



for a living planet

Die Einwanderung der Pazifischen Auster in das Niedersächsische Wattenmeer

*Bedrohung der natürlichen Lebensgemeinschaften durch
die Spätfolgen ihrer Aquakulturhaltung*



Herausgeber: WWF Deutschland, Frankfurt am Main
Stand: Dezember 2005, 1. Auflage, 100 Exemplare
Autoren: Dr. Achim Wehrmann und Andreas Schmidt
Redaktion: Beatrice Claus, WWF Fachbereich Meere & Küsten, Bremen
Produktion: Beatrice Claus, WWF Fachbereich Meere & Küsten, Bremen
Layout und Satz: Astrid Ernst, WWF Fachbereich Meere & Küsten, Bremen
Druck: Meiners Druck OHG, Bremen

Gedruckt auf 100% Recycling-Papier

© 2005 WWF Deutschland, Frankfurt am Main
Nachdruck, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des Herausgebers



**Mit freundlicher
Unterstützung des**

**Senators für Bau,
Umwelt und
Verkehr der Freien
Hansestadt Bremen**

Inhalt

Zusammenfassung	4
1. Einleitung	5
2. Zeitliche Entwicklung	6
2.1 Situation der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer	6
3. Übersicht der Muschelbänke im Niedersächsischen Wattenmeer	8
4. Bestandserfassung im Niedersächsischen Wattenmeer.....	9
4.1 Methodik	9
5. Ergebnisse der Muschelbänke Nr. 1 bis 15	10
6. Gefährdungspotenzial und ökologische Auswirkungen der Bioinvasion für die eulitoralen Muschelbänke	13
6.1 Raumkonkurrenz	13
6.2 Nahrungskonkurrenz	16
6.3 Prädation	17
6.4 Temperatur und Salinität	17
6.5 Reproduktion (Kollektorversuche)	18
7. Zusammenfassung der Ergebnisse und Interpretation	20
7.1 Umweltbedingungen	20
7.2 Bestandsentwicklung der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer	21
7.3 Ausbreitung der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer	23
8. Statusvergleich der Situation im Niedersächsischen und Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer	24
9. Beobachtete Massensterben von <i>C. gigas</i> im Wattenmeer	25
10. Literaturverzeichnis	26

Zusammenfassung

Von der Bioinvasion der Pazifischen Auster (*Crassostrea gigas*) sind seit 2004 alle Wattgebiete des Niedersächsischen (aber auch des Hamburgischen und Schleswig-Holsteinischen) Wattenmeeres betroffen.

Die ersten Funde der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer wurden 1998 von WEHRMANN et al. (2000) beschrieben. Seitdem ist eine kontinuierliche Zunahme des Bestandes der Pazifischen Auster zu verzeichnen. Bis 2002 gab es nur vereinzelt Pazifische Austern im Niedersächsischen Wattenmeer.

Im westlichen Teil des Niedersächsischen Wattenmeeres (Borkum/Juist) gab es 2004 schon größere Austerpopulationen, die aus mehreren Jahrgängen bestanden. Der Vergleich der Abundanzen (Häufigkeiten) aller untersuchten Muschelbänke zeigte im Jahr 2003 eine Abnahme der Abundanzen von West nach Ost. Diese Abnahme bestätigte die von WEHRMANN et al. (2000) aufgestellte Hypothese, dass die Pazifische Auster von Westen kommend in das Niedersächsische Wattenmeer eingewandert ist. Der Ursprung der Bioinvasion liegt somit wahrscheinlich in der Oosterschelde (Niederlande), wo 1964 die Pazifische Auster zu Zuchtzwecken in Aquakulturen eingeführt wurde.

Hingegen liegt für die Bioinvasion im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer der Ursprung in der auf Sylt befindlichen Austernzucht. Von dort breitete sich *C. gigas* langsam in südliche wie auch nördliche Richtung aus. Die Entwicklung im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer verlief jedoch insgesamt langsamer.

Die ersten Hinweise hinsichtlich des Einflusses, den die Pazifische Auster auf das Ökosystem Wattenmeer hat, ergeben sich aus der Tatsache, dass ein dichtes Vorkommen und schnelles Wachstum der Pazifischen Auster zu einer räumlichen Konkurrenz mit der Miesmuschel führen kann. Dies wurde auf einzelnen, aber nicht allen Muschelbänken beobachtet. Was die Nahrungskonkurrenz betrifft, so zeigte die Miesmuschel in Laborversuchen (bei gleicher Biomasse) eine höhere Filtrierleistung als die Pazifische Auster. Allerdings ist hierbei zu berücksichtigen, dass die Pazifische Auster eine wesentlich höhere Wachstumsrate aufweist und eine entsprechend höhere Biomasse erreicht. Bezogen auf die Filtrierleistung der einzelnen Populationen dürfte das vermutlich zu einer Umkehrung der Ergeb-

nisse führen. Einen Hinweis über die Physiologie der Verwertung, also dem effektiven Energiegewinn aus der aufgenommenen Nahrung, geben diese Ergebnisse allerdings nicht.

Die Untersuchungen zu potenziellen Fressfeinden der Pazifischen Auster ergaben, dass solche bis jetzt im Wattenmeer noch nicht vorhanden sind. Weiterhin liegen aus dem Untersuchungsgebiet bislang keine Hinweise auf ein massenhaftes Absterben oder eine Reduzierung des Bestandes durch Parasitenbefall oder Krankheiten vor. Die ersten Untersuchungen, ob die Pazifische Auster von Vögeln als Nahrung genutzt wird, ergaben, dass die Flächen mit hoher Austerndichte von den Vögeln gemieden werden. Dies bedeutet, dass diese Flächen, die vor der Bioinvasion der Pazifischen Auster den Vögeln zur Nahrungssuche dienten, nun nicht mehr zur Verfügung stehen. Andererseits sind auf diesen Flächen die Begleitorganismen, einschließlich der jungen Miesmuscheln, vor dem Fraßdruck durch Vögel geschützt.

Durch die für die Pazifische Auster, anders als ursprünglich angenommen, guten Umweltbedingungen, die es der Auster ermöglichen im Wattenmeer erfolgreich zu reproduzieren und stabile „Wild“-Populationen aufzubauen, ist der Endzustand der Bioinvasion noch nicht abzuschätzen. Der Prozess an sich ist jedoch wahrscheinlich irreversibel. Eine Bestandsregulierung (z.B. durch Abfischen) ist bereits im derzeitigen Stadium aufgrund der Populationsgröße auszuschließen. Durch die bevorzugte Besiedlung der eigenen Art wird es immer mehr zur Bildung von riffartigen Strukturen im Wattenmeer kommen, die im Gegensatz zu Miesmuschelbänken auch nach deren Niedergang (aus welchen Gründen auch immer) als dauerhafte Biokonstruktionen im Watt erhalten bleiben und somit ein neues Habitat für eine derzeit noch unbekannte Organismengemeinschaft bilden. Dies wird somit auch eine Veränderung der Biodiversität zur Folge haben. Die Bewertung einer solchen Biodiversitätsänderung ist kritisch, da es nach dem derzeitigen Kenntnisstand zwar vermutlich zu einer Erhöhung der Biodiversität an sich kommen wird, diese dann aber nicht mehr der ursprünglichen entspricht. Unbekannt ist, inwieweit Krankheiten oder Parasitenbefall (vgl. die erwähnten Massensterben) noch zu einer Umkehr der Ereignisse führen könnten.

Die Dynamik und Intensität der Bioinvasion der Pazifischen Auster entlang der niedersächsischen Wattenmeerküste ist in höchstem Maße überraschend und war in dieser Form nicht zu erwarten. Hieraus ergibt sich zwangsläufig ein dringender Klärungsbedarf, insbesondere was das zukünftige Handling von derartigen Ereignissen auf den unterschiedlichsten Ebenen (Fischerei, Schifffahrt, Küstenschutz, Nationalpark, Ökologie, ...) betrifft. Dies alles zeigt die Notwendigkeit sich mit der Problematik der Bioinvasion (im Speziellen wie im Allgemeinen) auch weiterhin intensiv auseinanderzusetzen, in der Zukunft vor allem auch vorbeugend, d.h. verhindernd. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die Einführung und ökonomische Nutzung ökosystemfremder Arten in Aquakulturen zu unkalkulierbaren und irreversiblen Risiken für die heimischen Lebensgemeinschaft des Wattenmeeres führen können.

1. Einleitung

In den zurückliegenden Jahren wurden zunächst vereinzelt, später jedoch häufiger Funde der Pazifischen Austern (*Crassostrea gigas*) im Niedersächsischen Wattenmeer registriert (WEHRMANN 1999, WEHRMANN et al. 2000). Im Gegensatz zu anderen, in das großräumig geschützte Wattenmeer eingeschleppten Arten, besetzt die Pazifische Auster hier keine freie Nische, sondern siedelt bevorzugt auf eulitoralischen Miesmuschelbänken: Dort stehen sie in direkter Raum- und Nahrungskonkurrenz zu den Miesmuscheln und stellen somit ein erhöhtes Gefährdungspotenzial für den Bestand der heimischen Miesmuschelbänke dar. Mittlerweile ist im gesamten Wattenmeer das Stadium der Einzelfunde überschritten. Im westlichen Niedersächsischen Wattenmeer, aber auch im Westfriesischen Wattenmeer sowie in Teilen des Nordfriesischen Wattenmeeres sind die Besiedlungsdichten bereits so hoch, dass man dort von wildlebenden Populationen sprechen muss. Daher ist nach derzeitigem Kenntnisstand von einer dauerhaften Etablierung der Pazifischen Auster auf den Muschelbänken im gesamten Wattenmeer auszugehen. Der Platz der vor fast 100 Jahren durch Überfischung ausgerotteten heimischen Europäischen Austern (*Ostrea edulis*) wird von dieser Art nicht eingenommen, da diese Austernbänke ausschließlich im flachen Sublitoral, meist seeseitig der Barriereinseln, auftraten.

Die Bioinvasion der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer und ihr Gefährdungspotenzial insbesondere für die Miesmuschelbänke des Eulitorals wird seit den Erstfunden 1998 vom Forschungsinstitut Senckenberg beobachtet und seit 2002 begleitend untersucht. Die Pazifische Auster (*Crassostrea gigas* Thunberg 1793) ist ursprünglich in japanischen Gewässern beheimatet. Sie gelangte über Aquakulturen in das Wattenmeer. Die Untersuchungen sollen den Bioinvasionsprozess der Pazifischen Auster in ihrem Anfangsstadium sowie die ökologischen Auswirkungen dieser fremden Art auf die Miesmuschelbänke klären. Miesmuschelbänke sind nach der europäischen FFH-Richtlinie schützenswerte und seltene Hartsubstrate, deren weitere Existenz möglicherweise durch die Austern gefährdet ist. Deshalb wird u.a. auch die Bestandsentwicklung und Populationsdynamik sowie die Larvenausbreitung und Ansiedlung dieser fremden Art erfasst.

2. Zeitliche Entwicklung

2.1 Situation der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer

Nach der Überfischung der heimischen Europäischen Auster *Ostrea edulis* vor über 100 Jahren (REISE 1980; REISE et al. 1989) gab es mehrere Versuche, verschiedene Austernarten der Gattung *Crassostrea* in der Nordsee anzusiedeln (WEHRMANN et al. 2000). 1964 wurde *C. gigas* „erfolgreich“ in der Oosterschelde eingeführt. Entgegen früheren Behauptungen, dass eine unkontrollierte wilde Ausbreitung dieser fremden Art auf Grund der niedrigen Wassertemperaturen der Nordsee nicht möglich sei, kam es dort bereits in den 1970er Jahren zu zahlreichen Larvenfällen aus denen Wild-Populationen hervorgingen, die sich selbst erhielten (DRINKWAARD 1999). Auch im Niedersächsischen Wattenmeer gab es seit den 1970er Jahren mehrere, allerdings erfolglose Versuche *C. gigas* für die Nutzung in Aquakultur einzuführen (NEUDECKER 1985; WEHRMANN et al. 2000). Brutfälle oder freilebende Individuen wurden hier noch nicht beobachtet.

In den Niederlanden breitete sich die Pazifische Auster nachfolgend entlang der Küste in Richtung Nordwesten aus und erreichte ca. 1980 das Wattenmeer bei Texel (DRINKWAARD 1999). Im Sylter Wattenmeer wurden seit Anfang der 1990er Jahre erste freilebende Pazifische Austern, deren Herkunft auf eine 1986 eingerichtete Sylter Austernkultur zurückzuführen ist, auf Miesmuschelbänken gefunden (REISE 1998). Die Wild-Populationen überstanden sogar strenge Winter und haben sich inzwischen mit einer Populationsstärke von über 60 Millionen Individuen im Sylter Wattenmeer etabliert (DIEDERICH 2005).

In den Rückseitenwatten der Ostfriesischen Inseln wurden erste lebende Pazifische Austern 1998 auf einer Miesmuschelbank gefunden (WEHRMANN 1999; WEHRMANN et al. 2000). Die Fundorte liegen weit entfernt von den nächsten Kulturflächen in den Südniederlanden und im Sylter Wattenmeer. Dies deutet

darauf hin, dass die Wildbestände entlang der Wattenmeerküste seit einigen Jahren ausreichend Larven produzieren, die mittlerweile zu Ansiedlungen im gesamten Wattenmeer führen. Als Ansiedlungsorte dienen vor allem Miesmuschelbänke im unteren Eulitoral (REISE 1998; WEHRMANN et al. 2000). Pazifische Austern werden aber auch auf künstlichen Hartsubstraten, wie Hafenbecken (z.B. im Eemshaven) und Molen gefunden (DRINKWAARD 1999; TYDEMANN 1999; TYDEMANN et al. 2002; WEHRMANN et al. 2000) und erreichen dort hohe Individuendichten (> 100 Ind. m^{-2} , TYDEMANN et al. 2002). Mittlerweile liegen Funde von *C. gigas* aus dem gesamten Niedersächsischen Wattenmeer vor, wobei die Zahl der Meldungen von Austernfunden aus dem westlichen Bereich des Niedersächsischen Wattenmeeres höher ist und auch zeitlich früher erfolgten. Während andere, in das Wattenmeer eingeschleppte Arten wie die Sandklaffmuschel *Mya arenaria* (STRASSER 1999) oder die Schwertmuschel *Ensis americanus* (ARMONIES & REISE 1999) freie Nischen im Wattenmeer besetzten und - soweit bekannt - zu keinem Konkurrenzausschluss heimischer Arten führten (REISE et al. 1999), können negative Folgen der Bioinvasion von *C. gigas* auf das Ökosystem Wattenmeer und den Bestand der Miesmuschelbänke nicht ausgeschlossen werden. Die Pazifische Auster siedelt fast ausschließlich auf Miesmuschelbänken im unteren Eulitoral und wird nur sehr selten im Sublitoral angefunden (DIEDERICH 2000, 2005). Eine Bestandszunahme dieser nicht-heimischen Austernart könnte zu einem Rückgang der eulitoralischen Miesmuschelbänke führen. Die ökologischen Funktionen (Filtrationsleistungen, Beute für Räuber) sind mit der Miesmuschel nicht vergleichbar und werden zu Veränderungen in der Ökologie des Wattenmeeres führen.



Abb. 1: Dichte Bestände der Pazifischen Auster auf einer eulitoralren Muschelbank südlich Juist © A. Wehrmann & A. Schmidt



Abb. 2: Eulitorale Miesmuschelbank südlich Juist in ihrer bisherigen Ausprägung ohne Besiedlung durch die Pazifische Auster (*Crassostrea gigas*) © A. Wehrmann & A. Schmidt

3. Übersicht der Muschelbänke im Niedersächsischen Wattenmeer

Die nachfolgende Karte zeigt die Lage und Bezeichnung der seit 2003 regelmäßig erfassten Untersuchungsstandorte (Miesmuschelbänke). Der überwiegende Anteil der ausgewählten Muschelbänke wird auch im Rahmen des Miesmuschelmanagements durch die niedersächsische Nationalparkverwaltung untersucht (Dr. G. MILLAT), was einen direkten Datenaustausch ermöglicht, auch im Hinblick auf den Vergleich der untersuchten Austernpopulation mit den Miesmuschelpopulationen. Für die Gesamtstudie wurden 15 Muschelbänke herangezogen (Abb. 3), die alle im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer liegen.

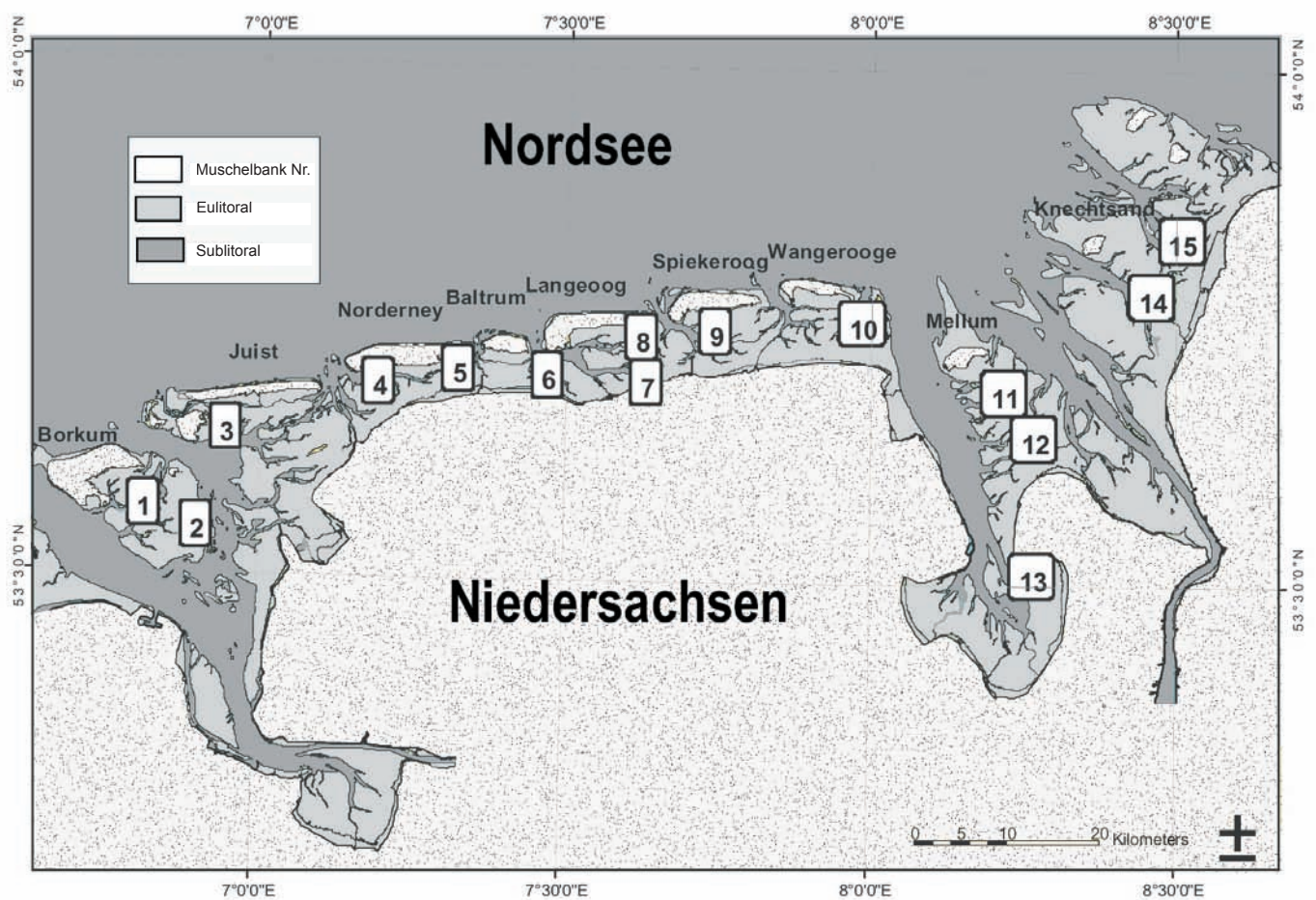


Abb. 3: Lage und Bezeichnung der Untersuchungsstandorte im Niedersächsischen Wattenmeer © A. Wehrmann & A. Schmidt

4. Bestandserfassung im Niedersächsischen Wattenmeer

4.1 Methodik

Für die Untersuchungen der Bestandsentwicklung wurde bei allen ausgewählten Muschelbänken der Umriss und die Fläche der jeweiligen Muschelbank bestimmt, um eine anschließende Auswertung mittels Geographischer Informationssysteme (GIS) zu gewährleisten (Abb. 4). Auf jeder Muschelbank-Fläche wurde mit Hilfe von Zufallsstatistik 100 Probenpunkte bestimmt. Die Probenpunkte werden in Zeitreihen untersucht. Für diesen Statusreport wird der Bestand aus 2004 dargestellt sowie die relative Veränderung gegenüber dem Vorjahr (2003).

Auf den einzelnen Probenpunkten wurde der Bestand pro 1 Quadratmeter (Abb. 5) erfasst. An Standorten mit

großen Abundanzen musste aus Gründen der Durchführbarkeit die Probenfläche auf $\frac{1}{2}$ bzw. $\frac{1}{4}$ Quadratmeter reduziert werden. Zur Vergleichbarkeit der Daten wurden alle Werte auf 1 Quadratmeter umgerechnet.

Auf jedem Quadratmeter wurde

- 1.) die Bedeckung mit lebenden Miesmuscheln (*M. edulis*) in 5%-Schritten geschätzt (alles unter 5% wurde als 1% Prozent definiert; Flächen ohne Hartsubstrat als 0%) und
- 2.) die Anzahl von Pazifischen Austern (*C. gigas*) bestimmt (Zählung der lebenden und toten Individuen).

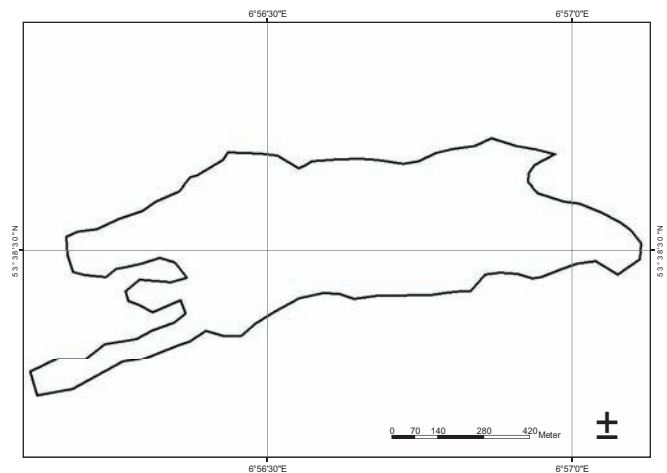


Abb. 4: Struktur und räumliche Ausdehnung der Muschelbank Nr. 3 © A. Wehrmann & A. Schmidt

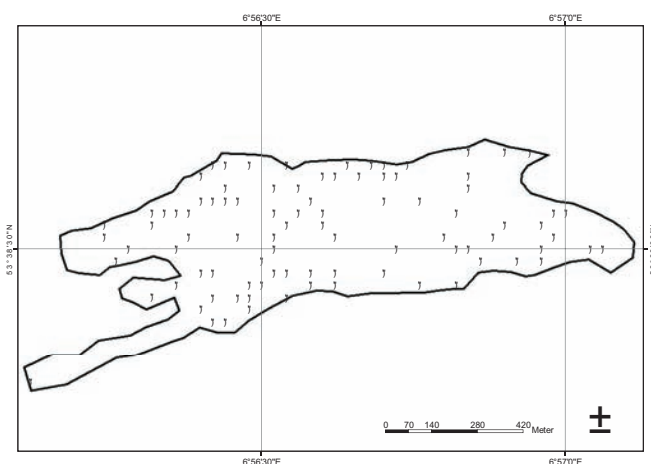


Abb. 5: Ausdehnung der Muschelbank Nr. 3 mit den Positionen der zufällig ermittelten Probenpunkte. Zählquadrat mit 1x1 m Kantenlänge auf einem Probenpunkt © A. Wehrmann & A. Schmidt

5. Ergebnisse der Muschelbänke Nr. 1 bis 15

Muschelbank Nr. 1

Lage: südöstlich der Insel Borkum
(Mittlere Position: 6,8120911° E, 53,5662368° N).

Tabelle 1: Daten 2004 (Gesamtzahl Austern und mittlere Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln) und Abweichung zu 2003

Mittl. Abundanz (Austern pro m ²)	Max. Abundanz (Austern pro m ²)	Anzahl der Austern berechnet für die Fläche der Muschelbank	Mittl. Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln (%)
145,92 ± 15,42	576	33.320.184 (+234%)	12,79 (-44%)

Muschelbank Nr. 2

Lage: südöstlich der Insel Borkum
(Mittlere Position: 6,8995021° E, 53,5471936° N).

Tabelle 2: Daten 2004 (Gesamtzahl Austern und mittlere Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln) und Abweichung zu 2003

Mittl. Abundanz (Austern pro m ²)	Max. Abundanz (Austern pro m ²)	Anzahl der Austern berechnet für die Fläche der Muschelbank	Mittl. Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln (%)
59,36 ± 12,64	688	1.856.669 (+407%)	7,17 (-53%)

Muschelbank Nr. 3

Lage: südlich der Insel Juist
(Mittlere Position: 6,9427075° E, 53,6415161° N).

Tabelle 3: Daten 2004 (Gesamtzahl Austern und mittlere Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln) und Abweichung zu 2003

Mittl. Abundanz (Austern pro m ²)	Max. Abundanz (Austern pro m ²)	Anzahl der Austern berechnet für die Fläche der Muschelbank	Mittl. Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln (%)
75,83 ± 9,48	484	28.124.601 (+439%)	13,91 (-65%)

Muschelbank Nr. 4

Lage: südlich der Insel Norderney
(Mittlere Position: 7,1933831° E, 53,6896825° N).

Tabelle 4: Daten 2004 (Gesamtzahl Austern und mittlere Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln) und Abweichung zu 2003

Mittl. Abundanz (Austern pro m ²)	Max. Abundanz (Austern pro m ²)	Anzahl der Austern berechnet für die Fläche der Muschelbank	Mittl. Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln (%)
0,92 ± 0,31	22	70.566 (+119%)	1,07 (-69%)

Muschelbank Nr. 5

Lage: südlich des östlichen Teils der Insel Norderney
(Mittlere Position: 7,323163° E, 53,7043976° N).

Tabelle 5: Daten 2004 (Gesamtzahl Austern und mittlere Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln) und Abweichung zu 2003

Mittl. Abundanz (Austern pro m ²)	Max. Abundanz (Austern pro m ²)	Anzahl der Austern berechnet für die Fläche der Muschelbank	Mittl. Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln (%)
4,82 ± 1,14	82	914.709 (+215%)	2,70 (-31%)

Muschelbank Nr. 6

Lage: südlich zwischen den Inseln Baltrum und Langeoog
(Mittlere Position: 7,4677705° E, 53,6989643° N).

Tabelle 6: Daten 2004 (Gesamtzahl Austern und mittlere Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln) und Abweichung zu 2003

Mittl. Abundanz (Austern pro m ²)	Max. Abundanz (Austern pro m ²)	Anzahl der Austern berechnet für die Fläche der Muschelbank	Mittl. Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln (%)
8,69 ± 1,15	47	963.910 (+669%)	4,44 (-61%)

Muschelbank Nr. 7

Lage: süd-östlicher der Insel Langeoog
(Mittlere Position: 7,6300870° E, 53,7114556° N).

Tabelle 7: Daten 2004 (Gesamtzahl Austern und mittlere Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln) und Abweichung zu 2003

Mittl. Abundanz (Austern pro m ²)	Max. Abundanz (Austern pro m ²)	Anzahl der Austern berechnet für die Fläche der Muschelbank	Mittl. Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln (%)
4,11 ± 0,95	71	1.172.981 (+152%)	2,33 (-82%)

Muschelbank Nr. 8

Lage: südlich des östlichen Teils der Insel Langeoog
(Mittlere Position: 7,6214158° E, 53,7374731° N).

Tabelle 8: Daten 2004 (Gesamtzahl Austern und mittlere Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln) und Abweichung zu 2003

Mittl. Abundanz (Austern pro m ²)	Max. Abundanz (Austern pro m ²)	Anzahl der Austern berechnet für die Fläche der Muschelbank	Mittl. Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln (%)
0,18 ± 0,06	4	87.929 (+800%)	1,88 (-62%)

Muschelbank Nr. 9

Lage: südlich der Insel Spiekeroog
(Mittlere Position: 7,7422717° E, 53,7449438° N).

Tabelle 9: Daten 2004 (Gesamtzahl Austern und mittlere Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln) und Abweichung zu 2003

Mittl. Abundanz (Austern pro m ²)	Max. Abundanz (Austern pro m ²)	Anzahl der Austern berechnet für die Fläche der Muschelbank	Mittl. Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln (%)
1,75 ± 0,44	20	502.016 (+1358%)	1,54 (-63%)

Muschelbank Nr. 10

Lage: westlich der Insel Minsener Oog
(Mittlere Position: 7,983503° E, 53,7536699° N).

Tabelle 10: Daten 2004 (Gesamtzahl Austern und mittlere Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln) und Abweichung zu 2003

Mittl. Abundanz (Austern pro m ²)	Max. Abundanz (Austern pro m ²)	Anzahl der Austern berechnet für die Fläche der Muschelbank	Mittl. Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln (%)
0,21 ± 0,05	3	14.223 (+91%)	0,54 (-91%)

Muschelbank Nr. 11

Lage: südlich der Insel Mellum
(Mittlere Position: 8,2180437° E, 53,6881634° N).

Tabelle 11: Daten 2004 (Gesamtzahl Austern und mittlere Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln) und Abweichung zu 2003

Mittl. Abundanz (Austern pro m ²)	Max. Abundanz (Austern pro m ²)	Anzahl der Austern berechnet für die Fläche der Muschelbank	Mittl. Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln (%)
0,53 ± 0,12	7	75.332 (+1225%)	3,32 (-74%)

Muschelbank Nr. 12

Lage: süd-östlicher der Insel Mellum
(Mittlere Position: 8,2664760° E, 53,6470116° N).

Tabelle 12: Daten 2004 (Gesamtzahl Austern und mittlere Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln) und Abweichung zu 2003

Mittl. Abundanz (Austern pro m ²)	Max. Abundanz (Austern pro m ²)	Anzahl der Austern berechnet für die Fläche der Muschelbank	Mittl. Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln (%)
6,85 ± 0,87	36	445.928 (+578%)	4,02 (-50%)

Muschelbank Nr. 13

Lage: im nord-östlichen Teil des Jadebusens
(Mittlere Position: 8,2663658° E, 53,5099184° N).

Tabelle 13: Daten 2004 (Gesamtzahl Austern und mittlere Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln) und Abweichung zu 2003

Mittl. Abundanz (Austern pro m ²)	Max. Abundanz (Austern pro m ²)	Anzahl der Austern berechnet für die Fläche der Muschelbank	Mittl. Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln (%)
0,03 ± 0,02	2	4.246 (keine Austern in 2003)	3,19 (-87%)

Muschelbank Nr. 14

Lage: südöstlich der Insel Knechtsand
(Mittlere Position: 8,458962° E, 53,7825857° N).

Tabelle 14: Daten 2004 (Gesamtzahl Austern und mittlere Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln) und Abweichung zu 2003

Mittl. Abundanz (Austern pro m ²)	Max. Abundanz (Austern pro m ²)	Anzahl der Austern berechnet für die Fläche der Muschelbank	Mittl. Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln (%)
0,69 ± 0,11	5	40.755 (+360%)	1,21 (-81%)

Muschelbank Nr. 15

Lage: östlich der Insel Knechtsand
(Mittlere Position: 8,5090330° E, 53,8375222° N).

Tabelle 15: Daten 2004 (Gesamtzahl Austern und mittlere Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln) und Abweichung zu 2003

Mittl. Abundanz (Austern pro m ²)	Max. Abundanz (Austern pro m ²)	Anzahl der Austern berechnet für die Fläche der Muschelbank	Mittl. Bedeckung der Muschelbank durch lebende Miesmuscheln (%)
1,51 ± 0,19	9	185.647 (+1410%)	0,68 (-51%)

6. Gefährdungspotenzial und ökologische Auswirkungen der Bioinvasion für die eulitoralen Muschelbänke

Aussagen zu Auswirkungen der Einwanderung der Pazifischen Auster auf das Ökosystem Wattenmeer und ihr Gefährdungspotenzial für die eulitoralen Muschelbänke können zum derzeitigen Zeitpunkt nur für die Teilaspekte Reproduktion, Wachstum, Raumkonkurrenz, Nahrungskonkurrenz und Prädation getroffen werden. Die Frage der Veränderung der Biodiversität wird derzeit untersucht. Ergebnisse hierzu liegen noch nicht vor.

6.1 Raumkonkurrenz

Untersuchungen zur Raumkonkurrenz zeigen, dass im Bereich der Muschelbeete (kleinere Einheit der Muschelbank) einiger Muschelbänke, auf denen die Pazifische Auster stark zugenommen hat, es zu einem stärkeren Rückgang der Miesmuschel (*Mytilus edulis*) kam (Beispiel siehe Abb. 6 a und b). Auf anderen Muschelbänken konnte dieser Effekt jedoch nicht beobachtet werden. Allerdings ist ein genereller Rückgang der Miesmuschel im Niedersächsischen Wattenmeer zu beobachten (siehe letzte Spalte Tab. 1-15). Es sei darauf hingewiesen, dass nach dem derzeitigen Kenntnisstand kein ursächlicher Zusammenhang der Bioinvasion mit dem Rückgang der Miesmuschelpopulation besteht: Die bestehenden Miesmuschelbänke entwickelten sich aus den starken Larvenfällen in Folge des Eiswinters

1995/96. In den darauffolgenden Jahren kam es zu keinen nennenswerten Nachbesiedlungen, so dass die heutigen Muschelbänke eine überalterte Populationsstruktur aufweisen, in der der überwiegende Teil der Individuen 8 bis 9 Jahre alt ist und somit die natürliche Altersgrenze erreicht hat. Sollte es in 2005 und 2006 keine Neubesiedlung mit Miesmuscheln geben, so ist in einigen Wattgebieten mit dem Zusammenbruch der Bestände zu rechnen. Dieser Prozess ist zunächst einmal unabhängig von der Bioinvasion. Die Unregelmäßigkeit in den Larvenfällen von Miesmuscheln ist bekannt, wenn auch die steuernden Faktoren dafür weitgehend unklar sind. Dies ist um so erstaunlicher, als dass Kollektorversuche in einem angewandten Fischereiprojekt des Forschungszentrum Terramare (Bearbeiter: Dr. U. WALTER) gezeigt haben, dass Larven von Miesmuscheln regelmäßig in der Wassersäule vorhanden sind und sich diese sehr wohl auf künstlichen Kollektorsubstraten niederlassen nicht aber auf den Wattflächen.

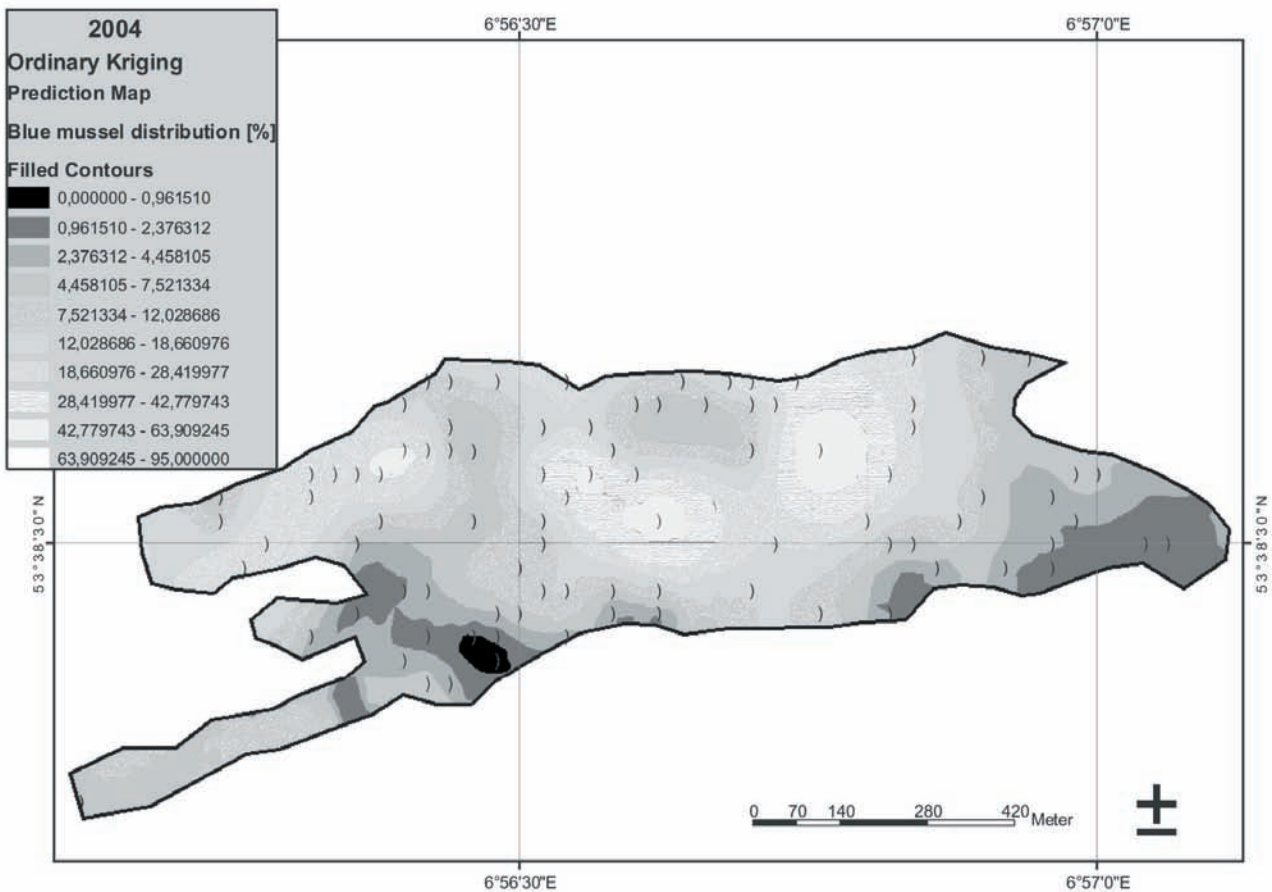
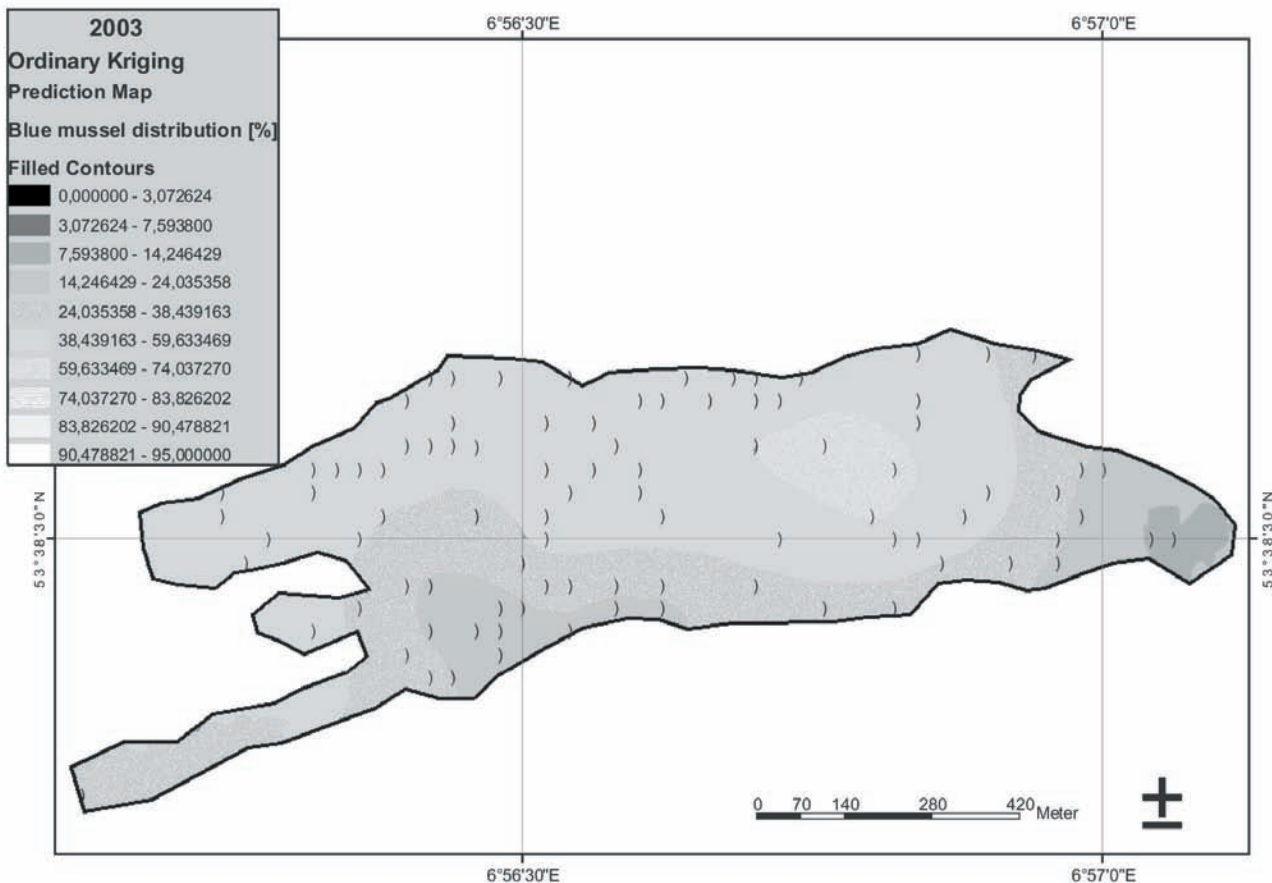


Abb. 6a: Verbreitung der Miesmuschel auf der Muschelbank Nr. 3 südlich von Juist in den Jahren 2003 (oben) und 2004 (unten). Helle Farben zeigen Bereiche mit niedrigen Abundanzen, dunkle Farben entsprechen hohen Abundanzen. © A. Wehrmann & A. Schmidt

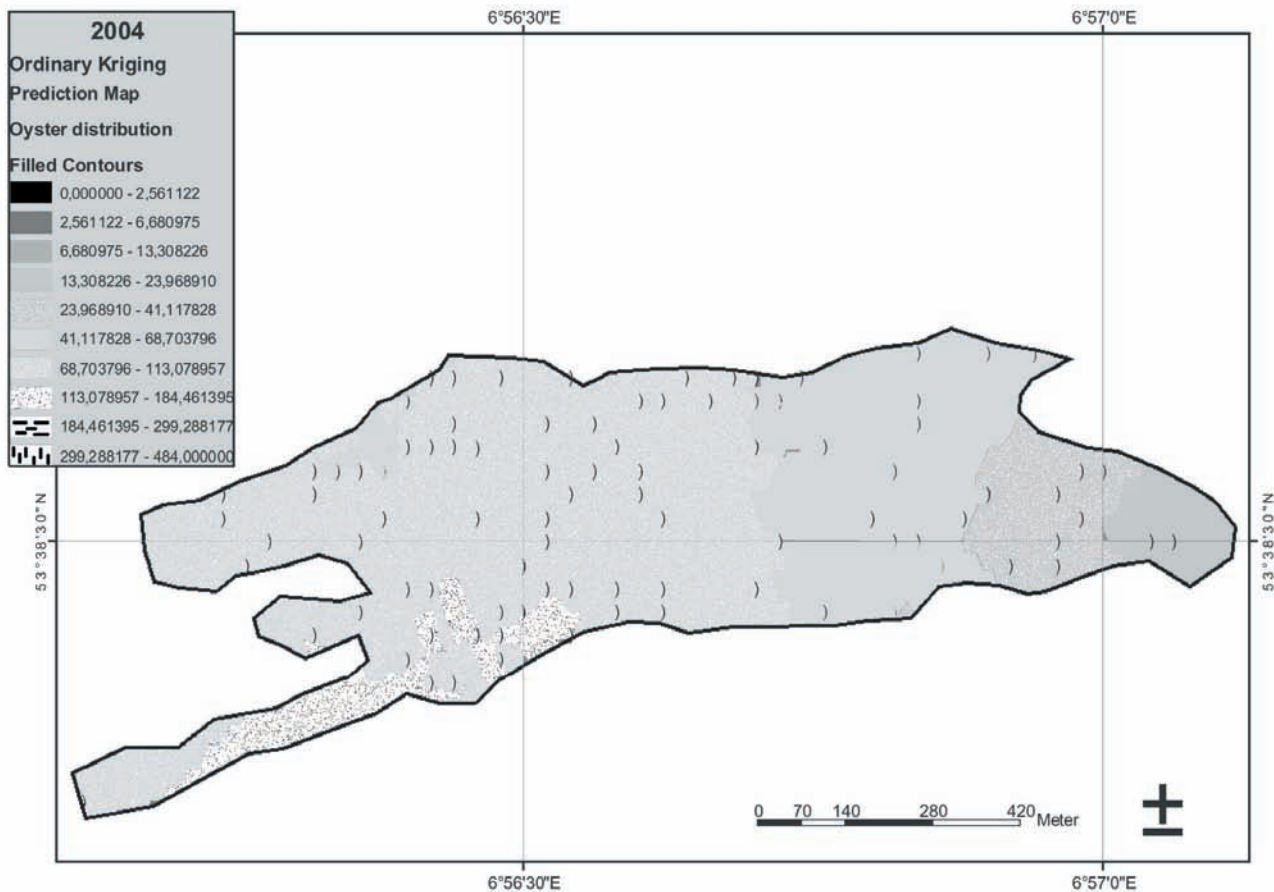
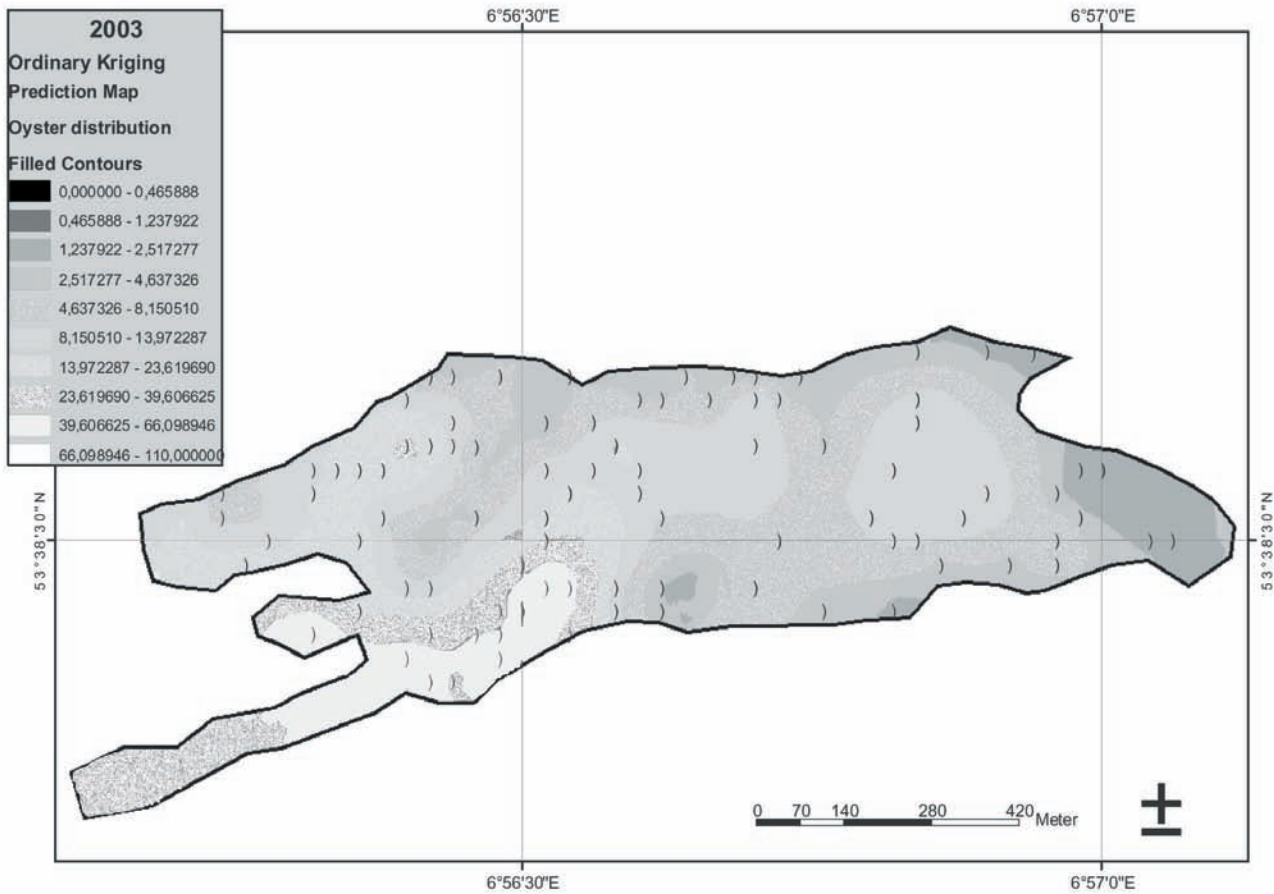


Abb. 6b: Verbreitung der Pazifischen Auster auf der Muschelbank Nr. 3 südlich von Juist in den Jahren 2003 (oben) und 2004 (unten). Helle Farben zeigen Bereiche mit niedrigen Abundanzen, dunkle Farben entsprechen hohen Abundanzen.

© A. Wehrmann & A. Schmidt

Inwieweit biochemische Reaktionen (z.B. durch Botenstoffe der Auster) für eine mögliche Nichtansiedlung verantwortlich sind, ist unklar und muss eher in Frage gestellt werden. Daten aus den Niederlanden zeigen das es im Westfriesischen Wattenmeer in 2001/2002 zu erfolgreichen Nachbesiedlungen durch Miesmuscheln (*M. edulis*) kam obwohl die dortigen Bänke bereits Austernpopulationen in hohen Abundanzen aufwiesen.

Für die Verbreitung der Pazifischen Auster spielt auch die Beschaffenheit des vorhandenen Hartsubstrates eine wichtige Rolle. Im Eulitoral des Niedersächsischen Wattenmeeres besteht das verfügbare Hartsubstrat vorwiegend aus Muschelschalen. Ansonsten stehen der Pazifischen Auster noch künstliche Hartsubstrate wie z.B. Hafenanlagen und andere Uferbebauungen zur Verfügung. Aus der Literatur sind folgende Anforderungen an für die Pazifische Auster brauchbares Hartsubstrat bekannt:

Die Pazifische Auster benötigt Austernschalen oder andere geeignete Substrate (CRIPS 1967) oder Substrate mit einer unregelmäßigen Oberfläche (GALTSOFF 1964). Sie bevorzugen Schalen der eigenen Art aufgrund von Lockstoffen (Pheromone) die von den Austernschalen abgegeben werden (ARAKAWA 1990).

Die zeitliche Entwicklung der Substratpräferenz zeigt, dass nicht die Miesmuschelbänke das eigentlichen Siedlungssubstrat darstellen, sondern das in die Struktur der Miesmuschelbank inkorporierte Schalenmaterial anderer Muscheln sowie von Seepocken. In 2003 siedelte die Pazifische Auster, für das gesamte Untersuchungsgebiet betrachtet, vorwiegend auf Herzmuschelschalen, Seepocken und Miesmuschelschalen (Reihenfolge entspricht quantitativer Wertigkeit). Es zeigt sich, dass die Herzmuschelschalen für die erste Besiedlung während der Bioinvasion der Pazifischen Auster am geeignetsten sind. Sie sind zum einen in starkem Maße in das Muschelgeflecht mit eingearbeitet und haben außerdem die Schalen mit der größten Oberflächenrauigkeit. In 2004 zeigte sich immer noch die Wichtigkeit der Herzmuschelschalen, Seepocken und Miesmuschelschalen für die Ansiedlung der Auster, es konnte aber zunehmend die Ansiedlung der Auster auf Schalenmaterial der eigenen Art festgestellt werden. Durch diese Strategie der Pazifischen Auster (Besiedlung artgleichen Schalenmaterials) wird der Aufbau einer stabilen Population gefördert und es kann in der Folge zur Ausbildung riffartiger Strukturen kommen, da die Auster sich mit einer Schale fest zementieren. Im Gegensatz zu den Miesmuschelbänken, deren

Struktur postmortal durch die Zersetzung der Byssusfäden zerfällt, stellen die durch die Auster aufgebauten Aggregate somit dauerstabile Habitate dar, die sich zu riffartigen Strukturen weiter entwickeln können. Auf den im Westen liegenden Muschelbänken wurden 2004 schon erste größere Austernklumpen (Aggregate) gefunden (Abb. 7).



Abb. 7: Klumpen aus aufeinander gewachsenen Pazifischen Austern
© A. Wehrmann & A. Schmidt

6.2 Nahrungskonkurrenz

Zur Bewertung der Nahrungskonkurrenz zwischen Miesmuschel und Auster wurden mit drei Größenklassen dieser Muschelarten statische Filtrationsexperimente durchgeführt. Die Versuche wurden parallel mit beiden Muschelarten durchgeführt. Der eigentliche Versuchsdurchlauf wurde durch die Zugabe einer gleichen Menge Algenlösung in jedes Versuchsgefäß gestartet. Über einen Zeitraum von 3 Stunden wurde alle 30 Minuten die Algensuspension in den Gefäßen beprobt und über photometrische Messungen die Abnahme der Zellzahl verfolgt. Diese Versuche wurden in zwei Ansätzen durchgeführt: sowohl mit der Mikroalge *Isochrysis* spp. als auch mit *Phaeodactylum tricornerutum*.

Die Filtrationsexperimente zeigen (Abb. 8), dass die Miesmuschel (bei gleicher Biomasse) im Vergleich zur Auster eine stärkere Fähigkeit besitzt, Nahrungspartikel aus dem Wasser zu entnehmen. Eine Ausnahme bilden die Ansätze mit Muscheln der Größenklasse 3 unter Verwendung der Mikroalge *P. tricornerutum* als Nahrung. In allen anderen Fällen ist die Filtrierleistung der Miesmuschel (bei gleicher Biomasse) höher als die der Auster.

Zwar erzielte die Miesmuschel in den Versuchen die höchsten Filtrationsraten pro Gramm aschefreiem Trockengewicht, jedoch zeigen die Austern ein wesentlich schnelleres Wachstum und können bis zum Ende ihrer Lebenszeit die Miesmuscheln hinsichtlich Gewicht und Größe weit übertreffen. Vor diesem Hintergrund ist anzunehmen, dass die Austern aufgrund eines höheren maximal erreichbaren Gewichts eine insgesamt höhere Filtrationsrate erreichen als die Miesmuscheln. Des Weiteren sind die Austern in ihrer Reproduktion wesentlich erfolgreicher und übertreffen hinsichtlich der Biomasse auf den meisten untersuchten Bänken die Miesmuscheln bei weitem. Die Gesamtbilanzierung der Filtrierleistungen bezogen auf die tatsächlichen Biomasseverhältnisse auf den einzelnen Muschelbänken ist für 2006 angestrebt.

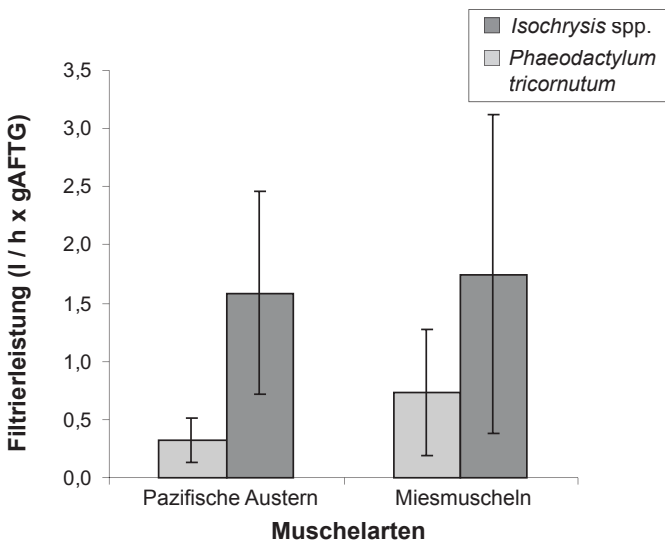


Abb. 8: Mittlere Filtrationsraten von Austern und Miesmuscheln unter Verwendung von *Isochrysis* spp. und *Phaeodactylum tricornutum*

6.3 Prädation

Die Frage nach den Fressfeinden der Pazifischen Auster wurde zum Teil schon von DIEDERICH (2005) experimentell untersucht. Hier wurden der Strandkrabbe (*Carcinus maenas*) und dem Seestern (*Asterias rubens*) Austern und Miesmuscheln als Nahrung angeboten. In beiden Fällen wurde die Miesmuschel bevorzugt.

Erste Auswertungen der eigenen Untersuchungen (im Rahmen einer Diplomarbeit in Zusammenarbeit mit dem Institut für Vogelforschung) bezüglich der Fragestellung, ob die Pazifische Auster von Vögeln als Nahrung verwendet wird, haben gezeigt, dass die von Austern dominierten Bereiche auf einer Muschelbank von den Vögeln gemieden werden und diese Flächen den Vögeln zur Nahrungssuche also nicht mehr zur Verfügung stehen.

6.4 Temperatur und Salinität

Da die Temperatur einen für das Wachstum der Pazifischen Austern und ihren Larven wichtigen abiotischen Faktor darstellt, wurde in 2003 auf den Muschelbänken Nr. 3 und Nr. 12 je ein Temperaturdatenlogger installiert (Abb. 9). Hier wurde über den Tagesgang alle 30 Minuten sowohl die Wassertemperatur als auch (bei Trockenfallen der Wattflächen) entsprechend die Lufttemperatur gemessen, denen die Organismen auf den eulitoralen Muschelbänken ausgesetzt sind. Die Logger wurden maximal 5 cm über der Muschelbank installiert.



Abb. 9: Temperaturlogger auf der Miesmuschelbank Nr. 12 © A. Wehrmann & A. Schmidt

Für das Abblanchen der Pazifischen Auster ist laut Literatur ein Schwellenwert von 19,5°C erforderlich. Das simultane Abblanchen der Austern kann durch einen kurzfristigen Anstieg der Wassertemperatur oder ein chemisches Signal angeregt werden. In der nachfolgenden Abbildung ist der Temperaturverlauf eines Sommertages zusammen mit dem Wasserstand im Tagesgang dargestellt (Abb. 10). An Tagen mit Niedrigwasserzeiten zur Tagesmitte kommt es im Sommer durch die intensive Sonneneinstrahlung auf den Wattflächen bei der anschließenden Überflutung zu einem deutlichen Temperatursprung, der hoch genug ist, um als Temperatursignal zu dienen (Abb. 10).

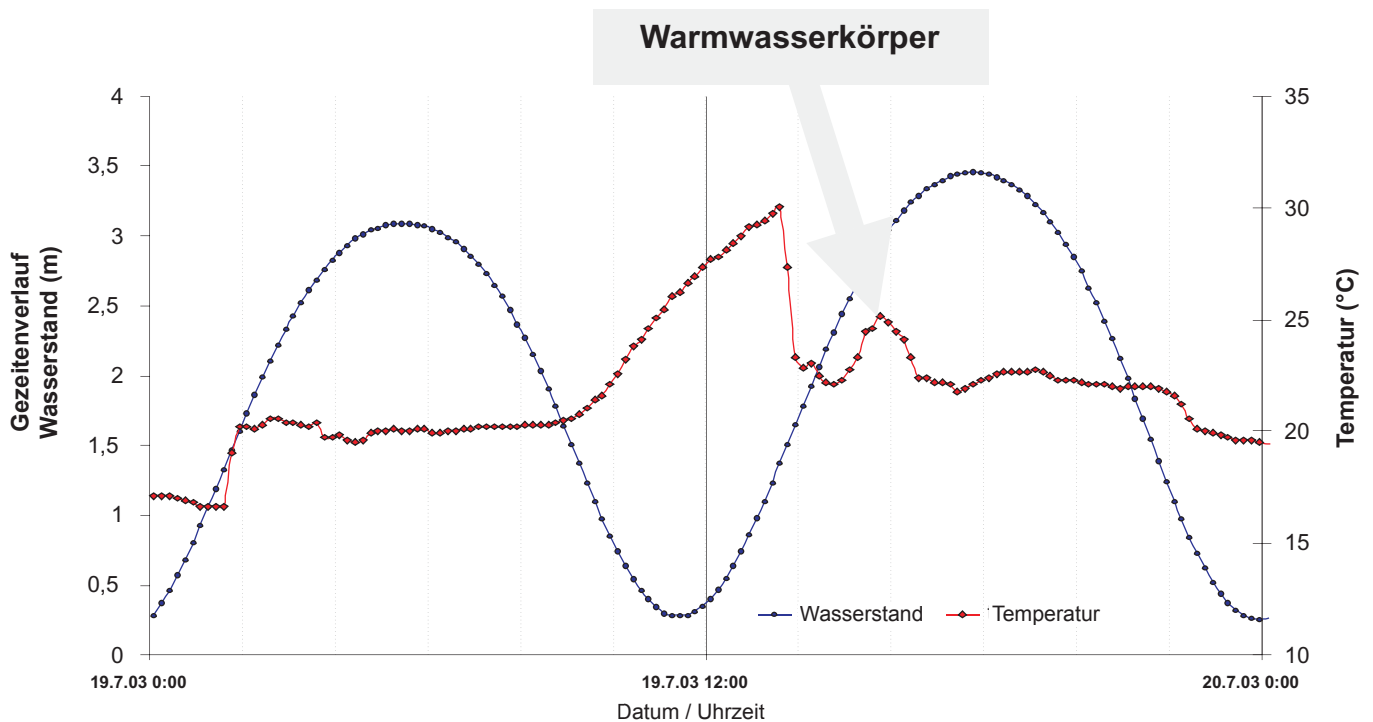


Abb. 10: Temperaturverlauf auf einer Muschelbank im Tagesgang. Die Linie mit den Kugeln zeigt den Wasserstand, der den Gezeitenverlauf widerspiegelt. Die Linie mit den Rechtecken zeigt den Temperaturverlauf über den Tag. Die starke Temperaturerhöhung um die Mittagszeit entspricht der Lufttemperatur während der Trockenfallzeit.

Die Salinität, ein weiterer wichtiger abiotischer Faktor, wurde jeweils im August gemessen. Die Salinität des küstennahen Meerwassers liegt im Bereich von 28,0‰ bis 32,2‰ (weiteres hierzu im Kapitel 7. Zusammenfassung der Ergebnisse und Interpretation).

6.5 Reproduktion (Kollektorversuche)

Zur Erfassung und Kontrolle der Ansiedlung und Rekrutierung der Pazifischen Auster wurden Kollektoren auf den Muschelbänken Nr. 3 und Nr. 12 installiert. Die Kollektoren bestanden aus 50 cm langen Ketten aus Muschelschalen unterschiedlicher Muschelarten, wobei jeder Kollektor nur mit dem Schalenmaterial einer Muschelart bestückt wurde. Verwendet wurden Muschelschalen der im Eulitoral am häufigsten anzutreffenden Muschelarten: Miesmuschel (*Mytilus edulis*), Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*), Herzmuschel (*Cerastoderma edule*) und zum Vergleich Schalenmaterial der Pazifischen Auster (*Crassostrea gigas*). Die Kollektoren wurden im Zeitraum von Ende Juni bis Anfang Oktober auf den Muschelbänken belassen.

Um das Wachstum der Pazifischen Auster innerhalb des ersten Jahres zu untersuchen, wurden einige der Kollektoren ein Jahr lang auf den Muschelbänken belassen (Abb. 11 und 12).

Die Kollektorversuche zeigten, dass es in den Monaten Juli, August und September 2004 zu mehreren Rekrutierungen kam. Die noch laufende Auswertung der Kollektorversuche aus 2005 gibt Hinweise darauf, dass auch im August 2005 eine Rekrutierung erfolgte. Unter Berücksichtigung der Beobachtungen aus 2003 und den Kohortenanalysen ergibt sich somit, dass die Pazifische Auster seit 2002 jeweils erfolgreich reproduzierte und es in der Folge auch zu Nachbesiedlungen und weiteren Neubesiedlungen durch Rekrutierungen kam.

Die Pazifischen Auster auf den für ein Jahr auf den Muschelbänken belassenen Kollektoren zeigten ein Längenwachstum von 5 bis 6 cm pro Jahr. Die Zeit des stärksten Wachstums liegt dabei im Zeitraum Juni bis August.



Abb. 11: Kollektor bestehend aus Schalenmaterial der Pazifischen Auster auf der Muschelbank Nr. 12. Foto vom 12.05.2005
© A. Wehrmann & A. Schmidt



Abb. 12: Kollektor von Abb. 11 am 10.08.2005 (3 Monate später). Das schnelle Wachstum der Jungaustern innerhalb der ersten Jahre wird deutlich © A. Wehrmann & A. Schmidt

7. Zusammenfassung der Ergebnisse und Interpretation

Die Ergebnisse und Auswertungen aus den Jahren 2003 und 2004 geben Hinweise auf den Ursprung der Bioinvasion, auf die Bestandsentwicklung und Populationsdynamik im Untersuchungsgebiet Niedersächsisches Wattenmeer.

7.1 Umweltbedingungen

Die Messungen der Temperatur und der Salinität zeigen, dass sich diese beiden für die Entwicklung und Ausbreitung der Pazifischen Auster wichtigen abiotischen Umweltfaktoren in dem Bereich befinden, der von der Pazifischen Auster sowohl zum Bestand wie auch zur erfolgreichen Reproduktion benötigt wird. Aus der Literatur sind folgende Werte bekannt, die für die Reproduktion und das Wachstum der Pazifischen Auster wichtig sind:

Ausbildung der Gonaden:

Beginnt im Mai bei einer mittleren Wassertemperatur von $\sim 10\text{ }^{\circ}\text{C}$ (NEUDECKER 1985)

Ablaichen:

Wird durch einen Temperaturanstieg, chemisch oder durch eine Kombination aus beidem initiiert. Das Ablaichen kann erfolgen, wenn die Wassertemperatur $\sim 19.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ erreicht (QUAYLE 1969)

Ei-Entwicklung:

Befruchtete Eier erreichen das Veliger-Stadium in 72 Std. bei einer Wassertemperatur von $14\text{ }^{\circ}\text{C}$ und in 28 Std. bei einer Wassertemperatur von $22\text{ }^{\circ}\text{C}$ (LOOSANOFF & DAVIS 1963)

Larven-Entwicklung:

Für ein optimales Wachstum muss die Wassertemperatur über einen Zeitraum von mindestens drei Wochen mehr als $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ betragen (MGOON & VINING 1981). Niedrige Wassertemperaturen verlängern die Zeit, die die Larven freischwimmend (und somit frei driftend !) verbringen (KENNEDY & BREISCH 1981)

Der optimale Salinitätsbereich für die Pazifische Auster liegt zwischen 25 und 35 ‰ (QUAYLE 1969).

Die für die Gonadenentwicklung wichtige Temperatur von $\sim 10\text{ }^{\circ}\text{C}$ wurde auf den Muschelbänken in allen Jahren schon im Mai erreicht. Ebenso wird die Temperatur, die für das Ablaichen wichtig ist, sowohl im Juli/August 2003 als auch im August 2004 erreicht. Dass die Laichabgabe in dieser Zeit erfolgte, wird auch durch die Kontrolle über die Kollektoruntersuchungen bestätigt.

Für die weitere Entwicklung der Eier und Larven bis zur Ansiedlung ist die Temperatur entsprechend den Angaben in der Fachliteratur ebenfalls hoch genug, wenn auch nicht optimal. Als Trigger für das Ablaichen könnte der in Abb. 10 gezeigte Temperaturpeak verantwortlich sein. Da die Fertilisation (Befruchtung) im freien Wasser stattfindet, ist das simultane massenhafte Ablaichen der männlichen und weiblichen Individuen wichtig für das Bestehen der Austernpopulation.

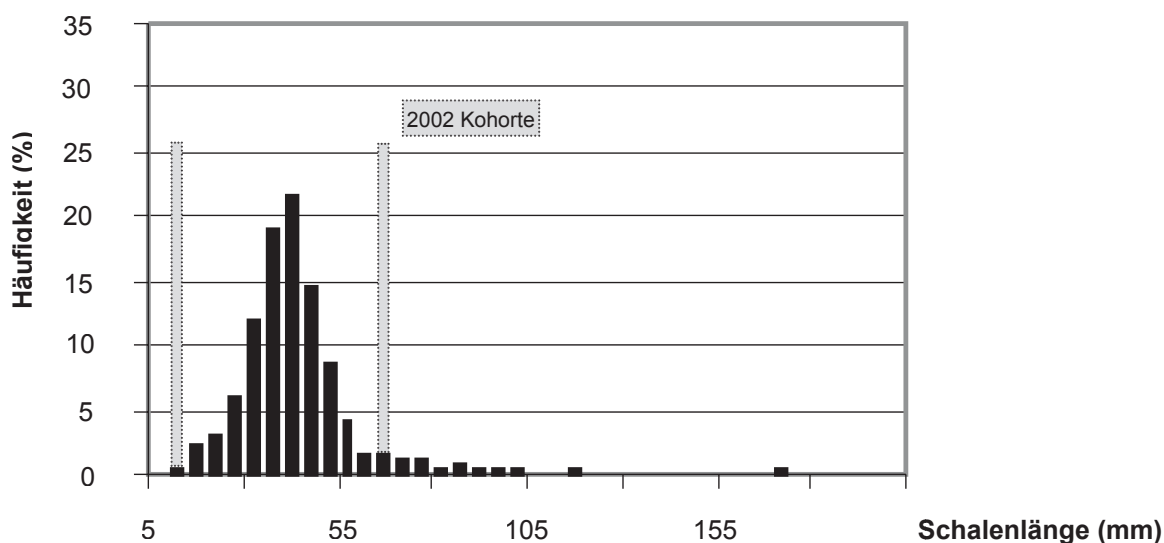
Ebenso wie die Temperaturmessungen zeigen auch die Salinitätsmessungen, dass diese für das Wachstum und die Reproduktion der Pazifischen Auster ausreichen.

7.2 Bestandentwicklung der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer

Die Bestandserfassungen in den Jahren 2003 und 2004 zeigen, dass sich die Bioinvasion der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer derzeit noch im Anfangsstadium befindet. Die Längen-Häufigkeitsverteilungen der Pazifischen Auster zeigen mehrere Kohorten

(Jahrgänge), wobei der größte Anteil der Austern den Kohorten aus den Jahren 2002 und 2003 entstammt. Vor 2002 gab es somit nur vereinzelte Vorkommen der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer.

Muschelbank Nr. 2, 16.07.2003, n = 4247



Muschelbank Nr. 2, 03.06.2004, n = 4210

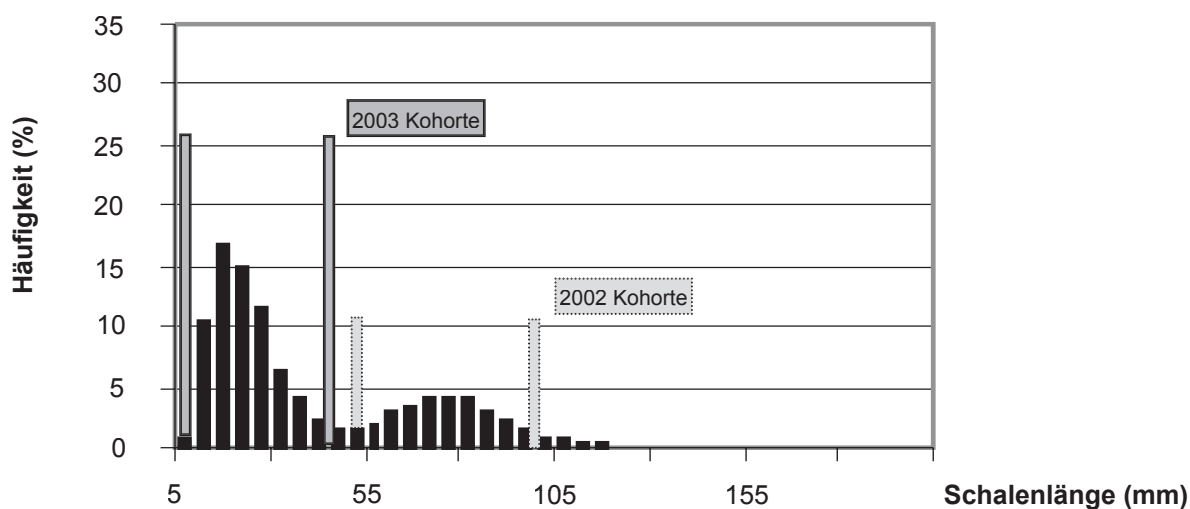


Abb. 13: Längen-Häufigkeitsverteilung der Pazifischen Auster auf der Muschelbank Nr. 2 mit Darstellung der Kohorten von 2002 und 2003. Vor 2002 gab es nur vereinzelte Austern auf der Muschelbank.

Die mittleren Abundanzen (Häufigkeiten) der Pazifischen Auster, die in den Ergebnisteilen zu den einzelnen Muschelbänken zu finden sind, wurden für alle untersuchten Muschelbänke zusammenfassend in Abb. 14 dargestellt.

In Abb. 15 sind die höchsten gefundenen Abundanzen dargestellt. Diese maximalen Abundanzen zeigen eher die Situation auf den Muschelbeeten der einzelnen Muschelbänke, in den Bereichen, in denen die Hauptvorkommen der Pazifischen Auster auf der jeweiligen Muschelbank liegen.

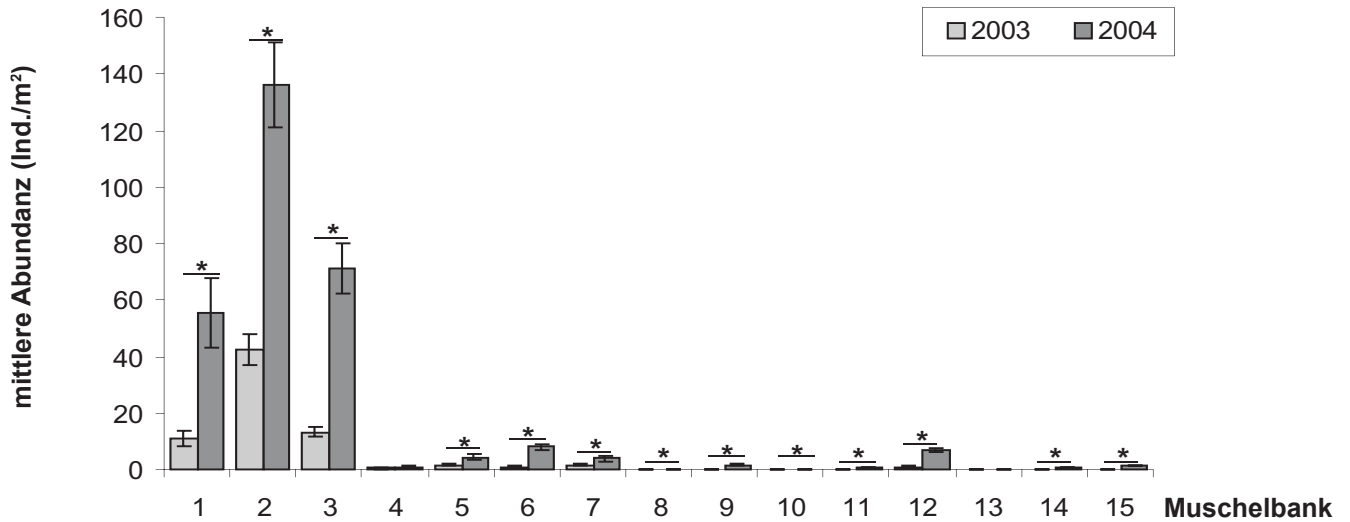


Abb. 14: Mittlere Abundanzen der Pazifischen Auster (lebend) im Niedersächsischen Wattenmeer. Muschelbank 1 = Ems, Muschelbank 15 = Außenelbe südlich Neuwerk, * = Wilcoxon-Test, $p < 0,05$, $n = 100$

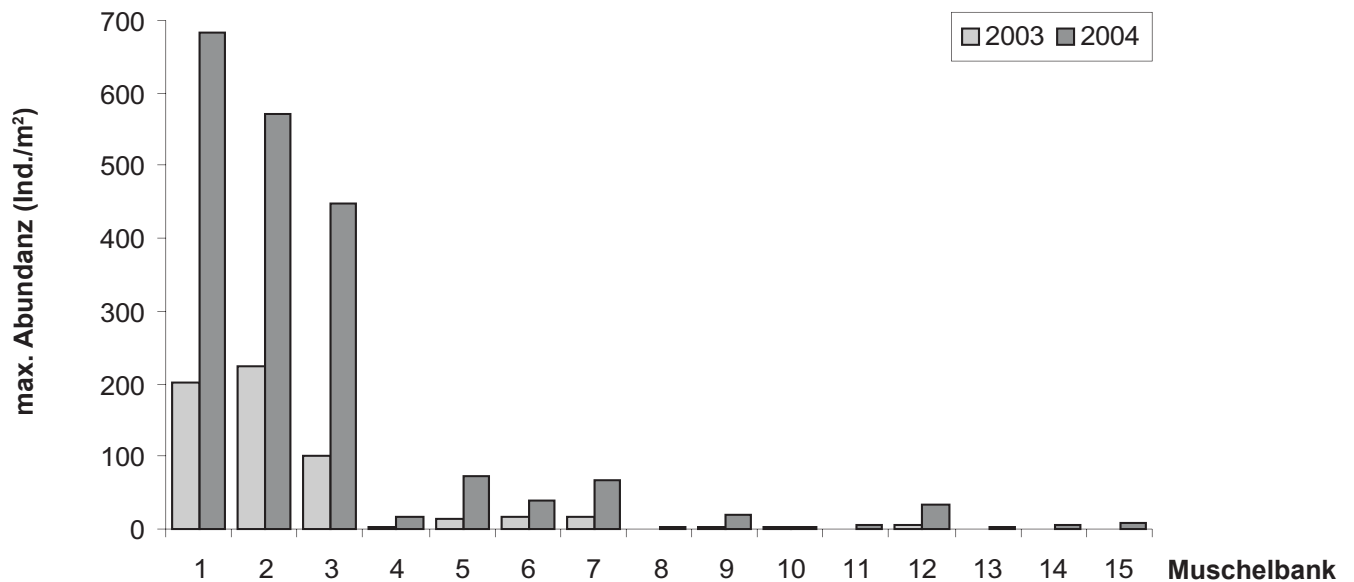


Abb. 15: Maximale Abundanzen der Pazifischen Auster (lebend) im Niedersächsischen Wattenmeer. Muschelbank 1 = Ems, Muschelbank 15 = Außenelbe südlich Neuwerk

Auf allen Muschelbänken (mit Ausnahme der Muschelbänke Nr. 4 und Nr. 13) konnte von 2003 auf 2004 ein signifikanter (Wilcoxon-Test, $p < 0,05$) Anstieg der Population festgestellt werden (Abb. 14). Die Muschelbank Nr. 4 zeigte bereits im Untersuchungsjahr 2004 einen Rückgang in ihrem Muschelbesatz und in ihrer Flächenausdehnung. Auf der Muschelbank Nr. 13 (Innere Jade) wurde 2003 noch keine Auster gefunden, 2004 insgesamt nur drei Individuen. Ab dem Jahr 2004 wurde die Pazifische Auster im gesamten Untersuchungsgebiet, d.h. von der Ems bis zur Außenelbe, nachgewiesen. Im Jahr 2004 wurde bereits ein massives Auftreten der Pazifischen Auster an den Hafenanlagen von Norderney und der Schleuse Leysiel beobachtet (Abb. 16).



Abb. 16: Massives Auftreten der Pazifischen Auster an den Spundwänden der Schleuse Leysiel © A. Wehrmann & A. Schmidt

Für das gesamte Untersuchungsgebiet Niedersächsisches Wattenmeer wurde ein Populationsanstieg von 2003 auf 2004 um 530% ermittelt. Im Gebiet mit den höchsten Abundanzen der Pazifischen Auster, den Wattgebieten südlich Borkum und südlich Juist, bedeutet das für das Jahr 2003 hochgerechnet auf die Gesamtfläche aller dort vorkommenden eulitoralischen Miesmuschelbänke eine Individuenzahl von 47 (!) Millionen Austern. Für 2004 stehen von der Nationalparkverwaltung noch keine Flächenangabe zur Verfügung.

7.3 Ausbreitung der Pazifischen Auster im Niedersächsischen Wattenmeer

WEHRMANN et al. (2000) formulierte die Hypothese, dass sich die Pazifische Auster ausgehend von den 1964 eingerichteten Austernkulturen in der Oosterschelde (NL) Richtung Osten ausgebreitet hat. Durch den Vergleich der Abundanzen aller untersuchten Muschelbänke von 2003, konnte diese Hypothese bestätigt werden. Der Vergleich der Muschelbänke wurde mit dem statistischen Nemenyi-Test durchgeführt, einer Methode, die die Abundanzen und die Verteilung der Pazifischen Auster auf den einzelnen Muschelbänken berücksichtigt ($p < 0,05$).

Die Ergebnisse zeigten, dass eine Abnahme der Abundanzen der Pazifischen Auster entlang der Wattenmeerküste von West nach Ost vorliegt. Es konnten drei Gruppen von Muschelbänken unterschieden werden, in denen sich der Bestand der Pazifischen Auster ähnelt (Tab. 16). Im zweiten Untersuchungsjahr (2004) zeigte sich, dass es lokal auf einzelnen Muschelbänken zu einem stärkeren Anstieg der Population kam als auf den benachbarten Muschelbänken.

Tabelle 16: Vergleich der untersuchten Muschelbänke mittels des Nemenyi-Tests ($p < 0,05$)

Jahr	2003			2004		
	1	2	3	1	2	3
Gruppe	1; 2; 3	4; 5; 6; 7	8; 9; 10; 11; 12; 13; 14; 15	2; 3	1; 4; 6; 7; 9; 12; 15	5; 8; 10; 11; 13; 14
Muschelbank Nr.	1; 2; 3	4; 5; 6; 7	8; 9; 10; 11; 12; 13; 14; 15	2; 3	1; 4; 6; 7; 9; 12; 15	5; 8; 10; 11; 13; 14
Abundanz (Ind./m ²)	22.29	1.11	0.17	103.58	11.13	0.96

8. Statusvergleich der Situation im Niedersächsischen und Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer

Ein Vergleich der Situation bezüglich des Status der Bioinvasion in dem Niedersächsischen und dem Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer ist nur eingeschränkt möglich. Der Grund hierfür liegt im Wesentlichen in zwei Dingen begründet.

- 1.) weder das Niedersächsische noch das Niederländische Wattenmeer hat einen sogenannten anthropogenen „spawning spot“ (d.h. eine punktuelle Larvenquelle) in Form einer Austernkultur wie es das nordfriesische Watt im Sylter Rückseitenwatt bei List hat, und
- 2.) „muss“ eine Ausbreitung in Nordfriesland entgegen des Küstenreststromes erfolgen der innerhalb der Deutschen Bucht entgegen dem Uhrzeigersinn gerichtet ist. Die Frage des Transportvektors muss daher für die Nordfriesische Küste offen bleiben während für das west- und ostfriesische Watt der küstenparallele Reststrom als Transportvektor wahrscheinlich ist. Nach wie vor unklar ist die Ursache für den „spawning spot“ Eemshaven der bereits in 1998 Abundanzen von z.T über 100 Ind./m² aufwies. Möglicherweise gehen die Vorkommen in den Wattgebieten bei Borkum und Juist hierauf zurück.

Die Richtung der Bioinvasion im Ostfriesischen Wattenmeer ist einseitig gerichtet wie schon von WEHRMANN et al (2000) angenommen wurde. Dies wird eindeutig durch die Daten der Bestandserfassung bestätigt und ist auch in ihren Anfängen durch die semi-quantitativen Aufzeichnungen im Rahmen des Miesmuschelmonitorings (MILLAT & HERLYN, 2004) von 1998 bis 2002 im Ansatz erkennbar. Die Bioinvasion hat mittlerweile die Außenelbe erreicht.

In Nordfriesland erfolgte die Ausbreitung sowohl nach Süden wie auch nach Norden ausgehend von dem

„spawning spot“ der Aquakulturen im Lister Tidebecken. Die Aquakulturen bestehen seit 1986. Weitere Stationen der Ausbreitung sind: 1991 Königshafen, 1995 Hörnum Tidebecken und Rückseitenwatt Amrum, 1999 Wattgebiet nördlich Rømø, 2000 Dagebüll, 2003 Föhr Ostseite und Esbjerg, 2004 Meldorfer Bucht. Seit 2003 werden auch im Felswatt von Helgoland Pazifische Austern gefunden wobei allerdings in diesem Fall ein anthropogen beeinflusster Transportvektor wahrscheinlich ist.

Betrachtet man die Abundanzen in den beiden Gebieten so ergibt sich folgendes Bild: entsprechend der Nähe zum „spawning spot“ zeichnet sich das Lister Tidebecken durch die höchsten Abundanzwerte (DIEDRICH 2005; Werte für 2003) in Nordfriesland aus, während in Ostfriesland wegen der einseitig gerichteten Bioinvasion die westlichsten Bereiche (Borkum, Juist) die höchsten Abundanzwerte haben.

Wie Tab. 16 zeigt, scheint die Verbreitung, Rekrutierung und der Aufbau stabiler Wild-Populationen im ostfriesischen Wattengebiet sich insgesamt schneller/erfolgreicher zu vollziehen als im nordfriesischen Wattengebiet. Trotz Fehlen eines lokalen „spawning spots“ und einer um ca. 7 bis 10 Jahre später erfolgten Erstbesiedlung erreichen die Werte aus 2004 bereits die Werte aus Nordfriesland von 2003. Seit Aufnahme der dauerhaften Beobachtungen im ostfriesischen Watt in 2002 können für dieses Gebiet jedes Jahr (einschließlich 2005) erfolgreiche Larvenfälle nachgewiesen werden. In Nordfriesland sind Larvenfälle im Schnitt nur alle 3 Jahre erfolgt (DIEDRICH 2005). Eine Besiedlung subtidaler Bereiche scheint in beiden Gebieten mit starker zeitlicher Verzögerung zu erfolgen (s.a. DIEDRICH 2005).

Tabelle 17: Mittlere Abundanzen (Ind./m²) für Nordfriesland (DIEDRICH 2005) und Ostfriesland

	Lister Tidebecken	Hörnum Tidebecken	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3
2003	125,8	1,0	22,29	1,11	0,17
2004			103,58	11,13	0,98

* Gruppenzugehörigkeit s. Tab. 16 u. Abb. 3

9. Beobachtete Massensterben der Pazifischen Auster (*C. gigas*) im Wattenmeer

Seit Beginn der Bioinvasion liegen zwei Fälle von beobachteten Massensterben von *C. gigas* im Wattenmeer vor. Das erste Massensterben wurde im Spätsommer 2004 im Niederländischen Wattenmeer beobachtet (pers. Mitt. N. DANKERS). Das Ereignis trat dabei nur regional (Ameland) auf. Es wird vermutet, dass das Absterben auf eine Schwächung der Muscheln durch die Reproduktion sowie auf mögliche Sauerstoffarmut und/oder Nahrungsmangel bzw. toxische Planktonblüten zurückgeht. Die Anzahl der abgestorbenen Individuen lag zwischen 0 bis 80% des Gesamtbestandes. Bei Individuen, die kurze Zeit später ablaichten, konnte keine erhöhte Mortalität festgestellt werden. Weitere Daten zu diesem Massensterben sind bislang nicht zugänglich.

Das zweite Massensterben wurde Mitte September 2005 im Gebiet der Küste (u.a. Norddeich, Juist, Neßmersiel) und der Jade (Horumersiel, Hooksiel, Eckwarderhörn, Nassauhafen) beobachtet. Betroffen von

diesem Massensterben waren ausschließlich Bestände in Hafengebieten. Hierbei waren es insbesondere die 1-jährigen Individuen, also die Kohorten aus 2004, die abstarben. Hiervon waren bis zu $\frac{2}{3}$ des Bestandes betroffen. Kontrolluntersuchungen auf Muschelbänken (auf Wattflächen) in unmittelbarer Nähe ergaben keine auffallend erhöhte Mortalität. Es ist daher anzunehmen, dass auch hier mangelnder Wasseraustausch, Schwächung durch Reproduktion (1-jährige Austern sind bereits geschlechtsreif) und hohe Umgebungstemperaturen (Aufheizen der Spundwände und anderer künstlichen Substrate) mögliche Gründe des Absterbens sind. Zur Abklärung, ob Krankheiten oder Parasitenbefall ursächlich waren, wurde am 27.9.2005 Probenmaterial zur Analyse an das Friedrich-Loeffler-Institut, Nationales Referenzlaboratorium für Muschelkrankheiten, Insel Riems gegeben. Die Ergebnisse lagen bei Abschluss dieser Studie noch nicht vor.

10. Literaturverzeichnis

- ARAKAWA, K.Y. 1990: Natural spat collecting in the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg). – Mar. Behav. Physiol. 17: 95-128.
- ARMONIES, W. & REISE, K. 1999: On the population development of the introduced razor clam *Ensis americanus* near the island of Sylt (North Sea). – Helgoländer Meeresunters. 52 (3-4): 291-300.
- CRISP, D.J. 1967: Chemical factors inducing settlement in *CRASSOSTREA VIRGINICA*. – J. Anim. Ecol. 36(2): 329-335.
- DIEDERICH, S. 2000: Verbreitung und Überlebensfähigkeit von eingeführten Pazifischen Austern (*Crassostrea gigas*) im Sylter Wattenmeer. – Diplomarbeit Universität Göttingen, 102 S.
- DIEDERICH, S. 2005: Invasion of Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) in the Wadden Sea: competitive advantage over native mussels. – Doktorarbeit Universität Kiel, 154 S.
- DRINKWAARD, A.C. 1999: Introduction and developments of oysters in the North Sea area: a review. – Helgoländer Meeresunters. 52 (3-4): 301-308.
- GALTSOFF, P.S. 1964: The American oyster *Crassostrea virginica* (Gmelin). – U.S. Fish. Wildl. Serv. Fish. Bull. 64. 480 pp.
- KENNEDY, V.S. & BREISCH, L.L. 1981: Maryland's oysters: research and management. University of Maryland, College Park. – Maryland Sea Grant Publication UM-SG-TS-81-04. 286 pp.
- LOOSANOFF, V.L. & DAVIS, H.C. 1963: Shellfish hatcheries and their future. – Commer. Fish. Rev. 25(1): 1-11.
- MAGOON, C. & VINING, R. 1981: Introduction to shellfish aquaculture in the Puget Sound Region. – State of Washington, Dept. of Natural Resources, Handbook. Olympia. 68 pp.
- MILLAT, G., HERLYN, M., FARKE, H., MICHAELIS, H. & HEIBER, W. 2004: Wissenschaftliche Begleituntersuchungen zur Aufbauphase des Miesmuschelmanagements im Nationalpark "Niedersächsisches Wattenmeer". – Niedersächsische Wattenmeer-Stiftung, Abschlussbericht 32/98, 226 pp.
- NEHLS, G. 2003: Miesmuschelmonitoring 1998-2002 im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Hockensbüll: Bioconsult SH. – Unpubl. Rep. Regional Office for the Wadden Sea National Park of Schleswig-Holstein.
- NEHRING, S & LEUCHS, H. 1999: Introduced Macrozoobenthic Species at the German North Sea Coast – A Review. – Wadden Sea Newsletter 1999, 1 pp.
- NEUDECKER, T. 1985: Untersuchungen zur Reifung, Geschlechtsumwandlung und künstlichen Vermehrung der pazifischen Auster *Crassostrea gigas* in deutschen Gewässern. – Veröff. Inst. Küsten- und Binnenfischerei 88: 212 pp.
- QUAYLE, O.B. 1969: Pacific oyster culture in British Columbia. – Fish. Res. Board Can. Bull. 169. 192 pp.
- REISE, K. 1980: Hundert Jahre Biozönose. – Naturwiss. Rdsch. 33: 328-335.
- REISE, K. 1998: Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea. – Senckenbergiana marit. 28 (4/6): 167-175.
- REISE, K., HERRE, E. & STURM, M. 1989: Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. – Helgoländer Meeresunters. 43: 417-433.
- REISE, K., GOLLASCH, S. & WOLFF, W.J. 1999: Introduced marine species of the North Sea coasts. – Helgoländer Meeresunters. 52 (3-4): 219-234.
- STRASSER, M. 1999: *Mya arenaria* – an ancient invader of the North Sea coast. – Helgoländer Meeresunters. 52 (3-4): 309-324.
- Tydemann, P. 1999: Japanese oysters in de Eemshaven. – Het Zeepaard.; 59(2):58-64.
- WEHRMANN, A. 1999: Long-term survival of epibenthic *Cerastoderma edule* (L.) in bivalve clusters from back barrier tidal flats, North Sea. – Senckenbergiana marit. 30 (1/2): 47-61.
- 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. & Schmidt, A. (2005): Gefährdungspotenzial der eulitoralen Miesmuschelbänke im Niedersächsischen Wattenmeer durch die Bioinvasion der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas*. – Unpubl. Zwischenbericht Nieders. Wattenmeer-Stiftung, 79 S.



Der WWF Deutschland ist Teil des World Wide Fund For Nature (WWF) - einer der größten unabhängigen Naturschutzorganisationen der Welt. Das globale Netzwerk des WWF ist in mehr als 100 Ländern aktiv. Weltweit unterstützen uns fast fünf Millionen Förderer.

Der WWF will der weltweiten Naturzerstörung Einhalt gebieten und eine Zukunft gestalten, in der Mensch und Natur in Harmonie leben. Deshalb müssen wir gemeinsam

- die biologische Vielfalt der Erde bewahren,
- erneuerbare Ressourcen naturverträglich nutzen und
- die Umweltverschmutzung verringern und verschwenderischen Konsum eindämmen.

WWF Deutschland

Rebstöcker Straße 55
60326 Frankfurt am Main

Tel.: 069 / 7 91 44 - 0

Fax: 069 / 61 72 21

E-Mail: info@wwf.de

WWF Fachbereich Meere und Küsten

Am Gütphohl 11
28757 Bremen

Tel.: 0421 / 6 58 46 10

Fax: 0421 / 6 58 46 12

E-Mail: bremen@wwf.de

