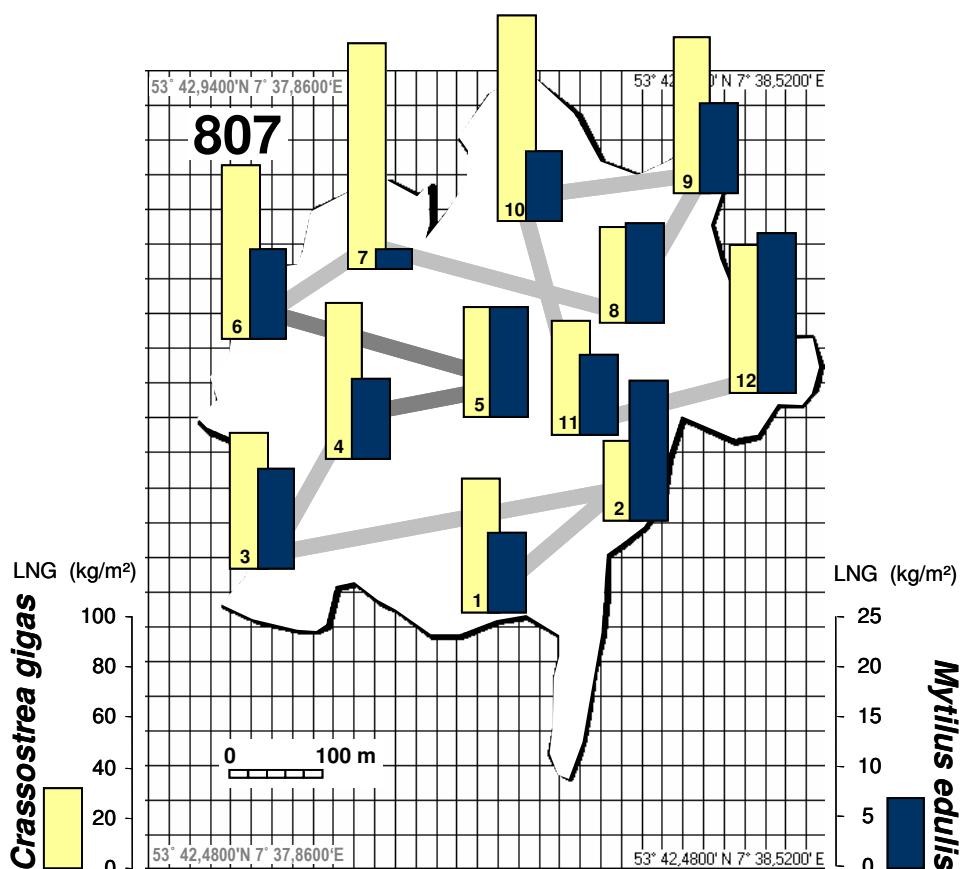
Untersuchungsstandort 06

Der Untersuchungsstandort 06 ist gekennzeichnet durch ein hohes Austernvorkommen parallel zur südlichen Standortbegrenzung (Priel). Die Bedeckung ist im nordöstlichen Teil des Standortes wesentlich höher als im südwestlichen Teil. Der Miesmuschelbestand bleibt auf der gesamten Fläche vergleichsweise niedrig.



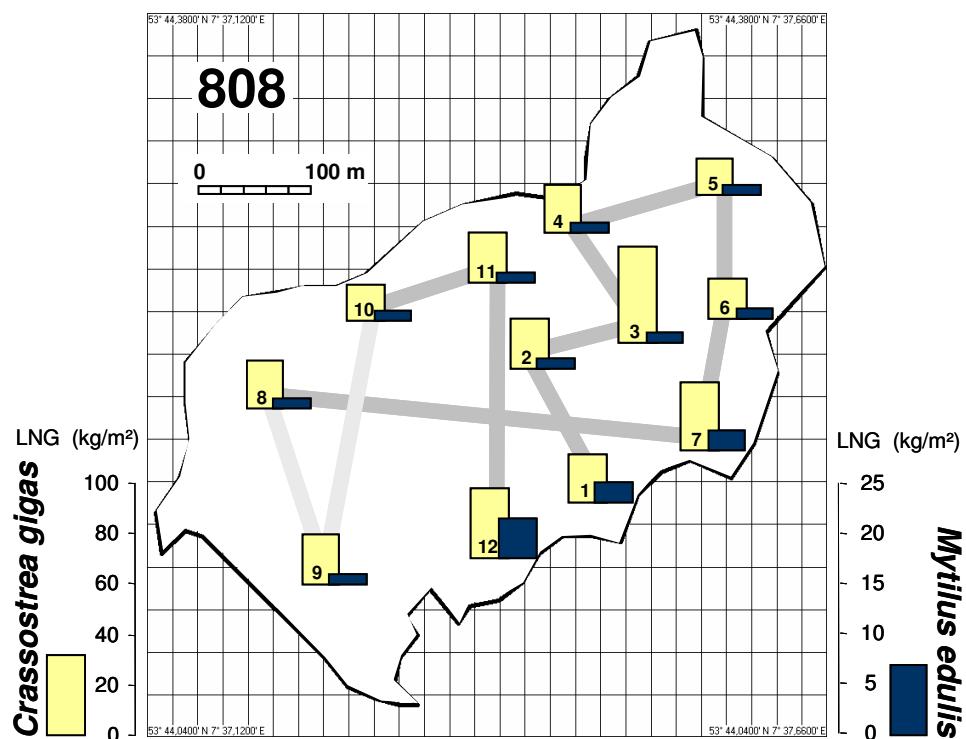
Untersuchungsstandort 07

Die nordwestliche Hälfte des Untersuchungsstandortes 07 ist durch extrem hohe Austerndichten gekennzeichnet, während die südöstliche Hälfte des Standortes niedrigere Dichten aufweist. Der gesamte Standort ist gleichmäßig stark mit Miesmuscheln besiedelt, tendenziell mit geringerer Dichte im Nordwesten und höherer Dichte im Osten. Bis auf einen Bereich in der Mitte des Standortes bleibt die Bedeckung auf der gesamten Fläche sehr gering.



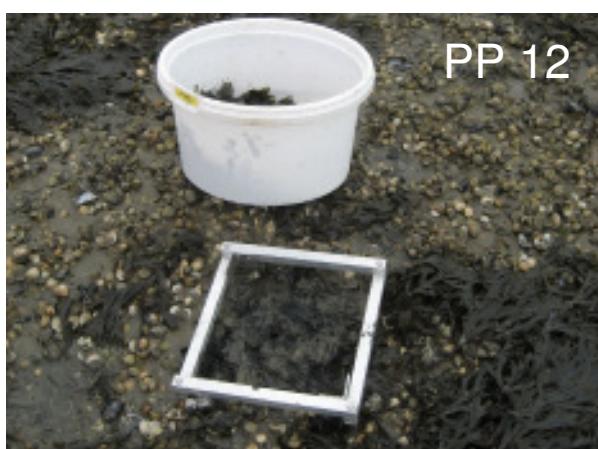
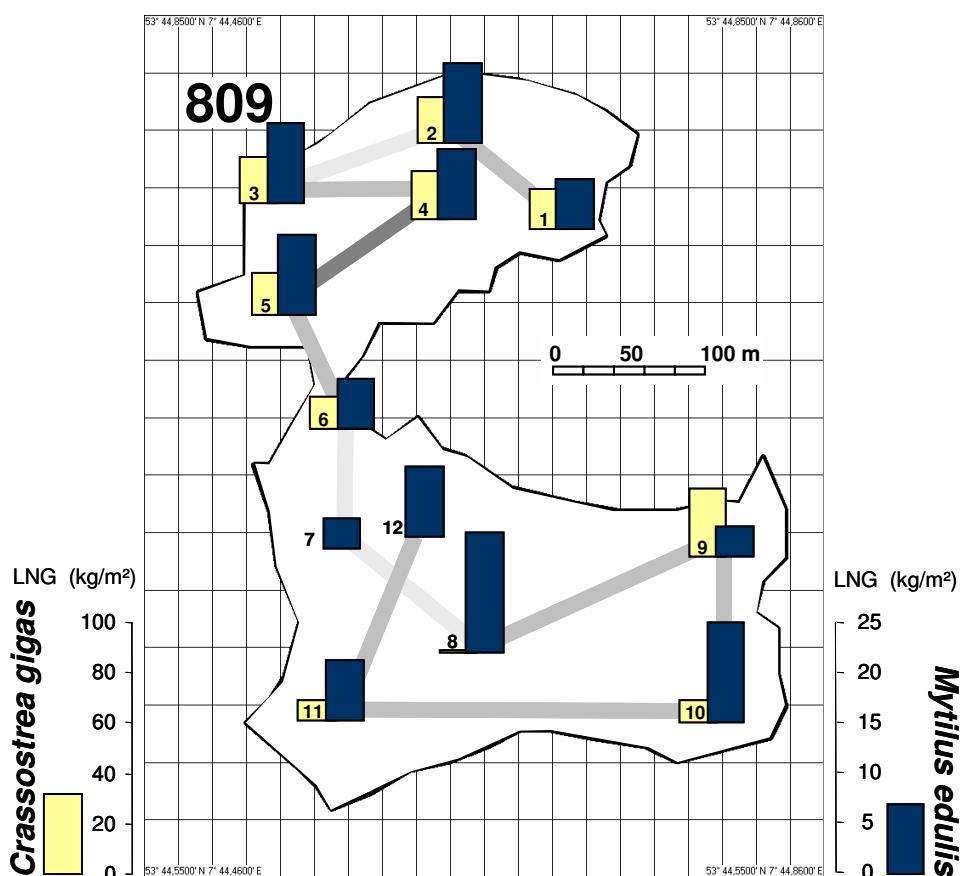
Untersuchungsstandort 08

Untersuchungsstandort 08 hat sehr geringe Bedeckungen über die gesamte Fläche. Miesmuscheln sind sehr schwach vertreten und höhere Austerndichten sind nur im Südosten des Standortes zu finden.



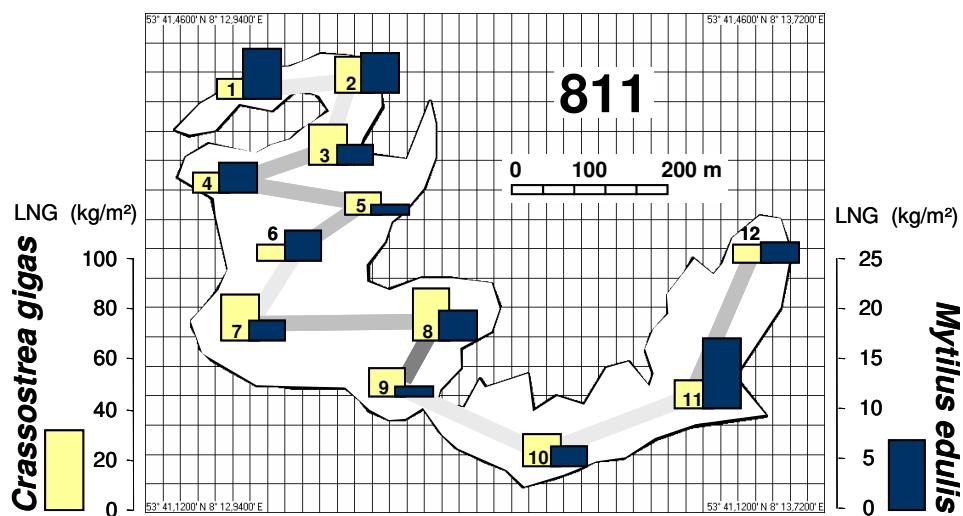
Untersuchungsstandort 09

Die besiedelten Bereiche des nördlichen Teils am Untersuchungsstandort 09 zeigen eine gleichmäßige Besiedlung durch Austern als der südliche Teil, wo teilweise nur vereinzelte Austernklumpen liegen. Miesmuscheln liegen zusammen mit Herzmuscheln unter *Fucus*-Polstern in höheren Dichten über den ganzen Standort verteilt. Der mittlere Bereich des Standortes ist eher dünn mit Miesmuscheln besiedelt und sogar austernfrei. Die Bedeckung durch besiedelte Bereiche bleibt über die gesamte Fläche gering.



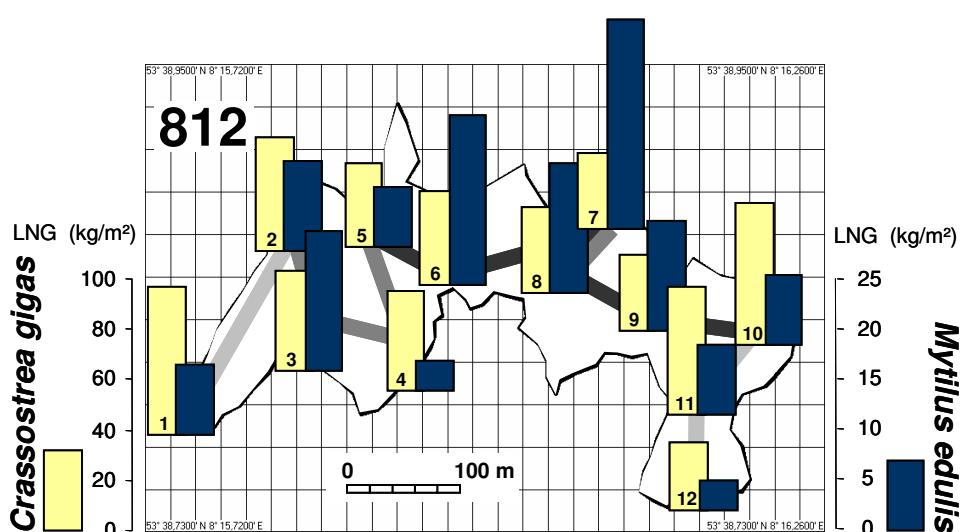
Untersuchungsstandort 11

Untersuchungsstandort 11 ist sehr gering durch gleichmäßig niedrige Austern- und niedrige Miesmuscheldichten bedeckt.



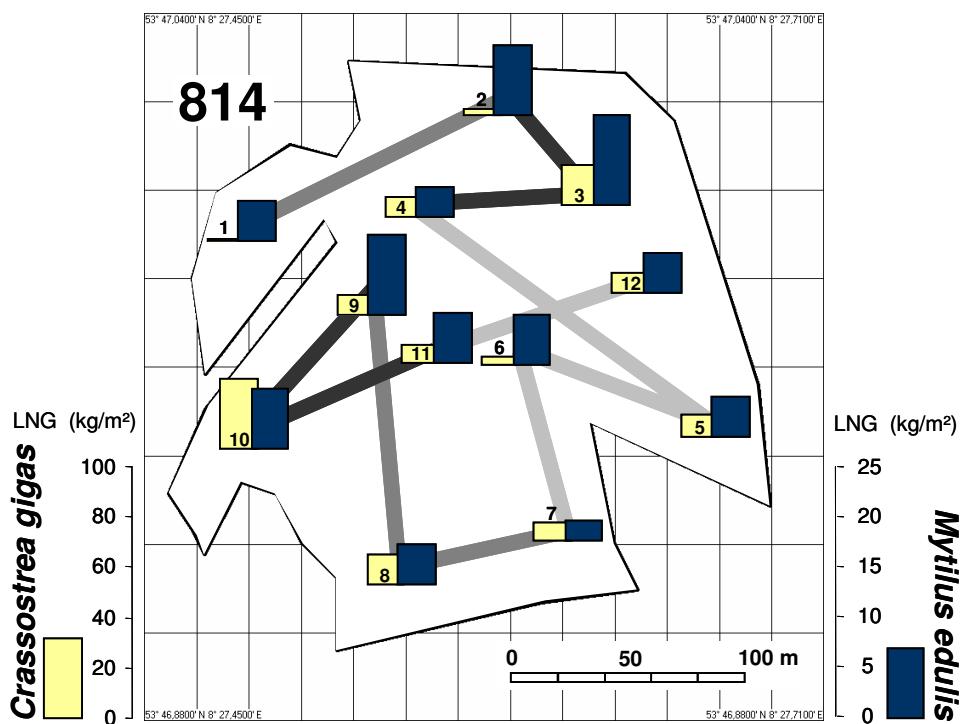
Untersuchungsstandort 12

Die Bedeckung des Untersuchungsstandortes 12 ist jeweils im Westen und Osten sehr gering, während die gesamte restliche Fläche des Standortes hohe Bedeckungen aufweist. Austern sind an allen Probenpunkten relativ gleichmäßig mit sehr hohen Dichten vertreten. Der gesamte Standort ist durch ein hohes Miesmuschelvorkommen gekennzeichnet, während Probenpunkte mit geringerer Austerndichte höhere Miesmuscheldichten und Probenpunkte mit höherer Austerndichte niedrigere Miesmuscheldichten aufweisen.



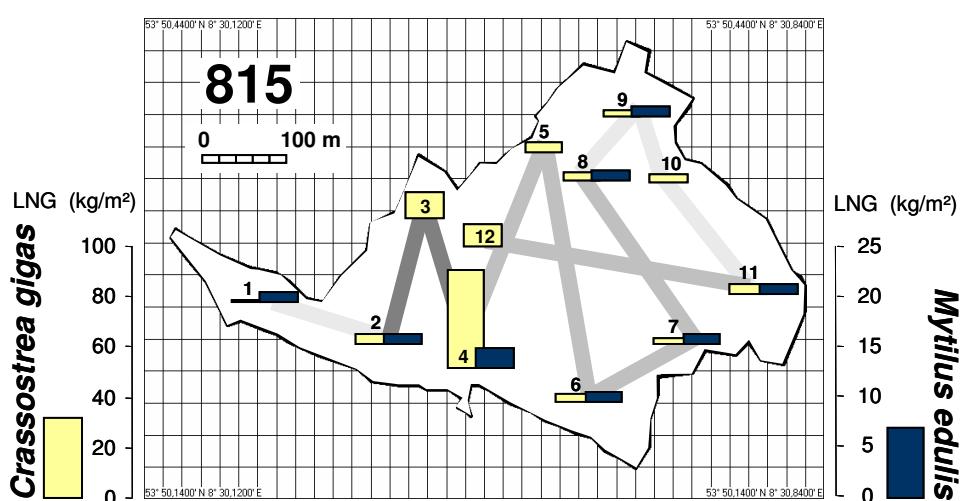
Untersuchungsstandort 14

Austern- als auch Miesmuscheldichten bleiben über die gesamte Fläche des Untersuchungsstandortes 14 eher niedrig. Im mittleren Bereich (Diagonale) sind die besiedelten Bereiche bei einer höheren Bedeckung tendenziell dichter mit Miesmuscheln und in den Randbereichen auch dichter mit Austern besiedelt.



Untersuchungsstandort 15

Untersuchungsstandort 15 ist sehr dünn mit Austern besiedelt, nur im Südosten befindet sich ein Bereich mit sehr hoher Dichte. Miesmuscheln sind selten und an vier Probenpunkten im nördlichen Teil des Standortes wurden gar keine lebenden Individuen gefunden.



4.6.3.2 Datentabellen

In Tabelle 4.21 und 4.22 sind die populationsbiologischen Parameter der besiedelten Bereiche für jeden der 12 Untersuchungsstandorte als Mittelwerte der 12 Probenpunkte mit Standardabweichung (SD) aufgelistet. Zusätzlich sind die Gesamtwerte zur Abundanz, zum Schalengewicht (nur Austern) und zum Lebendnassgewicht jedes Untersuchungsstandortes über die mittlere Bedeckung berechnet worden. Die Tabelle beinhaltet die Daten zur Abundanz und zur Schalenlänge jeweils für alle Individuen und für Austern größer 25 mm sowie für Miesmuscheln größer 10 mm. Das Lebendnassgewicht und das Schalengewicht werden auch durch eine hohe Abundanz junger Individuen kaum verändert (siehe Kap. 4.2 Populationsbiologische Parameter), so dass hier die Werte aller Individuen angegeben wurden. Abundanzen, Schalenlänge und Schalengewichte toter Individuen sind nur für Austern gelistet, da dieses Schalenmaterial am Untersuchungsstandort verbleibt und maßgeblich zur Habitatstruktur beiträgt (siehe Kap. 4.4 Bestandsentwicklung *Crassostrea gigas*, Kap. 7 Geobiologische Prozesse der Bioinvasion).

Tab. 4.23: Daten der Standorte 01-07 in 2008; gelistet sind Mittelwerte von 12 Probenpunkten in besiedelten Bereichen (B) \pm Standardabweichung (SD) pro m^2 und über die Bedeckung umgerechnete Gesamtwerte pro Standortfläche.

Standort	801	802	803	805	806	807
Fläche (ha)	2,76	19,24	26,08	7,25	8,31	24,43
Strecke (m)	1011,2	2225,5	2509,5	1366	1480,9	2362,2
Schritte (#)	1367	2880	3163	1743	1880	3188
Schrittänge (m) \pm SD	0,75 \pm 0,03	0,77 \pm 0,02	0,79 \pm 0,02	0,79 \pm 0,03	0,79 \pm 0,03	0,74 \pm 0,02
Bedeckung (%) \pm SD	49,2 \pm 15,2	49,3 \pm 11,7	45,9 \pm 8,9	32,7 \pm 14,4	38,6 \pm 10,7	34,5 \pm 7,8
<i>Crassostrea gigas</i>	lebend	tot	lebend	tot	lebend	tot
Anzahl	#/m ²	B 557,3	900,0	393,3	726,7	464,0
	\pm SD	B 199,6	226,0	114,3	196,4	226,4
	#/m ²	B 1040	1280	560	960	784
	#/Standort (Mill.)	B 7,6	12,2	37,3	68,9	55,5
Schalen-länge	SL (mm)	B 71,9	56,1	87,8	61,5	79,7
	\pm SD	B 9,4	11,2	13,6	18,6	20,5
	SL _{max} (mm)	B 223	266	199	206	228
Lebend-nass-gewicht	LNG (kg/m ²)	B 27,4		30,3		27,1
	\pm SD	B 7,2		12,0		9,2
	LNG _{max} (kg/m ²)	B 36,3		48,8		37,6
	LNG/Standort (t)	B 372,2		2874,5		3244,0
Schalen-gewicht	SG (kg/m ²)	B 18,0	31,3	19,9	21,0	17,8
	\pm SD	B 4,8	15,2	7,9	8,0	6,1
	SG _{max} /m ²	B 23,8	59,0	32,0	33,1	24,7
	SG/Standort (t)	B 244,5	425,2	1887,9	1992,2	2130,7
# >25mm	#/m ²	B 525,3	537,3	386,7	505,3	445,3
	\pm SD	B 165,3	121,6	117,2	111,6	223,1
	#/m ²	B 912	720	560	720	752
	#/Standort (Mill.)	B 7,1	7,3	36,7	47,9	53,3
SL >25mm	SL (mm)	B 74,2	84,4	89,0	78,5	84,6
	\pm SD	B 7,7	19,4	13,2	16,3	25,5
	SL _{max} (mm)	B 223	266	199	206	228
<i>Mytilus edulis</i>						
Anzahl	lebend		lebend		lebend	
	#/m ²	B 1398,7		1537,3		1094,7
	\pm SD	B 991,0		512,8		519,2
	#/m ²	B 3568		2448		2128
Schalen-länge	#/Standort (Mill.)	B 19,0		145,8		131,0
	SL (mm)	B 25,8		25,7		23,3
	\pm SD	B 4,7		7,4		3,0
Lebend-nass-gewicht	SL _{max} (mm)	B 74		70		73
	LNG (kg/m ²)	B 6,0		8,4		3,6
	\pm SD	B 4,2		5,1		1,6
	LNG _{max} (kg/m ²)	B 12,9		16,4		7,1
# >10mm	LNG/Standort (t)	B 81,5		796,9		431,0
	#/m ²	B 1049,3		1072,0		930,7
	\pm SD	B 728,1		394,8		433,6
	#/m ²	B 2592		1808		1792
SL >10mm	#/Standort (Mill.)	B 14,3		101,7		111,4
	SL (mm)	B 31,5		33,7		25,9
	\pm SD	B 4,1		6,5		3,4
SL _{max} (mm)	SL _{max} (mm)	B 74		70		73
	SL (mm)	B 31,4		33,7		25,9
	\pm SD	B 5,6		6,5		3,4

4.6 Gegenüberstellung *Mytilus edulis* und *Crassostrea gigas*

Tab. 4.24: Daten der Standorte 08-15 in 2008; gelistet sind Mittelwerte von 12 Probenpunkten in besiedelten Bereichen (B) \pm Standardabweichung (SD) pro m² und über die Bedeckung umgerechnete Gesamtwerte pro Standortfläche.

Standort	808		809		811		812		814		815	
Fläche (ha)	16,84		9,27		16,11		7,04		4,21		15,80	
Strecke (m)	1787		1372		1647,3		1028,4		1031,5		1995,8	
Schritte (#)	2241		1766		1932		1375		1233		2369	
Schrittänge (m) \pm SD	0,80 \pm 0,02		0,78 \pm 0,03		0,86 \pm 0,03		0,75 \pm 0,03		0,84 \pm 0,05		0,84 \pm 0,02	
Bedeckung (%) \pm SD	25,0 \pm 6,7		26,0 \pm 9,1		22,5 \pm 9,9		49,3 \pm 15,9		49,7 \pm 14,8		24,9 \pm 14,7	
<i>Crassostrea gigas</i>	lebend	tot	lebend	tot	lebend	tot	lebend	tot	lebend	tot	lebend	tot
Anzahl	#/m ²	B	341,3	166,7	174,7	76,0	314,7	725,3	533,3	1401,3	302,7	705,3
	\pm SD	B	97,5	150,8	138,4	75,4	82,0	482,6	116,9	535,9	124,0	423,6
	# _{max} /m ²	B	496	560	400	224	480	1680	736	2144	496	1360
Schalenlänge	SL (mm)	B	82,0	29,2	87,0	40,8	63,5	31,8	83,8	30,6	53,8	29,9
	\pm SD	B	13,4	7,7	27,2	14,4	6,3	5,6	12,2	5,1	14,4	5,2
	SL _{max} (mm)	B	176	111	172	155	160	103	210	184	186	112
Lebend-nassgewicht	LNG (kg/m ²)	B	21,1		12,0		11,8		40,1		9,1	
	\pm SD	B	6,8		8,6		4,6		10,5		7,2	
	LNG _{max} (kg/m ²)	B	38,1		26,7		20,7		58,6		28,0	
	LNG/Standort (t)		888,2		289,3		427,8		1391,0		190,4	
Schalen Gewicht	SG (kg/m ²)	B	13,8	0,8	7,9	1,3	7,8	4,5	26,3	10,8	6,0	3,9
	\pm SD	B	4,5	0,9	5,6	2,0	3,0	2,8	6,9	4,6	4,8	2,4
	SG _{max} /m ²	B	25,0	3,3	17,5	7,0	13,6	9,9	38,5	19,8	18,4	6,7
SL >25mm	SG/Standort (t)		580,9	33,7	190,4	31,3	282,8	163,2	912,2	374,6	125,5	81,6
	#/m ²	B	312,0	61,3	164,0	46,7	268,0	413,3	476,0	593,3	250,7	392,0
	\pm SD	B	92,4	34,0	128,8	60,4	68,6	277,8	101,7	252,5	111,3	220,4
SL >25mm	# _{max} /m ²	B	480	128	384	176	416	864	640	960	432	656
	#/Standort (Mill.)		13,1	2,6	4,0	1,1	9,7	15,0	16,5	20,6	5,2	8,2
	SL (mm)	B	88,0	42,2	90,3	66,9	71,7	45,3	91,6	54,6	61,9	39,7
SL >10mm	\pm SD	B	12,0	12,1	26,2	16,2	6,1	4,3	10,3	12,3	11,4	5,3
	SL _{max} (mm)	B	176	111	172	155	160	103	210	184	186	112
	SL _{max} (mm)	B	176	111	172	155	160	103	210	184	186	112
<i>Mytilus edulis</i>	lebend		lebend		lebend		lebend		lebend		lebend	
Anzahl	#/m ²	B	794,7		1620,0		1262,7		1522,7		1405,3	
	\pm SD	B	288,4		517,2		538,1		566,5		537,0	
	# _{max} /m ²	B	1408		2464		2304		2368		2528	
	#/Standort (Mill.)		33,5		39,1		45,8		52,8		29,4	
Schalenlänge	SL (mm)	B	11,9		22,6		20,2		30,8		24,9	
	\pm SD	B	4,0		7,6		2,0		5,4		4,6	
	SL _{max} (mm)	B	65		62		61		63		64	
Lebend-nassgewicht	LNG (kg/m ²)	B	1,2		6,7		3,0		9,7		5,0	
	\pm SD	B	1,1		2,6		1,9		5,6		2,2	
	LNG _{max} (kg/m ²)	B	4,2		11,8		7,3		21,3		9,2	
	LNG/Standort (t)		50,5		161,5		108,8		336,5		104,6	
SL >10mm	#/m ²	B	252,0		933,3		1037,3		1377,3		1234,7	
	\pm SD	B	72,6		309,0		475,1		542,5		529,4	
	# _{max} /m ²	B	432		1184		2096		2208		2368	
	#/Standort (Mill.)		10,6		22,5		37,6		47,8		25,8	
SL >10mm	SL (mm)	B	26,3		34,0		23,2		33,3		27,5	
	\pm SD	B	3,5		4,5		2,1		4,9		4,6	
	SL _{max} (mm)	B	65		62		61		63		64	

4.7 Larvenfälle von *Crassostrea gigas* in 2006-2008

Aufgrund der autökologischen Eigenschaften der Pazifischen Auster und der beobachteten Reproduktion in den Untersuchungsjahren 2006-2008 wird in Verbindung mit den dokumentierten Temperaturdaten eine starke Beeinflussung der Larvenentwicklung und ihrer Metamorphose zur festsitzenden Auster durch unzureichende Temperaturen angenommen. Der Schwellenwert von 19.5°C, den die Auster zum Ablaichen benötigt, scheint sich in unseren Gewässern eher nicht begrenzend auszuwirken.

Die Geschlechtsdifferenzierung der Pazifischen Auster als auch der Gonadenaufbau beginnen im Mai bei einer Wassertemperatur von ca. 10°C (Neudecker 1985b). Laichreife wird i.d.R. im Juni bis Juli erreicht. Das synchrone Ablaichen wird durch einen Temperaturanstieg und/oder durch chemische Reize induziert. Die Wassertemperatur muss einen Schwellenwert von 19.5°C überschreiten (Quayle 1969). Die Reifung befruchteter Eier bis zur Entlassung einer freischwimmenden Larve ist abhängig von der Wassertemperatur, wobei niedrige Temperaturen die Reifung um 1-2 Tage verlängern kann. Die Dauer der Larvenentwicklung ist ebenfalls von der Wassertemperatur abhängig. Bevor sich eine Austernlarve durch Metamorphose festsetzen kann, vergehen bei optimalen Bedingungen (20°C) mindestens 3 Wochen. Niedrigere Temperaturen verlängern die Entwicklung und können vor allem in Verbindung mit niedrigen Salinitäten zu einer Wachstumsstagnation führen, die auch ein Absterben der Larve nach sich ziehen kann (Neudecker 1985a, 1985b).

Im Niedersächsischen Wattenmeer erreicht die Wassertemperatur meist bereits im April über 10°C (siehe Kap. 3 Temperatur), so dass eine Geschlechtsdifferenzierung als auch eine erfolgreiche Gonadenreifung im Mai vorausgesetzt werden kann. Zunehmendwärmere Temperaturen im Juni erhöhen die Chance eines frühen Ablaichens. Mit auflaufendem Wasser erhöht sich zudem lokal die Temperatur des Wassers durch den aufgeheizten Wattboden sprunghaft (Wehrmann et al. 2006). Dies kann als Temperaturschlüsselreiz ausreichend sein.

Für das Untersuchungsjahr 2006 konnte ein starker Larvenfall der Pazifischen Auster nachgewiesen werden. Die Populationen aller untersuchten Standorte setzten sich aus einem hohen Anteil an jungen Austern zusammen (siehe Kap. 4.4 Bestandsentwicklung *Crassostrea gigas*). Die Geländeerhebung fand wegen des späten Projektbeginns (siehe Kap. 2 Geländetermine) erst im Spätsommer/Herbst statt, so dass Larvenfälle vor der Wintermortalität festgehalten wurden. Ein Larvenfall kann

auf Ende August 2006 datiert werden, da Anfang September erfasste Bestände (Standort 606 Abb. 4.39, 615 Abb. 4.46) einen sehr hohen Anteil an Individuen mit einer Schalenlänge von 1-10 mm aufwiesen, während diese Kohorte bei einer Erfassung im Oktober (Standort 608 Abb. 4.41, 611 Abb. 4.43, 614 Abb. 4.45) bereits Schalenlängen bis zu 20 mm erreichten. Im Untersuchungsjahr 2007 hingegen konnte kein wesentlicher Larvenfall beobachtet werden. Ein sehr geringer Anteil der Population wurde von jungen Individuen gestellt (Standort 703/10 Abb. 4.9). Folglich fehlt eine entsprechend stark ausgeprägte Kohorte im Bestand nach der Erfassung im Frühjahr/Sommer 2008. An Untersuchungsstandort 805 (Abb. 4.38), der in 2008 witterungsbedingt erst im September beprobt werden konnte, wurde wieder ein starker Larvenfall festgestellt, der eine Bestandszunahme in 2009 auch an anderen Untersuchungsstandorten erwarten lässt.

Der im Oktober 2007 an Untersuchungsstandort 703/10 festgestellte schwache Larvenfall lässt auf ein Vorhandensein von Larven in der Wassersäule schließen. Hohe Wassertemperaturen im Juni 2007 lassen ein frühes Ablaichen vermuten. Die Larvenentwicklung war womöglich aufgrund sehr niedriger Juli-Temperaturen verlängert. Eine erfolgreiche Metamorphose zur festsitzenden Auster wurde eventuell durch verhältnismäßig niedrige Wassertemperaturen im September 2007 behindert. Im Gegensatz dazu waren die Temperaturen im August und September 2006 höher als in 2007. Falls die Larvenentwicklung in 2006 durch ausreichend hohe Wassertemperaturen erfolgreich abgeschlossen werden konnte oder es zu einer verzögerten Larvenentwicklung kam, so reichte die Temperatur im August als auch im September 2006 offensichtlich für einen starken Larvenfall aus. Auch in 2008 war bereits der Juni warm. Es folgten in diesem Untersuchungsjahr aber ein wärmerer Juli und ein wärmerer August als in 2007, so dass in 2008 wieder ein erfolgreicher Larvenfall erfasst wurde (Abb. 4.56).

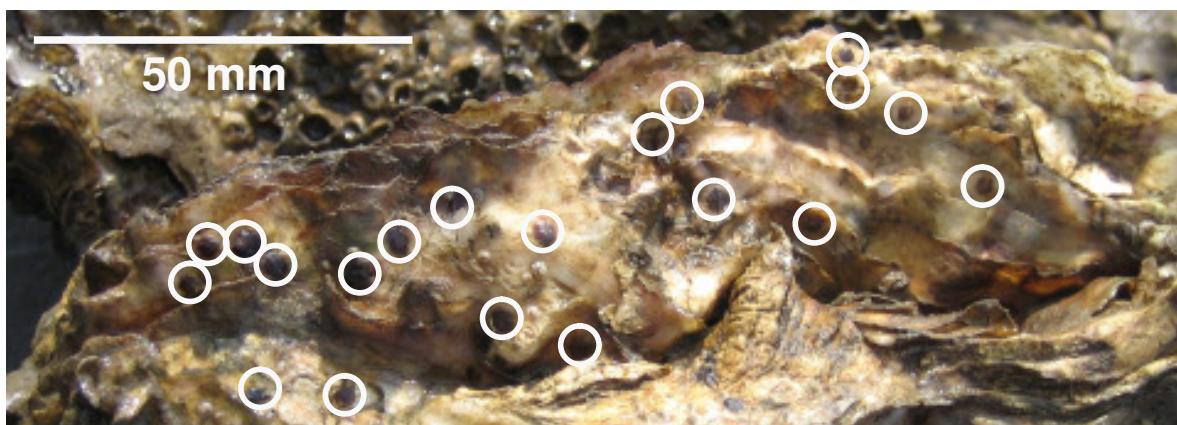


Abb. 4.56: Adulte Pazifische Auster mit Jungaustern (markiert)

5 Nahrungsökologische Bedeutung für Wat- und Wasservögel

Das Nahrungsangebot in Austernriffen wird durch hohe Abundanzen und Biomassen von assoziierten Benthosorganismen charakterisiert (siehe Kap. 5.2 Begleitfauna), was von Wat- und Wasservögeln entsprechend genutzt wird (siehe Kap. 5.1 Ornithologische Verhaltensbeobachtungen). Der Austernfischer hat sich auf die bevorzugte Prädation von Jungaustern bis 70 mm spezialisiert.

5.1 Ornithologische Verhaltensbeobachtungen

Eulitorale Miesmuschelbänke (*Mytilus edulis*) zeichnen sich durch eine wesentlich höhere Biomasse und Produktivität aus als die meisten anderen Watttypen (Asmus 1987) und sind daher ein bevorzugtes Nahrungshabitat vieler Vogelarten. Austernfischer und Eiderente sind auf Miesmuscheln spezialisierte Hauptkonsumenten. Die Miesmuschelbänke bieten jedoch nicht nur muschelfressenden Arten günstige Nahrungsmöglichkeiten, sondern auch Vogelarten, die in erster Linie die assoziierte Begleitfauna nutzen. Neben Silbermöwen, die sich auf jungen Miesmuschelbänken ebenfalls in großem Umfang von Muscheln ernähren, sind dies in erster Linie Große Brachvögel, Rotschenkel, Lachmöwen, Alpenstrandläufer und Pfuhlschnepfen (lat. Artnamen siehe Tab. 5.1). Sie ernähren sich auf Miesmuschelbänken hauptsächlich von Polychaeten und Crustaceen (Van de Kam et al. 1999, Nehls et al. 1997). Beide Gruppen, muschelfressende Vogelarten als auch auf Begleitfauna spezialisierte Arten, könnten durch die Umwandlung von Miesmuschelbänken zu Austernriffen (siehe Kap. 4 Dokumentation der Bestandserfassung, siehe Kap. 7 Geobiologische Prozesse der Bioinvasion), beeinflusst werden. Die Auswirkungen auf Wat- und Wasservögel können je nach Nahrungsspektrum und Ernährungsstrategie artspezifisch ganz unterschiedlich sein. Nach Markert et al. (2009) zeigte sich die Zusammensetzung der Begleitfauna in Austernriffen arten- und individuenreicher als in Miesmuschelbänken und auch Miesmuscheln siedeln in hohen Abundanzen in der Matrix der Riffe (siehe Kap. 4.6 Gegenüberstellung *Mytilus edulis* und *Crassostrea gigas*). Die neue Habitatstruktur eines Austernriffs (siehe Kap. 7 Geobiologische Prozesse der Bioinvasion) könnte die Erreichbarkeit als auch Profitabilität für Wat- und Wasservögel einschränken.

Die Bedeutung der Auster als Beuteorganismus bzw. der Austernriffe als Nahrungs-habitat für Wat- und Wasservögel wie auch die Einwirkungen möglicher Prädatoren auf Austernpopulationen sind bisher kaum untersucht. Aus dem Wattenmeer liegen dazu keine Daten vor. Belegt ist, insbesondere durch Untersuchungen aus den USA, dass der Amerikanische Austernfischer (*Haematopus palliatus*) als auch der Schwarze Amerikanische Austernfischer (*Haematopus bachmani*) Austern fressen (u.a. Butler 1979, Tuckwell & Nol 1997). Zur Profitabilität der Aufnahme von Austern liegen keine Angaben vor.

In der vorliegenden Pilotstudie sollte die Beziehung zwischen der Pazifischen Auster bzw. eines Austernriffs als potenzieller Nahrungsquelle und Wat- und Wasservögeln als potenziellen Prädatoren untersucht werden. Es sollte der Frage nachgegangen werden, ob Austernriffe für die Avifauna eine vergleichbare Funktion einnehmen können wie Miesmuschelbänke. Hierzu wurden am Dornumer Nacken (Abb. 5.1) zur Zeit des Frühjahrs- und Herbstzuges in 2007

- (a) die Rastvogelbestände dreier Flächentypen (Abb. 5.1) ermittelt: **Asternriff** und angrenzende, heterogen strukturierte **Mischfläche** am Untersuchungsstandort 06 (Abb. 5.1; siehe Kap. 4.3.2 Fläche der Untersuchungsstandorte und Referenz-Koordinaten) sowie umliegendes **Sandwatt** und
- (b) die Energieaufnahme häufiger Rastvogelarten (Austernfischer, Großer Brachvogel und Silbermöwe) an Hand von Detailbeobachtungen zum Nahrungs-sueverhalten aufgenommen.

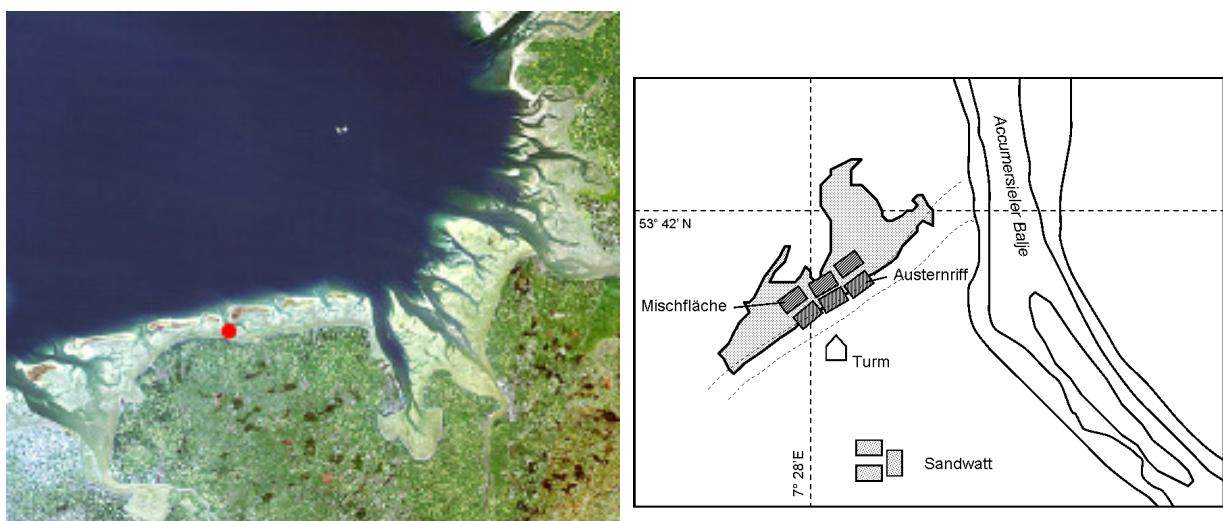


Abb. 5.1: Grobräumige Lage des Untersuchungsgebietes auf dem Dornumer Nacken südlich der Inseln Baltrum und Langeoog (links) (Quelle: © CWSS, Brockmann Consult) und Lage bzw. Ausdehnung des Austernriffs (Untersuchungsstandort 06) mit jeweils drei Beobachtungsflächen (Rechtecke) der beiden Flächentypen Austernriff und Mischfläche und dem Flächentyp Sandwatt (rechts) (Grafik: K.-M. Exo)

Beschreibung der Flächentypen

Pro Flächentyp wurden jeweils drei Beobachtungsflächen von je 0,18 ha (30 m x 60 m) untersucht (Abb. 5.1).

Die Beobachtungsflächen auf dem **Austernriff** (Abb. 5.1) wurden in Bereichen mit möglichst dichtem Austernbewuchs ausgewählt. Die Flächen senkten sich im Süden in einen Priel ab (Abb. 5.2, 5.3). Das Riff war daher vergleichsweise früh in der Tidenphase und lange von Wasser bedeckt.

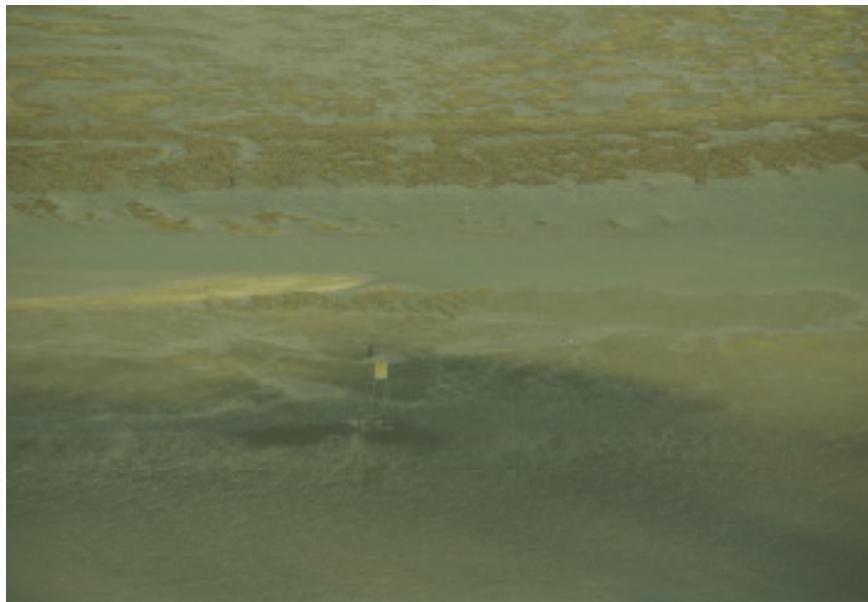


Abb. 5.2: Luftbildansicht des am Priel gelegenen Austernriffs mit vorgelagertem Beobachtungsturm (Foto: D. Frank)

Von den drei auf dem Austernriff abgesteckten Flächen war eine Fläche zu 65 %, die beiden anderen Flächen zu 75 % von einem dichten Austernbewuchs bedeckt. Die austernfreien Zwischenräume blieben meist auch während der Niedrigwasserphase überflutet. Diese wassergefüllten, austernfreien Zwischenräume werden im Folgenden als „tidal pools“ bezeichnet (Abb. 5.3). Die tidal pools sind aufgrund hoher Biofaecesablagerung schlickhaltig. Die austernbesiedelten Bereiche wurden zudem, in den Priel hinablaufend, von Wasserabflussrinnen durchzogen. Die Probenflächen bestanden somit aus einem massiven Austernriff, durchzogen von austernfreien Zwischenräumen. Im Folgenden werden die Habitatstrukturen des Austernriffs als Austern (dichter Austernbewuchs), tidal pools bzw. Wasserablauf (Zwischenräume) bezeichnet.

Als Begleitorganismen des Austernriffs (siehe Kap. 5.2 Begleitfauna) sind besonders *Littorina littorea* und *Carcinus maenas* zu erwähnen, aber auch *Mytilus edulis* wächst in Koexistenz zwischen den Austern (Abb. 5.3).



Abb. 5.3: **Austernriff** Lage am Priel (links), meist auch bei Niedrigwasser mit Wasser bedeckte „tidal pools“ (mitte) und Detailansicht (rechts)

Die an das Austernriff nordwestlich anschließende **Mischfläche** (Abb. 5.1, 5.4) war in sich ebenfalls nicht homogen. Die Probefläche umfasste zum einen Reste eines alten Schillsockels, der über Jahrzehnte als Basis für eine Miesmuschelbank diente, darüber hinaus gingen diese schillbedeckten Zonen in Sandwattbereiche über und waren von Ausläufern des Austernriffes, sowie tidal pools, durchzogen. Auf der Mischfläche fanden sich neben *Crassostrea gigas* und *Mytilus edulis* auch zahlreiche lebende Herzmuscheln (Abb. 5.4; siehe Kap. 5.2 Begleitfauna). Im Folgenden werden die unterschiedenen Habitatstrukturen der Mischfläche als Austern, tidal pools und Mischfläche (Schillfläche durchsetzt mit geringen Austernanteilen und Sandwattanteilen) bezeichnet.



Abb. 5.4: **Mischfläche** Ausschnitt (links) und Detailansicht (rechts)

Die **Sandwatt**-Probeflächen waren vergleichsweise homogen. Es dominierten *Lanice conchilega*, *Arenicola marina* und *Cerastoderma edule* (Abb. 5.5; siehe Kap. 5.2 Begleitfauna). Das Sandwatt ist flächenmäßig der dominierende Watttyp auf dem Dornumer Nacken.



Abb. 5.5: **Sandwatt** Ausschnitt (links) und Detailansicht (rechts)

5.1.1 Methoden

Die Beobachtungen erfolgten aus einem ca. 5,5 m hohen Beobachtungsturm (Abb. 5.1, 5.2) (Optik: Spektiv Optolyth TBS 80, 20-60 x 60). Die Untersuchungen konzentrierten sich auf die Hauptperioden des Frühjahrs- und Herbstzuges 2007, i.e.S. auf die Monate März bis Mai (24 Beobachtungstage) und August bis Oktober (35 Beobachtungstage). An fünf Tagen pro Monat wurde in 20 Minuten Intervallen standardisierte Rastvogelzählungen durchgeführt. Erfasst wurden die Artenspektren und die Anzahlen aller auf den Flächen anwesenden Vögel. Parallel wurde das Verhalten der gezählten Vögel aufgenommen, welches getrennt nach Nahrung suchenden und nach nicht Nahrung suchenden Individuen notiert wurde („scan sampling“ nach Martin & Bateson 1986). Pro Stunde wurden somit drei Rastvogelzählung und Verhaltensbeobachtungen auf den insgesamt neun Probeflächen durchgeführt. Während der Beobachtungen wurde zugleich die prozentuale Wasserbedeckung der jeweiligen Beobachtungsfläche geschätzt. Die Beobachtungen deckten jeweils eine komplette Niedrigwasserphase ab, d. h. vom Ablaufen bis zum Auflaufen des Wassers (Tidenstunden -3 bis +2).

Da das Austernriff und vor allem die Mischfläche z. T. äußerst heterogen strukturiert waren, wurden zur Zeit des Herbstzuges die Aufenthaltsorte der Vögel auf diesen Flächen differenzierter festgehalten. Aufgenommen wurde, ob Vögel des Austernriffs

sich bevorzugt auf den Austern selbst, in den tidal pools oder Wasserabflüssen aufhielten bzw. ob Vögel der Mischfläche in von Austern dominierten Bereichen, auf der Mischfläche oder eher in den tidal pools auftraten.

Während weiterer 4 bis 5 Tage pro Monat wurden Detailbeobachtungen zum Nahrungssucheverhalten ausgewählter Arten durchgeführt („focal animal sampling“ nach Martin & Bateson 1986). Aufgenommen wurden die Nahrungsspektren sowie die Nahrungsaufnahme von Austernfischer, Großem Brachvogel und Silbermöwe. Diese drei Arten wurden ausgewählt, da sie einerseits stetig und in vergleichsweise hoher Dichte auf den drei Flächentypen auftraten (Tab. 5.1; Abb. 5.6) und zudem relativ große Nahrungsorganismen aufnahmen, welche gut zu erkennen waren. Besondere Beachtung wurde hier auf das Vorkommen und Fressverhalten des Austernfischers gelegt, da insbesondere für diese Art anzunehmen ist, dass ihre Nahrungsgrundlage durch den Verlust von *Mytilus*-Bänken nachhaltig beeinflusst werden könnte (Scheiffarth et al. 2007). Neben den Pick- und Erfolgsraten wurden die Größen der gefressenen Beutetiere in Relation zur Schnabellänge bzw. -breite bestimmt. Aufbauend auf diesen Daten wurde die Biomasse- und Energieaufnahme berechnet (Details zur Methode siehe Petersen & Exo 1999, Thyen & Exo 2003). Bei den Beobachtungen zur Nahrungsaufnahme von Austernfischern wurde zusätzlich zwischen adulten und immaturen (bis zum 3. Lebensjahr) Individuen differenziert. Darüber hinaus wurde für die von Austernfischern aufgenommenen Muscheln die „handling time“ bestimmt, d. h. die Zeit, die ein Vogel von der Aufnahme bis zum Fressen eines Beutetieres benötigt. Zur Bestimmung der von Austernfischern konsumierten Größenklassen wurden zudem regelmäßig Schalen gefressener Austern gesammelt und vermessen. Nachdem Vögel fressend auf den Flächen beobachtet wurden, wurde dieser Bereich begangen, die Schalenlänge (posterior/anterior) der anhaftenden linken Schalenklappe vermessen und im Vergleich zum Angebot dargestellt. Die losen rechten Schalenklappen wurden, soweit noch vorhanden, fotografiert und eingesammelt, um anhand von Hackspuren an der Schale Aussagen zur Öffnungstechnik treffen zu können.

Statistische Auswertung

Zur Berechnung der Vogeldichte auf den drei Flächentypen wurden zunächst die Tagesmittelwerte berechnet. Aufbauend auf den Tagesmittelwerten wurden die mittleren Individuendichten pro Zugperiode und Flächentyp ermittelt. Je nach Fragestellung und Datengrundlage wurden der Mann-Whitney-U-Test bzw. zum

Vergleich mehrerer Faktoren der Kruskal-Wallis Test nach Bonferroni-Korrektur (p/ 3) mit anschließendem post-hoc Test angewandt (Sachs 1997). Die statistische Auswertung erfolgte mittels der Programmpakete SPSS 13.0, Microsoft Excel 10 und Sigma Plot 10. Die Signifikanzniveaus werden einheitlich wie folgt dargestellt * p < 0,05, ** p < 0,01, *** p < 0,001.

5.1.2 Ergebnisse

Abundanz und Verteilung der Rastvögel

Im Rahmen der Rastvogelzählungen wurden insgesamt 19 Arten nachgewiesen (Tab. 5.1), 7 der 19 Arten traten ausschließlich zur Zeit des Herbstzuges auf, keine Art ausschließlich während des Frühjahrszuges. Auf dem Austernriff wurden 13 Arten nachgewiesen, im Sandwatt 12 und auf der Mischfläche 10. Die bei Weitem häufigsten und stetigsten Arten waren Austernfischer, Großer Brachvogel, Silber- und Lachmöwe (lat. Artnamen siehe Tab. 5.1). Dies waren zugleich die Arten, die auch auf dem Austernriff dominierten. Weitere häufige Arten im Sandwatt, vor allem zur Zeit des Herbstzuges, waren Sturmmöwe und Alpenstrandläufer. Während beider Zugperioden auf allen Flächentypen anwesend waren Silber-, Lach- und Sturmmöwe sowie Großer Brachvogel, Austernfischer und Rotschenkel. Ausschließlich auf dem Austernriff traten Stockente, Eiderente, Küstenseeschwalbe und Kormoran auf, während Pfuhlschnepfe, Goldregenpfeifer, Alpenstrandläufer, Knut und Ringelgans nur im Sandwatt anzutreffen waren. Grünschenkel hielten sich ausschließlich auf der Misch- und Austernfläche auf, während Steinwälzer vorwiegend die schillbedeckte Mischfläche nutzten.

Auf dem Austernriff und der Mischfläche dominierten während beider Zugperioden Große Brachvögel und Austernfischer (Tab. 5.1). Während des Herbstzuges traten auf dem Austernriff zudem Lach- und Silbermöwen in hoher Dichte auf. Im Sandwatt ergab sich ein abweichendes Artenspektrum. Austernfischer traten zur Zeit des Frühjahrszuges in vergleichsweise geringer Dichte auf, während die Möwenarten dominierten. Im Frühjahr waren vorwiegend Silber- und Lachmöwen sowie Große Brachvögel und im Herbst Sturmmöwen sowie Alpenstrandläufer anwesend.

Tab. 5.1: Artenspektren und Abundanzen von Wat- und Wasservögeln auf den drei Flächentypen am Dornumer Nacken zur Zeit des Frühjahrs- und Herbstzuges 2007. Angegeben sind Mittelwerte \pm Standardabweichung pro ha, berechnet aus Tagesmittelwerten. n = 15 Zähltagen pro Zugsaison.

	Frühjahrszug 2007			Herbstzug 2007		
	Austernriff	Mischfläche	Sandwatt	Austernriff	Mischfläche	Sandwatt
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	0,03 \pm 0,11			0,04 \pm 0,14		
Ringelgans <i>Branta bernicla</i>						0,03 \pm 0,12
Stockente <i>Anas platyrhynchos</i>				0,23 \pm 0,81		
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>				0,19 \pm 0,39		
Austernfischer <i>Haematopus ostralegus</i>	4,18 \pm 3,78	3,36 \pm 4,04	0,68 \pm 1,03	2,26 \pm 2,10	7,25 \pm 9,12	4,37 \pm 3,62
Kiebitzregenpfeifer <i>Pluvialis squatarola</i>		0,2 \pm 0,36				0,01 \pm 0,05
Goldregenpfeifer <i>Pluvialis apricaria</i>						0,44 \pm 1,09
Knutt <i>Calidris canutus</i>						0,01 \pm 0,04
Steinwälzer <i>Arenaria interpres</i>	0,03 \pm 0,09	1,61 \pm 2,99			0,48 \pm 1,43	
Alpenstrandläufer <i>Calidris alpina</i>						10,27 \pm 36,62
Rotschenkel <i>Tringa totanus</i>	0,13 \pm 0,33	0,24 \pm 0,57	0,07 \pm 0,13	0,15 \pm 0,29	0,90 \pm 0,89	0,99 \pm 1,72
Grünschenkel <i>Tringa nebularia</i>	0,1 \pm 0,31	0,57 \pm 2,04		0,33 \pm 0,50	0,44 \pm 0,52	
Pfuhlschnepfe <i>Limosa lapponica</i>			0,08 \pm 0,26			0,02 \pm 0,06
Großer Brachvogel <i>Numenius arquata</i>	4,47 \pm 5,42	4,95 \pm 4,84	3,05 \pm 2,98	3,21 \pm 1,26	8,34 \pm 3,96	2,41 \pm 1,29
Regenbrachvogel <i>Numenius phaeopus</i>	0,05 \pm 0,18	0,02 \pm 0,05		0,02 \pm 0,06		
Lachmöwe <i>Larus ridibundus</i>	1,05 \pm 0,82	1,75 \pm 1,69	2,46 \pm 2,81	4,19 \pm 3,03	1,07 \pm 2,0	4,95 \pm 4,09
Sturmmöwe <i>Larus canus</i>	0,02 \pm 0,07	0,03 \pm 0,08	0,03 \pm 0,09	0,29 \pm 0,27	0,25 \pm 0,46	18,33 \pm 10,21
Silbermöwe <i>Larus argentatus</i>	1,19 \pm 0,96	0,73 \pm 0,75	3,34 \pm 3,54	3,86 \pm 2,01	0,99 \pm 0,49	5,01 \pm 7,3
Küstenseeschwalbe <i>Sterna paradisaea</i>				0,15 \pm 0,52		
Gesamtabundanz	11,26 \pm 5,74	13,47 \pm 7,33	9,71 \pm 4,12	14,92 \pm 5,57	19,72 \pm 12,01	46,85 \pm 33,64

Vergleicht man die Dichte der Arten zwischen den drei Flächentypen innerhalb der Zugperioden (Tab. 5.2, Abb. 5.6), so ergab sich für Austernfischer während des **Frühjahrszuges** 2007 eine signifikant höhere Individuendichte auf dem Austernriff als im Sandwatt. Steinwälzer traten auf der Mischfläche in signifikant höherer Dichte auf als im Sandwatt. Alle anderen Arten nutzten die drei Flächentypen zur Zeit des

Frühjahrszuges in vergleichbarem Umfang. Es zeigte sich jedoch die Tendenz, dass neben Austernfischern Große Brachvögel und Rotschenkel vermehrt auf Austernriff und Mischfläche, Lach- und Silbermöwe hingegen vermehrt im Sandwatt anzutreffen waren.

Tab. 5.2: Vergleich der Abundanzen zwischen den Flächentypen während des Frühjahrs- und Herbstzuges 2007. Angegeben sind die Signifikanzniveaus (Kruskal-Wallis Test nach Bonferroni Korrektur (p/ 3). n = 15 Zähltage pro Zugsaison.

	Frühjahrszug 2007			Herbstzug 2007		
	Austernriff vs. Mischfläche	Austernriff vs. Sandwatt	Mischfläche vs. Sandwatt	Austernriff vs. Mischfläche	Austernriff vs. Sandwatt	Mischfläche vs. Sandwatt
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	n.s. 0,317	n.s. 0,317	n.s. 1	n.s. 0,317	n.s. 0,317	
Ringelgans <i>Branta bernicla</i>					n.s. 0,317	n.s. 0,317
Stockente <i>Anas platyrhynchos</i>				n.s. 0,150	n.s. 0,150	
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>				n.s. 0,035	n.s. 0,035	
Austernfischer <i>Haematopus ostralegus</i>	n.s. 0,245	*** 0,000	n.s. 0,065	n.s. 0,185	n.s. 0,065	n.s. 0,917
Kiebitzregenpfeifer <i>Pluvialis squatarola</i>	n.s. 0,035	n.s. 1	n.s. 0,035		n.s. 0,317	n.s. 0,317
Goldregenpfeifer <i>Pluvialis apricaria</i>					n.s. 0,035	n.s. 0,035
Knutt <i>Calidris canutus</i>					n.s. 0,317	n.s. 0,317
Steinwälzer <i>Arenaria interpres</i>	n.s. 0,028	n.s. 0,15	*	n.s. 0,003	n.s. 0,035	n.s. 0,035
Alpenstrandläufer <i>Calidris alpina</i>					n.s. 0,035	n.s. 0,035
Rotschenkel <i>Tringa totanus</i>	n.s. 0,595	n.s. 0,758	n.s. 0,894	*	n.s. 0,299	n.s. 0,299
Grünschenkel <i>Tringa nebularia</i>	n.s. 0,632	n.s. 0,15	n.s. 0,073	n.s. 0,375	** 0,003	*** 0,000
Pfuhlschnepfe <i>Limosa lapponica</i>	n.s. 1	n.s. 0,15	n.s. 0,15		n.s. 0,150	n.s. 0,150
Großer Brachvogel <i>Numenius arquata</i>	n.s. 0,647	n.s. 0,868	n.s. 0,35	*** 0,000	n.s. 0,059	*** 0,000
Regenbrachvogel <i>Numenius phaeopus</i>	n.s. 0,605	n.s. 0,317	n.s. 0,15	n.s. 0,150	n.s. 0,150	
Lachmöwe <i>Larus ridibundus</i>	n.s. 0,52	n.s. 0,237	n.s. 0,693	*** 0,000	n.s. 0,604	*** 0,000
Sturmöwe <i>Larus canus</i>	n.s. 0,577	n.s. 0,55	n.s. 0,944	n.s. 0,115	*** 0,000	*** 0,000
Silbermöwe <i>Larus argentatus</i>	n.s. 0,167	n.s. 0,21	n.s. 0,056	*** 0,000	n.s. 0,395	** 0,002
Küstenseeschwalbe <i>Sterna paradisaea</i>				n.s. 0,150	n.s. 0,150	
Gesamtabundanz	n.s. 0,310	n.s. 0,520	n.s. 0,221	n.s. 0,351	*** 0,000	** 0,001

Während des **Herbstzuges** wurden im Sandwatt signifikant höhere Vogeldichten als auf dem Austernriff und der Mischfläche festgestellt. Dies ist in erster Linie auf die hohen Alpenstrandläufer- und Sturmmöwendichten zurückzuführen. Die Sturmmöwe trat im Sandwatt in signifikant höherer Dichte als auf dem Austernriff und der Mischfläche auf. Lach- und Silbermöwe nutzten das Austernriff und das Sandwatt in höherer Dichte als die Mischfläche. Austernfischer nutzten im Gegensatz zum Frühjahr die Untersuchungsflächen z. Zt. des Herbstzuges mit vergleichbaren Individuendichten. Der Große Brachvogel war im Vergleich zu Austernriff und Sandwatt mit signifikant höherer Anzahl auf der Mischfläche anwesend.

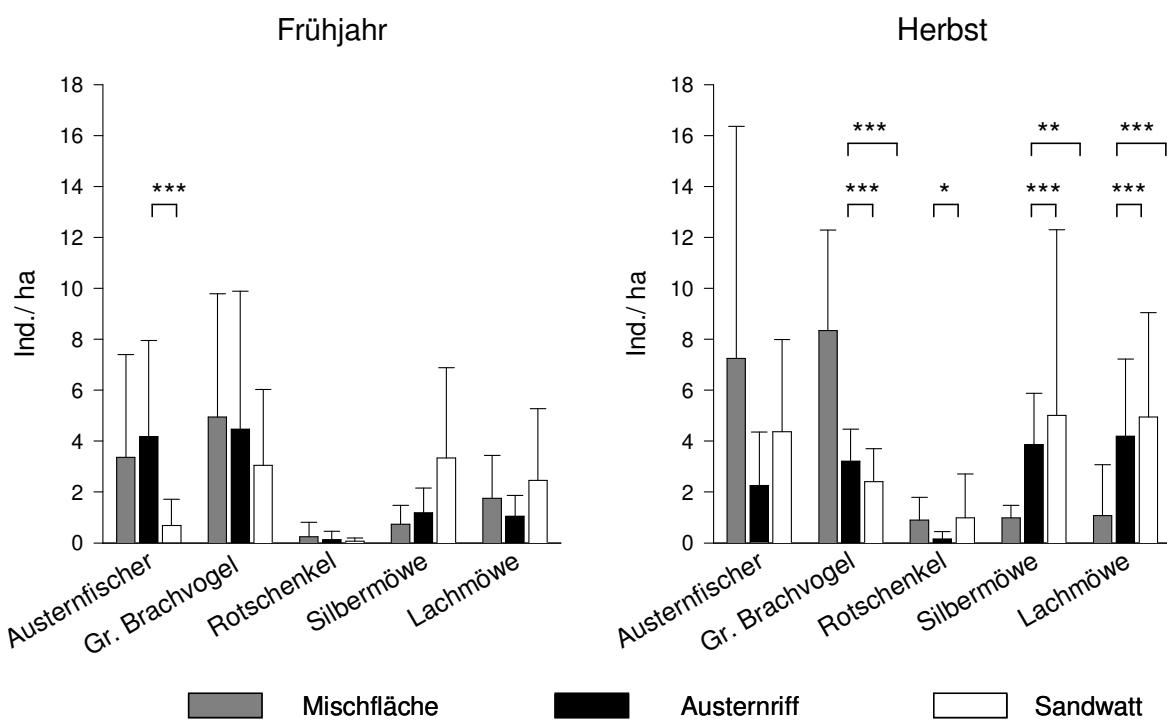


Abb. 5.6: Mittlere Individuendichte \pm Standardabweichung ausgewählter Rastvogelarten auf den drei Flächentypen zur Zeit des Frühjahrs- und Herbstzuges 2007 (Kruskal-Wallis Test nach Bonferroni Korrektur). n = 15 Zähltage pro Zugsaison

Die meisten Arten traten auf den drei Flächentypen zur Zeit des Herbstzuges in höherer Dichte auf als während des Frühjahrszuges (Tab. 5.3). Austernfischer nutzten die Sandwattflächen im Herbst in signifikant höherer Dichte als im Frühjahr, Große Brachvögel die Mischfläche. Sturmmöwen erreichten auf allen drei Flächentypen im Herbst signifikant höhere Abundanzen als im Frühjahr, Lachmöwen auf dem Austernriff und im Sandwatt, Silbermöwen auf dem Austernriff.

Tab. 5.3: Vergleich der Abundanzen auf den drei Flächentypen zwischen Frühjahrs- und Herbstzug 2007. Angegeben sind die Signifikanzniveaus (Mann-Whitney-U Test). n = 15 Zähltagen pro Zugsaison.

	Frühjahr vs. Herbst		
	Austernriff	Mischfläche	Sandwatt
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	n.s. 0,962		
Ringelgans <i>Branta bernicla</i>			n.s. 0,317
Stockente <i>Anas platyrhynchos</i>	n.s. 0,150		
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>	*		
Austernfischer <i>Haematopus ostralegus</i>	n.s. 0,119	n.s. 0,477	*** 0,000
Kiebitzregenpfeifer <i>Pluvialis squatarola</i>		*	n.s. 0,317
Goldregenpfeifer <i>Pluvialis apricaria</i>			*
Knutt <i>Calidris canutus</i>			n.s. 0,317
Steinwälzer <i>Arenaria interpres</i>	n.s. 0,150	n.s. 0,221	
Alpenstrandläufer <i>Calidris alpina</i>			*
Rotschenkel <i>Tringa totanus</i>	n.s. 0,716	*	n.s. 0,235
Grünschenkel <i>Tringa nebularia</i>	*	*	
Pfuhlschnepfe <i>Limosa lapponica</i>			n.s. 0,944
Großer Brachvogel <i>Numenius arquata</i>	n.s. 0,52	*	n.s. 0,724
Regenbrachvogel <i>Numenius phaeopus</i>	n.s. 0,605	n.s. 0,150	
Lachmöwe <i>Larus ridibundus</i>	*** 0,000	n.s. 0,221	*
Sturmmöwe <i>Larus canus</i>	*** 0,000	*	*** 0,000
Silbermöwe <i>Larus argentatus</i>	*** 0,000	n.s. 0,157	n.s. 0,520
Küstenseeschwalbe <i>Sterna paradisaea</i>	n.s. 0,150		
Gesamtabundanz	n.s. 0,059	n.s. 0,130	*** 0,000

Kleinräumige Verteilung ausgewählter Vogelarten auf Austernriff und Mischfläche

Aufbauend auf den Beobachtungen zur Zeit des Frühjahrszuges wurde während des Herbstzuges näher differenziert, wo sich die Vögel speziell auf Austernriff und Mischfläche aufhielten (Abb. 5.7). **Austernfischer** nutzten sowohl auf dem Austernriff wie auch auf der Mischfläche fast ausschließlich (> 95 %) die von Austern besiedelten Bereiche. Ähnlich verhielt sich der **Große Brachvogel**, auf dem Austernriff entfielen 94 % der Beobachtungen auf die austernbesiedelten Bereiche und nur 6 % auf die tidal pools. Auch auf der Mischfläche wurden hauptsächlich austerndominierte Bereiche genutzt (72 %) und zu einem geringeren Anteil (25 %) die schillbedeckte Mischfläche. **Silbermöwen** nutzten auf dem Austernriff zu 64 % die Wasserfläche über den Austern (bei ablaufend bzw. auflaufend Wasser, wenn das Wasser über den Austern stand) und zu 24 % den trocken gefallenen Austernbereich. Silbermöwen waren also hauptsächlich über oder auf den Austern anzutreffen und nutzten zu 12 % die tidal pools. Auf der Mischfläche wurden von Silbermöwen sowohl der schillbedeckte Mischbereich (47 %) als auch die austernbesiedelten Bereiche (34 %) und die tidal pools (18 %) genutzt. **Lachmöwen** hielten sich auf dem Austernriff bevorzugt im Bereich der schlickhaltigen tidal pools auf (59 %), nutzten aber wie die Silbermöwe auch die Wasserfläche über den Austern und hier im Besonderen die Wasserabläufe, welche den Hang bei ablaufend Wasser hinab in den Priel strömten. Auch auf der Mischfläche nutzte die Lachmöwe diese Abläufe (29 %), hielt sich aber auch in großen Anteilen in den tidal pools (36 %) und auf der Mischfläche (20 %) auf. Austernbesiedelte Bereiche wurden von der Lachmöwe nur in geringem Maße aufgesucht. Auch der **Rotschenkel** nutzte auf Austernriff und Mischfläche bevorzugt die tidal pools.

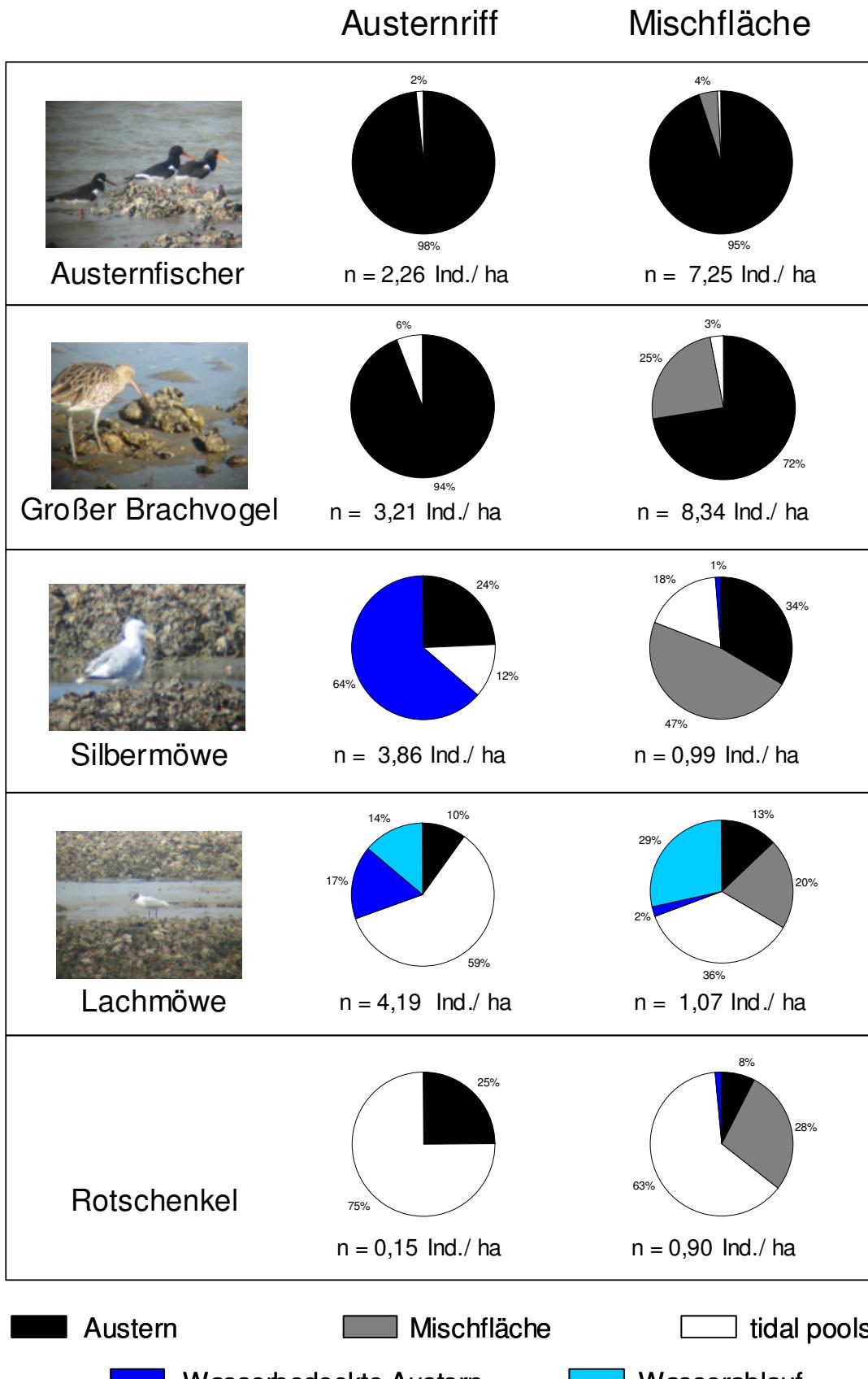


Abb. 5.7: Kleinräumige Verteilung ausgewählter Rastvogelarten auf Austernriff und Mischfläche während des Herbstzuges 2007. Dargestellt sind die prozentualen Anteile der Verteilung auf die jeweiligen Habitatstrukturen und die Gesamtdichte auf dem entsprechenden Fächentyp (vgl. Tab. 5.1). n = 15 Zähltagen pro Zugsaison

Verhalten ausgewählter Vogelarten

Rast versus Nahrungssuche

Detailbeobachtungen zum Nahrungssucheverhalten und daraus errechnete Aufnahmeraten wurden für Austernfischer, Großer Brachvogel und Silbermöwe durchgeführt. Alle drei Arten nutzten die Flächen größtenteils zur Nahrungssuche (Abb. 5.8). Austernfischer und Großer Brachvogel nutzten Austernriff, Mischfläche und Sandwatt im vergleichbaren Maß zur Nahrungsaufnahme. Während des Herbstzuges zeigte sich im Vergleich zum Frühjahr für den Großen Brachvogel und den Austernfischer generell ein etwas geringeres Nahrungssucheverhalten ($> 95\%$ vs. 80–95%). Ausschließlich die Silbermöwe trat besonders auf der Mischfläche, aber während des Frühjahrs auch auf dem Austernriff zu einem höheren Anteil rastend auf (48–32%). Im Herbst wurden Austernriff und Sandwatt von der Silbermöwe im vergleichbaren Maß zur Nahrungsaufnahme genutzt.

Eiderenten wurden im Wasser über dem Austernriff nach Nahrung suchend beobachtet. Kormorane und Seeschwalben nutzten das Austernriff zur Rast.

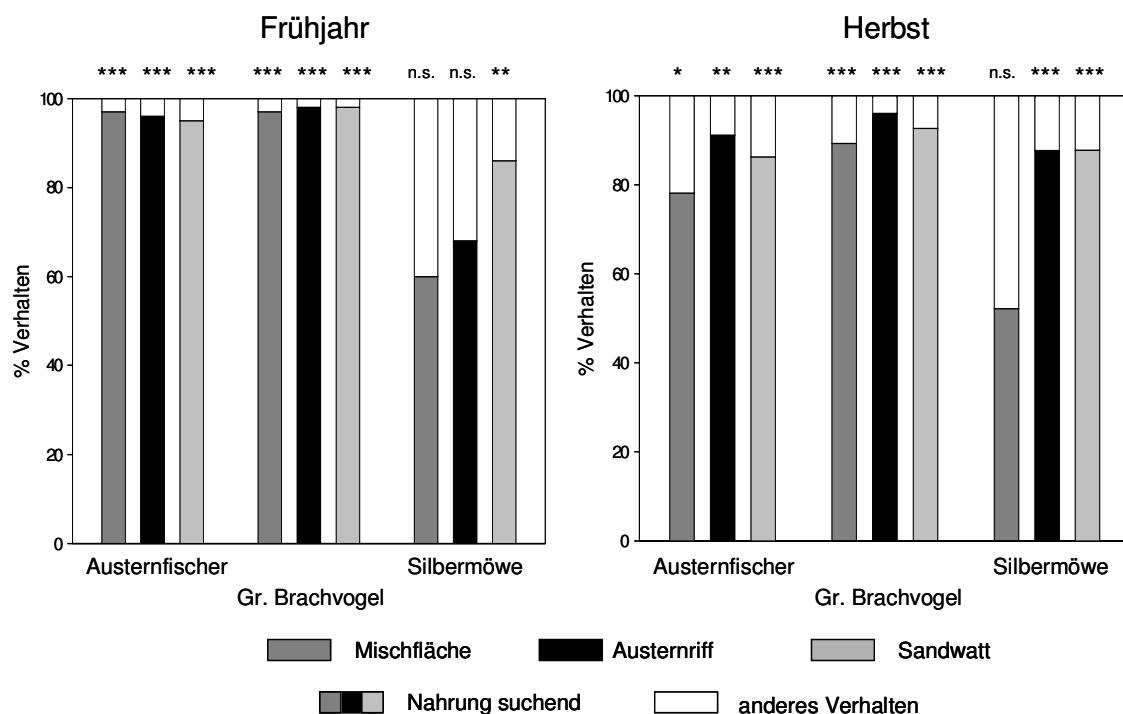


Abb. 5.8: Darstellung des Verhaltens von Austernfischer, Großem Brachvogel und Silbermöwe auf Mischfläche, Austernriff und Sandwatt, differenziert nach Nahrung suchenden und nicht Nahrung suchenden Vögeln (Mann-Whitney-U Test). $n = 15$ Zähltagen pro Zugsaison (Abundanzen siehe Tab. 5.1)

Tidale Nutzungsmuster

In gezeitengeprägten Lebensräumen werden das Verhalten und die Flächennutzung stark von der Tide beeinflusst. Hier wird nur auf das Verhalten der häufigsten Arten – Austernfischer, Großer Brachvogel und Silbermöwe – auf dem Austernriff eingegangen. Alle drei Arten erschienen mit ablaufendem Wasser auf dem Austernriff (Abb. 5.9).

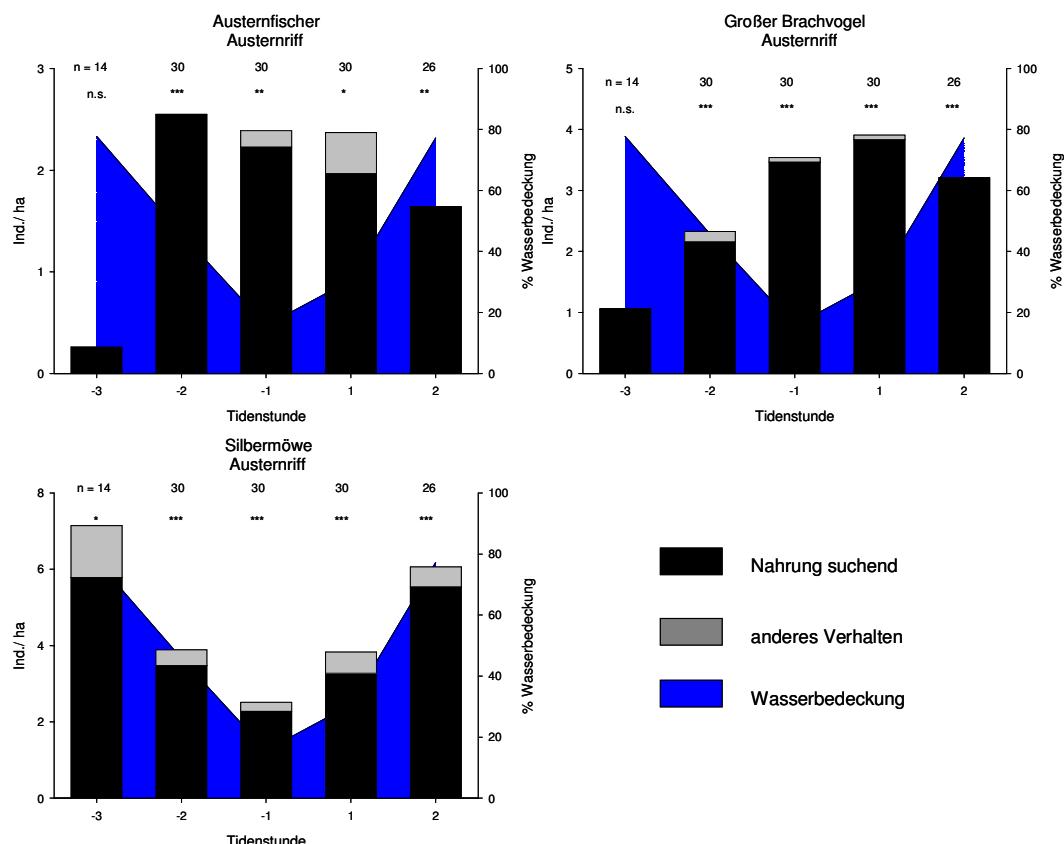


Abb. 5.9: Tidale Nutzungsmuster des Austernriffs durch Austernfischer, Große Brachvögel und Silbermöwen während des Herbstzuges 2007, differenziert nach Nahrung suchenden und nicht nach Nahrung suchenden Individuen. Tidenstunden mit negativem Vorzeichen bedeuten ablaufendes Wasser (-6 bis -1), Tidenstunden mit positivem Vorzeichen auflaufendes Wasser (+1 bis +6), Niedrigwasser liegt zwischen -1 und +1 (Mann-Whitney-U Test). n = Zähltage pro Tidenstunde

Austernfischer traten nahrungssuchend auf, sobald die ersten Austernbereiche bei ablaufender Tide aus dem Wasser ragten und die Austern noch zum Großteil von Wasser bedeckt waren. Auch bei auflaufend Wasser waren fast alle Austernfischer fressend anzutreffen, nur direkt um Niedrigwasser (Tidenstunde -1/ +1) nahm der Anteil rastender Vögel geringfügig zu (bis zu 20 %). **Große Brachvögel** hielten sich bevorzugt während des Niedrigwassers bzw. nach dem Trockenfallen der Fläche auf den Austern auf, auch sie nutzten die Flächen fast ausschließlich zur Nahrungssuche. Die **Silbermöwe** nutzte das Austernriff im Gegensatz zu den zwei

Watvogelarten bevorzugt während ab- und auflaufenden Wassers, wenn die Austern noch wasserbedeckt waren. Um Niedrigwasser hingegen wurden vergleichsweise geringe Anzahlen registriert.

Beutetierspektren, Nahrungs- und Energieaufnahme

Beutetierspektren

Austernfischer ernährten sich während beider Zugzeiten auf dem Austernriff fast ausschließlich von *Crassostrea gigas* (Abb. 5.10). Im Frühjahr wurden auch auf der Mischfläche überwiegend Austern gefressen (85 %), im Herbst war der Bestandteil der Auster am Beutespektrum mit 52 % deutlich geringer, zusätzlich wurden vor allem *Cerastoderma edule*, *Mytilus edulis* und *Carcinus maenas* konsumiert. Im Sandwatt bestand die Nahrung vor allem zur Zeit des Frühjahrszuges hauptsächlich aus *Cerastoderma edule* (84 %), 15 % entfielen auf Polychaeten. Im Herbst war das Beutespektrum artenreicher, neben der Herzmuschel (41 %) dienten vor allem Nereide (*Hediste diversicolor* bzw. *Nephtys sp.*) (36 %) und *Scrobicularia plana* (10 %) als Nahrung.

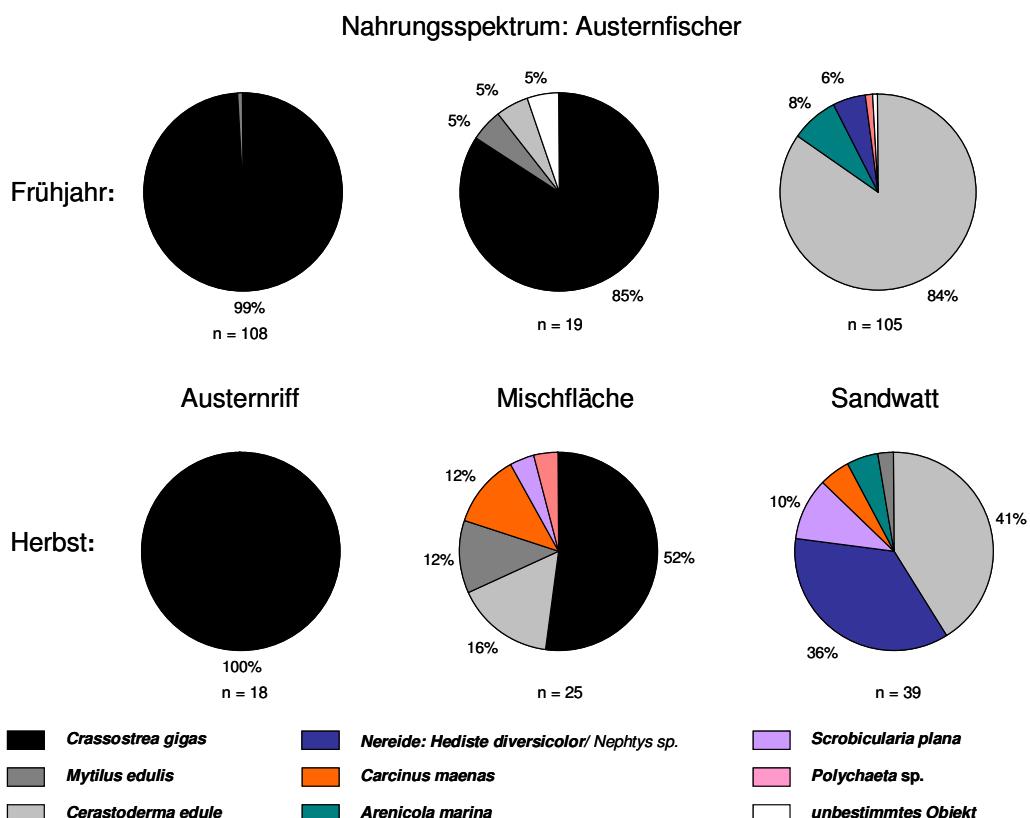


Abb. 5.10: Nahrungsspektrum des Austernfischers auf Austernriff, Mischfläche und im Sandwatt zur Zeit des Frühjahrs- und Herbstzuges 2007. n = Anzahl der Beute-tiere

Große Brachvögel ernährten sich sowohl auf dem Austernriff wie auch auf der Mischfläche zu beiden Zugperioden vorwiegend von der Begleitfauna der Auster, vor allem *Carcinus maenas* und *Crangon crangon* (Abb. 5.11). Außerdem traten während des Frühjahrs große Seeringelwürmer (*Neanthes succinea*) und der Seestern (*Asterias rubens*) als Beute auf, im Herbst war hingegen die Seeanemone *Sagartia elegans* eine weitere Nahrungsquelle auf Austernriff und Mischfläche. *Carcinus maenas* und *Crangon crangon* dominierten auch im Sandwatt, jedoch machten hier auch die Polychaeten *Arenicola marina* und die Nereide (*Hediste diversicolor* bzw. *Nephtys sp.*) einen großen Anteil der Nahrung aus. Der Anteil an Polychaeten in der Nahrung war im Herbst mit 46 % wesentlich höher als im Frühjahr (11 %).

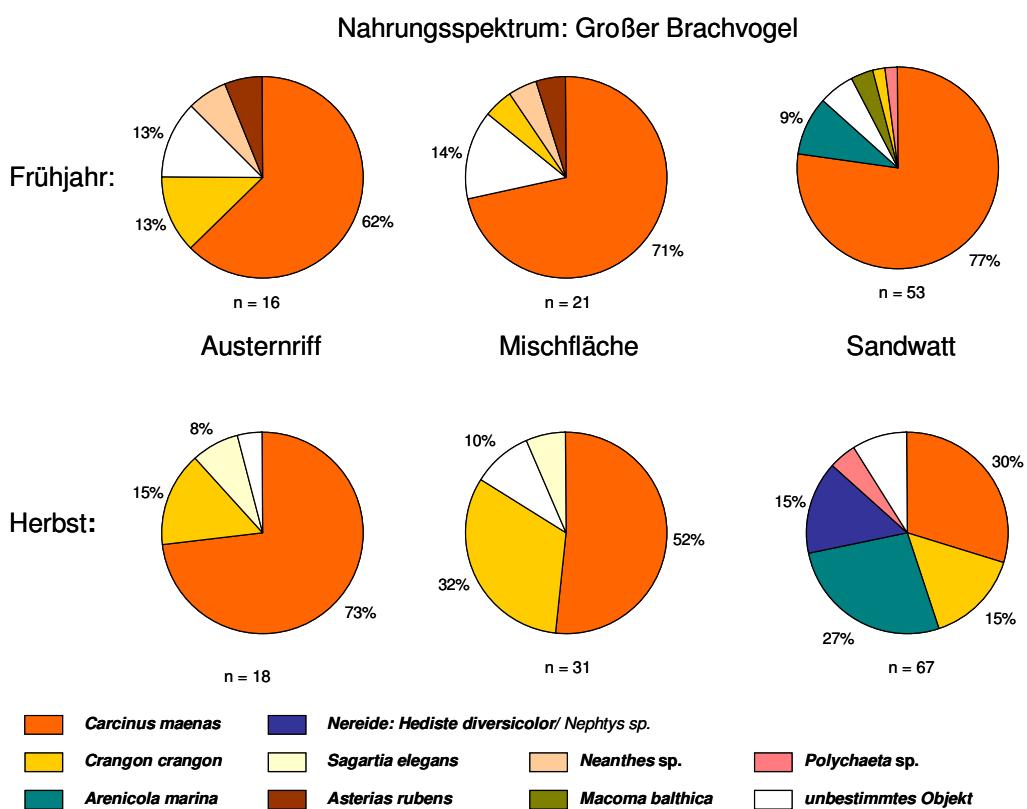


Abb. 5.11: Nahrungsspektrum des Großen Brachvogels auf Austernriff, Mischfläche und im Sandwatt zur Zeit des Frühjahrs- und Herbstzuges 2007. n = Anzahl der Beutetiere

Silbermöwen ernährten sich auf allen drei Flächentypen vorwiegend von *Carcinus maenas* (Abb. 5.12). *Crangon crangon* nahm besonders im Sandwatt einen geringen Anteil der Nahrung ein. Während des Herbstzuges trat zusätzlich auch *Asterias rubens* auf Austernriff und Mischfläche als Beute auf.

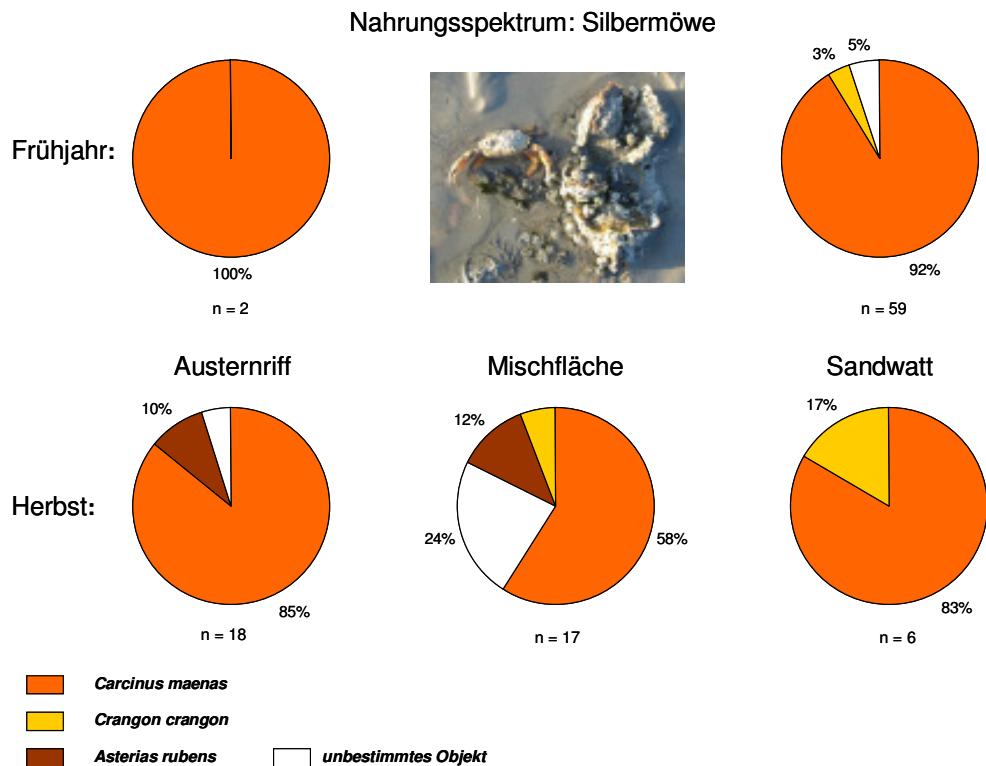


Abb. 5.12: Nahrungsspektrum der Silbermöwe auf Austernriff, Mischfläche und im Sandwatt zur Zeit des Frühjahrs- und Herbstzuges 2007. n = Anzahl der Beutetiere

Nahrungsaufnahme

Pick- und Erfolgsraten

Pick- und Erfolgsraten erlauben eine erste Einschätzung der Qualität verschiedener Nahrungshabitate und ihrer Benthosgemeinschaften. Die Pickraten der **Asternfischer** variierten während des Frühjahrs- und Herbstzuges auf den drei untersuchten Flächentypen zwischen 11 und 15 Picks/min (Abb. 5.13). Im Sandwatt erreichten Asternfischer während des Frühjahrszuges signifikant höhere Aufnahmeraten als auf der Mischfläche und auf der Austernfläche. Die Erfolgsrate lag im Frühjahr im Sandwatt bei 15 %, auf dem Austernriff bei 10 % und auf der Mischfläche bei nur 6 %. Während des Herbstzuges ergaben sich keine signifikanten Unter-

schiede, die Erfolgsraten variierten zwischen 5 % auf dem Austernriff und 7 % im Sandwatt.

Die Pickraten des **Großen Brachvogels** variierten zwischen ca. 15 und 25 Picks/min (Abb. 5.13). Während des Frühjahrszuges waren die Pickraten auf den Sandwattflächen signifikant höher als auf dem Austernriff und der Mischfläche. Die Anzahl erfolgreicher Picks variierte hingegen nicht signifikant. Die Erfolgsraten lagen bei 6 % auf dem Austernriff, 5 % im Sandwatt und 4 % auf der Mischfläche. Im Herbst waren die Pickraten im Sandwatt signifikant höher als auf dem Austernriff, zwischen Sandwatt und Mischfläche ergaben sich keine signifikanten Unterschiede. Auch die Anzahl erfolgreicher Picks/min war auf dem Austernriff signifikant geringer als auf Misch- und Sandwattfläche. Die Erfolgrate lag im Herbst auf dem Austernriff bei 4 %, auf der Mischfläche bei 5 % und im Sandwatt bei 6 %.

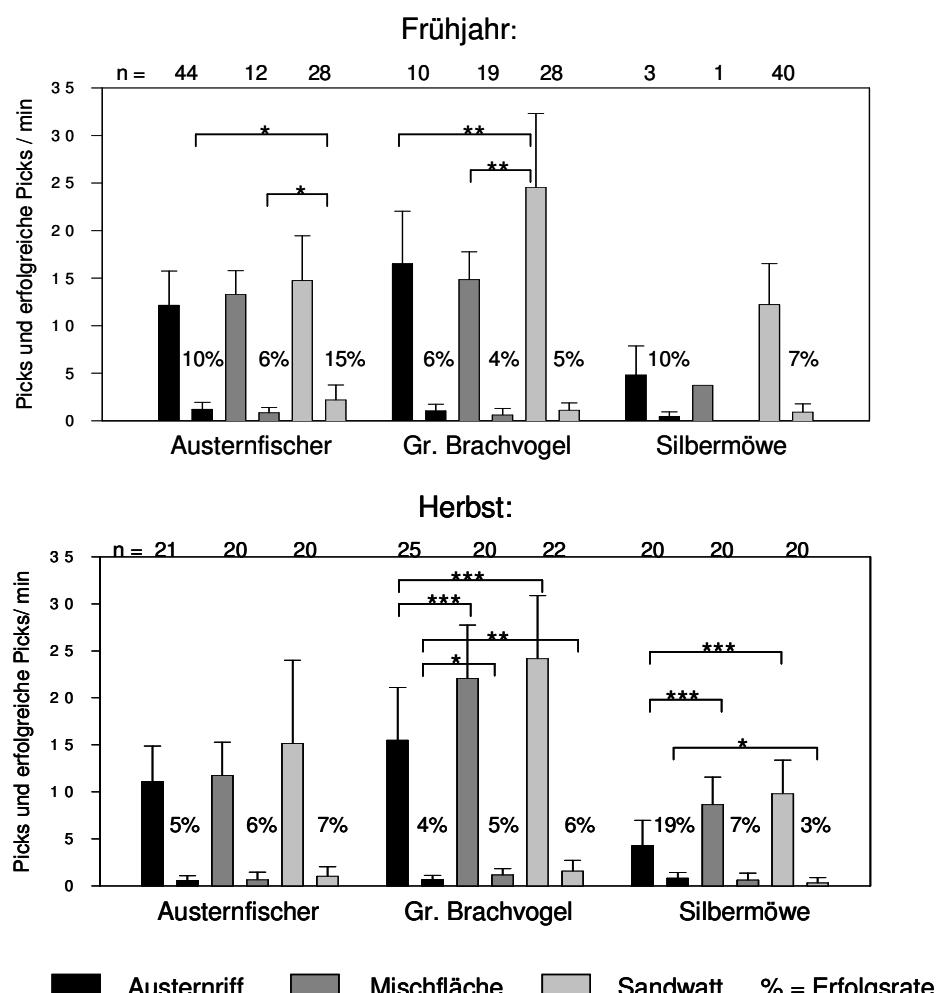


Abb. 5.13: Nahrungsaufnahme von Austernfischer, Großem Brachvogel und Silbermöwe auf den drei Flächentypen zur Zeit des Frühjahrs- und Herbstzuges 2007. Angegeben sind jeweils die Anzahl der Picks/ min (1. Säule), die Anzahl erfolgreicher Picks/ min (2. Säule) und die daraus resultierenden Erfolgsraten (Kruskal-Wallis Test nach Bonferroni Korrektur). n = Anzahl der Beobachtungen

Für die **Silbermöwe** ergaben sich während des Frühjahrszuges keine signifikanten Unterschiede zwischen den Flächentypen, aber der Stichprobenumfang war auch vergleichsweise gering (Abb. 5.13). Die Erfolgsraten variierten zwischen 7 % im Sandwatt und 10 % auf dem Austernriff. Für die Mischfläche liegen keine Werte vor. Z. Zt. des Herbstzuges zeigte sich wie auch beim Großen Brachvogel eine signifikant höhere Pickrate auf Sandwatt- und Mischflächen im Vergleich zum Austernriff. Die Anzahl erfolgreicher Picks/min war bei der Silbermöwe jedoch auf dem Austernriff signifikant höher als im Sandwatt. Es ergaben sich eine Erfolgsrate von 19 % auf dem Austernriff, 7 % auf der Mischfläche und nur 3 % im Sandwatt.

Aufnahmeraten adulter und immaturer Austernfischer auf dem Austernriff

Bei Austernfischern wurde bei der Nahrungsaufnahme von *Crassostrea gigas* zusätzlich zwischen adulten und immaturen Individuen unterschieden (Abb. 5.14). Adulte Austernfischer erreichten zur Zeit des Frühjahrszuges eine signifikant höhere Erfolgsrate als immature Vögel, 22 % bzw. 7 %. Dies entspricht einer Aufnahmerate von 2 Organismen bzw. 1 Organismus pro Minute. Während des Herbstzuges waren die Unterschiede zwischen immaturen und adulten Austernfischern nicht mehr so stark ausgeprägt. Adulte Vögel erzielten eine Erfolgsrate von 6 % und immature Vögel von 3 %.

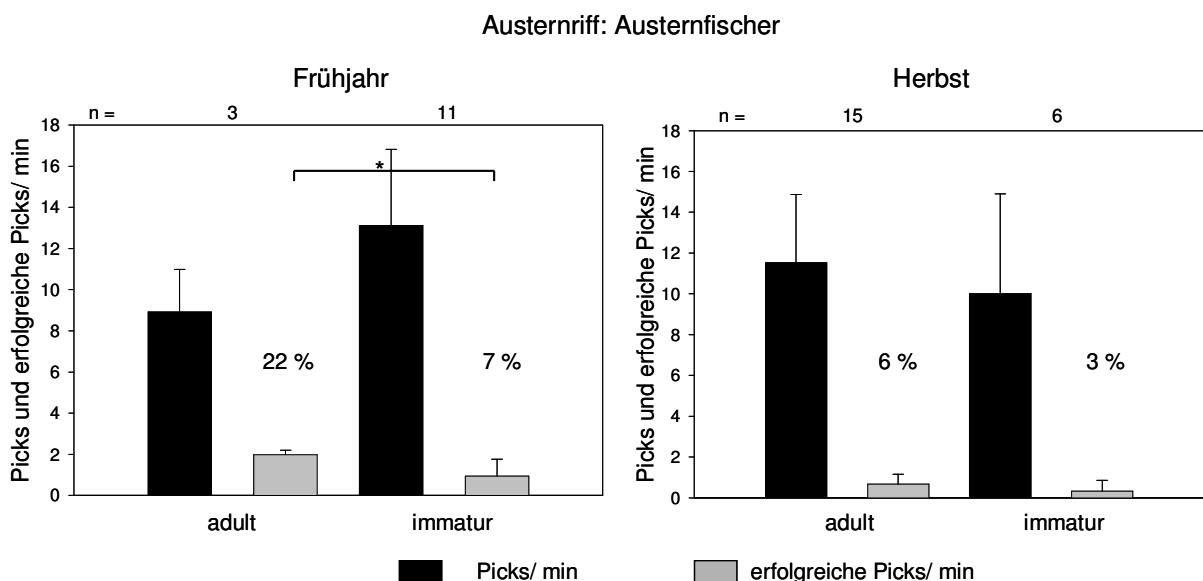


Abb. 5.14: Vergleichende Darstellung der Nahrungsaufnahme adulter und immaturer Austernfischer für auf dem Austernriff Nahrung suchende Vögel. Angegeben sind jeweils die Anzahl der Picks/ min (1. Säule), die Anzahl erfolgreicher Picks/ min (2. Säule) und die daraus resultierenden Erfolgsraten (Mann-Whitney-U Test). n = Anzahl der Beobachtungen

Im Vergleich der Anzahl Picks und der Anzahl erfolgreicher Picks/min zwischen Herbst und Frühjahr zeigten sich bei immaturen Vögeln keine signifikanten Unterschiede. Adulte Austernfischer waren jedoch im Herbst signifikant weniger erfolgreich als im Frühjahr.

Biomasse- und Energieaufnahme

Die drei häufigsten Rastvogelarten, Austernfischer, Großer Brachvogel und Silbermöwe, nahmen zur Zeit des Frühjahrs- und Herbstzuges auf den drei Flächentypen im Mittel jeweils zwischen 0,04 und 1,47 g AFTG/min auf, was einer mittleren Energieaufnahme von 0,85 bzw. 30,68 kJ/min entspricht (Abb. 5.15).

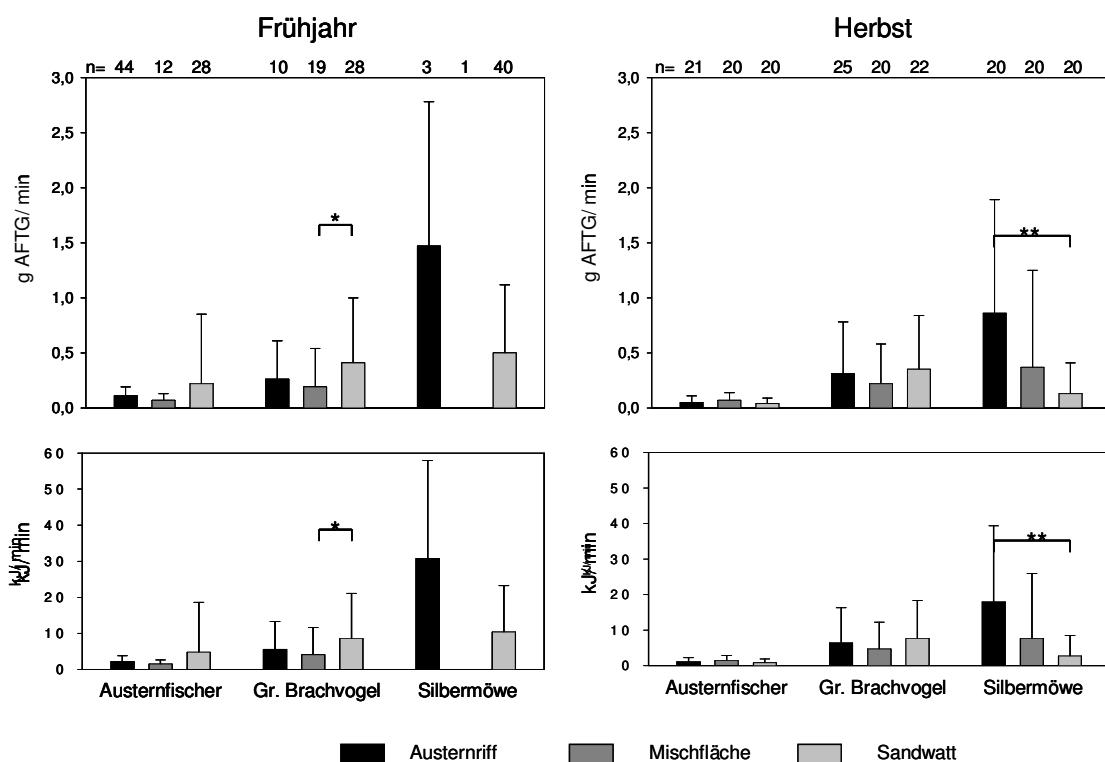


Abb. 5.15: Biomasse- (g AFTG/ min) und Energieaufnahme (kJ/ min) von Austernfischer, Großem Brachvogel und Silbermöwe auf den drei Flächentypen zur Zeit des Frühjahrs- und Herbstzuges 2007 (Kruskal-Wallis Test nach Bonferroni Korrektur p/3). n = Anzahl beobachteter Vögel

Die Aufnahme auf dem Austernriff variierte zwischen 0,11 und 1,47 g AFTG/min während des Frühjahrszuges bzw. 0,05 und 0,86 g AFTG/min zur Zeit des Herbstzuges. Während beider Zugperioden erzielten Silbermöwen mit 1,47 bzw. 0,86 g AFTG/min (Frühjahrs- bzw. Herbstzug) die höchsten Aufnahmeraten, wobei aber zu berücksichtigen ist, dass der Stichprobenumfang zur Zeit des Frühjahrszuges vergleichsweise gering ist. Austernfischer und Große Brachvögel erreichten ähnliche

Aufnahmeraten, wobei Große Brachvögel im Frühjahr im Sandwatt signifikant mehr Energie aufnahmen als auf der Mischfläche. Zur Zeit des Herbstzuges 2007 erzielten Austernfischer und Große Brachvögel auf den drei untersuchten Flächentypen jeweils vergleichbare Energieaufnahmen, Große Brachvögel erreichten auf allen drei Flächentypen eine etwas höhere Aufnahmerate. Silbermöwen nahmen auf dem Austernriff signifikant mehr Energie auf als auf den benachbarten Sandwattflächen.

Die Pazifische Auster als Nahrung des Austernfischers

Austernfischer erwiesen sich als Prädator der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas*. Sie ernährten sich auf dem Austernriff und der Mischfläche bevorzugt von Austern. Dem entsprechend wurden sie im Rahmen der Untersuchung näher betrachtet.

Schalenlängen gefressener Individuen

Im April und Oktober 2007 wurden Schalen von Austernfischern gefressener Austern gesammelt, die aber ohne Flächenbezug zu bewerten sind. Während des Frühjahrs wurden Austern mit einer mittleren Schalenlänge von $30,51 \pm 7,67$ mm gefressen ($n = 79$) (Abb. 5.16). Die Größe geöffneter Austern variierte zwischen 16,50 und 53,10 mm. Zur Zeit des Herbstzuges fraßen Austernfischer signifikant größere Austern. Die gefressenen Austern maßen im Mittel $46,56 \pm 11,27$ mm Schalenlänge ($n = 28$). Die kleinste geöffnete Schale erreichte 21,70 mm, maximal wurden 68,20 mm erreicht.

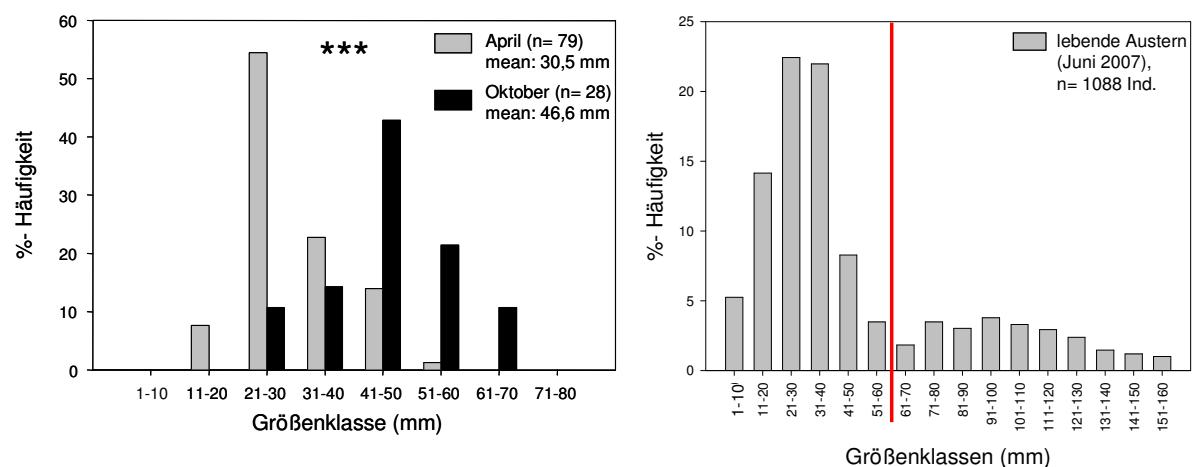


Abb. 5.16: Prozentuale Verteilung der Größenklassen der von Austernfischern im April und Oktober 2007 gefressenen Austern (links) (Mann-Whitney-U Test) und Vergleich der Schalenlängenverteilung lebender Austern vom Juni 2007 (siehe Kap. 4.4.3 Darstellung der Einzelstandorte 2006-2008) mit von Austernfischern gefressenen Austern vom April 2007 (rechts) (Mann-Whitney-U Test). Rote Linie: maximal von Austernfischern geöffnete Größenklasse

Gefressene Individuen versus Angebot

Austernfischer bearbeiten und öffneten Austern bis zu einer maximalen Schalenlänge von 70 mm, während Austern > 70 mm nicht aufgenommen wurden. Abb. 5.16 zeigt die Schalenlängenverteilung im Juni 2007 am Untersuchungsstandort 06 gefundenen Größenklassenverteilung lebender *Crassostrea gigas* (siehe Kap. 4.4.3 Darstellung der Einzelstandorte 2006-2008). Die im Frühjahr geöffneten Austern lagen im Größenklassenbereich, auf welchen der größte Anteil der lebenden Austernpopulation entfiel und die höchsten Dichten auftraten. Anhand Abb. 5.17 ist zu erkennen, dass der Austernfischer nicht die großen Austern fraß, sondern die auf den Austern anhaftenden kleineren Wachstumsstadien bevorzugte.

Handling-time

Die Zeit zum Öffnen einer Schale von *Crassostrea gigas* variierte beim Austernfischer zwischen 11 und 54 Sekunden ($n = 8$). Im Mittel benötigten immature sowie adulte Austernfischer $19,25 \pm 14,32$ sec. Zum Öffnen einer Herzmuschel benötigten Austernfischer im Mittel $10,50 \pm 0,71$ sec ($n = 2$).

Bearbeitungstechnik

Betrachtet man die geöffneten Schalenklappen genauer (Abb. 5.17), so lässt sich erkennen, dass Austernfischer nicht versuchten die Schale seitlich zu durchbohren, um den Muskel zu durchtrennen, sondern die Schalen hauptsächlich (60 %) am oberen dünnen Schalenrand bearbeiteten, um die Schalenklappen aufzuhebeln.

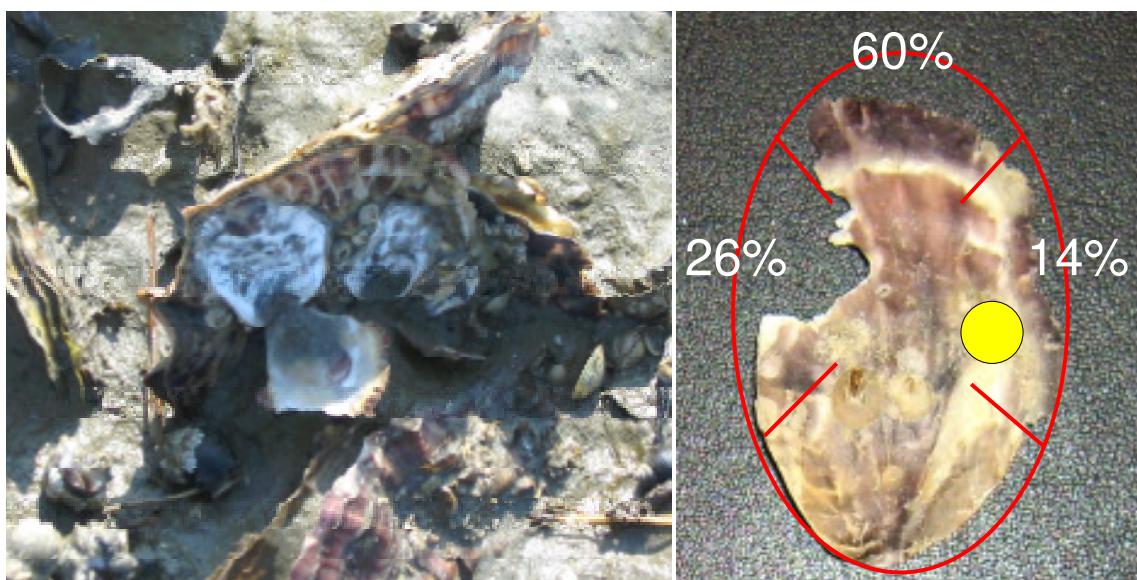


Abb. 5.17: Von Austernfischern geöffnete Austernschalen kleiner Wachstumsstadien (links) und prozentuale Verteilung der Fraßspuren an von Austernfischern bearbeiteten Austernschalen (rechts); Gelber Kreis = Muskelansatz

5.1.3 Diskussion

Miesmuschelbänke der eulitoralen Watten stellen eine wichtige Nahrungsgrundlage für Wat- und Wasservögel im Wattenmeer dar. Die massive Ausbreitung der Pazifischen Auster seit 2004 im Niedersächsischen Wattenmeer und die damit einhergehende Umwandlung von Miesmuschelbänken zu Austernriffen ließen befürchten, dass durch eine mögliche Verdrängung der Miesmuschel und/oder durch verminderte Verfügbarkeit der assoziierten Begleitfauna diese Nahrungsressourcen für Rastvögel weniger zur Verfügung stehen und in dessen Folge ein negativer Einfluss auf Rastvogelpopulationen wirken würde. Nach einer ersten Untersuchung in 2005 (Wehrmann et al. 2006, Scheiffarth et al. 2007) konnten diese Befürchtungen nicht entkräftet werden. Muschelbankbereiche mit hohen Austerndichten wurden weniger häufig von Rastvögeln aufgesucht als Miesmuschelbänke.

Eine vergleichende Studie zur Begleitfauna aus 2005 (Markert et al. 2009) zeigte, dass Muschelbankbereiche mit hohen Austerndichten eine höhere Diversität und Biomasse ihrer Begleitfauna aufweisen als Miesmuschelbänke und somit ein potentiell reichhaltiges Nahrungsangebot für Rastvögel zur Verfügung stellen könnten. Auch wurde festgestellt, dass die Miesmuschel nicht verdrängt wurde – sie findet zunehmend ihren Platz in der Habitatmatrix der Austernriffe (Markert et al. 2009, siehe Kap. 4.5 Bestand *Mytilus edulis* 2008, 4.6 Gegenüberstellung *Mytilus edulis* und *Crassostrea gigas*). Nach den Ergebnissen der Begleitfauna-Untersuchung (siehe Kap. 5.2 Begleitfauna), welche begleitend zu der vorliegenden Studie durchgeführt wurde, konnte ebenfalls eine hohe Diversität der Artengemeinschaft am Untersuchungsstandort 06 als auch hohe Abundanzen und Biomasse, besonders von avifaunistischen Beuteorganismen, festgestellt werden.

Im Folgenden wird der Untersuchungsstandort 06, der durch die Flächentypen Austernriff und Mischfläche charakterisiert wird, als Muschelbank bezeichnet.

Abundanz und Verteilung der Rastvögel

Das Austernriff wurde von Wat- und Wasservögeln nicht gemieden, sondern im Vergleich zu Mischfläche und Sandwatt von mehreren Arten mit vergleichbaren Dichten genutzt. Außer Pfuhlschnepfe, Goldregenpfeifer, Alpenstrandläufer, Knut und Ringelgans, die nur auf den Beobachtungsflächen des Sandwattes registriert wurden, konnten alle anderen auftretenden Rastvogelarten auf der Muschelbank beobachtet werden.

Besonders der Austernfischer war während des Frühjahrs mit hohen Dichten hauptsächlich auf der Muschelbank vertreten. Während des Herbstes nutzte der Austernfischer die drei Flächentypen in vergleichbarer Dichte. Durch das Ausbleiben eines Larvenfalls der Auster in 2007 (siehe Kap. 4.7 Larvenfälle von *Crassostrea gigas* 2006-2008) waren während des Herbstzuges weniger Austern mit Schalenlängen kleiner 70 mm auf dem Austernriff vorhanden, welche in das Beutespektrum des Austernfischers fallen (s.u. „Die Auster als Beute des Austernfischers“). Im Herbst wurden daher vom Austernfischer vermehrt die Sandwattflächen genutzt. Dies zeigt, dass sich der Austernfischer flexibel an ein vorhandenes Angebot anpasst und dass er nicht nur an Austern bzw. Miesmuscheln gebunden ist. Besonders während des Herbstzuges sind große Polychaeten eine energiereiche Nahrungsquelle für den Austernfischer.

Austernfischer und Große Brachvögel nutzten während des Herbstzuges vermehrt die austernbedeckten Bereiche auf der höher gelegenen Mischfläche der Muschelbank, während Silbermöwen und Lachmöwen in höheren Abundanzen über dem Austernriff der Muschelbank beobachtet wurden als im Frühjahr. Das Austernriff war während des Herbstzuges zu einem höheren Anteil und über einen längeren Zeitraum wasserbedeckt, was eine unterschiedliche Nutzungsintensität der Flächen bzw. Nahrungsverfügbarkeit auf dem Austernriff zur Folge hatte.

Vergleich der Abundanzen zu früheren Untersuchungen aus dem Gebiet Dornumer Nacken: 1993-96 vs. 2007

Im Rahmen der „Ökologischen Begleituntersuchungen zu dem Projekt „Europipe““ wurden auf dem Dornumer Nacken in den Jahren 1993-1996 auf annähernd denselben Flächen Rastvogelzählungen mit identischer Methodik durchgeführt (Details s. FRANK et al. 1997). Die damaligen Untersuchungen umfassten den hier bearbeiteten Sandwattbereich und die heute durch Austernriff und Mischfläche charakterisierte Muschelbank, welche damals eine reine *Mytilus*-Bank darstellte. Zum direkten Vergleich mit den hier vorgestellten Untersuchungen, wurden die Originaldaten entsprechend umgerechnet (Berechnungen der mittleren Dichte/ha; Exo unpubl.). Die Ergebnisse sind in Tab. 5.4 vergleichend gegenübergestellt.

Zur Zeit des **Frühjahrszuges** 2007 waren die Gesamtdichten auf der Muschelbank und im Sandwatt höher als während der Frühjahrszugperioden Mitte der 1990er Jahre. Dies ist in erster Linie auf die deutlich höheren Dichten von Austernfischer und Großem Brachvogel in 2007 zurückzuführen.

Auf der Muschelbank wurden zur Zeit des **Herbstzuges** 2007 ähnliche Dichten wie auf der *Mytilus*-Bank Mitte der 1990er Jahre registriert. Gesamtanzahlen im Sandwatt waren 2007 höher. Mitte der 1990er Jahre dominierten im Sandwatt zur Zeit des Herbstzuges Lach- und Sturmmöwen, im Herbst 2007 hingegen Austernfischer und Große Brachvögel. Inwieweit Unterschiede auf Änderungen des Nahrungsangebots bzw. auf Bestandsschwankungen im Untersuchungsgebiet zurückzuführen sind, kann hier abschließend nicht bewertet werden.

Tab. 5.4: Vergleich von Rastvogelabundanzen aus dem Gebiet Dornumer Nacken der Jahre 1993-96 vs. 2007; die in 1993-96 reine *Mytilus*-Bank entspricht heute in ihrer Ausdehnung der heutigen Muschelbank, welche durch die Flächentypen Austernriff und Mischfläche (Individuendichten addiert) charakterisiert wird (Details s. FRANK et al. 1997; Berechnungen der mittleren Dichte/ha; Exo unpubl.)

Habitattyp	<i>Mytilus</i> -Bank	Muschelbank	<i>Mytilus</i> -Bank	Muschelbank	Sandwatt	Sandwatt	Sandwatt	Sandwatt
Zugperiode	Frühjahr 1994-96	Frühjahr 2007	Herbst 1993-95	Herbst 2007	Frühjahr 1994-96	Frühjahr 2007	Herbst 1993-95	Herbst 2007
Gesamtdichte [ind/ha]	5,51	12,36	11,64	17,02	2,42	9,71	29,35	46,85
Austernfischer [ind/ha]	0,68	3,77	1,51	4,8	0,11	0,68	0,2	4,37
Gr. Brachvogel [ind/ha]	0,72	4,71	0,87	5,8	0,18	3,05	1,79	2,41
Silbermöwe [ind/ha]	1,5	0,96	1,19	2,4	0,23	3,34	0,75	5,01
Lachmöwe [ind/ha]	1,34	1,4	2,05	2,63	1,47	2,46	17,07	4,95
Sturmmöwe [ind/ha]	0,29	0,025	1,28	0,27	0,14	0,03	6,67	18,33
Alpenstrandläufer [ind/ha]	0,01		0,43		0,05		0,46	10,27
Quelle	nach Frank et al. 1997	diese Studie	nach Frank et al. 1997	diese Studie	nach Frank et al. 1997	diese Studie	nach Frank et al. 1997	diese Studie

Vergleich der Abundanzen auf Austernriff, Miesmuschelbank und anderen Watttypen
 Die Austernfischerdichten des Austernriffs waren vergleichbar mit denen auf den Referenzflächen, aber auch mit denen auf Miesmuschelbänken. So hielten sich im Vergleich zu den Beobachtungen von Umland (2000) auf einer Miesmuschelbank im Süden der Insel Mellum und nach den Beobachtungen von Hertzler (1995) im Königshafen zur Zeit des Herbstzuges ähnliche Austernfischerdichten auf. Große Brachvögel zeigten auf Miesmuschelbänken und auch im Sandwatt wesentlich

geringere Abundanzen auf als auf dem Austernriff. Die Werte der Silbermöwe waren vergleichbar. Inwieweit Unterschiede auf Änderungen des Nahrungsangebots bzw. auf Bestandsschwankungen der Untersuchungsgebiete zurückzuführen sind, kann hier abschließend nicht beurteilt werden.

Tab. 5.5: Vergleich der Abundanzen (Individuen/ha) von Austernfischer, Großen Brachvogel und Silbermöwe auf Austernriff, Miesmuschelbank und anderen Watttypen

	Austernriff Frühjahr 2007	Austernriff Herbst 2007	Miesmuschelbank (Herbst)	<i>Lanice</i> - Sandwatten
Austernfischer [Ind/ha]	4,18	2,26	1,7	2,1
Gr. Brachvogel [Ind/ha]	4,47	3,21		1,7
Silbermöwe [Ind/ha]	1,19	3,86		1,6
Quelle	diese Studie	diese Studie	Umland 2000	Petersen 1995

Kleinräumige Verteilung ausgewählter Vogelarten auf Austernriff und Mischfläche

Austernfischer, Große Brachvögel und Silbermöwen waren die dominierenden Arten auf der Muschelbank und traten fast ausschließlich auf den austernbedeckten Bereichen der Habitattypen Austernriff und Mischfläche auf.

Austernfischer und Großer Brachvogel sind besonders geeignet, um das Austernriff als Nahrungshabitat zu nutzen. Der Austernfischer als Prädator der Auster und der Große Brachvogel aufgrund seines langen gebogenen Schnabels, mit welchem er in der Lage ist, zwischen den Austernschalen nach Nahrung, im Besonderen nach Strandkrabben, zu stochern.

Die Silbermöwe nutzte vermehrt wasserbedeckte Austernbereiche. Aufgrund ihrer Schnabellänge ist die Silbermöwe weniger in der Lage bei trocken gefallener Fläche ihre Beutetiere zwischen den Austern hervorzustochern, sondern sie fressen, sich im Wasser bewegende Strandkrabben oder freischwimmende Nordseegarnelen (*Crangon crangon*) aus flach überfluteten Bereichen des Austernriffs.

Rotschenkel, Grünschenkel und Lachmöwe hielten sich bevorzugt in den schlickhaltigen und wasserspeichernden tidal pools zwischen den Austern auf. Aufgrund einer hohen Anreicherung des Sedimentes mit organischem Material tritt

hier eine hohe Dichte detritusverwertender Polychaeten auf (Asmus 1987, Markert 2009), welche in das Nahrungsspektrum dieser Arten fallen.

Verhalten ausgewählter Vogelarten

Austernfischer und Großer Brachvogel nutzten während beider Zugzeiten alle Flächentypen hauptsächlich zur Nahrungssuche. Die Silbermöwe nutzte die trocken gefallenen Bereiche der Muschelbank zu einem wesentlichen Anteil zur Rast. Bei wasserbedeckten Flächen nutzte sie jedoch das Austernriff hauptsächlich zur Nahrungsaufnahme.

Der Austernfischer und die Silbermöwe wurden besonders zu Zeiten des ablaufenden und auflaufenden Wassers bei der Nahrungsaufnahme beobachtet, während der Große Brachvogel hauptsächlich die Niedrigwasserphase auf dem trocken gefallenen Austernriff nutzte. Großer Brachvogel und Silbermöwe sind auf dem Austernriff auf die gleiche Beute (Strandkrabbe *Carcinus meanas*) spezialisiert. Durch die unterschiedliche Raumnutzung der Arten, die zu unterschiedlichen Tidenzeiten das Austernriff aufzusuchen, wird die Nahrungs- und Raumkonkurrenz begrenzt.

Der Austernfischer erschien auf dem Austernriff nahrungssuchend, sobald nur wenige Austernbereiche aus dem Wasser ragten und die Austern noch zum Großteil von Wasser bedeckt waren. Ursache für dieses Verhalten des Austernfischers kann an der Tatsache liegen, dass die Schalen der Auster besonders bei ablaufendem Wasser noch geöffnet sind und die Beute wahrscheinlich leichter zu knacken ist, als bei fest verschlossener Schale während der Niedrigwasserphase. Nach Butler (1979) wurden 76 % der vom Amerikanischen Schwarzen Austernfischer *Haematopus bachmani* gefressen Austern im Wasser geöffnet. Tomkins (1947) belegt, dass die amerikanischen Austernfischerarten *H. palliatus* und *H. bachmani*, *C. gigas* und *C. virginica* öffnen, indem sie den Schnabel zwischen die geöffneten Schalenklappen wasserbedeckter Austern stecken und durch hin und her bewegen des Kopfes die Schalen auseinanderstemmen.

Beutetierspektren, Nahrungs- und Energieaufnahme

Beutetierspektren

Die Untersuchungen belegen, dass der **Austernfischer** im Niedersächsischen Wattenmeer in der Lage ist, *Crassostrea gigas* als Nahrung zu nutzen. Weltweit sind bis heute nur sechs Studien bekannt, in denen beschrieben wird, dass Austernfischer Austern fressen (Baptist 2005, Butler 1979, Dewar 1922, Lunais 1975, Tomkins 1947, Tuckwell & Nol 1997). Tuckwell & Nol (1997) belegen, dass der Amerikanische Austernfischer *Haematopus palliatus* sich von der amerikanischen Auster *Crassostrea virginica* ernährt. Nach Butler (1979) ist der amerikanische schwarze Austernfischer *Haematopus bachmani* in der Lage *Crassostrea gigas* mit einer Schalenlänge bis zu 16 cm zu öffnen. Es wurde von Baptist (2005) belegt, dass europäische Austernfischer in der Oosterschelde (NL) die Pazifische Auster *Crassostrea gigas* fressen. Für das Wattenmeer wurde die Pazifische Auster als Beute des Austernfischers noch nicht beschrieben.

Große Brachvögel ernährten sich vorrangig von der Begleitfauna des Austernriffs, insbesondere von *Carcinus maenas*. Auch auf Miesmuschelbänken ist die Art auf die assozierte Fauna spezialisiert (Hertzler 1995). Im Sandwatt war der Anteil an Polychaeten in der Nahrung im Herbst mit 46 % wesentlich höher als im Frühjahr (11 %). Dies ist damit begründet, dass im Frühjahr die Polychaeten noch wesentlich kleiner sind und somit einen geringeren Energielieferanten darstellen.

Hauptbeute der **Silbermöwe** auf allen Flächentypen waren Strandkrabben (*Carcinus maenas*). Auch für Miesmuschelbänke ist bekannt, dass die Silbermöwe bevorzugt *Carcinus maenas* frisst (Umland 2000, Van de Kam et al. 1999). Bevorzugt auf Saatbänken fressen sie aber auch kleine Miesmuscheln, indem sie sie ganz verschlucken (Umland 2000, Van de Kam et al. 1999). Austern können i.d.R. nicht vom Substrat gelöst werden und scheinen für die Silbermöwe daher nicht zur Verfügung zu stehen. Beobachtet wurde jedoch, dass Silbermöwen dem Austernfischer das erbeutete Austernfleisch klauten, was als Kleptoparasitismus bezeichnet wird.

Nach Nehls (1999) und Asmus (1987) sind die bedeutenden Begleitfaunaarten auf Miesmuschelbänken *Littorina littorea*, *Cerastoderma edule* und *Carcinus maenas*. Die Muschelbank wurde durch eine hohe Artenvielfalt der Begleitfauna und durch eine hohe Biomasse der bedeutenden Beuteorganismen der Avifauna charakterisiert (siehe Kap. 5.2 Begleitfauna), was von den untersuchten Vogelarten entsprechend genutzt wurde. Die vorliegende Studie deutet darauf hin, dass für auf Begleit-

organismen spezialisierte Arten die Habitatveränderung hin zu Austernriffen keine einschneidenden Veränderungen ihrer Nahrungsgrundlage auftreten. Silbermöwe und Großer Brachvogel (siehe „Nutzung der Habitattypen durch Austernfischer, Großen Brachvogel und Silbermöwe“) sollten daher zwischen den Austern ein ebenso reiches Nahrungsangebot wie zuvor auf Miesmuschelbänken nutzen können.

Nahrungsaufnahme

Pick- und Erfolgsraten

Der **Austernfischer** erreichte während des Frühjahrs- und Herbstzuges auf den drei untersuchten Flächentypen ähnliche Pickraten und während des Herbstanfangs auch eine vergleichbare Erfolgsrate. Die Erfolgsrate war während des Frühjahrszuges jedoch im Sandwatt signifikant höher als auf Austernriff und Mischfläche. Dies kann damit begründet werden, dass während des Frühjahrs hauptsächlich Herzmuscheln aufgenommen wurden, viele kleinere Individuen im Sandwatt auftraten und im Vergleich zum Finden und Öffnen geeigneter Austern hier eine höhere Erfolgsquote auftrat. Während des Frühjahrs benötigte der Austernfischer bei der Aufnahme von *Cerastoderma* und *Crassostrea* vergleichbare Anzahlen an Picks pro Minute, jedoch der Erfolg pro Minute war höher bei *Cerastoderma*. Die Aufnahme an Biomasse und Energie bei diesen beiden Arten war vergleichbar. Es müssen also im Vergleich mehr Herzmuscheln geöffnet werden, um eine gleiche Energieaufnahme zu erlangen. Von daher ist die Auster vielleicht eine schwieriger zu erreichende, aber dafür energiereichere Nahrung als die Herzmuschel. Unterschiedlich hohe Erfolgsraten des Austernfischers auf dem Austernriff zwischen Frühjahr und Herbst können damit begründet werden, dass während des Herbstanfangs wenig kleine Größenklassen vorhanden waren und eine längere Nahrungssuche und höhere Misserfolge beim Öffnen größerer Individuen auftraten.

Der **Große Brachvogel** erreichte auf dem Sandwatt im Vergleich zum Austernriff eine höhere Pickrate, jedoch nur während des Herbstzuges auch eine höhere Erfolgsrate. Eine höhere Pickrate im Sandwatt könnte aufgrund einer unterschiedlichen Art der Nahrungssuche auf den Flächentypen zustande kommen. Im Sandwatt kann der Brachvogel durch taktiles Stochern eine höhere Pickfrequenz erreichen, als durch ein visuelles Absuchen und gezieltes Stochern zwischen den Austern des massiven Austernriffes. Während des Herbstanfangs erreichte er durch die zusätzliche Aufnahme von Polychaeten eine höhere Erfolgsrate als auf den Austern, wo er ausschließlich *Carcinus maenas* fraß.

Im Vergleich zu den Habitattypen der Muschelbank hatte die **Silbermöwe** im Frühjahr und Herbst jeweils eine höhere Pickrate auf dem Sandwatt. Im Herbst war die Pickrate im Vergleich zur Austernfläche in der Mischfläche höher. Die Erfolgsrate war aber im Frühjahr wie auch im Herbst auf dem Austernriff höher als in Mischfläche und Sandwatt. Besonders im Sandwatt stochert die Art in kürzeren Intervallen nach im Sand vergrabenem *Carcinus*, jedoch blieb dies öfter erfolglos als ein visuelles Absuchen zwischen den Austern.

Biomasse- und Energieaufnahme

Austernfischer und Großer Brachvogel nahmen auf den drei Flächentypen vergleichbare Mengen an Biomasse und Energie auf. Im Sandwatt wurde jedoch im Vergleich zum Austernriff eine höhere Pickfrequenz und damit ein höherer Energieverbrauch aufgewandt, um vergleichbare Biomasse- bzw. Energiemengen aufzunehmen. Die Silbermöwe erreichte bei geringerer Pickrate eine vergleichsweise hohe Energieaufnahme auf dem Austernriff. Aus diesem Grund stellt das Austernriff ein profitables Nahrungshabitat für die genannten Arten dar.

Die Energieaufnahme der Silbermöwe wurde überwiegend durch die Konsumtion von Strandkrabben erreicht. Im Vergleich zum Sandwatt findet die Strandkrabbe zwischen den Austern ein geschütztes Habitat, so dass im Austernriff sehr viele Individuen zu finden sind (siehe Kap. 5.2 Begleitfauna). Auch der Große Brachvogel fraß auf der Muschelbank bevorzugt Strandkrabben, während er im Sandwatt neben *Carcinus* zu einem hohen Anteil Polychaeten fraß. Daher erreichte der Große Brachvogel auf Sandwatt und Austernriff eine vergleichbare Energieaufnahme pro Minute.

Vergleich zu anderen Watttypen (insb. Miesmuschelbänke)

Die Biomasse- und Energieaufnahme auf dem Austernriff war vergleichbar mit der auf Mischfläche und Sandwatt, aber auch mit der Biomasse- und Energieaufnahme auf verschiedenen, ehemaligen Miesmuschelbänken (Tab. 5.6). Auf dem Austernriff wurden 0,11 bzw. 0,05 kJ/ min aufgenommen und auch Sitters (2000), Boates & Goss-Custard (1992), Cayford & Goss-Custard (1990), Ens et al. (1996) und Meire (1996) wiesen den von ihnen untersuchten Miesmuschelbänken vergleichbare Energieaufnahmen für den Austernfischer nach. Um zu überleben, benötigen Austernfischer eine Aufnahmerate von mindestens 0,06 g/ min (Sitters 2000).

Tab. 5. 6: Vergleich der Energieaufnahmerate des Austernfischers auf dem Austernriff vom Frühjahr und Herbst 2007 mit Energieaufnahmeraten ehemaliger Miesmuschelbänke und im Schlickwatt

	g AFTG/min	Quelle
Austernriff	0,11	diese Studie Frühjahr 2007
Austernriff	0,05	diese Studie Herbst 2007
Miesmuschelbank	0,126	Sitters 2000
Miesmuschelbank	0,076	Boates & Goss-Custard 1992
Miesmuschelbank	0,051	Cayford & Goss-Custard 1990
Miesmuschelbank	0,16	Ens et al. 1996
Miesmuschelbank	0,09	Meire 1996
Schlickwatt	0,1	Thyen 2003

Die Pazifische Auster als Nahrung des Austernfischers

Schalenlängen gefressener Individuen

Im Frühjahr wurden im Mittel Austern einer Schalenlänge von 30,50 mm geöffnet, im Herbst lag der Mittelwert bei 46,56 mm. Die versetzte Schalenlängenhäufigkeitsverteilung gefressener Austern im Herbst entspricht einem Größenzuwachs der Austern in diesem Zeitraum. Durch den ausgebliebenen Larvenfall in 2007 verschob sich das Spektrum der für den Austernfischer verfügbaren Schalengrößen. Auf dem Austernriff kamen Austern mit Schalenlängen bis zu 200 mm vor. Der Austernfischer entnahm nur Individuen zwischen 10 und 70 mm aus der Austernpopulation. Er bevorzugte die auf den Austern anhaftenden kleineren Wachstumsstadien, da er nur in der Lage ist, die oben genannten Größenklassen zu öffnen.

Gefressene Individuen versus Angebot

Die im Frühjahr gefressenen Austern liegen in einem Größenklassenbereich, auf welchen zu dieser Jahreszeit der größte Anteil der lebenden Austern entfällt. Die Entnahme von Austern durch den Austernfischer hat wahrscheinlich nur einen geringen Einfluss auf die Austernpopulation. Im Verhältnis zum schnellen Wachstum der Auster wird wahrscheinlich in einer Zugperiode nur ein geringer Anteil des Bestandes entnommen. Im Gegensatz dazu könnte eine über mehrere Jahre erfolglose Reproduktion der Auster die Austernfischerpopulation durch das Fehlen kleiner Austern stark beeinflussen. Inwieweit die Auster schon einen bedeutenden

Stellenwert als Beuteorganismus eingenommen hat und das Fehlen dieser Beute Auswirkungen auf den Austernfischer hat, kann mit dieser Arbeit nicht beantwortet werden und bleibt zu untersuchen.

Handling-time

Der Austernfischer benötigte im Mittel 19,25 Sekunden um eine Auster zu öffnen. Im Mittel wurden 10,50 Sekunden benötigt, um Herzmuscheln (*Cerastoderma edule*) zu öffnen. Nach Blomert et al. (1996) benötigen Austernfischer, um *Mytilus edulis* mit einer Schalenlänge von 40 mm zu öffnen, 50 bis 70 Sekunden. Im Vergleich zur Herzmuschel braucht der Austernfischer länger, um eine Pazifische Auster zu öffnen, aber er benötigt noch mehr Zeit, um eine Miesmuschel zu öffnen. Bei vergleichbarem Energiegehalt wäre es ertragreicher die Auster der Miesmuschel vorzuziehen. Es wird weniger Zeit zum Öffnen von Herzmuscheln aufgewandt, jedoch scheint bei Austern die Biomasseaufnahme im Vergleich zum Aufwand attraktiver zu sein.

Bearbeitungstechnik

Tomkins (1947) belegt, dass die amerikanischen Austernfischerarten *H. palliatus* und *H. bachmani* *C. gigas* und *C. virginica* öffnen, indem sie den Schnabel zwischen die geöffneten Schalenklappen wasserbedeckter Austern stecken und durch hin und her bewegen des Kopfes die Schalen auseinanderstemmen. Diese Technik wurde im Rahmen dieser Untersuchungen beobachtet und kann somit auch für den Europäischen Austernfischer bestätigt werden. Butler (1979) beobachtete in Britisch Columbia eine weitere Technik, welche der Schwarze Austernfischer zum Öffnen von *C. gigas* nutzte. Hier wurde die Auster geöffnet, indem ein kleines Loch durch die Schale geschlagen wurde, um den Schnabel einzubringen und den Muskel zu durchtrennen. Diese Technik wurde jedoch nicht bei senkrecht ausgerichteten Austern im zentralen Riffbereich angewandt, sondern in einem Riff, wo die Austern liegend wuchsen und die Schalen sich erst bei 10 cm Wasserbedeckung öffneten. Wenige Austern wurden gar nicht geöffnet, sondern das Fleisch durch das gehämmerte Loch herausgepickt. Mit dieser Technik wurden maximal neun Austern von einem Individuum pro Stunde gefressen und nach Einwanderung der Pazifischen Auster dauerte es nach Butler (1979) in Britisch Columbia acht Jahre bis der Austernfischer gelernt hatte, die Auster als Nahrungsquelle zu nutzen. Im Vergleich scheint diese Technik somit wenig erfolgreich zu sein und auch Tomkins (1947) bestätigt, dass die Technik des Aufhebelns bevorzugt wird. Auch für den

Europäischen Austernfischer sind beide Techniken des Hämmerns und Aufhebelns für das Öffnen der Miesmuschel bekannt und einzelne Individuen sind auf eine bestimmte Technik spezialisiert.

5.1.4 Fazit

Die ehemalige Miesmuschelbank mit den heutigen Habitattypen Austernriff und Mischfläche scheint in vergleichbarem Maß ein attraktives Nahrungshabitat für verschiedene Rastvögel darzustellen. Sie wird von Wat- und Wasservögeln als Nahrungshabitat angenommen und erfolgreich genutzt. Die meisten Rastvogelarten scheinen in der Lage zu sein, sich der Ausbreitung der Austernriffe anzupassen, da sie hauptsächlich auf die Begleitfauna spezialisiert sind. Silbermöwe und Großer Brachvogel finden zwischen den Austern ein ebenso reiches Nahrungshabitat wie zuvor auf Miesmuschelbänken. Broekhoven (2005), Görlitz (2005), Büttger (2006) und Markert (2009) fanden eine vergleichbare Artenzusammensetzung auf Austernriff und Miesmuschelbank. Es traten jedoch unterschiedliche Abundanzen und damit eine unterschiedliche Dominanzstruktur auf, indem auf einem Austernriff eine höhere Anzahl an Littorinen und bedingt durch eine hohe Habitatstruktur vermehrt sessile Invertebraten auftraten.

Besonders für muschelfressende Vögel, wie Austernfischer und Eiderente, wurde ein negativer Einfluss der Bioinvasion der Pazifischen Auster ins Wattenmeer befürchtet. Nach den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung können diese Befürchtungen für den Austernfischer entkräftet werden. Der Austernfischer hat sich der neuen Nahrungsressource erfolgreich angepasst und erreicht mit der Aufnahme von Austern eine vergleichbare Energieaufnahme wie durch die Miesmuschel. Wie stabil diese Beute für den Austernfischer bleibt, hängt von einer erfolgreichen, jährlichen Reproduktion der Auster ab. Der Austernfischer hat mit Beginn der exponentiellen Zunahme der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer seit 2003 gelernt, Austernschalen zu öffnen. Die Effektivität des Schalenöffnens ist aber vielleicht in Zukunft noch zu steigern, da diese neue Nahrungsquelle erst seit kurzer Zeit zur Verfügung steht. Der Austernfischer ist in der Lage *Crassostrea gigas* als Nahrung zu nutzen aber die Profitabilität dieser neuen Nahrungsquelle für den Austernfischer ist noch nicht ausreichend belegt und bedarf weiterer Unter-

suchungen. Die vorliegende Arbeit liefert Grundlagen, lässt jedoch viele Fragen offen, die in Zukunft noch beantwortet werden müssen.

Für die miesmuschelfressende Eiderente sind nach dieser Untersuchung keine belegbaren Aussagen möglich. Nach Scheiffarth (2005) trat ab dem Jahr 2000 aufgrund einer Nahrungsverknappung durch den Rückgang der Miesmuschelbestände auch ein starker Rückgang der Eiderentenzahlen auf, welcher auch mit einer hohen Mortalität verbunden war. Zunehmend negative Auswirkungen durch die Veränderungen des Nahrungshabitates sind denkbar. Die Eiderente wird höchstwahrscheinlich nicht in der Lage sein, Austern zu fressen, da sie eine festzementierte Auster nicht wie eine Miesmuschel aus dem Verband lösen und auch nicht mit Schale verschlucken kann (Scheiffarth 2005). Inwieweit die Eiderente in der Lage ist, die zwischen den Austern sitzenden Miesmuscheln zu lösen und als effiziente Nahrung zu nutzen, steht weiterhin zur Klärung aus. Vielleicht kann die Eiderente aber auch von einer zwischen den Austern geschützt heranwachsenden Miesmuschelpopulation profitieren. Während des Herbstzuges dieser Untersuchung, als die Flächen verstärkt überflutet blieben, wurde beobachtet, dass Eiderenten im Wasser über dem Austernriff nahrungssuchend auftraten und auch Miesmuscheln hervorholten.

5.2 Begleitfauna

Als Begleituntersuchung zur ornithologischen Verhaltensbeobachtung von Wat- und Wasservögeln wurde das benthische Nahrungsangebot der verschiedenen Flächentypen Austernriff, Mischfläche und Sandwatt ermittelt. Die dem Untersuchungsstandort 06 (Austernriff und Mischfläche) Struktur gebenden Ökosystemgestalter *Mytilus edulis* und *Crassostrea gigas* (Kap. 5.2.1 Ökosystemgestalter *Mytilus edulis* und *Crassostrea gigas*) wurden getrennt von allen anderen, die drei Flächentypen begleitenden, Makrofaunaarten (Kap. 5.2.2 Begleitfauna) aufgenommen.

Im Vergleich zur Mischfläche wurde im Austernriff tendenziell eine höhere Diversität der Begleitfauna bei vergleichbaren Abundanzen und Biomassen wichtiger Beuteorganismen wie Muscheln, Strandkrabben und Polychaeten festgestellt. Das Habitat Austernriff stellt damit eine ökologische Ergänzung für das Nahrungsangebot von Wat- und Wasservögeln dar.

5.2.1 Ökosystemgestalter *Mytilus edulis* und *Crassostrea gigas*

Die Bestimmung der mittleren Abundanz, der Schalenlängenhäufigkeitsverteilung und der mittleren Biomasse von *Mytilus edulis* und *Crassostrea gigas* im Austernriff und in der Mischfläche des Untersuchungsstandortes 06 wurde aus jeweils drei entsprechenden Proben der Bestandserfassung der Auster vom Juni 2007 ermittelt. Die Biomasse in Gramm aschefreiem Trockengewicht beider Ökosystemgestalter wurde indirekt über Umrechnungsfaktoren berechnet, welche aus der Korrelation von Schalenlänge zu aschefreiem Trockengewicht erhalten wurden (Daten aus Markert 2006).

Mischfläche als auch Austernriff waren durch eine vergleichbar hohe Abundanz und Biomasse der Miesmuschel *Mytilus edulis* charakterisiert. Während die Individuendichte der Miesmuscheln in der Mischfläche der Individuendichte der Pazifischen Auster entsprach, wurde das Austernriff durch eine gering höhere Individuendichte der Auster charakterisiert (Abb. 5.18). Die Biomasse der Miesmuschel in beiden Flächen blieb jeweils weit unter der Biomasse der Pazifischen Auster. Die im Vergleich zur Miesmuschel 5-fach so hohe Biomasse der Auster im Austernriff macht die Dominanz von *C. gigas* an diesem Standort deutlich. Die Biomasse der Austern

in der Mischfläche war dagegen nur 2,5-fach höher als die der Miesmuscheln (Abb. 5.18).

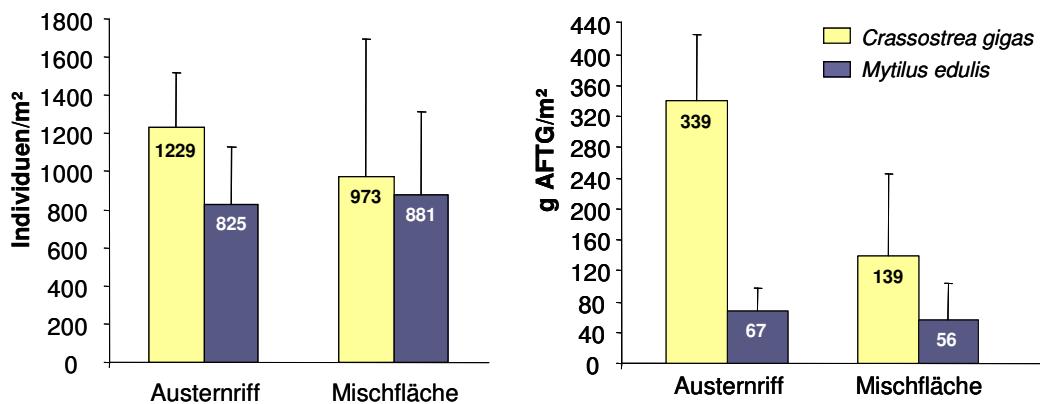


Abb. 5.18: Mittlere Individuendichte (links) und mittlere Biomasse in Gramm aschefreiem Trockengewicht (AFTG) (rechts) mit Standardabweichung der Miesmuschel *Mytilus edulis* und der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* pro m² im Austernriff und in der Mischfläche

Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) bis 50 mm waren im Austernriff als auch in der Mischfläche gleichmäßig über alle Größen verteilt. Tendenziell wurden im Austernriff mehr größere Miesmuscheln gefunden als in der Mischfläche (Abb. 5.19).

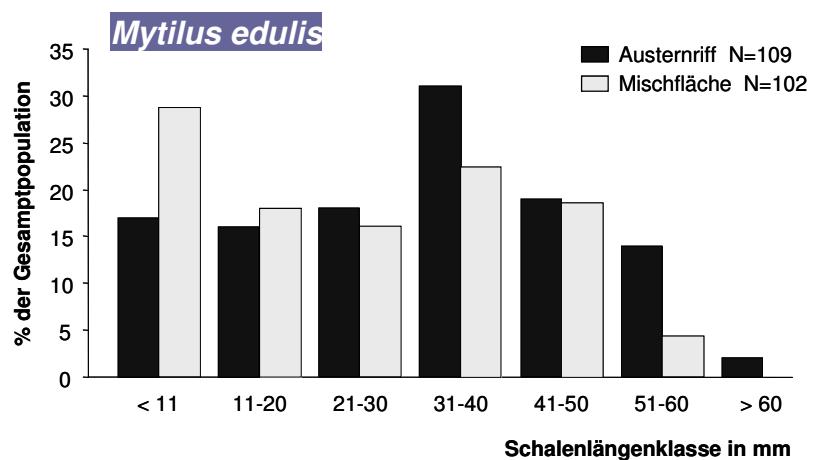


Abb. 5.19: Schalenlängenhäufigkeitsverteilung der Miesmuschel *Mytilus edulis* im Austernriff und in der Mischfläche

Pazifische Austern (*Crassostrea gigas*) zwischen 20-50 mm machten in beiden Flächentypen den größten Anteil an der entsprechenden Population aus und waren in beiden Flächentypen gleich stark vertreten. Im Austernriff wurden jeweils mehr

junge Austern unter 20 mm und ältere Austern über 100 mm gefunden als in der Mischfläche. Mittlere Größenklassen zwischen 70 und 100 mm stellten in der Mischfläche einen größeren Anteil an der Population als im Austernriff (Abb. 5.20).

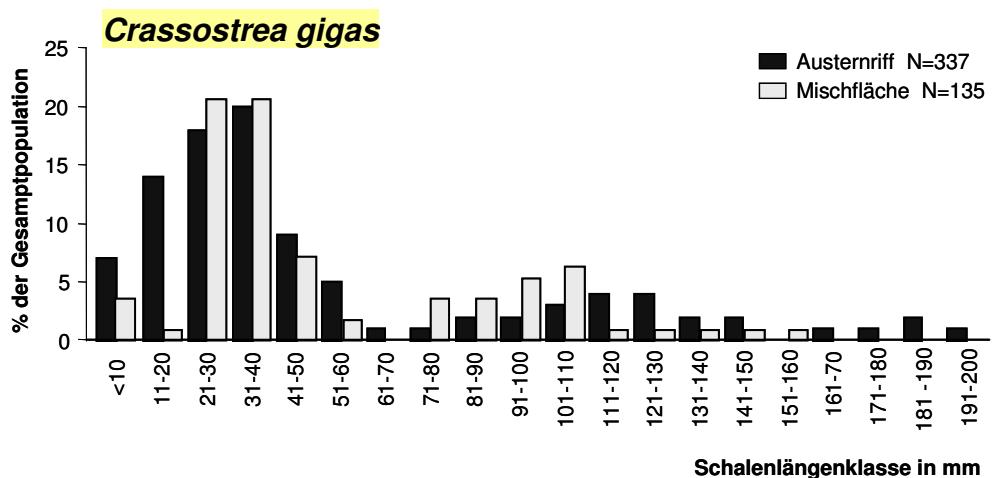


Abb. 5.20: Schalenlängenhäufigkeitsverteilung der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* im Austernriff und in der Mischfläche

5.2.2 Begleitfauna

Methoden

Die Begleitfaunaproben wurden im März 2007 mit Stechkästen eines Grundrisses von 4 x 10 cm und bis zu einer Tiefe von 20 cm genommen, entsprechend einer Oberfläche von 40 cm² und einem Volumen von 800 cm³. Jeweils fünf Parallelproben der fünf Stationen besiedelter Bereich des Austernriffs (Ab), Zwischenraum des Austernriffs (Az), besiedelter Bereich der Mischfläche (Mb), Zwischenraum der Mischfläche (Mz) und Sandwatt (S) wurden im Anschluss an die Probenahme über einem Sieb gespült. Als Maschengröße des Siebes wurde eine Maschenweite von 1 mm gewählt, da angenommen wurde, dass kleinere Organismen für die Ernährung von Vögeln eine untergeordnete Rolle spielen. Die Siebrückstände wurden in einer 4-5%-igen, durch Hexamethylentetramin gepufferten Meerwasser-Formol-Mischung fixiert.

Alle Organismen wurden anhand taxonomischer Bestimmungsliteratur (siehe Kap. 11 Literatur) nach morphologischen Merkmalen bis auf Arrebene bestimmt. Bei sehr schwierig zu bestimmenden oder als Nahrung nicht relevanten Organismen wurde

von der Bestimmung bis auf Artebene abgesehen. So wurden die Taxa Hydrozoa, Actinaria, Nemertea und Oligochaeta weitestgehend nur als Großtaxa aufgeführt. Alle Einzelindividuen wurden gezählt (Abundanz) und zu Arten/Taxa zusammengefasst gewogen. Das aschefreie Trockengewicht in Gramm (g AFTG) wurde indirekt nach Standardumrechnungsfaktoren berechnet (Tab. 5.7). Balaniden und koloniebildende Taxa, wie Bryozoen, sind NICHT in die quantitative Auswertung der Begleitfauna integriert.

Tab. 5.7: Standardumrechnungsfaktoren für ausgewählte Großtaxa der Begleitfauna

Großtaxon	Faktor: AFTG/NG	Quelle (Ref.)
Amphipoda	0,16	Ricciardi & Bourget (1998)
Anthozoa (Actinaria)	0,143	Ricciardi & Bourget (1998)
Asteroida	0,112	Ricciardi & Bourget (1998)
Bivalvia	0,058	Ricciardi & Bourget (1998)
Collembola	0,204	Brey (2001)
Cumacea	0,076	Ricciardi & Bourget (1998)
Decapoda	0,165	Ricciardi & Bourget (1998)
Isopoda	0,142	Ricciardi & Bourget (1998)
Nemertini	0,211	Brey (2001)
Oligochaeta	0,17	Vöge (2003)
Opisthobranchia (Nudibranchia)	0,173	Brey (2001)
Organische Reste	0,159	Brey (2001)
Polychaeta (Errantia)	0,171	Ricciardi & Bourget (1998)
Polyplacophora	0,272	Ricciardi & Bourget (1998)
Prosobranchia	0,075	Ricciardi & Bourget (1998)

Ergebnisse

An allen Stationen der drei Flächentypen wurden insgesamt 41 verschiedene makrobenthische **Begleitfaunaarten** identifiziert (Tab. 5.8).

In den Proben, die in den Zwischenräumen des Untersuchungsstandortes 06 genommen wurden (Mz und Az), waren verglichen mit den Proben der besiedelten Bereiche (Mb und Ab) sowie auch im Vergleich zu den Proben des Sandwattes (S) nur vereinzelte Individuen weniger Arten enthalten (Abb. 5.21). Im besiedelten Bereich des Austernriffs (Ab) wurde mit 27 Arten die meisten Arten festgestellt. Vom besiedelten Bereich der Mischfläche (Mb) zu Sandwatt (S) nahmen die Artenzahlen weiter ab.

Tab. 5.8: Artenliste der Begleitfauna am Dornumer Nacken (Untersuchungsstandort 06) vom März 2007; besiedelte Bereiche und Zwischenräume jeweils für Austernriff und Mischfläche zusammengefasst; x = vorhanden, - = nicht nachgewiesen.

ID	TAXON	GROßTAXON	AUSTERNRIFF	MISCHFLÄCHE	SANDWATT
	Oligochaeta	Annelida			
1	<i>Tubificoides benedicti</i>		x	-	x
2	<i>Oligochaeta sp.</i>		x	x	x
	Polychaeta				
3	<i>Aphelochaeta marioni</i>		x	x	x
4	<i>Arenicola marina</i>		-	-	x
5	<i>Capitella capitata</i>		-	x	x
6	<i>Capitella giardi</i>		-	x	-
7	<i>Harmothoe impar</i>		-	-	x
8	<i>Harmothoe sp. Juv.</i>		-	-	x
9	<i>Heteromastus filiformis</i>		x	x	x
10	<i>Lagisca extenuata</i>		x	-	-
11	<i>Lanice conchilega</i>		x	-	x
12	<i>Magelona mirabilis</i>		x	-	x
13	<i>Neanthes succinea</i>		x	-	x
14	<i>Nephtys assimilis</i>		-	-	x
15	<i>Nephtys hombergii</i>		-	-	x
16	<i>Nereis virens</i>		-	-	x
17	<i>Polydora caeca</i>		x	-	-
18	<i>Polydora cornuta</i>		x	x	x
19	<i>Polydora sp.</i>		-	x	-
20	<i>Pygospio elegans</i>		-	-	x
21	<i>Spio filicornis</i>		-	-	x
22	<i>Streblospio benedicti</i>		x	-	-
	Anthozoa	Cnidaria			
23	<i>Actinaria sp.</i>		x	x	-
24	Hydrozoa		x	x	x
	Amphipoda	Crustacea			
25	<i>Melita palmata</i>		x	x	-
	Cirripedia				
26	<i>Balanus crenatus</i>		-	x	-
27	<i>Elminius modestus</i>		x	x	-
	Decapoda				
28	<i>Carcinus maenas</i>		x	x	-
29	<i>Crangon crangon</i>		-	-	x
30	<i>Hemigrapsus cf. Penicillatus</i>		x	-	-
	Isopoda				
31	<i>Jaera albifrons</i>		x	x	-
	Bivalvia	Mollusca			
32	<i>Cerastoderma edule</i>		x	x	x
33	<i>Macoma balthica</i>		-	x	-
34	<i>Mya arenaria</i>		-	-	x
	Gastropoda				
35	<i>Crepidula fornicata</i>		-	x	-
36	<i>Hydrobia ulvae</i>		x	-	-
37	<i>Littorina littorea</i>		x	x	-
	Polyplacophora				
38	<i>Lepidochitona cinereus</i>		x	x	-
	Bryozoa	Andere			
39	<i>Electra pilosa</i>		x	-	-
	Nemertea				
40	<i>Lineus ruber</i>		x	x	-
41	<i>Lineus sp.</i>		x	x	-

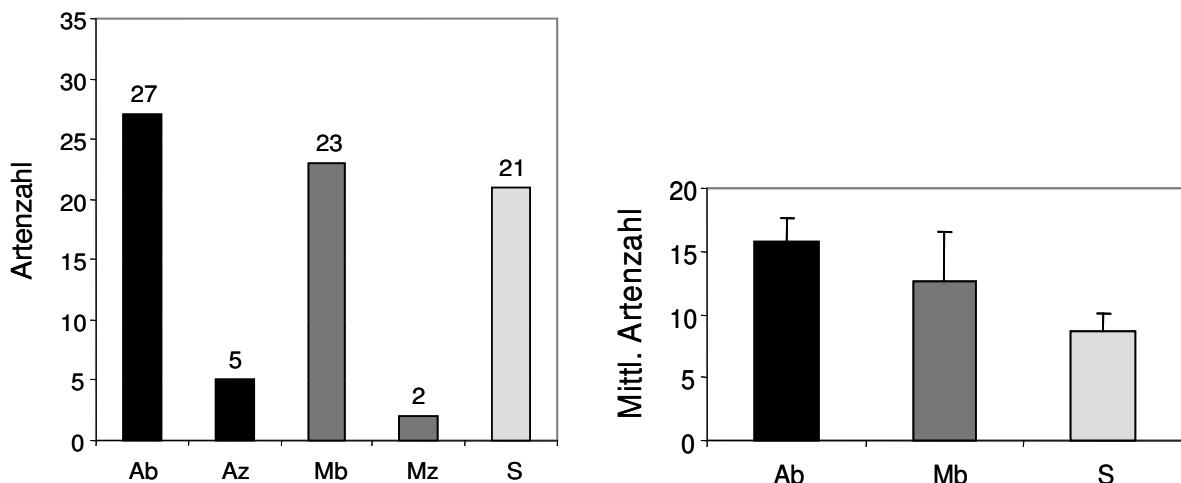


Abb. 5.21: Gesamtartenzahl (links) und mittlere Artenzahl (rechts) an den Stationen Ab (Austernriff, besiedelter Bereich), Az (Austernriff, Zwischenraum), Mb (Mischfläche, besiedelter Bereich), Mz (Mischfläche, Zwischenraum) und S (Sandwatt)

Die **Multi-Dimensionale Skalierung** (MDS) der Begleitfaunaabundanzen (Abb. 5.22) macht deutlich, dass sich die Flächentypen des Untersuchungsstandortes 06 gegenüber dem Sandwatt sehr viel ähnlicher sind. Die Proben der beiden unterschiedlichen Flächentypen des Untersuchungsstandortes (Austernriff und Mischfläche) gruppieren sich deutlich in zwei Gruppen, wobei die Distanzen innerhalb der Parallelproben des Austernriffs größer sind als innerhalb der Parallelproben der Mischfläche.

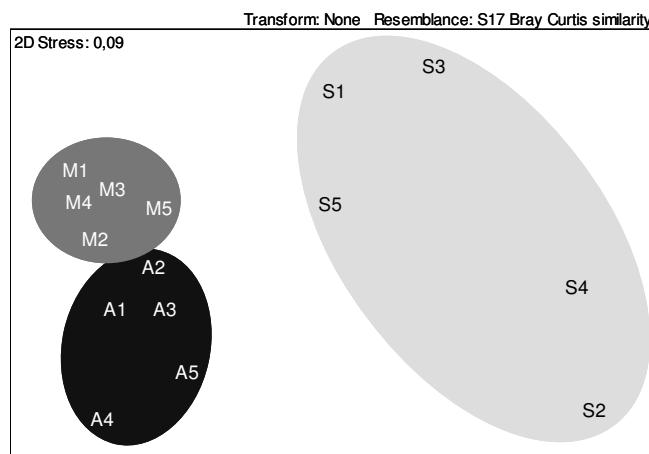


Abb. 5.22: MDS-Plot (Bray-Curtis-Similarity, Abundanzen nicht transformiert) der Parallelproben der Flächentypen Austernriff (A1-5), Mischfläche (M1-5) und Sandwatt (S1-5)

Die **Gesamtabundanz** der Begleitfauna war mit über 11.000 Individuen/m² im Austernriff am größten. Zweithöchste Individuendichte hatte die Mischfläche, während das Sandwatt die geringste Gesamtabundanz aufwies (Abb. 5.23).

Auffällig war die hohe Abundanz an Oligochaeten im Austernriff, die knapp 40% der Individuen dieses Flächentyps ausmachten. In der Mischfläche wurde nur eine sehr geringe Anzahl Oligochaeten gefunden. Wesentlich höhere Abundanzen als im Austernriff wurden für die Strandschnecke *Littorina littorea* festgestellt. Im Vergleich zur Mischfläche wurden mehr Polychaeten (insbesondere der Vielborster *Neanthes succinea*), mehr Decapoden (resp. durch die heimische Strandkrabbe *Carcinus maenas* und durch die eingewanderte Asiatische Viereckskrabbe der Gattung *Hemigrapsus*) und andere Taxa (insbesondere der Flohkrebs *Melita palmata* und die Assel *Jaera albifrons*) im Austernriff gefunden. Im Austernriff waren die Polychaeten mit 15,6% aller Individuen vertreten, während sie in der Mischfläche bei geringerer Gesamtabundanz nur 10% der Gesamtindividuenzahl ausmachten (Abb. 5.23).

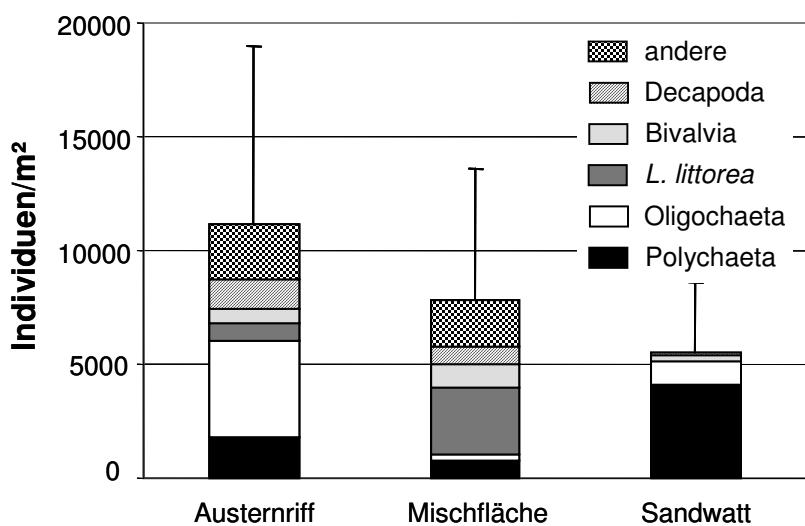


Abb. 5.23: Individuen der Begleitfauna pro m² auf den verschiedenen Flächentypen Austernriff, Mischfläche und Sandwatt; Gesamtabundanz der Begleitfauna mit Standardabweichung in verschiedene Taxa unterteilt

Im Sandwatt wurde die höchste Anzahl an Polychaeten gefunden (insbesondere der Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega*, der Wattwurm *Arenicola marina* und der Kotpillenwurm *Heteromastus filiformis*). Mit über 4.000 Individuen/m² war die Polychaetendichte mehr als doppelt so hoch als im Austernriff. Im Sandwatt machten die Polychaeten 76,1% aller Individuen aus. Zusammen mit den Oligochaeten stellten sie 94,5% der gefundenen Organismen im Sandwatt (Abb. 5.23).

Die Herzmuschel *Cerastoderma edule* wurde auf allen Flächentypen gefunden, zeigte höchste Abundanzen in der Mischfläche und im Austernriff.

Die **Gesamtbiomasse** der Begleitfauna war mit über 300 g AFTG/m² in der Mischfläche am höchsten. Im Austernriff und im Sandwatt war die Biomasse um ein Drittel niedriger (Abb. 5.24).

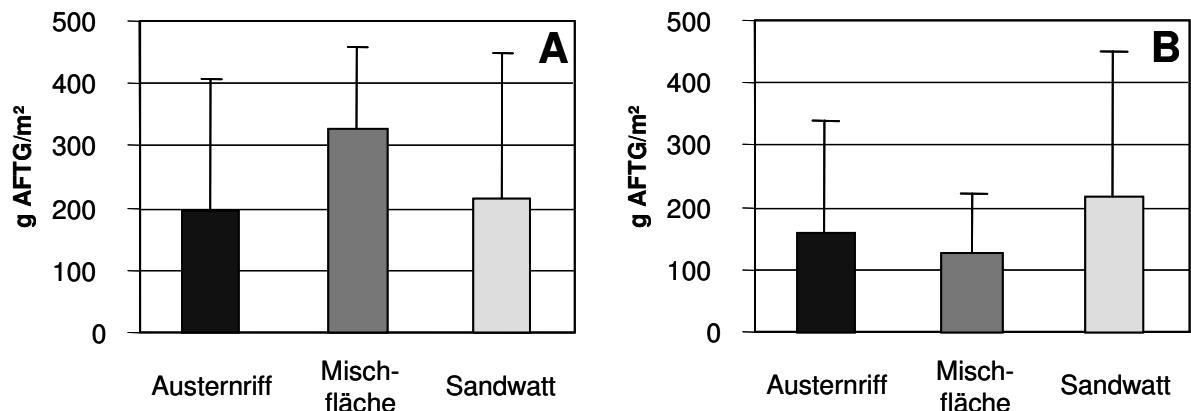


Abb. 5.24: (A) Mittlere Gesamtbiomasse in Gramm aschefreiem Trockengewicht (g AFTG) pro m² mit Standardabweichung der Begleitfauna und (B) der Begleitfauna ohne die Biomasse der Strandschnecke *Littorea littorea* in den Flächentypen Austernriff, Mischfläche und Sandwatt

Höchste Biomasse der Begleitfaunaarten am Untersuchungsstandort 06 erreichten die Strandschnecken (*Littorea littorea*) der Mischfläche, welche auch die Biomasse dieses Standortes maßgeblich bestimmten (Abb. 5.24). Im Austernriff dominierte die Biomasse der Herzmuscheln (*C. edule*), welche in der Mischfläche und im Sandwatt die zweithöchsten Biomassewerte aufwiesen (Tab. 5.9, Abb. 5.25). Im Austernriff wurden hohe Anteile an der Gesamtbiomasse von Strandschnecken (*L. littorea*), Strandkrabben (*C. maenas*) und dem Polychaeten *Neanthes succinea* gestellt. Trotz ihrer hohen Individuenzahl, erzielten Oligochaeten eine im Verhältnis nur geringe Biomasse. In der Mischfläche erreichten neben den Strandschnecken und der Herzmuschel nur noch Strandkrabben und verschiedene kleinere Polychaeten in ihrer Gesamtheit nennenswerte Biomassen (Tab. 5.9, Abb. 5.25).

Im Sandwatt verzeichneten Individuen der Sandklaffmuschel *Mya arenaria* die höchste Biomasse. Während die Polychaeten *L. conchilega* (Bäumchenröhrenwurm) und *A. marina* (Wattwurm) wesentliche Anteile auch zur Biomasse beitrugen, blieb die Biomasse der zahlreichen anderen Polychaeten niedrig (Tab. 5.9, Abb. 5.25).

Tab. 5.9: Mittlere Biomasse mit Standardabweichung (SD) der Begleitfauna im Austernriff, in der Mischfläche und im Sandwatt; Polychaeten teilweise zusammengefasst.

Art/Taxa	Austernriff g AFTG \pm SD/m ²	Mischfläche g AFTG \pm SD/m ²	Sandwatt g AFTG \pm SD/m ²
<i>Actinaria</i> sp.	0,74 \pm 1,28	2,20 \pm 3,62	-
<i>Arenicola marina</i>	-	-	19,17 \pm 26,27
<i>Carcinus maenas</i>	20,32 \pm 13,56	5,84 \pm 5,00	-
<i>Cerstoderma edule</i>	122,00 \pm 168,88	102,59 \pm 88,30	50,19 \pm 35,65
<i>Crangon crangon</i>	-	-	0,43 \pm 0,96
<i>Crepidula fornicata</i>	-	1,92 \pm 4,30	-
<i>Harmothoe</i> sp.	-	-	0,05 \pm 0,11
<i>Hemigrapsus</i> cf. <i>penicillatus</i>	0,24 \pm 0,53	-	-
<i>Heteromastus filiformis</i>	0,20 \pm 0,26	0,11 \pm 0,25	1,86 \pm 2,19
<i>Hydrobia ulvae</i>	0,07 \pm 0,10	-	-
<i>Jaera albifrons</i>	0,11 \pm 0,06	0,06 \pm 0,09	-
<i>Lanice conchilega</i>	0,04 \pm 0,07	-	36,69 \pm 62,77
<i>Lepidochitona cinereus</i>	0,44 \pm 0,76	2,54 \pm 1,04	-
<i>Littorina littorea</i>	32,51 \pm 51,11	203,08 \pm 149,83	-
<i>Macoma balthica</i>	-	4,71 \pm 10,52	-
<i>Melita palmata</i>	0,25 \pm 0,28	0,11 \pm 0,10	-
<i>Mya arenaria</i>	-	-	100,40 \pm 224,49
<i>Nemertea</i>	0,25 \pm 0,39	0,28 \pm 0,42	-
<i>Nephtys</i>	-	-	2,08 \pm 2,40
<i>Nereis/Neanthes</i>	12,09 \pm 13,55	-	4,27 \pm 7,29
Oligochaeta	4,85 \pm 9,11	1,05 \pm 1,57	0,08 \pm 0,06
Polychaeta	0,23 \pm 0,16	3,78 \pm 4,16	0,40 \pm 0,35
Gesamt	194,34 \pm 212,30	328,27 \pm 131,26	215,60 \pm 234,47

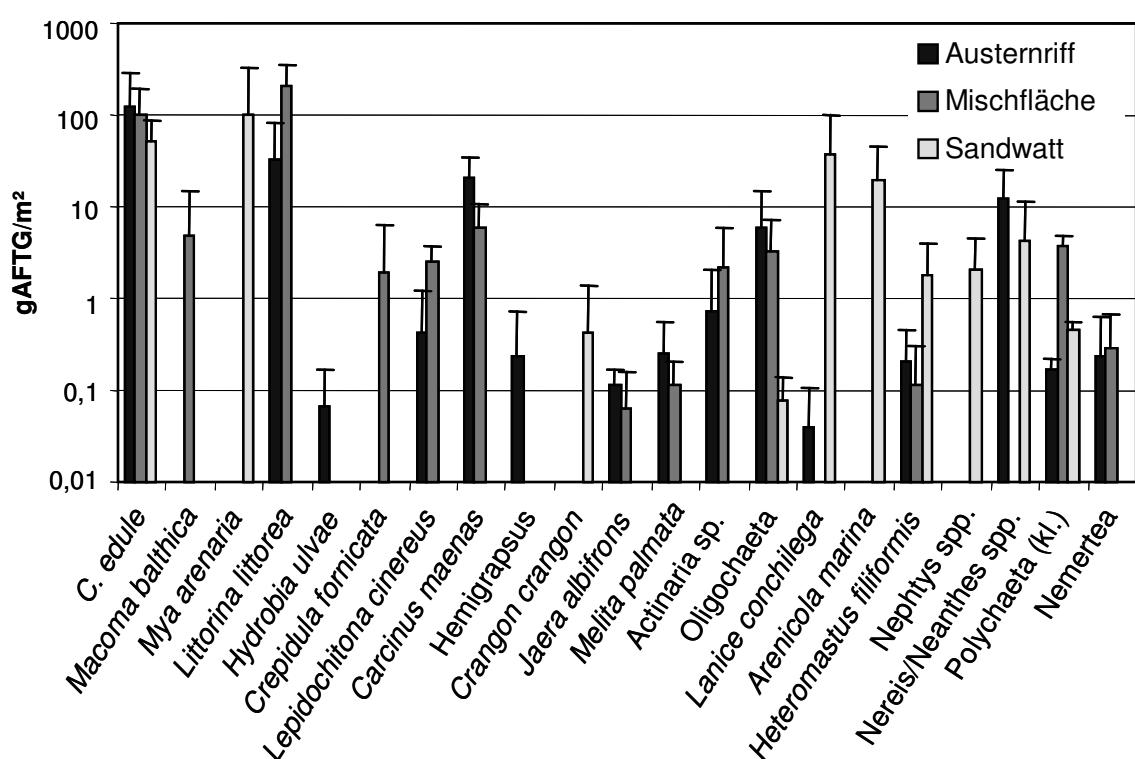


Abb. 5.25: Mittlere Biomasse (logarithmisch!) der Begleitfauna im Austernriff, der Mischfläche und im Sandwatt; Polychaeten teilweise zusammengefasst

5.2.3 Diskussion

Begleitfauna

Die in dieser Untersuchung ermittelte Zahl von insgesamt 31 Begleitfaunaarten am Untersuchungsstandort 06 (Austernriff und Mischfläche) ist vergleichbar mit Artenzahlen anderer Untersuchungen im deutschen Wattenmeer, die vor der Bioinvasion der Pazifischen Auster auf damals noch reinen Miesmuschelbänken durchgeführt wurden. Millat et al. (2004) untersuchten fünf verschiedene Miesmuschelbänke des Niedersächsischen Wattenmeeres im Herbst 2001 und fanden zwischen 14 und 24 Arten. Im Frühjahr 2005 verglichen Markert et al. (2009) den Artenreichtum von Miesmuschelbeeten mit Austernriffen. Die Makrofauna (Machenweite 0.5 mm!) der Miesmuschelbeeten setzte sich aus 28 und die in Austernriffen aus 45 Arten zusammen. Im Austernriff dieser Untersuchung konnten 27 Arten im Vergleich zu 23 Arten in der Mischfläche festgestellt werden. Auch die Biomasse (ohne Seepocken/ Balaniden), die in dieser Untersuchung festgestellt wurde, ist vergleichbar mit den Biomasseangaben für die fünf von Millat et al. (2004) in 2001 untersuchten Miesmuschelbänke.

Die Ausbreitung der Pazifischen Auster *C. gigas* führte nach den Ergebnissen dieser Untersuchung nicht zu einem Rückgang, sondern, wie bereits nach einer Studie aus 2005 von Markert et al. (2009) konstatiert, zu einer vergleichsweise hohen Diversität. Von einem detaillierten Vergleich der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften wird auf Grund verschiedener Erfassungsmethoden (z.B. Maschenweite), starken dynamischen Schwankungen in der Zusammensetzung von Arten im Jahresverlauf als auch an verschiedenen Standorten und Schwankungen zwischen den Jahren abgesehen.

Nahrungsökologische Bedeutung für Wat- und Wasservögel

Insbesondere für Vögel bedeutende Nahrungsorganismen (siehe Kap. 5.1 Ornithologische Verhaltensbeobachtungen), wie die Miesmuschel *Mytilus edulis*, die Herzmuschel *Cerastoderma edule*, die Strandkrabbe *Carcinus maenas*, kleinere Krebse wie der Flohkrebs *Melita palmata* sowie große Polychaeten der Gattungen *Nereis* und *Neanthes*, kamen im Austernriff in höheren Abundanzen und Biomassen vor als in der Mischfläche. Das Austernriff stellt damit eine ökologische Ergänzung zum Nahrungsangebot für Wat- und Wasservögel dar.

Allerdings bedeutet die Verfügbarkeit der Nahrung in einem Austernriff nicht zwingend, dass diese für Vögel auch zugänglich sind und der nötige Arbeitsaufwand der Nahrungssuche und/oder -aufnahme profitabel ist. Herzmuscheln wurden in hohen Abundanzen in allen drei Flächentypen nachgewiesen. Die ornithologische Verhaltensbeobachtung des Frühjahrs zeigte, dass *C. edule* 84% der vom Austernfischer *Haematopus ostralegus* aufgenommenen Nahrung im Sandwatt ausmachte, in der Mischfläche nur noch 5% und im Austernriff keine der zahlreichen Herzmuscheln gefressen wurden (Abb. 5.10). Auch Miesmuscheln waren in sehr hohen Abundanzen in den beiden Flächentypen des Untersuchungsstandortes 06 vorhanden und in allen Größenklassen vertreten, wurden aber nur zu sehr geringen Anteilen vom Austernfischer gefressen. Dieser ernährte sich in der Mischfläche und im Austernriff überwiegend, im Austernriff sogar zu 99%, von der Pazifischen Auster (Abb. 5.10). Nach den ornithologischen Beobachtungen kann der Austernfischer Individuen bis zu einer Schalenlänge von 70 mm öffnen. Größen zwischen 20 und 50 mm waren im Frühjahr in beiden Flächentypen stark vertreten. Die Pazifische Auster *C. gigas* wird vom Austernfischer als Nahrung bevorzugt. Bei Herzmuscheln wie auch Miesmuscheln kann es gerade in einem Austernriff durch die zunehmende Habitatkomplexität zur erschwerten Erreichbarkeit der Nahrung kommen oder aber das veränderte, attraktive Nahrungsangebot hat zu einer Verschiebung im Nahrungs- spektrum des Austernfischers geführt.

Die Nordseegarnele *Crangon crangon* stellte eine wichtige Nahrungsquelle des Großen Brachvogels *Numenius arquata* dar (Abb. 5.11). *C. crangon* konnte in der Begleitfauna-Untersuchung nicht nachgewiesen werden. Die Benthosprobennahme, die durch Einführen eines Stechkastens erfolgte, nahm in der Mischfläche und besonders im Austernriff eine gewisse Zeit in Anspruch. Mobile Arten können dies zur Flucht nutzen. *Crangon crangon* reagierte bereits auf die Annäherung des Probennehmers mit blitzartiger Flucht. Die Begleitfaunaproben wurden zudem in komplett trockengefallenden Bereichen benommen, so dass der Bestand von Nordseegarnelen in den bei Niedrigwasser verbleibenden Restwasserflächen nicht erfasst wurde.

In den Proben des Austernriffs konnten kaum lebende Exemplare des Bäumchen- röhrenwurms *Lanice conchilega* nachgewiesen werden, obwohl in jeder Probe regelmäßig viele leere Röhren gefunden wurden. Dies legt die Vermutung nahe, dass sich *L. conchilega* während der Probennahme in die Tiefe seiner Wohnröhre zurück- ziehen konnte und dadurch der Dokumentation entging.

Im Gegensatz dazu entsprechen die ermittelten Abundanzen der Strandkrabbe *Carcinus maenas* eher der wahren Dichte. In den Spalten zwischen den Austern finden Krebse ausreichend Versteckmöglichkeiten, die sie bei Störungen bevorzugt aufzusuchen. Ein Fliehen wird besonders bei dichtem Austernbestand erschwert. Im Sandwatt hingegen können Krebse ungehindert frühzeitig flüchten. Abundanzen von *C. maenas* bleiben hier eher unterschätzt. Strandkrabben konnten in den Sandwattproben der Begleitfauna- Untersuchung gar nicht nachgewiesen werden. Für den Großen Brachvogel *Numenius arquata* wurde aber für alle drei Flächentypen beobachtet, dass *C. maenas* im Frühjahr die Hauptnahrung darstellte (Abb. 5.11). Die Strandkrabbe wurde in besonders hoher Abundanz und Biomasse im Austernriff gefunden, was vom Großen Brachvogel potenziell stärker zu nutzen wäre als es beobachtet wurde. 13 bzw. 14% der aufgenommenen Beuteorganismen des Großen Brachvogels am Untersuchungsstandort 06 konnten während der ornithologischen Beobachtung nicht identifiziert werden. Der Große Brachvogel ist besonders im Austernriff durch sein Gefieder sehr gut getarnt (Abb. 5.26). Mangelnder Kontrast kann bei ornithologischen Beobachtungen auch eine Identifizierung der Beute erschweren. Als unbestimmte Objekte in der Nahrungsaufnahme kämen die Strandkrabbe *C. maenas*, der Flohkrebs *Melita palmata* sowie der Vielborster *Neanthes succinea* in Frage.



Abb. 5.26: Großer Brachvogel *Numenius arquata* gut getarnt im Austernriff

Der Seestern *Asterias rubens* gehörte zum Beutespektrum des Großen Brachvogels als auch der Silbermöwe (Abb. 5.11, 5.12). *A. rubens* konnte in der Begleitfauna- Untersuchung vom März 2007 nicht nachgewiesen werden. In Austernriffen werden regelmäßig Seesterne beobachtet, welche erst ab spätem Frühjahr und in fleckenhaften Anhäufungen (patchiness) auftreten. Die Häufigkeit der Prädation von Seesternen wird durch seine „Patchiness“ überschätzt.

6 Erfassung von Begleitorganismen

6.1 Präsenz ausgewählter Arten

Bei allen untersuchten Arten konnten für die Jahre 2006 bis 2008 an allen Untersuchungsstandorte Schwankungen im Vorkommen und in ihrer Präsenz festgestellt werden. Diese Schwankungen sind als natürliche, interannuelle Variabilität und nicht in Zusammenhang mit einer zunehmenden Austerndichte zu sehen. Eine Zunahme von 2006 bis 2008 auf fast allen Untersuchungsstandorten konnte für Moostierchen (Bryozoa) und für die neu eingewanderte asiatische Vier-eckskrabbe der Gattung *Hemigrapsus* nachgewiesen werden. Mit 81 dokumentierten makrobenthischen Arten zeigten die Untersuchungsstandorte in 2006 bis 2008 eine hohe Diversität.

Methoden

Ausgewählte größere Arten wurden während der Bestandserfassung der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* in ihrer Präsenz über die Jahre 2006-2008 begleitend beobachtet (semiquantitative Erfassung). Für jede dieser Arten wurde je Probenpunkt der einzelnen Untersuchungsstandorte (2006/07 20 Probenpunkte, 2008 12 Probenpunkte pro Standort) die An- oder Abwesenheit dokumentiert. Die prozentuale Anwesenheit bezüglich aller Probenpunkte eines Untersuchungsstandortes lässt sich in einer relativen Präsenz darstellen:

gesichtet	im Gelände beobachtet, aber in keiner Probe vorhanden
selten	in 1-25% aller Proben
verbreitet	in 26-50% aller Proben
häufig	in 51-75% aller Proben
sehr häufig	in 76-100% aller Proben

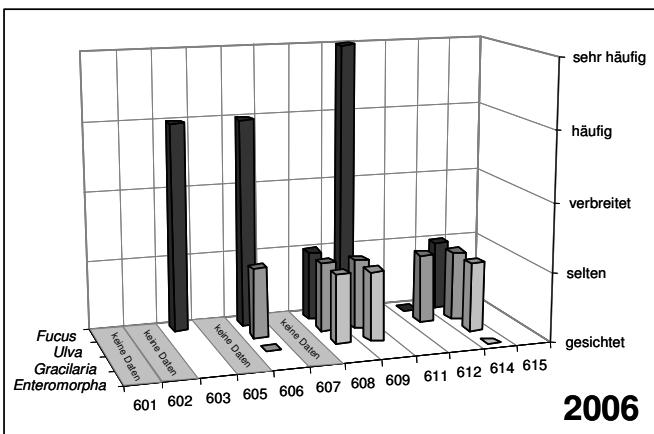
6.1.1 Makrophytobenthos (Großalgen)

Begleitend zur Bestandserfassung der Pazifischen Auster wurde die Präsenz der Braunalge *Fucus vesiculosus*, der nicht-heimischen, eingeschleppten Rotalge *Gracilaria vermiculophylla* sowie der Grünalgen *Ulva lactuca* und *Enteromorpha* spp. untersucht.

Der Blasentang *F. vesiculosus* kam in allen drei Untersuchungsjahren regelmäßig auf fast allen Untersuchungsstandorten vor. Tendenziell wurde die Braunalge in 2008 auf allen Untersuchungsstandorten weniger häufig beobachtet (Abb. 6.1). Mit keiner Regelmäßigkeit im Vorkommen auf den Untersuchungsstandorten in den Jahren 2006-2008, aber bei Vorhandensein eher selten, waren der Grüne Meersalat *U. lactuca* und die nicht-heimische, eingeschleppte Rotalge *G. vermiculophylla*.

Der Darmtang *Enteromorpha* spp. wurde nur am Untersuchungsstandort 01 in mehreren Proben gefunden (Abb. 6.1). In 2007 war hier ein großer Bereich mit dichtem Darmtang-Algenteppich überzogen, der bis zu 15 cm dick war (Abb. 6.1). Untersuchungsstandort 01 war in allen Jahren durch stetiges Vorkommen aller beobachteten Algen gekennzeichnet (Abb. 6.1).

Algen-Präsenz



Untersuchungsfläche 01

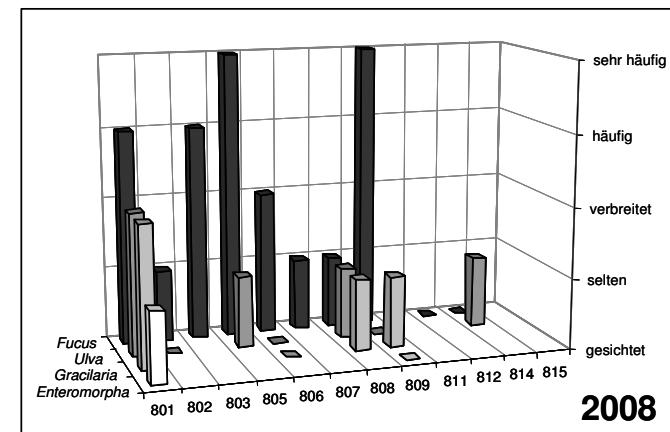
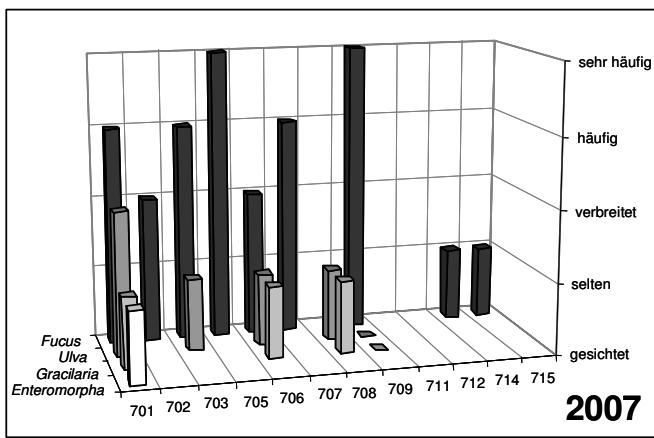


Abb. 6.1: (links) Algen-Präsenz der Braunalge *Fucus vesiculosus*, der nicht heimischen, eingeschleppten Rotalge *Gracilaria vermiculophylla* sowie der Grünalgen *Ulva lactuca* und *Enteromorpha* spp. an den Untersuchungsstandorten 01-15 des Niedersächsischen Wattenmeeres in den Untersuchungsjahren 2006-2008; 601, 602, 605 und 607 keine Daten vorhanden. (rechts) *Enteromorpha*-Algenteppich in 2007 und alle Algen nebeneinander in 2008, jeweils am Untersuchungsstandort 01 fotografiert

6.1.2 Makrozoobenthos

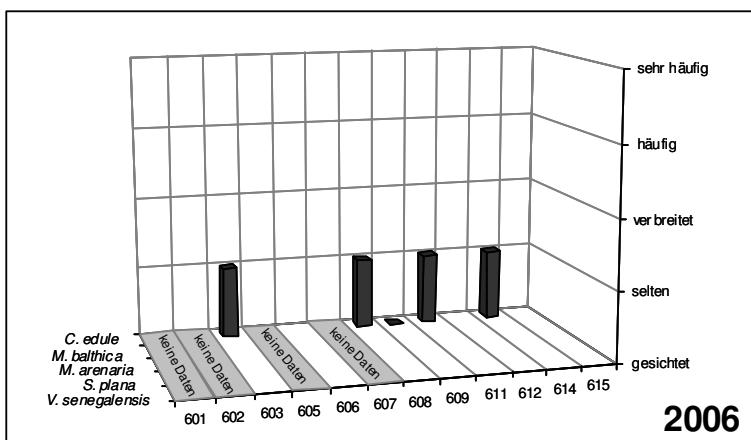
Begleitend zur Bestandserfassung von *C. gigas* wurde die Präsenz endobenthischer Bivalvia (Herzmuschel *Cerastoderma edule*, Baltische Tellmuschel/Plattmuschel *Macoma balthica*, Sandklaffmuschel *Mya arenaria*, Große Pfeffermuschel *Scrobicularia plana* und Teppichmuschel *Venerupis senegalensis*) in den Proben aller Untersuchungsstandorte festgehalten. Anthozoen und Bryozoen der sessilen Epifauna sowie die Präsenz des Seesterns *Asterias rubens* und der eingeschleppten Pantoffelschnecke *Crepidula fornicata* als Vertreter der vagilen Epifauna wurden ebenfalls während der Bestandserfassung von *C. gigas* aufgenommen. In 2007 wurden erste Individuen der nicht-heimischen asiatischen Viereckskrabbe *Hemigrapsus cf. penicillatus* im Untersuchungsgebiet gefunden. Die Präsenz der neuen, invasiven Art wurde in 2008 ebenfalls begleitend untersucht.

Endobenthische Bivalvia: In 2007 war die Herzmuschel *C. edule* auf allen Untersuchungsstandorten sehr verbreitet. In 2008 konnte auf allen Untersuchungsstandorten ein Rückgang verzeichnet werden. Andere endobenthische Muscheln wurden in 2006 an keinen Probenpunkten der Bestandserfassung gefunden, während in 2007 auf vereinzelten Untersuchungsstandorten seltene Funde gemacht wurden. In 2008 konnten alle beobachteten Muscheln in Austernriffen des Niedersächsischen Wattenmeeres gefunden werden, auch wenn ihre Präsenz auf den entsprechenden Untersuchungsstandorten selten blieb (Abb. 6.2).

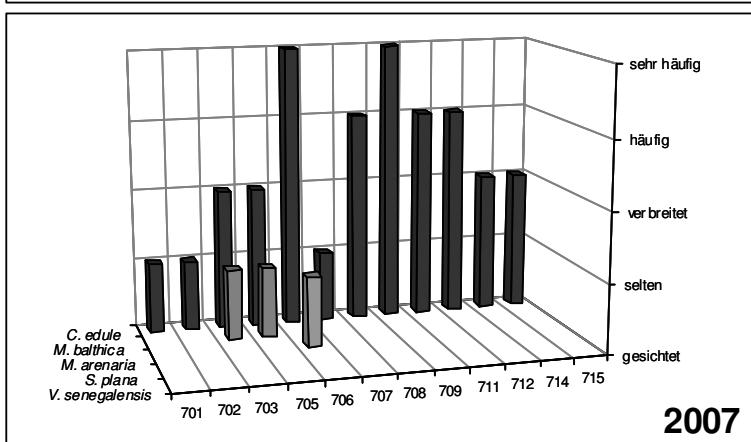
Sessile Epifauna: Auffallend war die starke Präsenz-Zunahme von Moostierchen (Bryozoa) auf allen Untersuchungsstandorten während des Zeitraumes 2006-2008 (Abb. 6.3). Seeanemonen (Anthozoa) konnten in allen Jahren an allen Standorten gefunden werden. Ihre Präsenz blieb meist selten. Zunehmende Präsenz wurde an den Untersuchungsstandorten 01, 06, 09 und 14 festgestellt.

Vagile Epifauna: Die Pantoffelschnecke *C. fornicata* zeigt eine sehr gleichmäßige Präsenz auf allen Untersuchungsstandorten. Es konnte weder eine wesentliche Zunahme noch Abnahme nachgewiesen werden. *A. rubens* wurde nur an wenigen Untersuchungsstandorten beobachtet. Nur Untersuchungsstandort 07 zeigte ein stetiges Vorkommen in 2007 und 2008. Nach dem Erstfund in 2007 wurde die Asiatische Viereckskrabbe *Hemigrapsus cf. penicillatus* in 2008 verbreitet an allen Standorten gefunden.

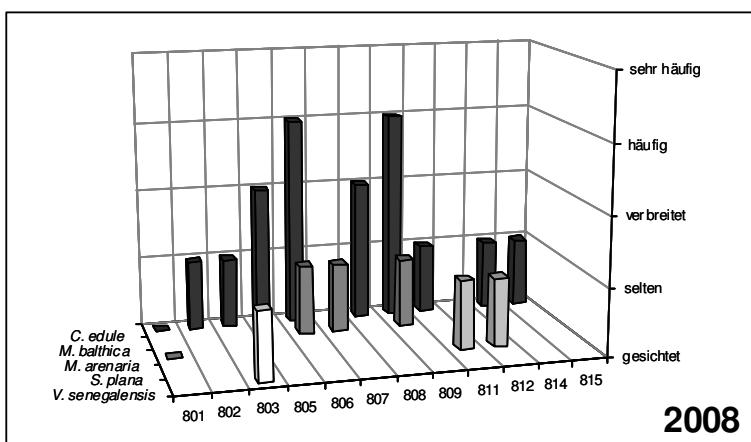
Präsenz endobenthischer Bivalvia



Cerastoderma edule



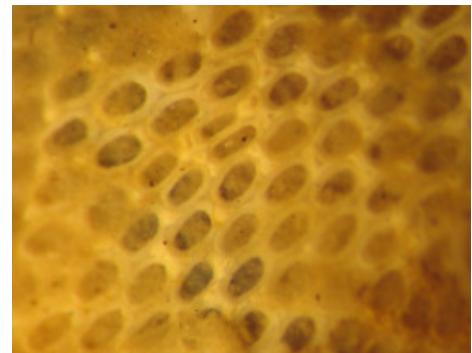
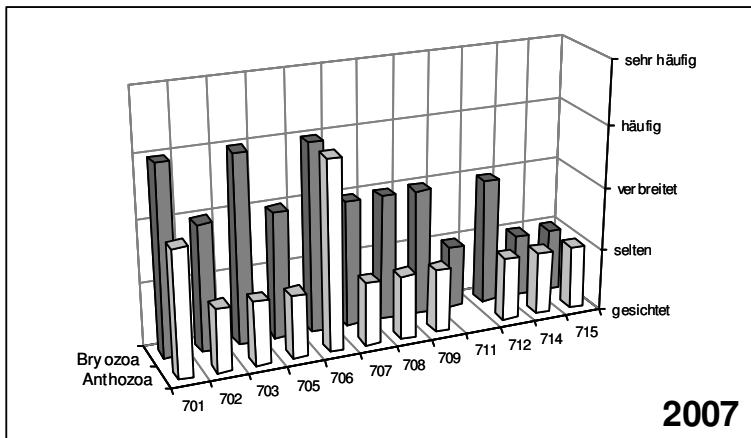
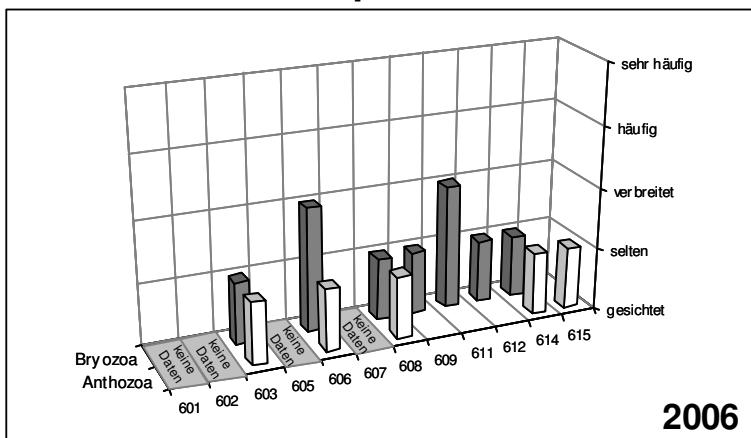
Macoma balthica



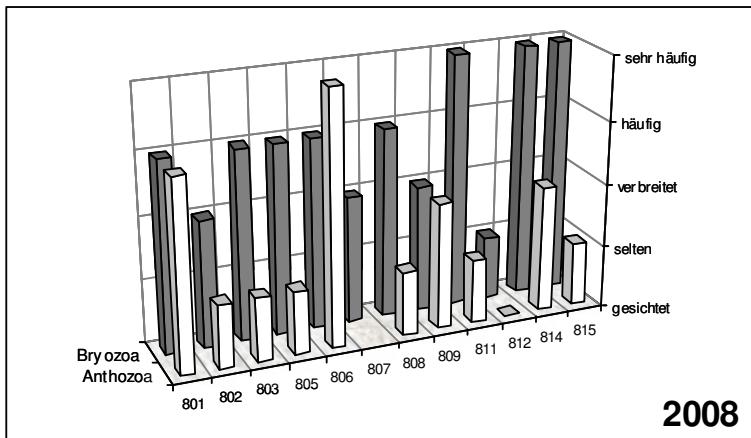
Venerupis senegalensis

Abb. 6.2: Präsenz endobenthischer Bivalvia an den Untersuchungsstandorten 01-15 des Niedersächsischen Wattenmeeres in den Untersuchungsjahren 2006-2008; 601, 602, 605 und 607 keine Daten vorhanden (links). Laboraufnahmen der Herzmuschel *Cerastoderma edule*, der Plattmuschel *Macoma balthica* und der Teppichmuschel *Venerupis senegalensis* (rechts)

Präsenz sessiler Epifauna



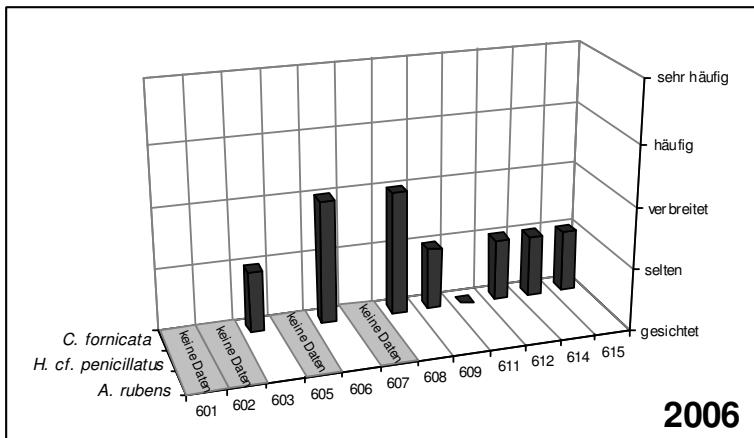
Conopeum reticulum



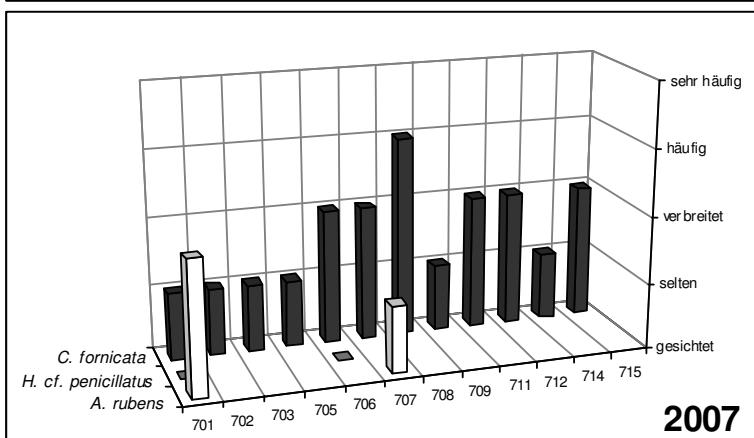
Sagartia elegans

Abb. 6.3: Präsenz von Bryozoen und Anthozoen als Vertreter der sessilen Epifauna an den Untersuchungsstandorten 01-15 des Niedersächsischen Wattenmeeres in den Untersuchungsjahren 2006-2008; 601, 602, 605 und 607 keine Daten vorhanden (links). Laboraufnahme des Moostierchens *Conopeum reticulum* und Freiland-aufnahme von Seeanemonen (*Sagartia elegans*) auf einer Auster (rechts)

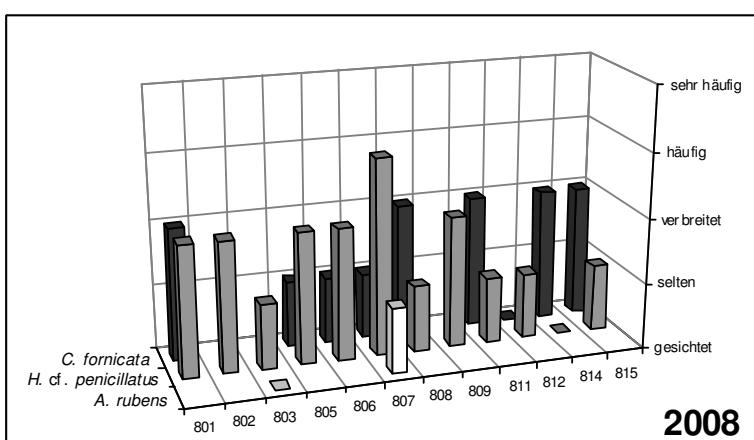
Präsenz vagiler Epifauna



Crepidula fornicata



Asterias rubens



Hemigrapsus cf. penicillatus

Abb.6.4: Präsenz der Pantoffelschnecke *Crepidula fornicata* (rechts oben), des Seesterns *Asterias rubens* (rechts mitte) und der asiatischen Viereckskrabbe *Hemigrapsus cf. penicillatus* (rechts unten) an den Untersuchungsstandorten 01-15 des Niedersächsischen Wattenmeeres in den Untersuchungsjahren 2006-2008; 601, 602, 605 und 607 keine Daten vorhanden (links).

6.2 Artenliste

Die in Kapitel 6.1 beschriebenen Arten sowie die Arten der Begleitfauna-Untersuchung (siehe Kap. 5.2 Begleitfauna) sind mit allen anderen Arten, die während der Bestanderfassung der Pazifischen Auster beobachtet wurden, in einer Artenliste zusammengestellt. Jeder Art wurde eine Auffälligkeit zugeordnet, die sich in fünf Kategorien unterteilt: gesichtete, seltene, verbreitete, häufige und sehr häufige Arten. Die entsprechende Kategorisierung jeder Art entspricht einer geschätzten Auffälligkeit im Untersuchungszeitraum 2006-2008 (Tab. 6.1).

Tab. 6.1: Arten mit geschätzter Auffälligkeit im Untersuchungszeitraum 2006-2008

Artenliste Austernriffe		TAXON	ID	ART	gesichtet	selten	verbreitet	häufig	sehr häufig
Amphipoda	1	<i>Chaetogammarus marinus</i>			+				
	2	<i>Corophium</i> sp.			+				
	3	<i>Gammarus locusta</i>			+				
	4	<i>Melita palmata</i>							+
Anthozoa	5	<i>Actinia equina</i>			+				
	6	<i>Sagartia</i> sp.				+			
Asciidiacea	7	<i>Styela clava</i>			+				
Bivalvia	8	<i>Angulus tenuis</i>			+				
	9	<i>Bivalvia</i> sp.				+			
	10	<i>Cerastoderma edule</i>					+		
	11	<i>Crassostrea gigas</i>							+
	12	<i>Macoma balthica</i>			+				
	13	<i>Mya arenaria</i>			+				
	14	<i>Mytilus edulis</i>							+
	15	<i>Petricola pholadiformis</i>			+				
	16	<i>Scrobicularia plana</i>			+				
	17	<i>Venerupis senegalensis</i>			+				
Bryozoa	18	<i>Conopeum reticulum</i>				+			
	19	<i>Electra crustulenta</i>			+				
	20	<i>Electra pilosa</i>				+			
Cirripedia	21	<i>Balanus crenatus</i>			+				
	22	<i>Elminius modestus</i>							+
	23	<i>Semibalanus balanoides</i>			+				
Collembola	24	<i>Anurida maritima</i>				+			
Cumacea	25	<i>Bodotria scorpioides</i>				+			
	26	<i>Diastylis rugosa</i>			+				
Decapoda	27	<i>Cancer pagurus</i>			+				
	28	<i>Carcinus maenas</i>							+
	29	<i>Crangon crangon</i>						+	
	30	<i>Hemigrapsus cf. penicillatus</i>					+		
	31	<i>Asterias rubens</i>			+				
Echinodermata	32	<i>Crepidula fornicata</i>				+			
	33	<i>Hydrobia ulvae</i>			+				
	34	<i>Littorina littorea</i>				+			
Hydrozoa	35	<i>Campanularia</i> sp.			+				+
	36	<i>Laomedea flexuosa</i>							+
	37	<i>Obelia</i> sp.			+				
	38	<i>Tubularia</i> sp.			+				
Isopoda	39	<i>Jaera albifrons</i>							+
	40	<i>Lineus ruber</i>					+		
Nemertea	41	<i>Lumbicillus</i> sp.			+				
	42	<i>Malacobdella grossa</i>				+			
	43	<i>Nemertea</i> sp.						+	
Oligochaeta	44	<i>Tubificoides benedii</i>							+

Tab. 6.1: Fortsetzung

Artenliste Austernriffe			gesichtet	selten	verbreitet	häufig	sehr häufig
TAXON	ID	ART					
Phycophyta	45	<i>Enteromorpha</i> sp.		+			
	46	<i>Fucus vesiculosus</i>				+	
	47	<i>Gracilaria vermiculophylla</i>		+			
	48	<i>Ulva lactuca</i>			+		
Pisces	49	<i>Pomatoschistus minutus</i>				+	
Polychaeta	50	<i>Ampharete acutifrons</i>		+			
	51	<i>Anaitides mucosa</i>		+			
	52	<i>Aphelochaeta marioni</i>				+	
	53	<i>Arenicola marina</i>		+			
	54	<i>Capitella capitata</i>				+	
	55	<i>Capitella giardi</i>	+				
	56	<i>Eteone longa</i>		+			
	57	<i>Eulalia viridis</i>		+			
	58	<i>Harmothoe imbricata</i>		+			
	59	<i>Harmothoe impar</i>		+			
	60	<i>Hediste diversicolor</i>		+			
	61	<i>Heteromastus filiformis</i>			+		
	62	<i>Lagisca extenuata</i>	+				
	63	<i>Lanice conchilega</i>					+
	64	<i>Magelona mirabilis</i>		+			
	65	<i>Microphthalmus sczelkowii</i>			+		
	66	<i>Microphthalmus similis</i>	+				
	67	<i>Neanthes succinea</i>				+	
	68	<i>Neanthes virens</i>			+		
	69	<i>Neoamphitrite figulus</i>	+				
	70	<i>Nephtys assimilis</i>	+				
	71	<i>Nephtys hombergii</i>		+			
	72	<i>Phyllodoce mucosa</i>	+				
	73	<i>Polydora caeca</i>	+				
	74	<i>Polydora ciliata</i>		+			
	75	<i>Polydora cornuta</i>				+	
	76	<i>Pygospio elegans</i>		+			
	77	<i>Scoloplos armiger</i>		+			
	78	<i>Spio filicornis</i>		+			
	79	<i>Streblospio benedicti</i>				+	
Polyplacophora	80	<i>Lepidochitona cinereus</i>					+
Porifera	81	<i>Clathrina coriacea</i>	+				

7 Geobiologische Prozesse der Bioinvasion

7.1 Systemwechsel: von der *Mytilus*-Bank zum *Crassostrea*-Riff

Wie in Kapitel 4.4 Bestandsentwicklung *Crassostrea gigas* dargestellt, hat sich die Pazifische Auster nach ihrem Erstfund 1998 im Niedersächsischen Wattenmeer von Westen einwandernd ostwärts ausgebreitet und besiedelt heute die eulitoralen Wattgebiete zwischen Westerems und Außenelbe. Dabei hat die Bioinvasion innerhalb weniger Jahre zu einem tiefgreifenden Strukturwandel innerhalb der eulitoralen epibenthischen Muschelhabitaten geführt. Bedingt durch die Tatsache, dass die Pazifische Auster zu ihrer Ansiedlung Hartsubstrate (biogene wie abiogene) benötigt, stellten die *Mytilus*-Bänke neben lagestabilen Schillfeldern die einzigen flächenmäßig bedeutenden Hartsubstrate im Eulitoral dar (ca. 1.100 ha, entspricht ca. 1% der Wattfläche im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer). Die Ansiedlung der Pazifischen Auster auf den *Mytilus*-Bänken ist ausschließlich auf die Substratverfügbarkeit zurück zu führen (Abb. 7.1). Dabei wurden primär nicht die Miesmuscheln (*M. edulis*) selbst besiedelt, sondern in erster Linie die in dem flexiblen Byssusgeflecht festgehaltenen Herzmuscheln (*C. edule*). Rauere Oberflächen werden von den Austernlarven bevorzugt zur Ansiedlung genutzt (Wehrmann et al. 2006). Ist Schalenmaterial der eigenen Art vorhanden findet die weitere Besiedlung bevorzugt auf diesem Substrat statt. Dieses Ansiedlungsverhalten ist somit als positive Rückkopplung, d.h. als ein sich selbst verstärkender Prozess, zu verstehen. Innerhalb der *Mytilus*-Bänke kam den Miesmuscheln die Funktion des Lebensraumgestalters (engl. ecosystem engineer) zu, entsprechend prägte sie die Gestalt dieser Biokonstruktion. Mit Verlauf des Invasionsprozesses wurde die heimische Miesmuschel sukzessive in dieser Funktion von der Pazifischen Auster abgelöst. Damit einher ging auch eine grundlegende Veränderung der Habitatmatrix: von der *Mytilus*-Bank hin zu einem *Crassostrea*-Riff. Ursächlich hierfür sind die artspezifischen Prozesse der Aggregatbildung. Miesmuschelbänke bestehen aus einem flexiblen Geflecht von *Mytilus edulis*, zusammengehalten durch die von ihnen aus einer Fußdrüse abgesonderten Byssusfäden. In dem Geflecht wird zudem sekundär weiteres Schalenmaterial (i.W. von Herzmuscheln und Strandschnecken) eingearbeitet. Die Byssusfäden können von den Muscheln aktiv abgelöst werden, wodurch sie sich frei bewegen können, um sich z.B. vor Übersanden zu schützen. Gegenüber Hochenergieereignissen, wie sie z.B. Stürme darstellen, sind diese

flexiblen Strukturen sehr anfällig, was vielfach zur Aufarbeitung/Erosion der Bankstruktur führt.

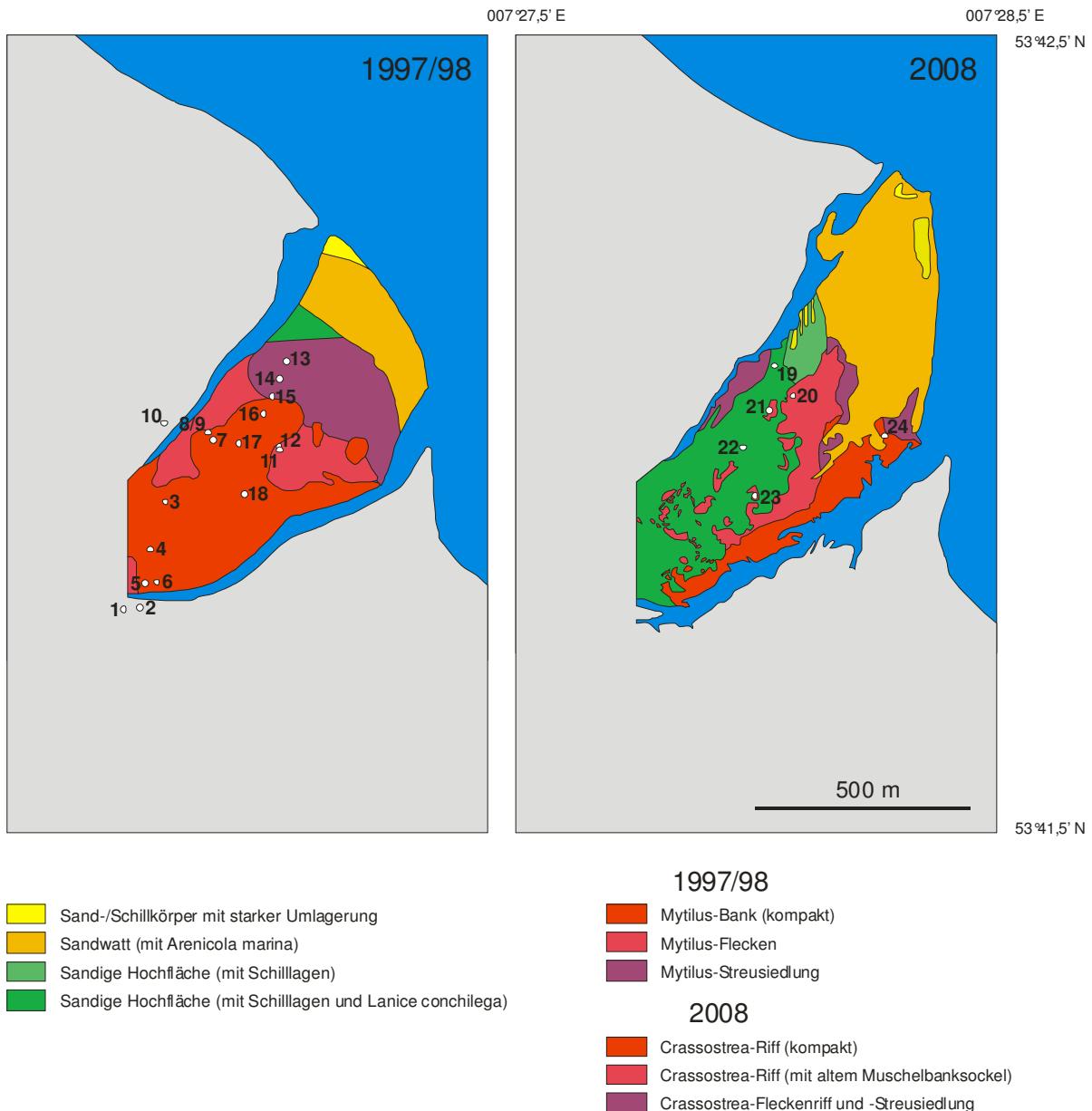


Abb.7.1: Räumliche Verbreitung charakteristischer Sedimentkörper und Benthosiedlungen im Bereich des Untersuchungsstandortes 06 für die Jahre 1997/1998 (Wehrmann 2003) und 2008 (Rabe 2008). Die beiden Karten zeigen deutlich den Systemwechsel von der *Mytilus*-Bank zum *Crassostrea*-Riff innerhalb eines Zeitraumes von 10 Jahren. Das *Crassostrea*-Riff hat sich dabei im Bereich der ehemaligen *Mytilus*-Bank entwickelt, die als Muschelbanksockel im nördlichen Bereich des Untersuchungsstandortes unter dem heutigen *Crassostrea*-Riff hervortritt.

Im Gegensatz dazu zementieren sich juvenile *C. gigas* nach der Metamorphose mit der linken Klappe an ein Hartsubstrat fest. Dieser Vorgang ist irreversibel, zugleich kann die linke Klappe sich während des Wachstums weiterhin an ein geeignetes Hartsubstrat fest zementieren. Dieser Zementationsprozess ist Grundlage für die

Schaffung einer rigiden, dauerhaften Biokonstruktion, da dies vielfach zwischen den einzelnen Individuen stattfindet. Zudem wird weiteres Schalenmaterial (auch hier i.W. wieder Herzmuscheln) durch Zementation in das Riffgerüst eingearbeitet und fixiert. Die Gerüststruktur zeichnet sich in Folge hoher Abundanzen durch eine vertikale Ausrichtung der *C. gigas* Individuen aus (Abb. 7.2).

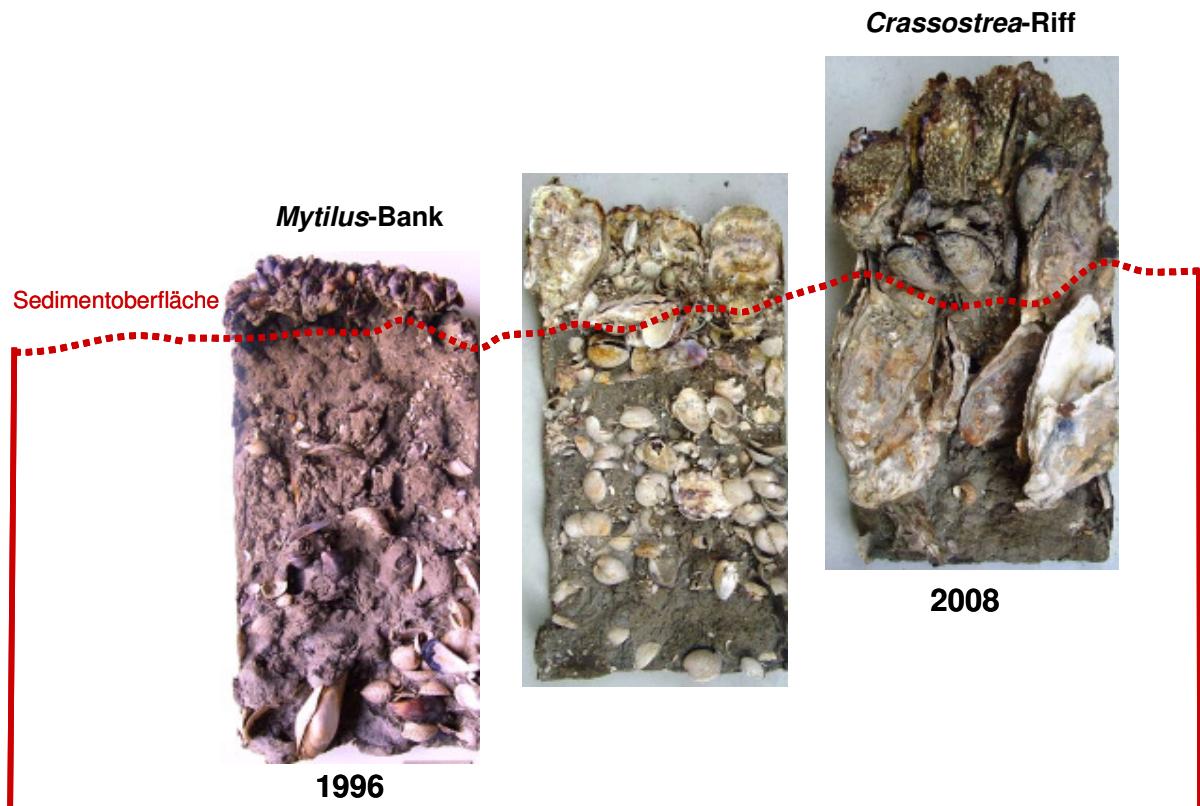


Abb. 7.2: Reliefgüsse von Sedimentkernen des US 6 (Dornumer Nacken). Deutlich ist der Wechsel von der *Mytilus*-Bank als zweidimensionale Struktur hin zum *Crassostrea* Riff zu erkennen. Das Riffwachstum weißt eine deutliche vertikale Komponente auf, wodurch die Bildung eines ausgeprägten internen Reliefs mit zahlreichen Kleinsthabitaten gefördert wird.

Sterben einzelne Individuen ab, so verbleiben diese, da festzementiert, in der Struktur. Dies führt zunehmend zu steigenden Schalendichten in den sich entwickelnden Riffen. Höchste Schalendichte von Individuen > 25 mm wurde 2008 mit 784 lebenden und 928 toten Austern mit einem Gesamtschalengewicht von 88 kg in einem Quadratmeter Riff an Untersuchungsstandort 07 festgestellt. Bedingt durch das ständige Auf- und Übereinanderwachsen in Kombination mit den artspezifisch hohen Wachstumsraten wird eine deutlich dreidimensionale Habitatmatrix erzeugt (Abb. 7.2), die eine Vielzahl kryptischer Kleinhabitate aufweist. Die Gerüststruktur

stellt somit ein dauerhaft stabiles Hartsubstrat im Wattenmeer da, das sich durch eine hohe Resistenz gegenüber Sturmereignissen auszeichnet.

Dieser neu geschaffene Lebensraumtyp ist als Riff zu klassifizieren (Abb. 7.1, 7.2). Dabei gibt es je nach Institution/Autor unterschiedliche Definitionen, deren Einzelkriterien z.T. widersprüchlich und z.B. im Falle des **Interpretation Manual of EU Habitats** wissenschaftlich nicht nachvollziehbar sind bzw. sich zu eng an die sog. „true reef“-Klassifikation lehnen.

7.2 Riffdefinition Interpretation Manual of EU Habitats (2007)

1170 Reefs

PAL.CLASS.: 11.24, 11.25

1) Reefs can be either biogenic concretions or of geogenic origin. They are hard compact substrata on solid and soft bottoms, which arise from the sea floor in the sublittoral and littoral zone. Reefs may support a zonation of benthic communities of algae and animal species as well as concretions and corallogenic concretions.

Clarifications:

- “Hard compact substrata” are: rocks (including soft rock, e.g. chalk), boulders and cobbles (generally > 64 mm in diameter).
- “Biogenic concretions” are defined as: concretions, encrustations, corallogenic concretions and bivalve mussel beds originating from dead or living animals, i.e. biogenic hard bottoms which supply habitats for epibiotic species.
- “Geogenic origin” means: reefs formed by non biogenic substrata.
- “Arise from the sea floor” means: the reef is topographically distinct from the surrounding seafloor.
- “Sublittoral and littoral zone” means: the reefs may extend from the sublittoral uninterrupted into the intertidal (littoral) zone or may only occur in the sublittoral zone, including deep water areas such as the bathyal.
- Such hard substrata that are covered by a thin and mobile veneer of sediment are classed as reefs if the associated biota are dependent on the hard substratum rather than the overlying sediment.
- Where an uninterrupted zonation of sublittoral and littoral communities exist, the integrity of the ecological unit should be respected in the selection of sites.
- A variety of subtidal topographic features are included in this habitat complex such as: Hydrothermal vent habitats, sea mounts, vertical rock walls, horizontal ledges, overhangs, pinnacles, gullies, ridges, sloping or flat bed rock, broken rock and boulder and cobble fields.

2) Plants

North Atlantic including North Sea and Baltic Sea: - A large variety of red, brown and green algae (some living on the leaves of other algae).

Atlantic (Cantabric Sea, Bay of Biscay): - *Gelidium sesquipedale* communities associated with brown algae (*Fucus*, *Laminaria*, *Cystoseira*), and red algae (Corallinaceae, Ceramiceae, Rhodomelaceae).

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands) and Mediterranean: - *Cystoseira/Sargassum* beds with a mixture of other red algae (*Gelidiales*, *Ceramiales*), brown algae (*Dictyotales*) and green algae (*Siphonales*, *Siphonacladales*).

Animals - reef forming species

North Atlantic including North Sea: - Polychaetes (e.g. *Sabellaria spinulosa*, *Sabellaria alveolata*, *Serpula vermicularis*), bivalves (e.g. *Modiolus modiolus*, *Mytilus sp.*) and cold water corals (e.g. *Lophelia pertusa*).

Atlantic (Gulf of Cádiz): - Madreporarians communities: *Dendrophylia ramea* community (banks), *Dendrophylia cornigera* community (banks); white corals communities (banks), (*Madrepora oculata* and *Lophelia pertusa* community (banks). *Solenosmilia variabilis* community (banks). Gorgonians communities: Facies of *Isidella elongata* and *Callogorgia verticillata* and *Viminella flagellum*; Facies of

Leptogorgia spp.; Facies of *Elisella paraplexaurooides*; Facies of *Acanthogorgia* spp. And *Paramuricea* spp. *Filigrana implexa* formations.

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands): - Warm water corals (*Dendrophilia*, *Anthiphates*), serpulids, polychaetes, sponges, hydrozoan and bryozoan species together with bivalve molluscs (*Sphondillus*, *Pinna*).

Baltic Sea: - Bivalves (e.g. *Modiolus modiolus*, *Mytilus* sp., *Dreissena polymorpha*).

Mediterranean: - Serpulid polychaetes, bivalve molluscs (e.g. *Modiolus* sp. *Mytilus* sp. and oysters) Polychaetes (e.g. *Sabellaria alveolata*).

South-West Mediterranean: - *Dendropoma petraeum* reefs (forming boulders) or in relation with the red calcareous algae *Spongites* spp or *Litophyllum lichenoides*. *Filigrana implexa* formations.

Gorgonians communities: Facies of holoaxonia gorgonians (*Paramuricea clavata* "forest", *Eunicella* Interpretation Manual - EUR27 Page 14 *singularis* "forest"), mixed facies of gorgonians (*Eunicella* spp, *P. clavata*, *E. paraplexaurooides*, *Leptogorgia* spp). Facies of *Isidella elongata* and *Callogorgia verticillata*; Facies of scleroaxonia gorgonians (*Corallium rubrum*). Madreporarians communities: *Cladocora caespitosa* reefs, *Astroides calyculus* facies. Madreporarians communities: *Dendrophyllia ramea* community (banks); *Dendrophyllia cornigera* community (banks); white corals communities (banks): *Madrepora oculata* and *Lophelia pertusa* community (banks).

West Mediterranean: - Polychaetes (exclusively *Sabellaria alveolata*).

Animals - non reef forming

North Atlantic including North Sea: - In general sessile invertebrates specialized on hard marine substrates such as sponges, anthozoa or cnidaria, bryozoans, polychaetes, hydroids, ascidians, molluscs and cirripedia (barnacles) as well as diverse mobile species of crustaceans and fish.

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands): - Gorgonians, hydrozoans, bryozoan and sponges, as well as diverse mobile species of crustacean, molluscs (cephalopoda) and fish.

Baltic Sea: - Distribution and abundance of invertebrate species settling on hard substrates are limited by the salinity gradient from west to east. Typical groups are: hydroids, ascidians, cirripedia (barnacles), bryozoans and molluscs as well as diverse mobile species of crustaceans and fish.

Mediterranean: - Cirripedia (barnacles), hydroids, bryozoans, ascidians, sponges, gorgonians and polychaetes as well as diverse mobile species of crustaceans and fish.

3) Corresponding categories

German classification : "Benthal der Nordsee mit Hartsubstrat (010204)", "Riffe der Nordsee (010204a)", "Benthal der Flachwasserzone der Nordsee mit Hartsubstrat, makrophytenarm (030204)", "Benthal der Flachwasserzone der Nordsee mit Hartsubstrat, makrophytenreich (030206)", "Miesmuschelbank des Sublitorals der Nordsee (030207)", "Austernbank des Sublitorals der Nordsee (030208)", "Sabellaria-Riff des Sublitorals der Nordsee (030209)", "Felswatt der Nordsee (050104)", "Miesmuschelbank des Eulitorals der Nordsee (050107)", "Benthal der Ostsee mit Hartsubstrat (020204)", "Riffe der Ostsee (020204a)", "Benthal der Flachwasserzone der Ostsee mit Hartsubstrat, makrophytenarm (040204)", "Benthal der Flachwasserzone der Ostsee mit Kies- und Hartsubstrat, makrophytenreich (040206)", "Miesmuschelbank des Sublitorals der Ostsee (040207)", "Vegetationsreiches Windwatt mit Hartsubstrat (060203) (Ostsee)".

Barcelona Convention: "Biocenosis of supralittoral rock (I.4.1.)", "Biocenosis of the upper mediolittoral rock (II.4.1.)", "Biocenosis of the lower mediolittoral rock (II.4.2.)", "Biocenosis of infralittoral algae (III.6.1.)", "Coralligenous (IV.3.1.)", "Biocenosis of shelf-edge rock (IV.3.3)", "Biocenosis of deep sea corals present in the Mediterranean bathyal (V.3.1.)".

The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland (Version 03.02): "Littoral rock and other hard substrata (biotopes beginning with LR)", "Infralittoral rock and other hard substrata (biotopes beginning with IR)", "Circalittoral rock and other hard substrata (biotopes beginning with CR)", "Littoral biogenic reefs (biotopes beginning with LBR)" and "Sublittoral biogenic reefs (biotopes beginning with SBR)".

EUNIS classification: Relevant types within "A1.1, A1.1/B-ELR.MB, A1.2, A1.2/B-MLR.MF, A1.3, A1.3/B-SLR, A1.4, A1.5, A1.6, A2.8, A3.1, A3.2, A3.2/M-III.6.1.(p), A3.2/H-02.01.01.02.03, A3.2/H-02.01.02.02.03, A3.3, A3.4, A3.5, A3.6, A3.6/B-MCR.M, A3.7, A3.8, A3.9, A3.A, A3.B, A3.C, A4.6, A5.1, A5.6", A6.2, A6.3.

HELCOM classification: "Sublittoral soft rock reefs of the photic zone with little or no macrophyte vegetation (2.1.1.2.3)", "Hydrolittoral soft rock reefs with or without macrophyte vegetation (2.1.1.3.3)", "Sublittoral solid rock reefs of the photic zone with or without macrophyte vegetation (2.1.2.2.3)", "Hydrolittoral solid rock reefs with or without macrophyte vegetation (2.1.2.3.3)", "Sublittoral stony

reefs of the photic zone with or without macrophyte vegetation (2.2.2.3)", "Stony reefs of the hydrolittoral zone with or without macrophyte vegetation (2.2.3.3)".

Trilateral Wadden Sea Classification (von Nordheim et al. 1996): "Sublittoral (old) blue mussel beds (03.02.07)", "Sublittoral oyster reefs (03.02.08)", "Sublittoral sabellaria reefs (03.02.09)", "Eulittoral (old) blue mussel beds (05.01.07)", "Benthic zone, stony and hard bottoms, rich in macrophytes, incl. artificial substrates (03.02.06)", "Benthic zone, stony and hard bottoms, few macrophytes (03.02.04)". Interpretation Manual - EUR27 Page 15

Nordic classification (Kustbiotoper i Norden, Nordiska Ministerrådet 2001): "Klippbottnar (7.7.1.3; 7.7.2.3; 7.7.3.3; 7.7.4.3; 7.7.5.3; 7.8.1.3; 7.8.2.3; 7.8.3.4; 7.8.4.3; 7.8.5.3; 7.8.6.13; 7.8.7.16)", "Sublittorale samfund på sten- och klippebund (7.9.1.2)", "Sublittorale samfund på stenbund (7.9.2.2; 7.9.3.2)".

4) Reefs can be found in association with "vegetated sea cliffs" (habitats 1230, 1240 and 1250) "sandbanks which are covered by sea water all the time" (1110) and "sea caves" (habitat 8830). Reefs may also be a component part of habitat 1130 "estuaries" and habitat 1160 "large shallow inlets and bays"

7.3 Definition Lebensraumtyp Riff Bundesamt für Naturschutz (BfN)

1) Definition des Lebensraumtyps (BfN, letzte Änderung 29.11.2007)

Vom Meeresboden aufragende mineralische oder biogene Hartsubstrate des Eu- und Sublitorals, häufig von Großalgen und Muscheln bewachsen, v.a. in der Ostsee auch mit höheren Pflanzen. Eingeschlossen sind sowohl Felswatten, Riffe entlang der Felsküsten (litoral reefs) als auch im offenen Meer aufragende Riffe (offshore reefs).

2) Beschreibung

Riffe sind vom Meeresboden aufragende Erhebungen aus Hartsubstraten, die dauerhaft unter Wasser liegen oder bei Niedrigwasser freifallen können. Es kann sich um geogene Felsbildungen, wie Felsriffe, Felswatt, um Geschiebe oder aber um biogene Hartsubstrate wie z. B. Miesmuschelbänke oder Sandkorallen (Sabellaria)-Riffe handeln.

3) Im Lebensraumtyp (Riffe) enthaltene Biotoptypen

BTB	RL	Biotoptyp
010204a	3	Riffe der Nordsee
030204	3	Benthal der Flachwasserzone der Nordsee mit Hartsubstrat, makrophytenarm
030206	3	Benthal der Flachwasserzone der Nordsee mit Hartsubstrat, makrophytenreich
030207	3	Miesmuschelbank des Sublitorals der Nordsee
030208	0	Austernbank des Sublitorals der Nordsee
030209	1	Sabellaria-Riff des Sublitorals der Nordsee
050104	3	Felswatt der Nordsee
050107	2-3	Miesmuschelbank des Eulitorals der Nordsee

4) Kartierungshinweise

Hierzu zählen dauerhaft überflutete oder bei Niedrigwasser herausragende Erhebungen aus Hartsubstraten, wie Felsen, Felswatt, Geschiebe und biogene Bildungen (z.B. Miesmuschelbänke und Sandkorallen- (Sabellaria)-Riffe), aber auch Steine und Blöcke auf submarinen Moränenrücken. Auf Grund der spezifischen glazialen und postglazialen Entwicklung von Nord- und Ostsee treten hier vielfach enge Verzahnungen mit dem Lebensraumtyp 1110 (Sandbank) auf. Geschiebereiche Erhebungen mit Mischsubstraten (z.B. Geschiebe, Mergel, Sande, Schlick) werden zu diesem Typ gestellt, wenn das Hartsubstrat dominiert.

Folgt man den hier aufgeführten Definitionen, so entsprechen die von *Crassostrea gigas* im Niedersächsischen Wattenmeeres aufgebauten Biokonstruktionen sowohl nach der Definition des Interpretation Manual of EU Habitats, als auch nach der

Lebensraumtyp-Definition des BfN einem Riff. Leider trägt die in der BfN-Definition aufgeführte Liste von sog. Biototypen der aktuellen Entwicklung nicht Rechnung, da hier lediglich die durch Überfischung ausgerotteten Austernbänke (v. *Ostrea edulis*, Anm.) des Sublitorals aufgeführt sind. Wir empfehlen daher die Liste der Biototypen durch den **Biototyp ,Crassostrea-Riffe des Eu- und flachen Sublitorals der Nordsee**' zu ergänzen.

Auch die Definition der EU Habitate müsste entsprechend der jüngsten Entwicklung ergänzt werden (fett markiert). Hingegen könnte die Kategorie „Austernbank des Sublitorals der Nordsee (030208)“ gestrichen werden, da diese Vorkommen nur noch subfossile reliktische Strukturen von *Ostrea edulis* (Europäische Auster) sind:

Animals - reef forming species

North Atlantic including North Sea: - Polychaetes (e.g. *Sabellaria spinulosa*, *Sabellaria alveolata*, *Serpula vermicularis*), bivalves (e.g. *Modiolus modiolus*, *Mytilus* sp., ***Crassostrea gigas***) and cold water corals (e.g. *Lophelia pertusa*).

3) Corresponding categories

German classification : “Benthal der Nordsee mit Hartsubstrat (010204)”, “Riffe der Nordsee (010204a)”, “Benthal der Flachwasserzone der Nordsee mit Hartsubstrat, makrophytenarm (030204)”, “Benthal der Flachwasserzone der Nordsee mit Hartsubstrat, makrophytenreich (030206)”, “Miesmuschelbank des Sublitorals der Nordsee (030207)”, ~~“Austernbank des Sublitorals der Nordsee (030208)”,~~ “Sabellaria-Riff des Sublitorals der Nordsee (030209)”, “Felswatt der Nordsee (050104)”, “Miesmuschelbank des Eulitorals der Nordsee (050107)”; “***Crassostrea-Riffe des Eu- und Sublitorals der Nordsee (0x0x0x)***; “Benthal der Ostsee mit Hartsubstrat (020204)”, “Riffe der Ostsee (020204a)”, “Benthal der Flachwasserzone der Ostsee mit Hartsubstrat, makrophytenarm (040204)”, “Benthal der Flachwasserzone der Ostsee mit Kies- und Hartsubstrat, makrophytenreich (040206)”, “Miesmuschelbank des Sublitorals der Ostsee (040207)”, “Vegetationsreiches Windwatt mit Hartsubstrat (060203) (Ostsee)”.

Abschließend sei anzumerken, dass neben den *Crassostrea*-Riffen auch die heimischen Miesmuschelbänke nach beiden Definitionen als Riffe zu klassifizieren sind, zumindest wenn auch die sogenannten ‚Corresponding categories‘ einbezogen werden. Diese heben die unter 1) aufgeführte Clarification – “*Sublitoral and littoral zone*” means: the reefs may extend from the sublitoral uninterrupted into the intertidal (littoral) zone or may only occur in the sublitoral zone, including deep water areas such as the bathyal. – auf. Kritisch, und wissenschaftlich nicht nachvollziehbar, ist hierbei die Einschränkung der Vorkommen auf das Sublitoral bzw. das nicht unterbrochene Heraufreichen der Vorkommen bis in das Eulitoral. Hier wird sich zu streng an die Ökologie moderner Korallenriffe angelehnt.

7.4. Geowissenschaftliche Riffdefinitionen

Neben diesen von der EU sowie dem BfN erstellten Riffdefinitionen sind auch zahlreichen (geo-) wissenschaftliche Riffdefinitionen aufgestellt worden, die sich in erster Linie an der erdgeschichtlichen Evolution von Riffen orientieren, wobei insbesondere deren interner Struktur berücksichtigt wird:

In der Klassifikation von Riffen und Riff-assozierten Konstruktionen unterscheidet Höfling (1997) 6 Typen von Biokonstruktionen: 1. echte Riffe (skeletale Bioherme), 2. biohermale Mikrobialite (nicht-skeletal und stromatolithisch), 3. skeletale Biostrome (Dickichte), 4. biostromale Mikrobialite (nicht-skeletal und stromatolithisch), 5. Reef mounds, und 6. Mud mounds.

Dabei werden die **skeletalen Biostrome**, denen auch die *Crassostrea*-Riffe zuzuordnen sind, wie folgt definiert: organogene in-situ Bildung, deren laterale Ausdehnung ihre eigene Mächtigkeit um ein mehr- bis Vielfaches übertrifft. Die Ober- bzw. Untergrenze verläuft vielfach annähernd planparallel, während die Biokonstruktion jedoch auch schwach anschwellen kann. Die meisten Biostrome werden von Organismen erzeugt, welche potentiell auch zu einem Biohermwachstum befähigt wären. Fließende Übergänge zwischen Biostromen und Biohermen sind zu beobachten. Einen zusätzlichen Biostromtypus rufen partiell im Substrat steckende Formen (z.B. manche Bivalven) hervor (**Substratsticker-Biostrome**).

Miesmuschelbänke ordnet er nicht-rezifalen Bildungen vom Typ Bänke, d.h. nicht den Riffen/Biokonstruktionen, zu. Die Abgrenzung erfolgt über interne Zementation bzw. Nicht-Zementation.

Kiessling (2001) und Kiessling & Flügel (2002) klassifizieren 4 Riff-Grundtypen: 1. 'echte' Riffe, 2. Reef-mounds, 3. Mud-mounds, und 4. Biostrome. Die *Crassostrea*-Riffe nehmen in dieser Klassifikation eine Stellung zwischen den 'echten' Riffen und den Biostromen ein. 'Echte' Riffe zeichnen sich danach durch ein von riffbildenden Organismen aufgebautes Riffgerüst aus. Außerdem ist ein synsedimentäres Relief vorhanden. Die Biostrome weisen ein dichtes Wachstum skeletaler Organismen auf, jedoch ohne ein synsedimentäres Relief zu bilden. Ein rigides Riffgerüst kann vorhanden sein oder auch nicht.

Bei der Betrachtung heutiger Riffe unterscheidet Wood (1999) 20 verschiedene Gruppen von Riffbildnern, u.a. auch Austern. Die Hauptverbreitung von Austernriffen liegt demnach in subtropischen bis temperierten Meeresregionen. Wesentliche Umweltfaktoren sind: intertidal bis subtidal, Vorhandensein von Hartsubstraten, Salinitäten häufig zwischen 15-25 psu, und ein niedriges Energieniveau.

Erdgeschichtlich von Bedeutung sind Austernriffe seit der Kreidezeit. Generell sind sie in der Lage unterschiedliche Formen von Biokonstruktionen (Riffe, Biostrome, Bänke) aufzubauen. Wie hoch das Riffbildungspotential von *C. gigas* ist, belegen die quartären Vorkommen dieser Art in Ostchina, wo subfossile *Crassostrea*-Riffe in der Küstenebene Biokonstruktionen von 6-7 m Mächtigkeit aufbauen (Abb. 7.3).



Abb. 7.3: subfossiles *Crassostrea*-Riff in der Küstenebene von Dawuzhuang (Ostchina) Foto: H. Freund

7.5 Definition *Crassostrea*-Riffe

Crassostrea-Riffe sind skeletale Biostrome des Inter- bis flachen Subtidals. Das Riffgerüst wird von miteinander zementierten Schalen der Pazifischen Auster aufgebaut. Im zentralen Riffbereich mit hohen Individuendichten haben die Schalen

eine längliche Wuchsform und sind vertikal orientiert. Die Basis der *Crassostrea*-Riffe weißt häufig einen Sockel auf, der von Miesmuschel- und/oder Schillbänken gebildet wird. Die interne Sedimentmatrix ist siltig-tonig bis bioklastisch. Gegenüber der umgebenden Sedimentoberfläche zeichnet sich das Riff durch ein erhöhtes und unregelmäßiges Relief aus. Die laterale Ausdehnung beträgt zwischen 10^2 und 10^3 Meter. Skeletale Biostrome sind als Primärstruktur fossil erhaltungsfähig.

8 3D-Scan

Der Strukturwechsel von Miesmuschelbank zu Austernriff impliziert eine Sukzession in Substratverfügbarkeit und Topographie der eulitoralen Muschelvorkommen im Wattenmeer (siehe Kap. 4.4 Bestandsentwicklung *Crassostrea gigas* und Kap. 7 Geobiologische Prozesse der Bioinvasion). Durch ein beständiges Aufwachsen weiterer Austerngenerationen in besiedelten Bereichen der Standorte und sich dadurch auch verändernde Strömungsverhältnisse können Zwischenräume zu tiefen Gezeitentümpeln werden. Die Höhe der Riffe wird durch den Tidenhub begrenzt. Mit zunehmenden Wassertemperaturen in Folge der Klimaerwärmung und vermehrt starken Larvenfällen sind für die Zukunft auch laterale Flächenvergrößerungen der Standorte zu erwarten. Nur eine Langzeitvermessung kann die Entwicklung der Sukzessionsstadien dokumentieren. Der Nettozuwachs eines Standortes, bestimmt durch Erosion und Akkumulation, könnte bestimmt werden.

In Zusammenarbeit mit Martin Herkommer und Johannes Kutschera der geo-konzept GmbH wurde im April 2007 eine Laser-gestützte Vermessung des Untersuchungsstandortes 03 vorgenommen. Zur Aufnahme einer 3D-Punktwolke wurde der 3D-Scanner ILRIS-3D mit einer 36D Pan/Tilt-Option der Firma Optech verwendet. Innerhalb der zur Verfügung stehenden Tide konnte an vier verschiedenen Gerätelpositionen jeweils ein Scan durchgeführt werden (Abb. 8.1).

Die im Verhältnis flache Oberfläche ließ eine geringe Reichweite der Scans vermuten. Die raue Oberflächenbeschaffenheit verlängerte wiederum die Reichweite, so dass jeder Einzelscan einen Radius von mindestens 160 m abdeckte. Maximale Reichweite war 300 m.

Über die gesamte Fläche des Untersuchungsstandortes wurden 100 Zielobjekte verteilt (rote und blaue 10 x 20 cm Plastikboxen), die die Identifikation gemeinsamer Punkte in überlappenden Scans für das Alignment erleichtern sollten. Leider waren die Zielobjekte in den Punktwolken nicht erkennbar, was das Alignment zusätzlich erschwerte. Schwierigkeiten bei der Einpassung der Daten entstanden durch die dynamischen Veränderungen der Oberfläche bei ab- und auflaufendem Wasser, was die Identifikation von gemeinsamen Punkten nur durch manuelle Bearbeitung möglich machte. Auto-align scans nach der BestFit Funktion von Polyworks konnte nicht verwendet werden.

Um einen Vergleich der Daten mit einer zukünftigen Messung zu ermöglichen, wurden drei über der Oberfläche erhabene Reflektor-Kugeln (sog. Spheren) ange-

bracht und mit Hilfe eines im Scanner integrierten GPS geodätisch eingemessen. Diese Punkte dienen bei der Georeferenzierung der Szene als „Ground Control Points“ (GCPs).

Der gewählte Punktabstand der Einzelscans betrug 7 cm. Damit sollte die best mögliche Auflösung bei möglichst kleinem Datensatz und damit geringst möglichem Zeitaufwand im Gelände gewährleistet werden. Die Erfahrung nach dem ersten Scan empfiehlt einen Punktabstand von 10 cm und Zielobjekte von mindestens 1 x 1 m.

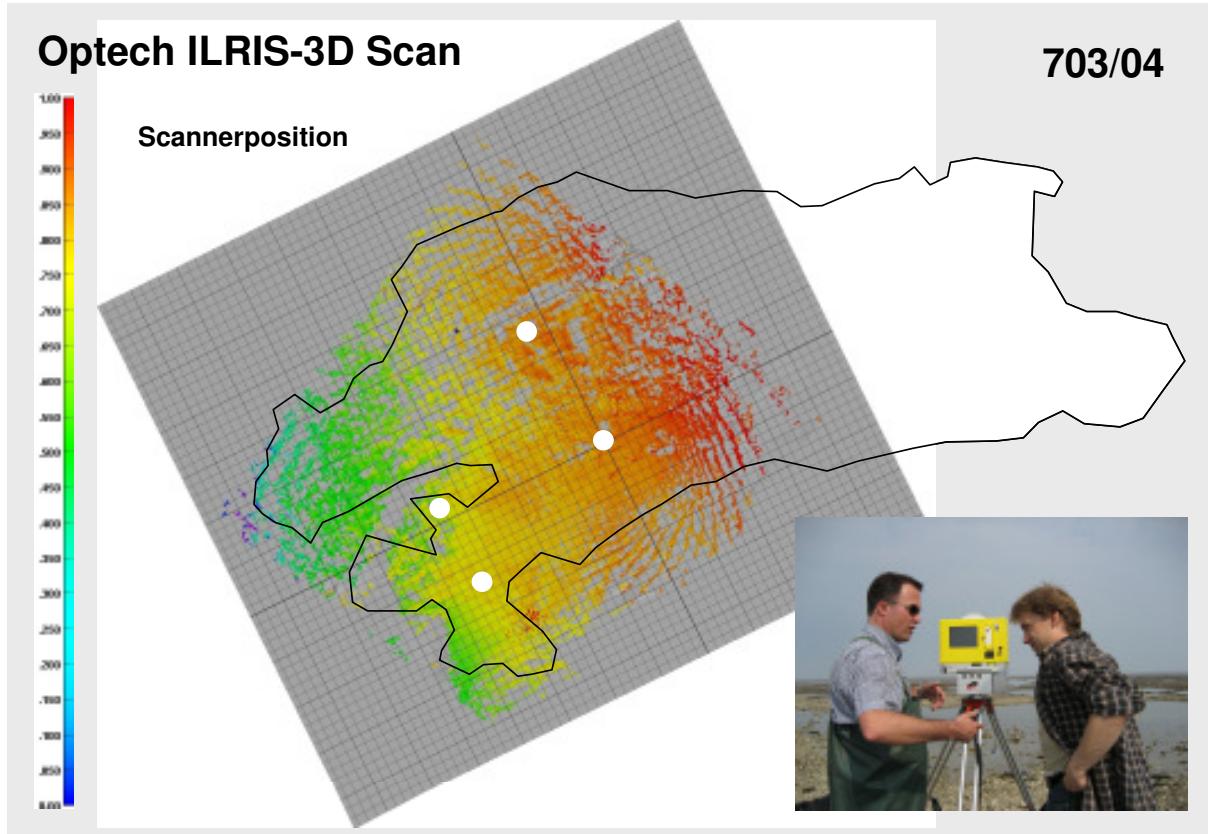


Abb. 8.1: Höhenmodell mit den vier Scannerpositionen am Untersuchungsstandort 03 nach einer Vermessung im April 2007; dunkelblau bis rot umfasst einen Höhenunterschied von 1 m. Foto: Martin Herkommmer (links) und Johannes Kutschera (rechts) am Optech ILRIS-3D Scanner.

9 Empfehlungen für ein erfolgreiches Management der Bioinvasion

Management

Australien und Neuseeland sind die führenden Nationen in der aktiven Umsetzung von Managementbelangen invasiver mariner Organismen. Die Bedrohung einheimischer endemischer Arten hat hier zur Entwicklung von Managementplänen geführt, die in enger Zusammenarbeit von Behörden und Forschungseinrichtungen umgesetzt werden. In Anlehnung an das „Center for Research on Invasive Marine Pests“ (CRIMP 1994; Australien) und den „Biosecurity Council“ (2003; Neuseeland) als auch des „Oregon Aquatic Nuisance Species Management Plan“ (2001; USA) und des „Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices“ (GISP 2001; Wittenberg & Cock 2001) wird das Management invasiver mariner Organismen in verschiedene Handlungseinheiten unterteilt, die unterschiedliche Phasen einer Bioinvasion betreffen und entsprechenden Handlungsbedarf vorsehen:

- | |
|---|
| <ol style="list-style-type: none"> 1. Prävention („prevention“) als Prä-Maßnahme
Risikoabschätzung („risk assessment“) und Früherkennung („early detection“) 2. Ausrottung („eradication“) als Sofort-Maßnahme 3. Kontrolle („control“) als Post-Maßnahme 4. Überwachung („surveillance“) als Post-Maßnahme |
|---|

Besonderer Bedeutung kommen Invasoren zu, die als Ökosystemgestalter („ecosystem engineer“) Habitate auf Ökosystemniveau modulieren, erhalten und/oder schaffen und dabei positive wie auch negative Effekte bewirken können (Jones et al. 1994, Sousa et al. 2008, Rilov & Crooks 2009). Die Pazifische Auster wird als wesentliche, einen nachhaltigen Einfluss ausübende Art eingeschätzt. Sie greift nicht nur strukturell in physikalische Gegebenheiten (Fließgeschwindigkeiten, Wasserturbulenzen, Sedimentation) ein, sondern nimmt gleichsam Einfluss auf Habitatstrukturen (Substratverfügbarkeit, Habitatkomplexität), auf Interaktionen von Organismen der Biozönose und auf Energieflüsse (Ruesink et al. 2005, Sousa et al. 2008, Williams & Grosholz 2008, Rilov & Crooks 2009).

Im Folgenden werden Empfehlungen zum Handlungsbedarf gegeben, welche in Verbindung mit der Bioinvasion der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* in das Niedersächsische Wattenmeer zu sehen sind und den vier Handlungseinheiten zugeordnet sind.

1. Prävention („prevention“) Vermeidung nachfolgender Bioinvasionen

Risikoabschätzung („risk assessment“)

Die Einwanderung der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* ins Niedersächsische Wattenmeer folgte einem natürlichen Larventransport aus dem Westfriesischen Wattenmeer (Niederlande). Der ostwärts gerichtete, küstenparallele Reststrom, der die Larven bis ins Niedersächsische Wattenmeer transportierte (Wehrmann et al. 2000, Brandt et al. 2008), kann auch zukünftig für eine natürliche Bioinvasion weiterer nicht heimischer Arten sorgen (wie z.B. aktuell: Asiatische Viereckskrabbe *Hemigrapsus cf. penicillatus*). Eine Risikoabschätzung als **passive Überwachung** potentieller Einwanderer aus den Niederlanden über Belgien und Frankreich ist unerlässlich.

Früherkennung („early detection“)

Strukturen wie Austernriffe ermöglichen und fördern („facilitate“) das Einwandern als auch die Ausbreitung neuer, nicht heimischer Arten, wie u.a. an der Asiatischen Viereckskrabbe *Hemigrapsus cf. penicillatus* zu beobachten ist. Austernriffe können zudem als Nahrungsgrundlage für Arten dienen, die nicht auf einen Lebensraum im Eulitoral begrenzt sind und damit die Bioinvasion von weiteren nicht heimischen Arten fördern, wie eventuell zukünftig durch das Einwandern der aus Japan stammenden Wellhornschnegge *Rapana venosa* zu beobachten sein wird.

Empfohlen wird die Identifizierung und regelmäßige Überwachung von regionalen Hotspots/**Risikostandorten** zum frühzeitigen Nachweis von nicht heimischen Arten, um rechtzeitig Maßnahmen zur Ausrottung und/oder Kontrolle einleiten zu können. Im Niedersächsischen Wattenmeer sind als solche Risikostandorte die Untersuchungsstandorte 01, 03, 06 und 12 zu nennen.

Die wirtschaftlichen Folgen der Ausbreitung der Pazifischen Auster im Eulitoral der Niedersächsischen Watten zwingt die Miesmuschelfischerei u.a. zur Einfuhr von Miesmuschelsaat. Diese muss zur Vermeidung der Einschleppung weiterer gebietsfremder Arten als auch neuer Parasiten und Viren entsprechenden Kontrollen unterzogen werden.

2. Ausrottung („eradication“)

Die Bioinvasion der Pazifischen Auster wird als irreversible erachtet. Die nachträgliche Ausrottung zur Regenerierung (Wiederherstellung) des Ursprungszustandes im Niedersächsischen Wattenmeer, z.B. durch einen flächendeckenden Abtrag des gesamten Schalenmaterials, wird primär als nicht mehr durchführbar, aber auch ökologisch als nicht mehr sinnvoll erachtet.

- Ökonomisch riskant, da hohe Kosten bei einem nicht gesicherten Erfolg im Sinne der Nachhaltigkeit entstehen
- Nicht erwünschte starke anthropogene Eingriffe in den geschützten Gebieten des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer
- Lokal begrenzte Abtragungen führen nicht zur Ausrottung, Restschalenmaterial fördert eine schnelle Wiederbesiedlung
- Larvenquelle und -transport über ostwärts gerichtete Larvendrift aus den Niederlanden und somit neuer Eintrag ins Niedersächsische Wattenmeer bliebe erhalten (nur eine trilaterale Lösung wäre anzustreben)
- Bestände der Miesmuschel erholen sich im Schutz der Riffe; langfristige Folgen eines flächendeckenden Abtrags der Pazifischen Auster (und damit auch der Miesmuschel) bei erneut ausbleibenden Rekrutierungserfolgen der Miesmuschel sind nicht abzuschätzen
- Biodiversität bisher nachweislich positiv beeinflusst
- Avifauna nimmt die sich zunehmend ausbreitenden Riffe als Nahrungshabitat an und profitiert von einem reichhaltigen Nahrungsangebot; der heimischer Austernfischer etabliert sich als natürlicher Räuber der Auster

3. Kontrolle („control“)

Eine kontrollierte Begrenzung und bewusste Regulierung einer weiteren Ausbreitung der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer wird als nicht durchführbar angesehen. Lokale Abtragungen könnten die Ausbreitung entsprechend kleinräumig bremsen, aber nicht stoppen. Eine ungewollte Einbringung von Individuen in sublitorale Habitate ist zu vermeiden.

4. Überwachung („surveillance“)

Unerlässlich sind fernerkundliche Methoden (z.B. Luftbilder), um weiterhin die Gesamtfläche der eulitoralen Muschelvorkommen zu erfassen.

Jährliche Bestandsaufnahmen der Pazifischen Auster einschließlich der begleitenden Lebensgemeinschaften werden empfohlen, um weitere Implikationen zu prognostizieren:

Populationsdynamik: Obergrenze der Besiedlungsdichte noch nicht erreicht; Verknappung von Nahrungsressourcen im dynamischen Wattenmeer ist nicht gegeben und eine dichteabhängige Regulation der Population war bis 2008 nicht nachweisbar (siehe Kap. 9.1)

Riffentwicklung: Akkumulation/Erosion, horizontale und/oder laterale Erweiterungen bezüglich einer Sukzession in Riffentwicklung (siehe Kap. 9.2)

Biodiversität: räumliche und zeitliche Variabilitäten als auch Trends in Bezug auf eine mögliche, regionale Homogenisierung des Artenbestandes (siehe Kap. 9.3)

Regelmäßige Bestandserfassung anderer, bereits eingewanderter, nicht-heimischer Arten wird empfohlen (z.B. *Hemigrapsus cf. penicillatus*).

Kenntnisse über Einwanderungs- und Ausbreitungsprozesse und deren ökologische Zusammenhänge sollten durch entsprechende wissenschaftliche Analysen erweitert werden. Die Bekanntmachung der gewonnenen Erkenntnisse, besonders durch eine trilateral vereinheitlichte Dokumentation von Daten (überregionale Networks/Datenbasen), unterstützt die Identifizierung, Risikoabschätzung und Kontrollmöglichkeit weiterer nicht heimischer, potenzieller Bioinvasoren ins Ökosystem Niedersächsisches Wattenmeer.

Nach den Vorgaben der Convention on Biological Diversity (CBD 1992) zur Erhaltung heimischer Biodiversität besteht nach wie vor Handlungsbedarf (siehe Anmerkungen 9.1).

Anmerkungen 9.1: Ausschnitt aus dem freiwilligen Bericht zur "...implementation of the Programme of work on marine and coastal biological diversity" an die Convention on Biological Diversity vom Februar 2009:

Programme element 5: Invasive alien species

Operational objective 5.1: To achieve better understanding of the pathways and the causes of the introduction of alien species and the impact of such introductions on biological diversity.

Partners identified in the elaborated programme of work on marine and coastal biological diversity (annex I of decision VII/5)

IMO, Global Invasive Species Programme (GISP)

Progress made in implementation

Germany signed the "International Convention for the Control and Management of Ships, Ballast Water and Sediments". Responsible in Germany is the Federal Maritime and Hydrographic Agency (Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie, BSH):

http://www.bsh.de/en/Marine_data/Environmental_protection/Ballastwater/index.jsp

Barriers of implementation

Priorities for capacity-building to address barriers

Operational objective 5.2: To put in place mechanisms to control all pathways, including shipping, trade and mariculture, for potential invasive alien species in the marine and coastal environment.

Partners identified in the elaborated programme of work on marine and coastal bio-logical diversity (annex I of decision VII/5)

IMO, the Global Invasive Species Programme (GISP), FAO, the Ramsar Convention on Wetlands

Progress made in implementation

Barriers of implementation

Priorities for capacity-building to address barriers

Operational objective 5.3: To maintain an incident list on introductions of alien species

Partners identified in the elaborated programme of work on marine and coastal bio-logical diversity (annex I of decision VII/5)

Progress made in implementation

An incident list on introductions of alien species in the HELCOM area is given under <http://www.cospi.kv.lt/nemo>

Barriers of implementation

A complete agreed European list does not exist

Priorities for capacity-building to address barriers

Such a list will be developed within the next three years (2012) according to the obligations of the European Marine Framework Directive (MFD)

Support IMO activities

9.1 Populationsdynamik

Zur Dringlichkeit einer trilateralen Vereinbarung über standardisierte Methoden zur Bestanderfassung der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas*:

Neben fernerkundlichen Methoden zur Erfassung der Gesamtfläche der eulitoralen Muschelvorkommen wird die **Stiefel-Methode** (siehe Kap. 4.1.1 Vorstellung der Methoden) als kombinierte Erfassungsmethodik der Abundanz von ***Crassostrea gigas* und *Mytilus edulis*** empfohlen. Nach den Ergebnissen der Untersuchungen des vorliegenden Berichtes wird eine getrennte Bestandserfassung der beiden Arten als nicht mehr sinnvoll erachtet (siehe Kap. 4.6 Gegenüberstellung *Mytilus edulis* und *Crassostrea gigas*).

Zur Erfassung kleinräumiger Veränderungen eines Untersuchungsstandortes wird, ohne zeitlichen Mehraufwand, die Stiefel-Methode mit **12 festgelegten, geografisch dokumentierten Probenpunkten** empfohlen (siehe Kap. 4.6 Gegenüberstellung *Mytilus edulis* und *Crassostrea gigas*). Die Probenfläche sollte **25 x 25 cm** nicht unterschreiten. Die Ausdehnung zusammenhängender Austernaggregate kann kleinere Probenflächen übersteigen, so dass große Fehler zu erwarten sind.

Eine repräsentative Auswahl an Individuen dient der Aufstellung von **jährlichen Schalenlänge-Gewicht-Beziehungen** (siehe Kap. 4.2.1 Erfassung von Abundanz und Biomasse). Der resultierende Umrechnungsfaktor wird zur Kalkulation der Biomasse der Population herangezogen.

Für den Vergleich mit Daten anderer Gebiete wird die **Biomasse** (z.B. Lebendnassgewicht) zur Darstellung von vergleichenden "Dichten" empfohlen (Tab. 9.1). Dieser Parameter reagiert unempfindlicher auf saisonale und methodische Abweichungen in der Bestandserfassung (siehe Kap. 4.1.2 Methodenvergleiche). Weiterhin wird empfohlen, dass sich Angaben zur Populationsgröße oder zu maximalen Individuendichten (Tab. 9.1) in den zentralen Bereichen der Riffe auf die **Abundanz ab einer Schalenlänge von 25 mm** beziehen, da nur dann eine Vergleichbarkeit mit Geländeuntersuchungen in anderen Gebieten als auch zu einer anderen Jahreszeit gewährleistet wird (siehe Kap. 4.2.1 Erfassung von Abundanz und Biomasse). Die Geländearbeiten können ggf. vom Frühjahr bis in den Herbst hinein reichen, wodurch nur an entsprechenden Standorten Larvenfälle dokumentiert werden, die dann zu überhöhten Abundanzen führen. Am Untersuchungsstandort 05

wurde der Larvenfall 2008 erfasst, wodurch die maximale Dichte eines besiedelten Bereiches bei über 3000 Individuen/m² lag, während die maximale Dichte von Individuen über 25 mm mit 900 Individuen/m² an Untersuchungsstandort 07 festgestellt wurde (Tab. 9.1). Die Auswahl der Daten kann somit zu sehr unterschiedlichen Informationen führen. Juvenile Austern können dem ungeschulten Auge auch verborgen bleiben und somit ebenfalls Individuendichten beeinflussen, weshalb auch hier auf die Eignung der Biomasse oder Abundanz > 25 mm als Dichteparameter verwiesen wird. Die Aufnahme von Schalenlängen kleiner 25 mm ist für die Dokumentation der Stärke eines regionalen Larvenfalls und für die Darstellung der Populationsdynamik trotzdem als unerlässlich erachtet.

Tab. 9.1: Gegenüberstellung maximaler Dichten (Individuen bzw. kg /m²) aller Pazifischer Austern und der Individuen > 25 mm für die Untersuchungsjahre 2006-2008; die ermittelten Dichten sind alle pro m², unterscheiden sich aber maßgeblich in Bezug auf ihre Datenbasis (*)

Maximalwerte <i>Crassostrea gigas</i>	Abundanz (Individuen/m ²)		Biomasse (kg/m ²)	
	lebende alle	lebende > 25 mm	lebende alle	lebende > 25 mm
Einzelner Probenpunkt				
Dichte/m ² besiedelter Bereich	2006	2636	336	35,0
* Maximalwert aus 144 Probenpunkten	2007	2228	708	53,2
	2008	3168	928	106,2
Alle Probenpunkte eines Standortes				
mittlere Dichte/m ² besiedelter Bereiche eines Standortes	2006	methodisch bedingt entsprechen die Daten aus 2006/2007 der mittleren Dichte/m ² Standortfläche		
* Mittelwert aus allen Probenpunkten eines Standortes	2007			
* Maximalwert aus 12 Standorten	2008	669	628	57,5
				57,4
Standort				
mittlere Dichte/m ² Standortfläche	2006	1350	134	8,8
* Mittelwert aus allen Probenpunkten eines Standortes um die Bedeckung reduziert bzw. incl. unbesiedelte Zwischenräume)	2007	746	228	18,6
* Maximalwert aus 12 Standorten	2008	274	258	19,8
				19,8

9.2 Riffentwicklung

Mit dem Systemwandel von *Mytilus*-Bänken hin zu *Crassostrea*-Riffen hat sich ein neuer Habitat-/Biotoptyp im Niedersächsischen Wattenmeer etabliert. Zu diesem Habitattyp liegen für das Wattenmeer keine ausreichenden wissenschaftlichen (Langzeit-)Untersuchungen vor. Zudem zeigt die Bioinvasion von *Hemigrapsus cf. penicillatus*, dass die *Crassostrea*-Riffe durch die Bereitstellung rigider Hartsubstrate die Invasion weiterer gebietsfremder Arten fördern.

Es wird daher empfohlen die weitere Riffentwicklung unter geobiologischen Aspekten fortzusetzen. Im Einzelnen sollte vor allem das vertikale Wachstum der Riffstruktur mittels terrestrischem Laserscanning weiter verfolgt werden. Hier wird der Tidenhub bzw. die Trockenfalldauer limitierend wirken. Weiteres Riffwachstum wird dann nur noch in lateraler Richtung möglich sein. Die Flächenanteile der Riffe im Watt sollte methodisch mit der Luftbildanalyse, wie sie auch schon bei der Bestandserfassung der *Mytilus*-Bänke durchgeführt wurde, ermittelt werden. Datenlücken wie in 1998 sollten vermieden werden.

Die Riffentwicklung ist auch hinsichtlich des Einwirkens von Hochenergieereignissen weiter zu verfolgen. Zur Resistenz der Strukturen gibt es keine Daten, ebenso wie sie mittel- bis langfristig die Sedimentation in ihrer unmittelbaren Umgebung und das Carbonatbudget im Bereich des gesamten Wattenmeeres beeinflussen.

Die Vorschläge zur Erweiterung der Biotoptypen (BfN), der Reef-forming species und Corresponding categories (Interpretation manual EU-Habitats)(Kap. 7.3) sind bei einer Überarbeitung entsprechend zu implementieren.

9.3 Biodiversität

Begleitend zur Bestandserfassung sollten semiquantitative Erfassungen (siehe Kap. 6.1 Präsenz) ausgewählter Arten der Biozönose erfasst werden. Hierfür eignen sich auffällige Makrofaunaorganismen wie z.B. Großalgen, endobenthische Muscheln, Seeanemonen, Moostierchen, Pantoffelschnecken und Seesterne. Diese Untersuchungen erfordern keinen erheblichen Zeitaufwand, können aber eine analytische Makrofauna-Untersuchung nicht ersetzen. Eine trilaterale Übereinkunft ausgewählter Arten wird empfohlen.

Das Wattenmeer ist bekannt für seine hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Lebensgemeinschaften. Um Aussagen über nachhaltige Veränderungen der Biodiversität machen zu können, sind lückenlose Analysen über längere Zeiträume an ausgewählten Standorten nötig. Ein geeignetes Probendesign mit Festlegung des Beprobungszeitpunktes im Jahresgang (z.B. 2x jährlich, März/April und September/Oktober), des Probenumfangs (z.B. 5 Parallelproben mit einem Stechzylinder 15 cm Durchmesser) und der Maschenweite des Spülsiebes (z.B. 0.5 mm) sollte ebenfalls trilateral vereinheitlicht entworfen werden, damit Datensätze verglichen werden können. Analytische Makrofauna-Untersuchungen von Austernriffen erfordern einen erheblichen Zeitaufwand im Labor, werden aber als regelmäßige Bestandsaufnahme der makrobenthischen Artengemeinschaften in Bezug auf nachhaltige Veränderungen der Biodiversität, auch in Bezug auf die anhaltende Klimawandel, dringend empfohlen.

10 Präsentationen für Behörden, Organisationen und Tagungen sowie in wissenschaftlichen Fachzeitschriften

Poster

- WEHRMANN A, ESSER W & MARKERT A Miesmuschelbank: ein verlorener Lebensraum? Die Folgen der Einwanderung der Pazifischen Auster in das Wattenmeer. Tag der offenen Tür, Forschungsverbund TERRAMARE, Wilhelmshaven (Deutschland) Juli 2007.

Veröffentlichung

- WEHRMANN A, MARKERT A & SCHMIDT A (2007) Miesmuschelbank: ein verlorener Lebensraum? Die Einwanderung der Pazifischen Auster in das Wattenmeer und ihre Folgen. Natur- und Umweltschutz (Zeitschrift Mellumrat) 6 (1): 10-15
- BRANDT G, WEHRMANN A, WIRTZ K.W (2008) Rapid invasion of *Crassostrea gigas* into the German Wadden Sea dominated by larval supply. Journal of Sea Research 59(4): 279-296
- SCHMIDT A, WEHRMANN A, DITTMANN S (2008) Population dynamics of the invasive Pacific oyster *Crassostrea gigas* during the early stages of an outbreak in the Wadden Sea (Germany). Helgoland Marine Research 62(4): 367-376
- NEHLS G, BÜTTGER H, DANKERS N, JANSEN J, RUTH M, KRISTENSEN P, WEHRMANN A, MARKERT A, MILLAT G, BUSCHBAUM C (2009) Intertidal Blue Mussel Beds. In: Wadden Sea Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem. Trilateral Monitoring and assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany [in preparation]
- MARKERT A, WEHRMANN A, KROENCKE I (2009) New established Pacific oyster reefs vs. blue mussel beds: Diverse ecosystem engineering alters the native community structure (East Frisian Wadden Sea, German Bight). Biologic Invasions, DOI 10.1007/s10530-009-9425-4

Vorträge

- HERKOMMER M, KUTSCHERA J, **MARKERT A**, WEHRMANN A Monitoring of new established oyster reefs in the Wadden Sea. 3rd International Optech Seminar, Annual Optech ILRIS-3D Users Meeting, Rom (Italien), Juni 2007.
- **MARKERT A**, KROENCKE I, SCHMIDT A, WEHRMANN A New oyster reefs in the East Frisian Wadden Sea: *Crassostrea gigas* affects the community structure of native Blue Mussel beds. – 42nd EMBS Kiel 27–31 August 2007.
- **MARKERT A**, WEHRMANN A, KROENCKE I Auswirkungen der Bioinvasion der Pazifischen Auster (*Crassostrea gigas*) auf die Lebensgemeinschaft einer Miesmuschelbank. Seminarvortrag, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, C.-v.-Ossietzky Universität, Oldenburg (Deutschland) Dezember 2007.
- **MARKERT A**, ESSER W, WEHRMANN A The prominence of native blue mussels as ecosystem engineers in the intertidal flats of the Wadden Sea is replaced by alien oysters: status quo of system change. 1st WCMB World Conference on Marine Biodiversity, Valencia (Spanien), November 2008.
- **WEHRMANN A**, MARKERT A 10 Jahre Bioinvasion der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer: Bilanz und Perspektiven. Wissenschaftlicher Arbeitskreis f. Natur- und Umweltschutz Jever, März 2009.
- **MARKERT A**, WEHRMANN A The prominence of native blue mussels as ecosystem engineers in the intertidal flats of the Wadden Sea is replaced by alien oysters: status quo of system change. 12th International Scientific Wadden Sea Symposium, April 2009.
- **WEHRMANN A**, MARKERT A 10 Jahre Bioinvasion der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer: Bilanz und Perspektiven. Nationalparkbeirat Niedersächsisches Wattenmeer, April 2009.

11 Literatur

- Asmus H (1987) Secondary production of an intertidal mussel bed community related to its storage and turnover compartments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 39:251-266
- Baptist H (2005) Habitattoeds proef weghalen oesterbanken in de Oosterschelde. Rapport2005/19, NGB
- Blomert AM, Ens BJ, Goss-Custard JD, Hulscher JB, Zwarts L (1996) Oystercatchers and their estuarine food supplies. *Ardea* 84A.
- Boates JS, Goss-Custard JD (1992) Foraging behaviour of oystercatchers *Haematopus ostralegus* specializing on different species of prey. *Canadian J Zoology* 70(12): 2398-2404
- Brandt G, Wehrmann A, Wirtz KW (2008) Rapid invasion of *Crassostrea gigas* into the German Wadden Sea by larval supply. *Journal of Sea Research* 59: 279-296
- Brey T (2001) Population dynamics in benthic invertebrates – A virtual handbook. Version 01.2. <http://www.awi-bremerhaven.de/> Benthic/ Ecosystem/ FoodWeb/ Handbook/ main.html Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, Germany
- Broekhoven W v. (2005) Macrofaunal diversity on beds of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) in the Oosterschelde estuary. RIVO-report number 05.002
- Büttger H, Asmus H, Asmus R, Buschbaum C, Dittmann S, Nehls G (2006): Dynamics of intertidal soft-bottom mussel beds over two decades. *Helg Mar Res.* DOI 10.1007/s10152-007-0099-y
- Butler RW (1979) Oyster predation by the black oystercatcher in British Columbia. *Condor* 81: 433-435
- Cayford JT & Goss-Custard JD (1990) Seasonal changes in the size selection of mussels, *Mytilus edulis*, by oystercatchers, *Haematopus ostralegus*: an optimality approach. *Animal Behaviour* 40(4): 609-624
- Dankers NMJA, Dijkman EM, de Jong JL, de Kort G, Meijboom A (2004) De verspreiding en uitbreiding van de Japanse Oester en de Nederlandse Waddenzee. Alterra-rapport 909, Alterra, Wageningen
- Dewar JM (1922) Ability of the oystercatcher to open oysters and its bearing upon the history of the species. *British Birds* 16: 118-125
- Drinkwaard AC (1999) Introductions and developments of oysters in the North Sea area: a review. *Helgoländer Meeresunters* 52: 301-308
- Ens BJ & Alting D (1996) The effect of an experimentally created mussel bed on bird densities and food intake of the Oystercatcher *Haematopus ostralegus*. *Ardea* 84 A
- Frank D & Exo KM, Wahls S, Grünkorn T (1997) Ökologische Begleituntersuchungen zu dem Projekt 'Europipe' - Teilprojekt Avifauna. Abschlußbericht Teil II

Görlitz S (2005) Neue Riffe im Wattenmeer: Die Pazifische Auster *Crassostrea gigas* und ihre assoziierte Lebensgemeinschaft. Diplomarbeit. Universität Kiel

Herlyn, M., G. Millat & H. Michaelis (1999): Einfluss der Besatzmuschelentnahme auf die Entwicklung eulitoraler Neuansiedlungen von *Mytilus edulis* L. im niedersächsischen Wattenmeer. - Dienstber. der Forschungsstelle Küste 9/99, Norderney, 27 S.

Hertzler I (1995) Nahrungsökologische Bedeutung von Miesmuschelbänken für Vögel (Laro-Limikolen) im Nordfriesischen Wattenmeer. Diplomarbeit. Georg-August-Universität Göttingen

Höfling R (1997) Eine erweiterte Riff-Typologie und ihre Anwendung auf kretazische Biokonstruktionen. Abhandlungen der Bayerischen Akademie der Wissenschaften, Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Neue Folge 169: 1-127

Jones CG, Lawton JH & Shachak M (1994) Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69 (3): 373-386

Kiessling W (2001) Phanerozoic reef trends based on the Paleoreefs database. In: Stanley, G.D. (Ed.), The history and sedimentology of ancient reef systems. Plenum Press, New York: 41-88

Kiessling W, Flügel E (2002) Paleoreefs - a database on Phanerozoic reefs. In: Kiessling W, Flügel E, Golonka J (Eds.), Phanerozoic Reef Patterns. SEPM Special Publications 72: 77-92

Linke O (1954) Die Bedeutung der Miesmuscheln für die Landgewinnung im Wattenmeer. *Natur und Volk* 84 (8): 253-261

Lunais B (1975) Charactéristique et signification du comportement prédateur de l'Huîtrier-pie *Haematopus ostralegus* sur l'Huître de culture *Crassostrea gigas*. Mémoires DEA Ecologie de Université de Tour. In: Goss-Custard, JD (1996) The Oystercatcher. From individuals to populations. Oxford University Press, Oxford

Markert A (2006) Untersuchung der Lebensgemeinschaft eines durch die Pazifische Auster (*Crassostrea gigas*) neu entstandenen Austernriffs im Ostfriesischen Wattenmeer. Diplomarbeit FU Berlin Juni 2006. 146 S.

Markert A, Wehrmann A & Kroencke I (2009) Recently established *Crassostrea*-reefs versus native *Mytilus*-beds: differences in ecosystem engineering affects the macrofaunal communities (Wadden Sea of Lower Saxony, southern German Bight). *Dig Biol Invasions*. DOI 10.1007/s10530-009-9425-4

Martin P & Bateson P (1986): Measuring behaviour - an introductory guide. Cambridge University Press

Meire PM & Ervynck A (1996) Are oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) selecting the most profitable mussels (*Mytilus edilus*)? *Anim Behav* 34: 1427-1435

Millat G & Herlyn M (1999) Erfassung und Dokumentation des Miesmuschelbestandes der niedersächsischen Watten sowie Untersuchung und Bewertung alternativer Methoden zur Besatzmuschelgewinnung. Abschlussbericht Dezember 1999, 169 S.

Millat G, Farke H, Herlyn M, Michaelis H, Heiber W (2004) Wissenschaftliche Begleituntersuchung zur Aufbauphase des Miesmuschelmanagements im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Abschlussbericht März 2004, 226 S.

Millat G (2008) Gesamtbestandserfassung der eulitoralen Miesmuschelbänke bis 2007 im Rahmen des Monitorings zum Miesmuschelbewirtschaftungsplan. Abschlussbericht 2008, 79 S.

Nehls G (2007) Spread of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* in the Wadden Sea. CWSS

Nehls G & Büttger H (2006) Ausbreitung und Nutzung der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Abschlussbericht Juni 2006, 32 S.

Nehls G & Sach G (1999) Miesmuschelmonitoring – die Miesmuschelgemeinschaft. Bioconsult

Neudecker T (1985a) Beobachtungen zum Transfer von marinem Mollusken in den Deutschen Küstenbereich. Veröff. Inst. Küsten- und Binnenfischerei 88: 79-87 212 S.

Neudecker T (1985b) Untersuchungen zur Reifung, Geschlechtsumwandlung und künstlichen Vermehrung der pazifischen Auster *Crassostrea gigas* in deutschen Gewässern. Veröff. Inst. Küsten- und Binnenfischerei 88: 212 S.

Petersen B & Exo KM (1999) Predation of waders and gulls on *Lanice conchilega* tidal flats in the Wadden Sea. Mar Ecol Prog Ser 178: 220-240

Quayle OB (1969) Pacific oyster culture in British Columbia. Fish Res Board Can Bull 169. 192 pp

Rabe K (2008) Raum-zeitliche Auflösung eines Ökosystemwechsels-Geobiologische Prozesse der Bioinvasion von *Crassostrea gigas*. Bachelorarbeit Westfälische Wilhelms-Universität Münster, 43 S.

Reise K (1998) Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea. Senckenbergiana marit. 28 (4/6): 167-175

Ricciardi A, Bourget E (1998) Weight-to-weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. Mar Ecol Prog Ser 163: 245-251

Rilov G, Crooks JA (eds.) (2009) Biological Invasions in Marine Ecosystems: Ecological, Management, and Geographic Perspectives. Ecological Studies, Volume 204. Springer-Verlag Berlin Heidelberg

Ruesink JL, Lenihan HS, Trimble AC, Heiman KW, Micheli F, Byers JE, Kay MC (2005) Introduction of Non-Native Oysters: Ecosystem Effects and Restoration Implications. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36: 643-689

Sachs L (1997) *Angewandte Statistik*. Springer-Verlag, Berlin

Scheiffarth G, Frank D (2005) Shellfish-Eating Birds in the Wadden Sea - What Can We Learn from Current Monitoring Programs? *Wadden Sea Ecosystem No. 20*

Scheiffarth G, Ens B, Schmidt A (2007) What will happen to birds when Pacific Oysters take over the mussel beds in the Wadden Sea? *Wadden Sea Newsletter 2007*, pp.10-14

Schmidt A, Wehrmann A, Dittmann S (2008) Population dynamics of the invasive Pacific oyster *Crassostrea gigas* during the early stages of an outbreak in the Wadden Sea. *Dig Helgol Mar Res.* DOI 10.1007/s10152-008-0125-8

Sitters H (2000) The role of night-feeding in shorebirds in an estuarine environment with specific reference to mussel-feeding oystercatchers. University of Oxford

Sousa R, Gutiérrez JL, Aldrigde DC (2008) Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. *Dig Biol Invasions.* DOI 10.1007/s10530-009-9422-7

Thyen S & Exo KM (2003) Ökofaunistik I. - Brut- und Rastvögel. In: Flemming BW (Hrsg.) Untersuchung der ökologischen Entwicklung einer Außendeichskleipütte als Ergänzung der quantitativen Beweissicherung des Wiederverlandungsprozesses. Abschlußbericht Senckenberg am Meer. Bericht 03-1: 49-98

Tomkins I (1947) The oystercatcher of the Atlantic Coast of North America and its relation to oysters. *Wilson Bulletin* 59: 204-208

Tuckwell J & Nol E (1997) Foraging behaviour of American oystercatchers in response to declining prey densities, *Can. J. Zool.* 75: 170-181

Umland J (2000) Die nahrungsökologische Bedeutung einer Wattlebensgemeinschaft für Wat- und Wasservögel im ostfriesischen Wattenmeer. Diplomarbeit. Universität Hamburg

Van de Kam J, Ens B, Piersma T, Zwarts L (1999) *Ecologische atlas van de Nederlandse wadvogels*. Schuyt & Co Uitgevers en Impoteurs BV, Haarlem

Vöge S (2003) Saisonale und räumliche Variabilität der Makrofauna in einer Außendeichskleipütte im Jadebusen im dritten Jahr nach der Kleientnahme im Vergleich zum angrenzenden Schlickwatt. Diplomarbeit Universität Oldenburg

Wehrmann A, Herlyn M, Bungenstock F, Hertweck G, Millat G (2000) The Distribution Gap is Closed – First Record of Naturally Settled Pacific Oysters *Crassostrea gigas* in the East Frisian Wadden Sea, North Sea. *Senckenbergiana marit* 30 (3/6): 153-160

Wehrmann A (2003) Biogenic and taphonomic processes affecting the development of shell assemblages: an actuopalaeontological case study from mussel banks on North Sea tidal flats. *Facies* 49: 19-30

Wehrmann A, Markert A, May P, Schieck P, Schmidt A (2006) Gefährdungspotential der eulitoralen Miesmuschelbänke im Niedersächsischen Wattenmeer durch die Bioinvasion der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas*. Abschlussbericht Oktober 2006, 110 S.

Williams SL & Grosholz ED (2008) The invasive species challenge in estuarine and coastal environments: marrying management and science. *Estuaries and Coasts*: J CERF 31: 3-20

Wittenberg R, Cock MJW (eds.) (2001) *Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices*. CAB International, Wallingford, Oxon, UK. pp xvii - 228

Wood R (1999) *Reef Evolution*. Oxford University Press: 412 S.

Internetquellen

Biosecurity Council (2003) *Biosecurity Strategy for New Zealand*.
MAF Biosecurity New Zealand (MAFBNZ)
<http://www.biosecurity.govt.nz> accessed 20/03/2009

Bundesamt für Naturschutz (BfN)
<http://www.bfn.de/> accessed 19/03/2009

Verzeichnis der in Deutschland vorkommenden Lebensraumtypen des europäischen Schutzgebietssystems NATURA 2000
[http://www.bfn.de/0316_typ_lebensraum.html/](http://www.bfn.de/0316_typ_lebensraum.html) accessed 19/03/2009

Convention on Biological Diversity (1992)
<http://www.cbd.int/> accessed 20/03/2009

Convention on Biological Diversity (2009) Voluntary report on implementation of the Programme of work on marine and coastal biological diversity – Germany
<http://www.cbd.int/doc/world/de/de-nr-vmc-en.pdf> accessed 22/03/2009

CRIMP Center for Research on Invasive Marine Pests (1994)
<http://www.marine.csiro.au/crimp/> accessed 20/03/2009

GISP Global Invasive Species Progamme (2001)
<http://www.gisp.org/publications/policy/biodiversity.asp> accessed 20/03/2009

Interpretation Manual of EU Habitats (2007)
http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf accessed 19/03/2009

Oregon Aquatic Nuisance Species Management Plan (2001)
http://www.clr.pdx.edu/docs/OR_ANS_Plan.pdf accessed 02/03/2009

Bestimmungsliteratur

BÖGGEMANN M (1997): Polychaeten aus der Deutschen Bucht. Courier Forschungsinstitut Senckenberg 202: 315 S.

BRINKHURST RO (1982): British and other Marine and Estuarine Oligochaetes. Synopses of the British Fauna No. 21. Cambridge University Press

CHAMBERS S & GARWOOD PR (1992): Family Nereidae. Polychaetes from Scottish Waters. Part 3. National Museum of Scotland

GIBSON R (1982): British Nemerteans. Synopses of the British Fauna No. 24. Cambridge Press

GRAHAM A (1988): Molluscs: Prosobranchs and Pyramidellid Gastropods. Synopses of the British Fauna No. 2. EJ Brill / Dr.W Backhuys

HARTMANN-SCHRÖDER G (1996): Polychaeta. Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise 58.Teil. 2. Auflage. Gustav Fischer Verlag

HAYWARD PJ & RYLAND JS (1990): The marine fauna of the British Isles and North- West Europe: Vol. 1 + 2, Oxford Clarendon Press

INGLE RW (1996): Shallow-water Crabs. Synopses of the British Fauna No. 25. Field Studies Council

KOßMAGK-STEPHAN K-J (1985): Systematik, Faunistik und Lebenszyklus mariner Oligochaeten der Nord- und Ostseeküste. Dissertation Universität Göttingen

LILL K (1990): Muscheln und Schnecken der südlichen Nordsee. Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens 43 (2)

LINCOLN RJ (1979): British marine Amphipoda: Gammaridea. British Museum (Natural History)

MANUEL RL (1988): British Anthozoa. Synopses of the British Fauna No. 18. /Dr.W Backhuys

THOMPSON TE (1988): Molluscs: Benthic Opisthobranchs. Synopses of the British Fauna No. 8. The Bath Press.

TEBBLE N & CHAMBERS S (1982): Family Polynoidae. Polychaetes from Scottish Waters. Part 1. Royal Scottish Museum Studies

ZIEGELMEIER E (1957): Die Muscheln (Bivalvia) der deutschen Meeresgebiete. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 6

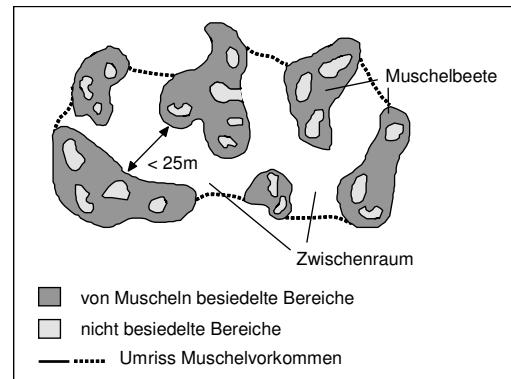
ZIEGELMEIER E (1966): Die Schnecken (Gastropoda, Prosobranchia) der deutschen Meeresgebiete und brackigen Küstengewässer. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 13: 1-61

12 Glossar

#	Individuenzahl/Anzahl
.../m ²	Werte beziehen sich auf die Gesamtfläche eines Untersuchungsstandortes und schließen Zwischenräume mit ein
.../m ² besiedelter Bereich	Werte beziehen sich nur auf die von epibenthischen Muscheln besiedelten Bereiche eines Untersuchungsstandortes
100 Punkte-Methode	100 zufällig ausgewählte Probenpunkte dienen der Bestimmung von Abundanz und Schalenlänge sowie Biomasse des gesamten Untersuchungsstandortes; sog. Nullproben (Zwischenräume) sind in der Datenerfassung enthalten, wodurch die Ermittlung einer Bedeckung entfällt (siehe Kapitel 4.1 Methoden der Geländeerhebung)
20 Punkte-Methode	20 zufällig ausgewählte Probenpunkte dienen der Bestimmung von Abundanz und Schalenlänge sowie Biomasse des gesamten Untersuchungsstandortes; sog. Nullproben (Zwischenräume) sind in der Datenerfassung enthalten, wodurch die Ermittlung einer Bedeckung entfällt (siehe Kapitel 4.1 Methoden der Geländeerhebung)
603/10	Kennziffer: Ziffer 1 bezieht sich auf das Untersuchungsjahr (6 = 2006), Ziffer 2 und 3 beziehen sich auf den Untersuchungsstandort (03), die beiden letzten Ziffern beziehen sich auf den Monat der Geländeerhebung (Oktober)
Abundanz	Individuenzahl (#)
Austernriff	<i>Crassostrea</i> -Riffe sind skeletale Biostrome des Inter- bis flachen Subtidals. Das Riffgerüst wird von miteinander zementierten Schalen der Pazifischen Auster aufgebaut. Im zentralen Riffbereich mit hohen Individuendichten haben die Schalen eine längliche Wuchsform und sind vertikal orientiert. Die Basis der <i>Crassostrea</i> -Riffe weiß häufig einen Sockel auf, der von Miesmuschel- und/oder Schillbänken gebildet wird. Die interne Sedimentmatrix ist siltig-tonig bis bioklastisch. Gegenüber der umgebenden Sedimentoberfläche zeichnet sich das Riff durch ein erhöhtes und unregelmäßiges Relief aus. Die laterale Ausdehnung beträgt zwischen 10 ² und 10 ³ Meter. Skeletale Biostrome sind als Primärstruktur fossil erhaltungsfähig. Die Gesamtfläche eines Austernvorkommens wird im Nds. Wattenmeer durch die gleichen Strukturelemente charakterisiert, welche auch Miesmuschelbänke beschreiben (siehe Abbildung 12.1)
Bedeckung	prozentualer Anteil der besiedelten Bereiche (siehe Abb. 12.1) an der Gesamtfläche eines Untersuchungsstandortes (Michaelis et al. 1995)

Besatz	Anteil der unbesiedelten Bereiche innerhalb von Muschelbeeten (siehe Abb. 12.1)
Besiedelter Bereich	zusammenhängende Muschelschicht (siehe Abb. 12.1), die von Muscheln gebildet wird, welche auf oder oberhalb des Wattbodens siedeln
	(<i>NLPV Nds. Wattenmeer</i> : der besiedelte Bereich ergibt sich aus der um den Besatz reduzierten Bedeckung; mit zunehmender Ausbreitung der Auster verdichten sich die Beete/Riffe, so dass der Besatz gegen 100% geht und damit besiedelte Bereiche mit Bedeckung gleichgesetzt werden kann)
Biomasse	durch Lebewesen aufgebaute organische Substanz; hier: auch für Lebendnassgewicht verwendet, obwohl die Schalenklappen von Muscheln definitionsgemäß anorganisch sind
Biozönose	Lebensgemeinschaft
Benthos/benthisch	Benthós [griech.] Tiefe; i.e.S. Meeresboden
Epi-	epi [griech.] auf, über
Eulitoral	litus [lat.] Ufer, Küste; küstennaher Meeresboden zwischen Hoch- und Niedrigwasserlinie (Gezeitenzone), welcher bei Niedrigwasser trocken fällt
FIS	Forschungsinstitut Senckenberg (Südstrand 40, 26382 Wilhelmshaven)
KG	Kochgewicht des Muschelfleisches
Lebendnassgewicht	Biomassegröße, die dem Frischgewicht einer lebenden Muschel entspricht und sich auf das Gewicht beider Schalenklappen incl. Muschelfleisch und Wasser der Mantelhöhle bezieht
LNG	Lebendnassgewicht
Makro-	mit dem bloßen Auge zu erkennen (ab 0.5 mm)
Miesmuschelbank	von Miesmuscheln dominierte benthische Gemeinschaft; die Fläche einer reifen Miesmuschelbank gliedert sich definitionsgemäß in Beete (Bedeckung), die von nicht besiedelten Bereichen (Besatz) durchzogen sind, und muschelfreie Zwischenräume (LINKE 1954); die Gesamtfläche einer Miesmuschelbank ergibt sich aus der äußeren Grenze des Komplexes der Muschelbeete gegen die nicht von Muscheln besiedelte Umgebung (Umriss); innerhalb der Gesamtfläche einer Miesmuschelbank darf ein jeweiliger Zwischenraum 25 m nicht überschreiten (siehe Abbildung 12.1); eine Miesmuschelbank ist fossil nicht erhaltbar

Abb. 12.1:
Strukturelemente eines Muschelvorkommens (verändert nach Herlyn et al. 1999, Millat & Herlyn 1999)



Nds.	Niedersachsen
NLPV Nds. Wattenmeer	Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer (Virchowstr. 1, 26382 Wilhelmshaven)
Prädator	Räuber
Probenpunkt (PP)	Lagepunkt eines Untersuchungsstandortes, welcher der Entnahme einer Probe dient und deren geographische Koordinaten bekannt sind
Relief	oberflächliche Strukturveränderung der eigentlich flachen Wattböden, die sich durch eine epibenthische Muschelauflage ergeben und meist zu Erhöhungen des Wattbodens führen
Riffbasis	nicht sichtbarer Bereich eines Austernriffes unterhalb der Sedimentoberfläche; das miteinander zementierte Aufwachsen mehrerer Generationen und deren Ausscheidungsprodukte führt zur fortlaufenden Akkumulation von Feinmaterial und Schill; das Schalenmaterial toter Individuen bildet, verdeckt im angereicherten Sediment, die Riffbasis
SG	Schalengewicht (beide Schalenklappen)
SH	Schleswig-Holstein
SL	Schalenlänge (maximale Ausdehnung anterior/posterior)
Stiefel-Methode	die abgeschrittene Strecke muss keiner Geraden entsprechen; zur Ermittlung der Bedeckung zählt was der Stiefel trifft; Bestimmung der Bedeckung ohne Besatz; 12 Probenpunkte in besiedelten Bereichen dienen der Bestimmung von Abundanz und Schalenlänge sowie Biomasse (siehe Kapitel 4.1 Methoden der Geländeerhebung)
Sublitoral	litus [lat.] Ufer, Küste; küstennaher Meeresboden unterhalb der Niedrigwasserlinie, welcher permanent mit Wasser bedeckt ist

Taxon/Taxa	Zusammenschluss von Individuen zu einer Systemeinheit, z.B. Art, Familie
Transektverfahren mit Schritt-Methode	der Transekt erstreckt sich als gerade Linie über die gesamte Standortausdehnung; zur Ermittlung der Bedeckung wird der Transekt abgeschritten, wobei die Fläche zwischen den Schritten der Aufnahme dient; der Besatz wird innerhalb besiedelter Bereiche ermittelt; 12 Probenpunkte in besiedelten Bereichen des Transektes dienen der Bestimmung von Abundanz und Schalenlänge sowie Biomasse
Untersuchungsstandort	zusammenhängendes, eulitorales epibenthisches Muschelvorkommen (ehemals Miesmuschelbank, heute zumeist Austernriff)
Unbesiedelter Bereich	epibenthisch muschelfreie Zwischenräume innerhalb der Gesamtfläche eines Muschelvorkommens (Miesmuschelbank/Austernriff)
Zwischenraum	oberflächlich muschelfreie Bereiche, die zwischen den besiedelten Bereichen eines Untersuchungsstandortes (Miesmuschelbank/Austernriff) liegen