©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Faun.-Ökol.Mitt. 9, 335-356 Kiel, 2014

Einfluss von Eiswintern auf die Nahrungsgrundlage von Küstenvögeln im Dithmarscher Wattenmeer

Von Claudia Wittwer und Philipp Schwemmer

Summary

Impacts of ice winters on the food basis of coastal birds of the Waddensea in Dithmarschen

The effects of a severe winter on the bivalve community structure at two sites in the Wadden Sea of Dithmarschen, Schleswig-Holstein, Germany, were studied. Abundance and diversity, size, weight and biomass, as ash free dry weight (AFDW), of bivalves after the mild winter of 2008 and the severe winter of 2010 were compared.

At transects near the first site, Büsumer Deichhausen (BD), the total number of bivalves decreased by 89 % in 2010 compared to 2008 and in the second site, Büsum Sandstrand (BS), by 45 %. Especially common cockles *Cerastoderma edule* were affected. Near BD the number of cockles decreased by 97 % in 2010 compared to 2008 and near BS by 85 %. Other species like the Baltic tellin *Macoma balthica* and the sand gaper *Mya arenaria* were not severely affected and even showed a slight increase in numbers in both areas. This strong decline was also visible in terms of biomass. The average biomass at BD was 24.8 g/m^2 AFDW in 2008 and only 4.4 g/m^2 AFDW after the winter 2010. The average AFDW was already low at BS during 2008 with only 4 g/m^2. In 2010 this was reduced to 1 g/m^2 ash free dry weight.

After the severe winter *C. edule* played a minor role as food for birds which was caused by the drastic decline. As cockles are not buried deeply in the sediment, the impact of low temperatures and mechanical damage by ice is higher compared to species buried deeper. Those latter species like *M. balthica, M. arenaria* und furrow shells *Scrobicularia plana* were not affected by the severe winter and their numbers even increased and therefore made up the main bivalve biomass after the winter 2010. Predators, like local and migrating birds and crustaceans have to deal with the impacts of the severe winter on biomass and change in the community structure of their bivalve prey.

Zusammenfassung

Die veränderte Muschelzusammensetzung in zwei Gebieten des Dithmarscher Wattenmeers durch Auswirkungen eines strengen Winters wurde untersucht. Neben Abundanz und Diversität wurden auch Größe, Gewicht und Biomasse, in Form von aschefreiem

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Trockengewicht (AFDW), von Muscheln des milden Winters 2008 und des strengen Winters 2010 verglichen.

Im ersten Gebiet Büsumer Deichhausen (BD) wurde die Gesamtanzahl der Muscheln im Jahr 2010 um 89 % gegenüber 2008 dezimiert und in zweiten Gebiet Büsum Sandstrand (BS) um 45 %. Besonders betroffen von dem starken Rückgang war die Herzmuschel *Cerastoderma edule*. In BD ging ihre Anzahl um 97 % und im Gebiet BS um 85 % zurück. Andere Arten wie die Baltische Plattmuschel *Macoma baltica* und die Sandklaffmuschel *Mya arenaria* zeigten dagegen in beiden Gebieten ein verstärktes Auftreten nach dem strengen Winter. Der starke Rückgang spiegelte sich auch in der Biomasse wider. In BD ging die Biomasse im Mittel von 24,8 g/m² in 2008 auf 4,4 g/m² AFDW nach dem Eiswinter zurück. In Büsum Sandstrand sank die Biomasse von 4 auf 1 g/m² AFDW.

Nach dem strengen Winter spielte *C. edule* aufgrund des starken Rückganges nur noch eine geringe Rolle als Nahrung für Vögel. Da Herzmuscheln sich nicht tief in das Sediment eingraben, waren der Einfluss von niedrigen Temperaturen und die mechanische Zerstörung durch Eis stärker, als für Arten die sich tiefer eingraben können. Dazu gehören *M. balthica*, *M. arenaria* und die Große Pfeffermuschel *Scrobicularia plana*. Sie wurden durch den Eiswinter kaum geschädigt und ihre Anzahlen nach dem Winter 2009/2010 stiegen zum größten Teil sogar an und machten nun den Hauptteil der Muschelbiomasse aus. Prädatoren, wie einheimische Vögel, Zugvögel und Krebstiere müssen sich auf den starken Rückgang der Biomasse und die veränderte Zusammensetzung der Muschelbeute durch den Eiswinter einstellen können.

Einleitung

Das Wattenmeer ist ein hoch dynamisches, einzigartiges Ökosystem, das ständig dem Einfluss der Gezeiten ausgesetzt ist und somit einen sehr speziellen, aber auch extremen Lebensraum bildet. Nicht nur Ebbe und Flut haben einen großen Einfluss auf dieses Ökosystem. Auch Sedimente, die vor allem aus der Elb- und anderen Flussmündungen herantransportiert werden und sich auf Grund des flachen Meeresbodens gut ablagern können, sind von großer Bedeutung, da sie für einen hohen Nährstoffeintrag und somit eine hohen Produktivität sorgen (LAURSEN et al. 2010). Die bodenlebenden Organismen haben sich an diesen Lebensraum perfekt angepasst und bilden eine wichtige Nahrungsgrundlage für Organismen höherer trophischer Ebenen (SMITH 1980, DANKERS 1981). Von großer Bedeutung in der Zusammensetzung des Benthos im Wattenmeer sind Invertebraten wie Bivalven, Gastropoden, Polychaeten und Crustacaen (BEUKEMA 1979, DANKERS 1981). Eine besonders wichtige Rolle spielen dabei die Muscheln, da sie 60-70% des Makrozoobenthos im Wattenmeer ausmachen (BEUKEMA 1976, 1991). Für viele einheimische Vogelarten sind diese Wattorganismen eine wichtige Nahrungsgrundlage. Ebenso werden diese Organismen von Millionen von Zugvögeln genutzt, um auf dem Zug in die oft über tausende Kilometer entfernten Überwinterungs- oder Brutgebiete ihre Fettreserven wieder aufzufüllen (SMITH 1980, VAN DER GRAAF et al. 2009).

Die Rastbestände vieler Vogelarten im Wattenmeer weisen derzeit Rückgänge auf (VERHULST et al. 2004, BLEW et al. 2005, LAURSEN et al. 2010). Die Ursachen hierfür sind vielfältig. Ein wichtiger Aspekt könnte Nahrungsknappheit im Wattenmeer sein, unter anderem hervorgerufen durch Klimaveränderungen und durch Fischereidruck auf die Muschelbestände und somit auf die Nahrung der Watvögel (CAMPHUYSEN et al 1996, 2002, VERHULST et al. 2004). Benthosorgansimen sind gute Indikatoren für Umwelt- und Klimaveränderungen (REISS et al. 2006). Untersuchungen des Makrozoobenthos können

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

dabei helfen, langfristige Veränderungen im Ökosystem des Wattenmeeres und ihre Auswirkungen auf höhere trophische Organismen frühzeitig zu erkennen.

Aber auch jährlich schwankende Veränderungen, wie milde oder strenge Winter können eine Vogelpopulation beeinflussen: In sehr milden Wintern ist die Qualität der Nahrung für Vögel oft herabgesetzt, da die wechselwarmen Nahrungsorganismen ihren Stoffwechsel nicht reduzieren können und somit einen geringen Brennwert für Vögel aufweisen (BEUKEMA & DEKKER 2005). Auch strenge Winter haben einen großen Einfluss, dabei werden die Vögel nicht nur von den kalten Temperaturen beeinflusst (höhere Stoffwechselleistung), sondern auch aufgrund von Nahrungsmangel durch Vereisung von Nahrungsgebieten (CAMPHUYSEN et al. 1996, 2002). 70% der Nahrung von Watvögeln besteht aus Muscheln (BEUKEMA 2010); fehlt diese Nahrungsgrundlage, hervorgerufen durch einen kalten Winter, kann dies zu kurzfristiger Massenmortalität unter Wattenmeervögeln führen. Da Witterungsbedingungen wie milde oder strenge Winter die benthische Makrofauna, vor allem Muscheln, stark beeinflussen und somit auch das Nahrungsangebot für Zugvögel und heimische Watvögel bestimmen (ARMONIES et al. 2001, PHILIPPART et al. 2003, REISS et al. 2006, BEUKEMA et al. 2010), ist es wichtig die Einflüsse und Auswirkungen von solchen Wintern auf die Muschelpopulationen zu verstehen. In der Studie von STRASSER et al. (2001) wurde gezeigt, dass während eines strengen Winters 1995/96 eine Herzmuschelpopulation, *Cerastoderma edule*, aus dem nördlichen Wattenmeer eine Mortalitätsrate von 80% bis 100% aufwies. Auf der anderen Seite scheint der Eiswinter zum Beispiel bei der Baltischen Plattmuschel, *Macoma baltica*, nur geringe oder keine Auswirkungen auf die Mortalitätsrate zu haben (STRASSER et al. 2001).

Der Winter 2007/2008 wurde als sechst wärmster Winter seit 1901 registriert (www.dwd.de; www.wetter-online.de). An den Küsten bewegte sich die mittlere Temperatur im Dezember meist um 4 °C und der Januar und Februar waren gebietsweise markant milder als das Klimamittel (1961-1990). Der Winter 2009/2010 dagegen war gekennzeichnet durch schneereiche, über lange Strecken bitterkalte und sonnenscheinarme Tage. Die mittlere Temperatur von -1,3° C war etwa 1,5° C unter dem langjährigen Mittel (www.dwd.de; www.wetteronline.de). Somit war der Winter 2009/2010 nicht nur durch kältere Temperaturen gekennzeichnet, sondern es lagen auch die Durchschnittstemperaturen aller drei Wintermonate unter 0° C, was zu Bodenfrost und Eisschollenbildung führte. Die Wintermonate 2007/2008 zeigten im Durchschnitt nur positive Temperaturen. Wattorganismen waren im Winter 2007/2008 daher nicht von Frost oder der mechanischen Zerstörung durch Eisschollen betroffen. Da Muscheln langlebig sind, ist zusätzlich anzumerken, dass das letzte Jahrzehnt stark von milden Wintern geprägt war und der letzte strenge Winter 1995/1996 auftrat (BÜTTGER et al. 2011). Somit folgten nach dem Winter 1995/1996 13 Jahre mit milden Wintern, bevor der strenge Winter 2009/2010 kam.

In dieser Studie wurden die Auswirkungen des strengen Winters 2010 auf die Muschelgemeinschaft in zwei Gebieten im schleswig-holsteinischen Wattenmeer untersucht. Neben Abundanz und Diversität wurden auch die Größe und das Gewicht der einzelnen Individuen genauer betrachtet, um somit Rückschlüsse auf die Biomasse der Muscheln zu ziehen. Dabei wurden aufgrund ihrer hohen Anzahl die Herzmuschel *Cerastoderma edule* und die Baltische Plattmuschel *Macoma balthica* genauer betrachtet. Die Ergebnisse sollen zeigen wie extreme Umwelteinflüsse eine Muschelgemeinschaft innerhalb kurzer Zeit beeinflussen und verändern können und somit die Nahrungsgrundlage für Vögel im Wattenmeer entscheidend beeinflussen können.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Material und Methode

Untersuchungsgebiet

Im April 2008 und im März 2010 wurden zwei kleinräumige Gebiete im schleswig-holsteinischen Wattenmeer nahe Büsum untersucht, die beide Teil einer Langzeitdatenreihe über die Verfügbarkeit von Benthosorganismen der Schutzstation Wattenmeer e.V. sind. Während die Schutzstation nur Individuenzahlen erfasst, wurden in dieser Arbeit zusätzlich die Muscheln vermessen und die Energiewerte bestimmt. Das erste Untersuchungsgebiet, Büsum Sandstrand (BS), befindet sich nordwestlich von Büsum in exponierter Lage (Abb. 1) und konnte als Sandwatt charakterisiert werden. Ein Sandwatt besteht im Allgemeinen überwiegend aus Feinsand mit 0 – 5 % Silt und Ton und 0-10% Mittelsand. Die Sortierung ist sehr gut und die durchschnittliche Korngröße beträgt weniger als 0,1mm (REINCKE 1982). Die sandigen Korngrößen bedeuten auch ein größeres Porenvolumen, d.h. geringere Wasserspeicherfähigkeit während Niedrigwasser. Organismen, die hier überleben, müssen das Trockenfallen tolerieren oder die Fähigkeit haben tief in den Boden einzudringen.

Das zweite Untersuchungsgebiet, Büsumer Deichhausen (BD), befindet sich östlich von Büsum in einer Bucht (Abb. 1) und ist durch einen schlickigen Boden gekennzeichnet. Es handelte sich hier um ein Mischwatt. Generell ist ein Mischwatt durch Feinsande mit einem Korngrößenanteil < 63µm zwischen 5-50% charakterisiert, deren Feinanteil aus Silt und Ton in einem Mengenverhältnis von 2:1 besteht (REINCKE 1982). Die Strömung und Wasserbewegung im Mischwatt ist durch die relativ geschützte Lage geringer als im sandigen Watt, was eine höhere Ablagerung von organischem Material bewirkt.

Probennahme

In jedem Untersuchungsgebiet wurden aus drei 50 m voneinander entfernt liegenden, parallelen Transekten jeweils 20 Proben genommen. Die Transekte verliefen im 90° Winkel zum Deich. Beide Transektanfänge lagen ca. 2,60 m über dem mittleren Tide-Niedrigwasser, während beide Transektendpunkte ca. 2,00 m darüber lagen.

Auf den Transekten wurde alle 50m eine Probe genommen. Die Probenentnahme erfolgte mit einer Stechröhre (176,7 cm²) die 20-30 cm in das Sediment gestochen wurde. In dieser Tiefe liegt nach ZWARTS & WANINK (1989) die maximale Eingrabungstiefe der Muscheln, die als Nahrung für Vögel in Frage kommen. Der Inhalt wurde durch ein Sieb mit 1 mm Maschenweite gesiebt. Die Muscheln wurden bis zur weiteren Analyse bei - 20 C° eingefroren. Bei den äußeren vier Probestellen (850m-1000m Entfernung vom Deich) im Untersuchungsgebiet BS im Jahr 2010 wurden aufgrund von extrem schlickigen Verhältnissen keine Proben genommen.

Probenaufbereitung

Die angetauten Muscheln wurden geöffnet und das Fleisch mit einer Pinzette aus der Schale entfernt und in je einen Porzellantiegel überführt. Die Schale wurde in ein Eierpalettenkästchen gelegt. Die Tiegel mit dem Muschelfleisch und die Eierpaletten mit leeren Schalen wurden für 12 Stunden bei 55°C im Trockenschrank getrocknet. Nach einer kurzen Abkühlphase wurden die Tiegel mit dem getrockneten Fleisch und die Schalen mit Hilfe einer Waage bis auf 10 Mikrogramm genau gewogen. Beschädigte, aber vollständige Muscheln, wurden ebenfalls in die Auswertung mit einbezogen.

Die Tiegel mit dem getrockneten Muschelfleisch wurden bei 560 °C für 12 Stunden in einem Muffelofen verbrannt. Dabei wurde das Muschelfleisch vollständig verascht. Nach einer kurzen Abkühlphase, wurden die Tiegel mit der Asche erneut gewogen. Da kein Exsikkator zur Verfügung stand, mussten die Proben an der Raumluft abgekühlt werden,

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

was ggf. zu geringen Messungenauigkeiten geführt hat. Dabei handelte es sich allerdings um einen systematischen Fehler. Mit Hilfe eines Pinsels wurde der Tiegel von der Asche gesäubert und erneut leer gewogen. Für die Bestimmung des aschefreien Trockengewicht (AFDW) wurde die Differenz von Trockengewicht und Aschegewicht herangezogen, um ein Maß für die Energiedichte der Muscheln zu erhalten.

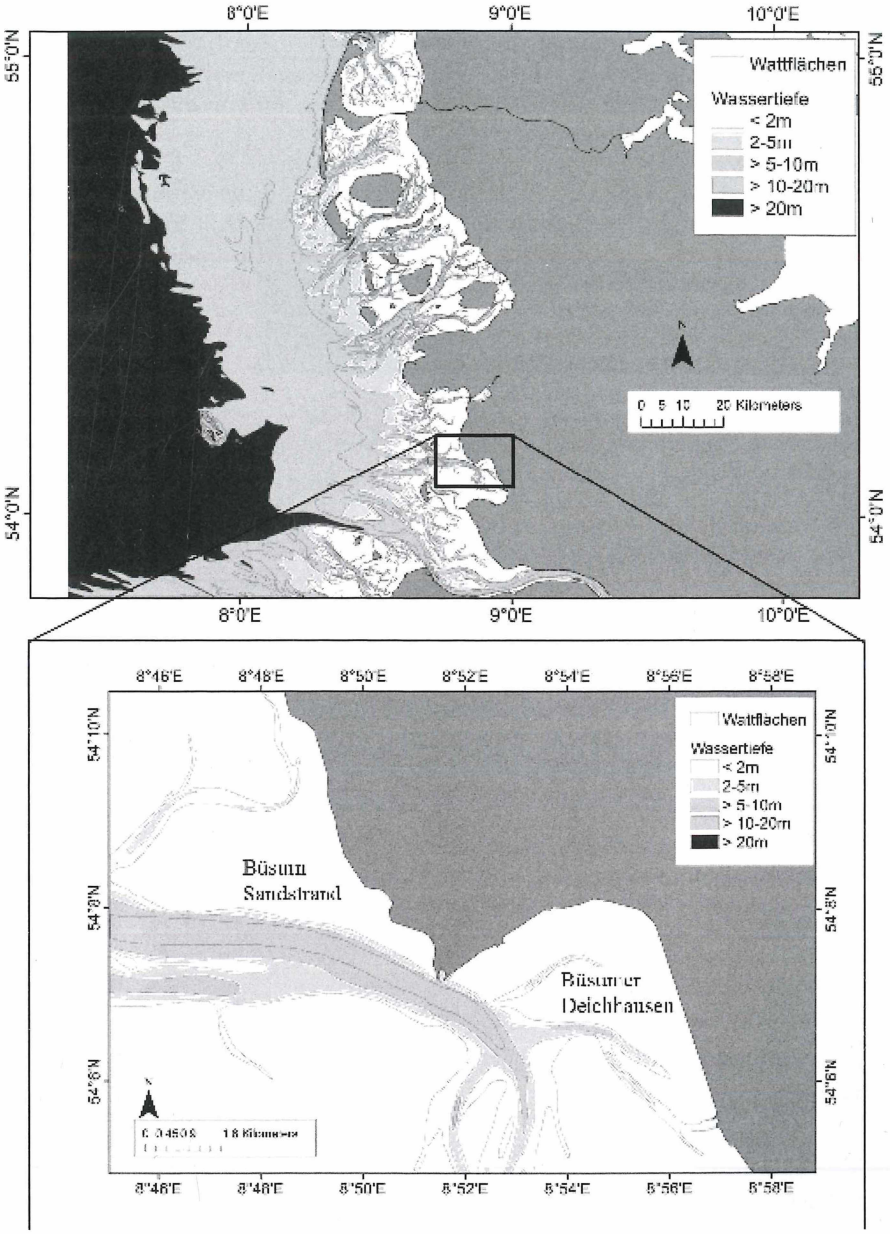

Abb. 1: Untersuchungsgebiet nahe Büsum an der deutschen Wattenmeerküste.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Statistische Analysen

Im Vordergrund der Auswertung stand der Vergleich zwischen den Jahren 2008 und 2010 in beiden Gebieten, BD und BS. Die Gesamtanzahl der Muscheln im jeweiligen Gebiet und Jahr wurde durch das Aufsummieren der einzelnen Muscheln pro Station bestimmt. Um ein Maß für die Biomasse eines Gebietes pro Jahr zu erhalten, wurde das mittlere AFDW einer Muschelart mit der Anzahl der dort vorkommenden Individuen multipliziert. Mit Hilfe des Flächeninhalts der Stechröhre (176,7 cm^2) wurden die mittlere Muschelanzahl bzw. das mittlere AFDW pro m^2 berechnet. Vorwiegend wurden die Herzmuschel und die Baltische Plattmuschel analysiert, da nur von diesen Arten genügend Individuen gefunden wurden.

Der statistische Vergleich zwischen den Gebieten und Jahren wurde mit Hilfe eines Generalized Linear Models (GLM; Venables & Ripley, 2002) durchgeführt. Die Darstellung von Unterschieden erfolgte mittels Box and Whisker Plots. Alle statistischen Tests und Boxplot Diagramme wurden mit der frei verfügbaren Statistiksoftware R2.13.1 (R development Core Team 2011) durchgeführt.

Ergebnisse

Abundanz

Der Eiswinter hatte einen starken Effekt auf die Anzahl aller Muscheln in beiden Gebieten. Im Gebiet BD sank im Vergleich zu 2008 die Gesamtanzahl der Muscheln um 89 % in 2010 und in BS um 45 % (Tab. 1). Ein Blick auf die mittlere Muschelanzahl pro m^2 zeigte das gleiche Bild (Abb. 2). In BD sank die mittlere Muscheldichte von 222 Muscheln/m^2 in 2008 auf 24 Muscheln pro m^2. Im Untersuchungsgebiet BS wurde die mittlere Muschelanzahl pro m^2 von 22 auf 12 reduziert (Abb. 2). Dabei ist die große Standardabweichung zu beachten, die mit der ungleichmäßigen Verteilung der Muscheln im Untersuchungsgebiet erklärt werden kann. Die Rückgänge in der Gesamtmuschelanzahl zwischen den Jahren 2008 und 2010 im Untersuchgebiet BD waren hoch signifikant (glm: $t= -5.6$; $df=119$; $p<0.001$) (Abb. 2). In BS dagegen wurde kein signifikanter Unterschied zwischen den Jahren gefunden.

Tabelle 1. Mittlere Menge (n m^{-2}) der Muscheln in den zwei Untersuchungesjahren und -gebieten.

Jahr	Ort	*M.baltica*	*C.edule*	*S.plana*	*M.arenaria*	Gesamt
2008	Deichhausen	11 ± 27	200 ± 272	8 ± 20	2 ± 10	222 ± 275
2010	Deichhausen	12 ± 33	5 ± 19	5 ± 16	2 ± 10	24 ± 41
2008	Sandstrand	2 ± 10	20 ± 37	0	0	22 ± 40
2010	Sandstrand	3 ± 12	3 ± 12	0	7 ± 18	12 ± 24

Enorme Unterschiede in der Muschelabundanz waren auch bei dem Vergleich der beiden Untersuchungsgebiete miteinander zu erkennen (Tab. 1). 2008 waren 10-mal so viele Muscheln in BD vertreten als in BS. Diese Unterschiede waren hoch signifikant (glm: $t= -5.6$; $df=119$; $p<0.001$; Abb. 2). 2010 wurden trotz des starken Rückgangs noch doppelt so viele Muscheln in BD als im Untersuchungsgebiet BS gefunden. Die statistischen Analysen zeigten hier aber keinen signifikanten Unterschied zwischen BD und BS. Im Untersuchungsgebiet BD konnte auch in beiden Jahren eine höhere Artenanzahl als Büsum Sandstrand (Tab. 1) verzeichnet werden.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

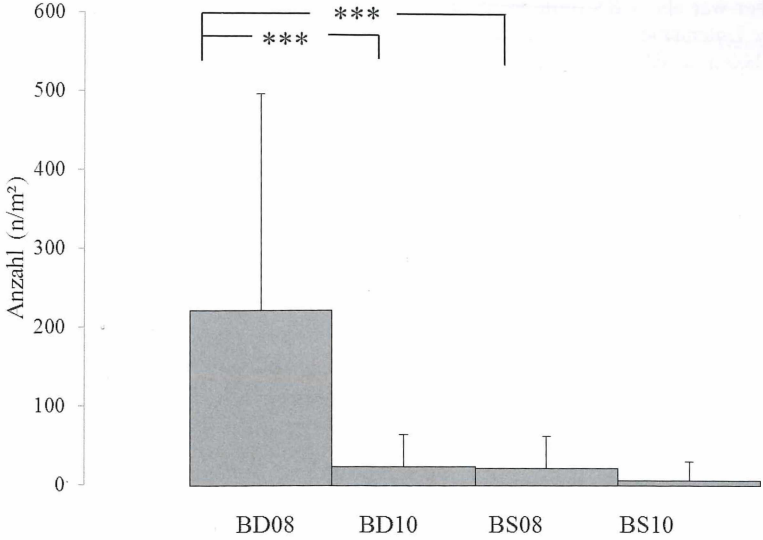

Abb. 2: Mittlere Muschelanzahl pro m² in Büsumer Deichhausen (BD) und Büsum Sandstrand (BS) in 2008 (08) und 2010 (10). Die Striche geben die Standardabewichungen an.

Bei näherem Betrachten der Abundanz der einzelnen Arten wurde deutlich, dass dieser starke Rückgang vor allem mit einem extrem starken Rückgang der Herzmuscheln *Cerastoderma edule* einherging. Deren Anzahl nahm in 2010 in BD signifikant um 97 % und im Untersuchungsgebiet BS signifikant um 85 % ab (BD: glm: t= -4.2; df=119; p<0.001 und BS glm: t= -3.0; df=119; p<0.01; Tab. 1; Abb. 3). Auch bei der nur in BD gefundenen Großen Pfeffermuschel *Scrobicularia plana* war ein Rückgang von 37 % zu verzeichnen. Andere Arten wie die Baltische Plattmuschel *Macoma balthica* und die Sandklaffmuschel *Mya arenaria* dagegen zeigten in beiden Gebieten ein verstärktes Auftreten oder keine Veränderung der Abundanz nach dem strengen Winter. Doch konnte für die Abundanz von *M. balthica* kein signifikanter Unterschied zwischen den Jahren 2008 und 2010 in beiden Untersuchungsgebieten festgestellt werden.

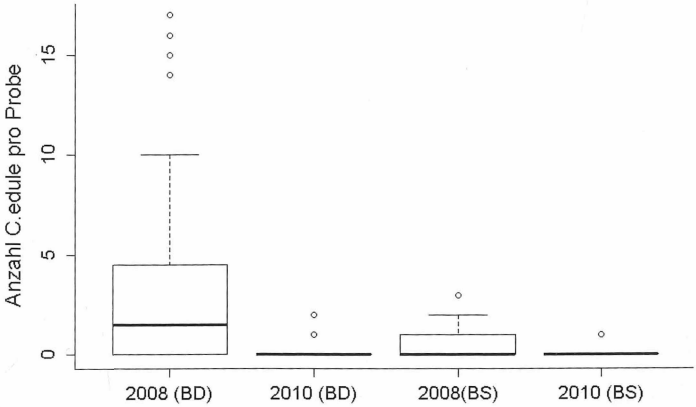

Abb 3: Boxplotdiagram der Anzahl von *C. edule* pro Probe pro Jahr und Gebiet (BD:Büsumer Deichhausen; BS:Büsum Sandstrand). Fette Linie: Median; Box: 25 % Vertrauensbereich, gestrichelte Linie 95 % Vertrauensbereich; Kreise: Ausreißer.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Ein Vergleich der Untersuchungsgebiete zeigte, dass in 2008 die *C. edule* Abundanz in BD signifikant höher war als in BS (glm: t= -5.1; df=119; p<0.001; Abb. 3). 2010 wurde dagegen kein signifikanter Unterschied mehr festgestellt. Die Abundanz von *M. balthica* war in beiden Jahren signifikant höher in BD (2008: glm: t= -2.3; df=119; p<0.05 und 2010: glm: t= -2.0; df=119; p<0.05).

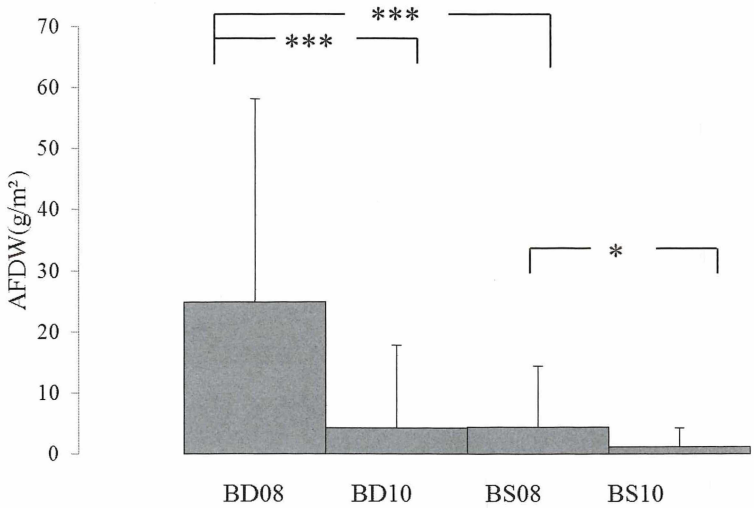

Abb. 4: Vergleich des mittleren AFDW pro m² in Büsumer Deichhausen (BD) und Büsum Sandstrand (BS) in 2008 (08) und 2010 (10).

Aschefreies Trockengewicht

Der größte Unterschied im aschefreien Trockengewicht zwischen den beiden Wintern zeigte sich in BD (Abb. 4). Der Mittelwert des AFDW des gesamten Gebietes betrug für 2008 24,8 g/m^2. 2010 war dieser Wert mit 4,4 g/m^2 AFDW nur weniger als ein Sechstel so groß und unterschied sich signifikant vom Jahr 2008 (glm: t= -3.9; df=119; p<0.001; Abb. 4). In BS sah dies ähnlich aus (Abb. 4), nur dass hier schon 2008 eine viel geringere Muschelbiomasse vorhanden war. Hier betrug der Mittelwert des gesamten Gebietes nur 4 g/m^2 AFDW. Im Jahr 2010 nahm dieser Wert signifikant auf nur noch 1 g/m^2 aschefreien Trockengewichts ab (glm: t= -2.5; df=119; p<0.05; Abb. 4).

Ein Vergleich des AFDW der beiden Untersuchungsgebiete zeigte, dass 2008 in BS das AFDW hoch signifikanten geringer war als in BD (glm: t= -4.4; df=119; p<0.001). Dagegen konnte 2010 kein signifikanter Unterschied beobachtet werden.

Bei der Einzelbetrachtung des AFDW der verschiedenen Muschelarten war zusätzlich zu erkennen, dass sich nicht nur die Gesamtbiomasse verringert hatte, sondern dass sich auch die Muschelgesellschaft verändert hatte (Abb. 5). In BD bestand 2008 das AFDW vornehmlich aus *C. edule*. Nach dem strengen Winter spielte diese nur noch eine geringe Rolle. Die statistischen Analysen zeigten für diesen Rückgang einen hoch signifikanten Unterschied des AFDW von *C. edule* pro Probe zwischen den Jahren (glm: t= -3.8; df=119; p<0.001). Daher wurde die Gesamtbiomasse in 2010 aus verschiedenen Muscheln aufgebaut, mit *S. plana* als wichtigstem Vertreter. Im Untersuchungsgebiet BS konnte das gleiche Bild beobachtet werden. Im Jahr 2008 waren fast nur *C. edule* vertreten, wogegen nach dem starken Rückgang andere Arten wie *M. arenaria* eine wichtigere Rolle spielten. Auch hier wurde ein signifikant geringeres AFDW von *C. edule* pro Probe in 2010 festgestellt (glm: t= -2.9; df=119; p<0.01; Abb. 6). Für die andere untersuchte Muschelart, *M. balthica*, zeigten die statistischen Analysen keine signifikanten Unterschiede des AFDW pro Probe zwischen den Jahren.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

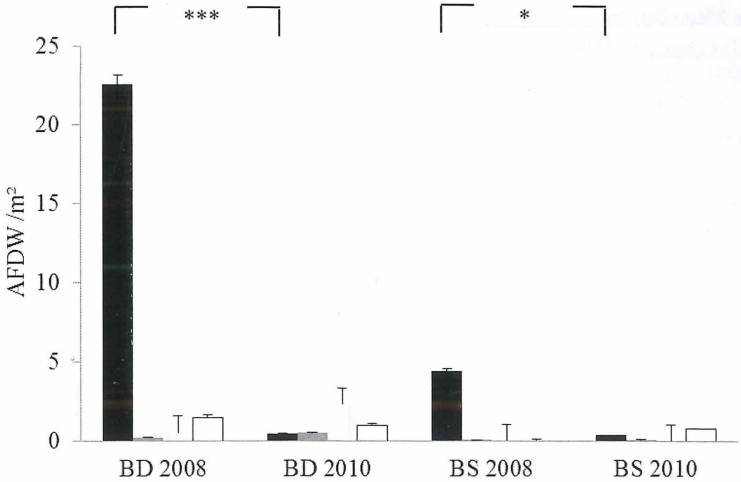

Abb. 5: Mittleres AFDW pro m² der Muschelarten in Büsumer Deichhausen(BD) und Büsum Sandstrand (BS) pro Jahr (schwarz:*C. edule,* dunkelgrau:*M. balthica,* hellgrau:*S. plana* , weiß:*M. arenaria*).

Bei dem Vergleich der beiden Untersuchungsgebiete war ein hoch signifikant geringeres AFDW von *C. edule* pro Probe in BS in 2008 zu erkennen (glm: t= -4.1; df=119; p<0.001). Dies konnte aber nicht für 2010 verzeichnet werden. Dennoch konnte in beiden Jahren festgestellt werden, dass in BD ein signifikant höheres AFDW von *C. edule* vorkam (2008:glm: t= -2.3; df=119; p<0.05 und 2010:glm: t= -2.3; df=119; p<0.05).

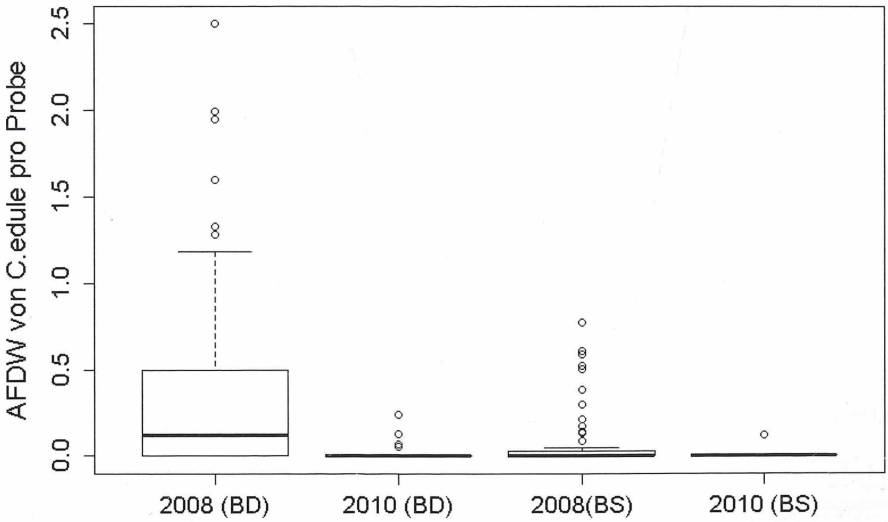

Abb. 6: Boxplotdiagram des AFDW von *C. edule* pro Probe pro Jahr/Gebiet (BD:Büsumer Deichhausen; BS:Büsum Sandstrand).

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Individuelle Muschelkondition

Aschefreies Trockengewicht

Um auch die Auswirkungen des strengen Winters auf die Körperkondition einzelner Muscheln zu untersuchen, wurden nicht nur die AFDW-Werte pro Probe sondern auch die AFDW-Werte der einzelnen Individuenen untersucht. Auffällig war hier, dass das aschefreie Trockengewicht von *C. edule* deutlich höher war als das von *M. balthica* (Abb. 7-9). Auch die AFDW von *S.plana* und *M. arenaria* waren höher als das von *C. edule* (Abb. 7).

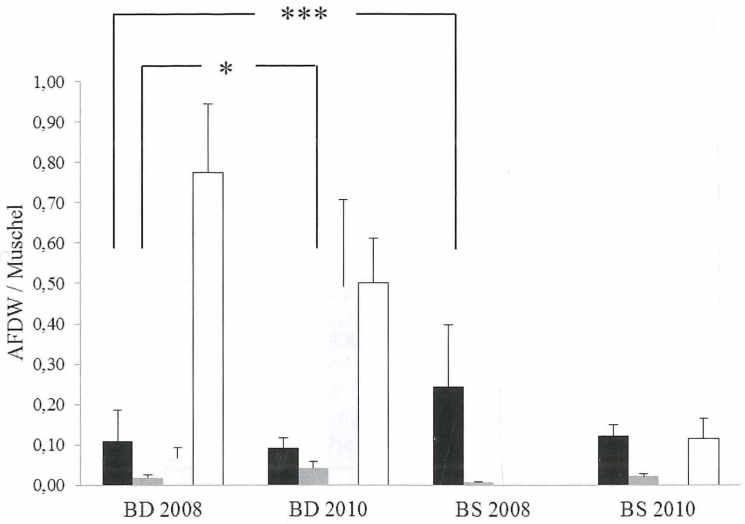

Abb. 7: Mittleres AFDW pro Muschelart in Büsumer Deichhausen(BD) und Büsum Sandstrand (BS) pro Jahr (schwarz: *C.edule*, dunkelgrau: *M .balthica*, hellgrau: *S .plana* , weiß: *M. arenaria*).

Schaut man sich nun den Einfluss des Eiswinters auf das aschefreie Trockengewicht der einzelnen Individuen an, ist zu erkennen, dass das AFDW von individuell gemessenen *C. edule* sich in beiden Gebieten nicht zwischen den Jahren unterschied (Abb. 7/8). Bei *M. balthica* war ein Anstieg des individuelle AFDW in 2010 zu verzeichnen (Abb. 7/9), welches im Untersuchungsgebiet BD signifikant höher war als in 2008 (glm: $t=3.173$; $df=24$; $p<0.01$), aber in BS nicht signifikant höher ausfiel.

Ein Vergleich der beiden Untersuchungsgebiete zeigte für das AFDW von individuell gemessenen *C. edule* in 2008 einen hoch signifikanten Unterschied zwischen den Gebieten (glm:$t= 4.536$; $df= 230$ $p<0.001$), aber nicht für 2010. Für *M. balthica* war in beiden Jahren kein Unterschied zwischen den Untersuchungsgebieten zu erkennen.

Muschelgröße

Veränderungen des Größenspektrums der untersuchten Muscheln sollten zusätzlich ermöglichen, die Auswirkung des strengen Winters zu erfassen. Da jedoch nach dem Eiswinter 2009/2010 nur noch wenige *C. edule* in BD vorzufinden waren, ließ sich kein optimaler Vergleich zwischen den beiden Jahren ziehen (Abb. 10a). 2008 waren die meisten *C. edule* zwischen 22 und 28 mm lang. Das Größenspektrum reichte von 10 bis 30 mm. 2010 waren die wenigen gefundenen *C. edule* zwischen 18 und 20 mm und 26 und 28mm lang, was keinen Unterschied zu dem Jahr 2008 darstellte. In BS zeigte sich 2008 ein ähnlich breites Spektrum von 12 bis über 30 mm Länge (Abb.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

10b). Die meisten *C. edule* waren zwischen 26 und 30mm lang. Da 2010 auch im Untersuchungsgebiet BS nur wenige Muscheln gefunden wurden, ließ sich auch hier keine eindeutige Aussage treffen. Die Muscheln von 2010 entsprachen dem mittleren Größenbereich von 2008. Es gab keinen signifikanten Größenunterschied zwischen den Jahren und zwischen den Untersuchungsgebieten.

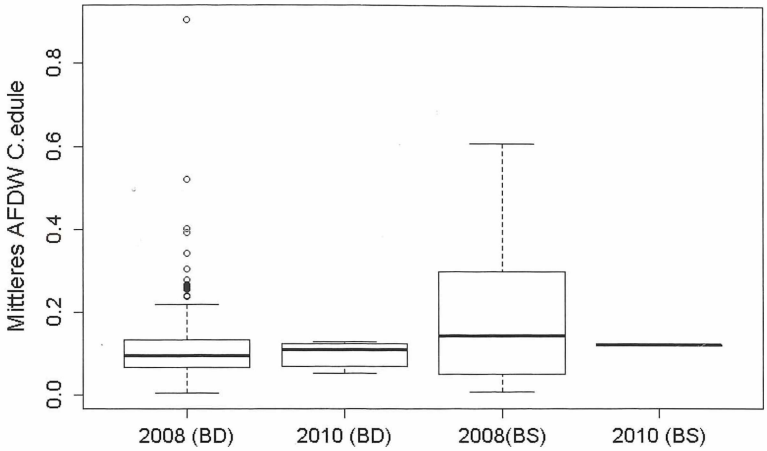

Abb. 8: Boxplotdiagram des mittleren AFDW von *C. edule* pro Jahr/Gebiet (BD:Büsumer Deichhausen; BS:Büsum Sandstrand).

Bei *Macoma balthica* ließ sich dagegen ein Wandel des Größenspektrums erkennen (Abb. 11). 2008 wurden im Untersuchungsgebiet BD *M. balthica* von der Größe zwischen 8 und 17 mm gefunden und 2010 zwischen 9 bis zu über 20mm (Abb. 11a). Auch wenn keine Größenklasse vermehrt auftrat, ließ sich 2010 eine Verschiebung zu größeren Muscheln feststellen. In BS waren nur wenige Exemplare gefunden worden, dennoch war zu erkennen, dass alle gefundenen *M. balthica* von 2010 größer waren als die von 2008 (Abb. 11b). Die gefundenen *M.balthica* waren 2008 nur bis 11 mm groß, wohingegen 2010 nur Muscheln ab 11 mm Länge zu finden waren. Eine Größenverschiebung von *M. balthica* lässt sich deutlicher mit der mittlere Muschellänge beider Jahre und der mittlere Abweichung darstellen. In BD war zwischen den beiden Jahren eine Größenverschiebung der mittleren Länge, von 12,9 (±2,6) mm auf 14,9 (±3,6) mm um 2,19 mm zu erkennen. Eine noch stärkere Verschiebung ließ sich im Untersuchungsgebiet BS verzeichnen von 10,1 (±0,4) mm auf 14,1 (±4,4) mm. In beiden Gebieten waren 2010 größere Muscheln zu finden, wobei in Büsumer Deichhausen größere Muscheln vorkamen als in BS. Die statistische Analyse zeigte aber, dass diese Größenverschiebung nicht signifikant war.

AFDW gleicher Größenklassen

Um die Auswirkungen des strengen Winters auf die individuelle Körperkondition der Muscheln zu untersuchen, wurden die AFDW-Werte von Individuen von *C. edule* und *M. balthica* gleicher Größenklassen miteinander verglichen. Die Analysen beschränkten sich auf den Größenbereich, der 2010 noch am meisten vertreten war. In BD wurden zwei Größenklassen von *C. edule* untersucht, 16-20mm und 26-28mm. Das mittlere AFDW der kleineren Größenklasse zwischen den Jahren unterschied sich nicht voneinander, dagegen zeigte sich bei *C. edule* zwischen 26-28mm Länge im Jahr 2008 ein mittleres aschefreies Trockengewicht von 0,23g und im Jahr 2010 von 0,12g. Im Untersuchungsgebiet BS blieb das mittlere AFDW der Größenklasse 22-26mm in beiden Jahren unverändert bei 0,11g.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

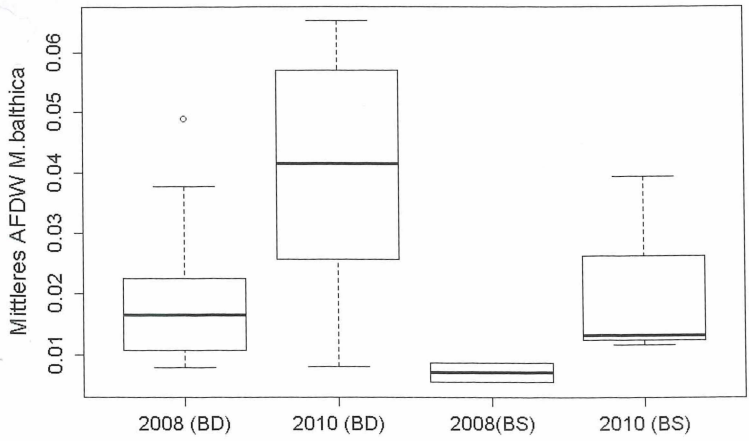

Abb. 9: Boxplotdiagram des mittleren AFDW von *M. balthica* pro Jahr/Gebiet (BD: Büsumer Deichhausen; BS:Büsum Sandstrand).

Für *M. balthica* konnten in BD auch zwei Größenklassen untersucht werden, 9-11mm und 15-17mm. Wie auch schon bei *C. edule* beobachtet wurde, unterschied sich auch hier das mittlere AFDW der kleineren Größenklasse nicht signifikant zwischen den beiden Jahren, dagegen aber Muscheln der Größenklasse 15-17mm (GR2: glm: t= 3.3; df=10; $p<0.05$; Abb. 12). Im Jahr 2008 betrug das mittlere AFDW in dieser Größenklasse 0,012g und 2010 fast viermal so viel (0,046g). In BS wurden zu wenige Muscheln gefunden, um einen Vergleich vorzunehmen.

Verhältnis von Muschelfleisch zu Muschelschale

Das aschefreie Trockengewicht von *C. edule* war deutlich höher als das von *M. balthica*, was in erster Linie durch den artspezifischen Größenunterschied dieser beiden Muscheln verursacht wurde. Da einige Vögel, wie die Eidereinte oder der Knut, Muscheln mit samt der Schale fressen und die Schale nicht verdaut werden kann, wurde das Verhältnisses von Muschelfleisch (AFDW in g) zu Muschelschale (Trockengewicht in g) genauer bedachtet.

Bei dem Vergleich des Verhältnisses von Muschelfleisch (F) / Muschelschale (S) zwischen den untersuchten Muschelarten, wurde das niedrigste F/S Verhältnis bei *C. edule* beobachtet (Abb. 13). *M. balthica*, *S. plana* und *M. arenaria* zeigten im Untersuchungsgebiet BD ein dreimal bis fünfmal höheres Verhältnis. 2010 hatte *S. plana* sogar ein 12mal höheres Verhältnis. In Büsum Sandstrand war dagegen ein zweimal höheres F/S Verhältnis der anderen Muschelarten gegenüber *C. edule* zu verzeichnen.

Es wurde kein signifikanter Unterschied im F/S Verhältnis zwischen den Jahren und den Untersuchungsgebieten, sowohl für *C. edule* als auch für *M. balthica* festgestellt.

Diskussion

Einfluss des Winters auf die gesamte Muschelgemeinschaft

Die Ergebnisse zeigten, dass der strenge Winter von 2009/2010 einen großen Einfluss auf die im Wattenmeer lebende Muschelgemeinschaft hatte. Am deutlichsten wurde dies durch den starken Rückgang der Muschelanzahl, aber auch der Biomasse in beiden

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Untersuchungsgebieten. Dabei wurde im Gebiet BS die Gesamtanzahl um 45 % dezimiert und in BD um 89 %. Die Biomasse ging 2010 dabei auf ein Viertel des Wertes von 2008 zurück. Der drastische Rückgang war im Wesentlichen durch die Dezimierung der Herzmuschelpopulation hervorgerufen. Andere Arten wie die Baltische Plattmuschel und die Sandlklaffmuschel zeigten keine nennenswerten Rückgänge oder schienen sogar vom Eiswinter zu profitieren, da ihre Anzahl nach dem Winter 2009/2010 anstieg und neben der Großen Pfeffermuschel im Jahr 2010 den Hauptteil der Muschelbiomasse ausmachte.

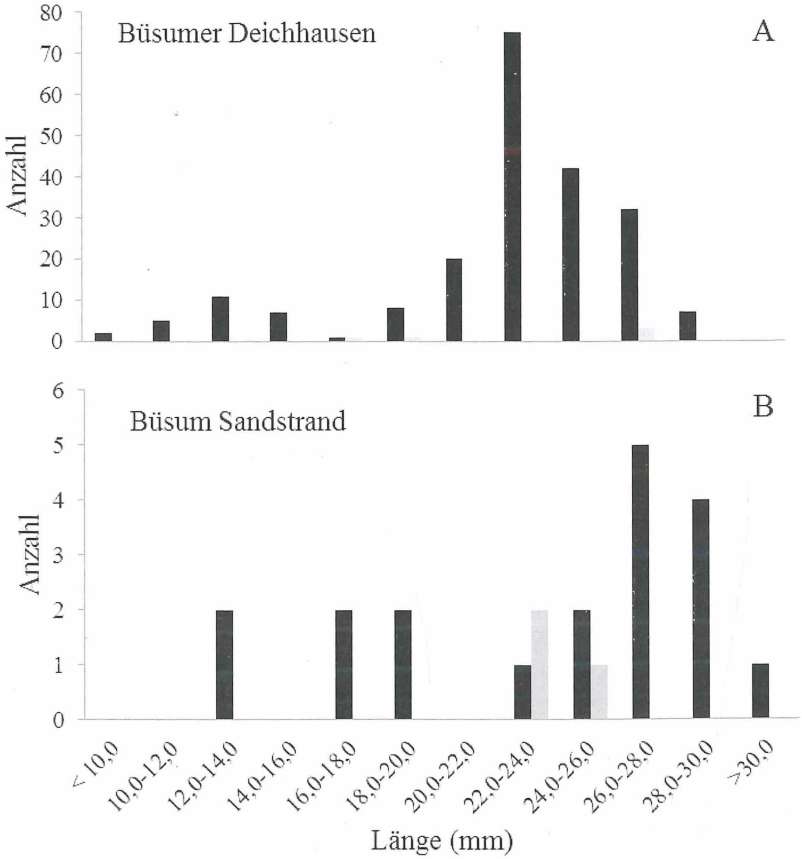

Abb 10: Längenverteilung von *C. edule* in Büsumer Deichhausen (a) und Büsum Sandstrand (b) im Vergleich der Jahre 2008 (schwarz) und 2010 (grau).

STRASSER et al. (2001) sprechen von Winter-harten und Winter-sensitiven Muscheln, die unterschiedlich niedrige Temperaturen tolerieren können. Dabei scheint *M. balthica* weit aus toleranter gegenüber niedrigen Temperaturen zu sein als *C. edule*. Doch ist meist, neben den Folgen der letalen Temperatur, die mechanische Zerstörung durch Eisschollen der primäre Effekt des Rückgangs von Winter sensitiven Muscheln wie *C. edule* (STRASSER et al. 2001). Eisschollen werden hin und her bewegt und dringen so ins Sediment. Muscheln, die sich tiefer ins Sediment eingraben können, wie *M. balthica* (bis 10 cm), *S. plana* (bis 20 cm) und *M. arenaria* (bis 25 cm), sind vor Eisschollen besser geschützt als Mu-

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

scheln wie *C. edule*, die sich nur wenige cm tief eingraben können (ZWARTS & WANINK 1989). Doch nicht nur Temperaturen und die bewegenden Eisschollen sollte man in Betracht ziehen, auch die ansteigende Salinität durch das gebundene Wasser oder der geringere Sauerstoffgehalt können hier die Mortalität von Muscheln erhöhen (BEUKEMA 1979, REISS et al. 2006).

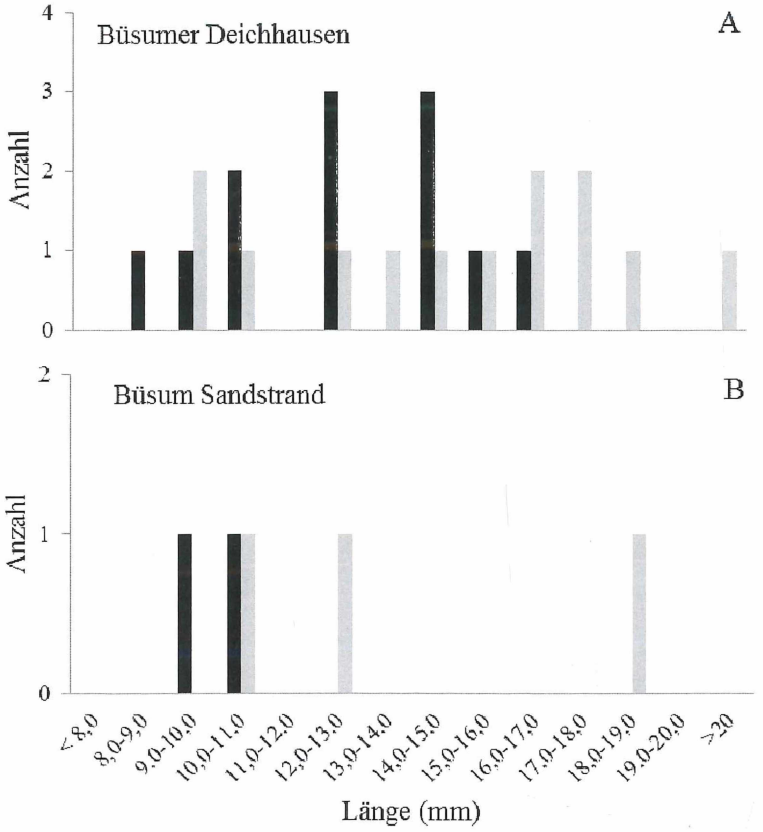

Abb 11: Längenverteilung von *M. balthica* in Büsumer Deichhausen (A) und Büsum Sandstrand (B) im Vergleich der Jahre 2008 (schwarz) und 2010 (grau).

Winter-sensitive *Cerastoderma edule* Population

Die Population von *C. edule* wurde durch den strengen Winter 2010 stark beeinflusst. Dabei waren sowohl Abundanz als auch das aschefreie Trockengewicht von *C. edule* in beiden Untersuchungsgebieten im Jahr 2010 signifikant geringer als 2008. In BD wurde die Anzahl um 97 % und im Untersuchungsgebiet BS um 85 % dezimiert. Untersuchungen zum Größenspektrum zeigten, dass durch den Eiswinter keine bestimmte Größe besonders stark reduziert worden war. Zwar war das mittlere AFDW von *C. edule* pro Probe 2010 signifikant geringer als 2008, doch die Unterschiede des individuellen AFDW und des AFDW gleicher Größenklassen zwischen den Jahren waren nicht signifikant. Der Winter von 2009/2010 beeinflusste die Größe und das individuelle AFDW von *C. edule* daher nicht signifikant. Dies könnte darauf hin deuten, dass die hohe Mortalität von *C. edule* nicht konditions- oder gesundheitsbedingt war, sondern eher an der mechanischen

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Zerstörung durch Eisschollen und an letalen Temperaturen lag. Andere, nicht gemessene Faktoren könnten hier aber auch das Erkennen einer Konditionsschwäche verhindert haben.

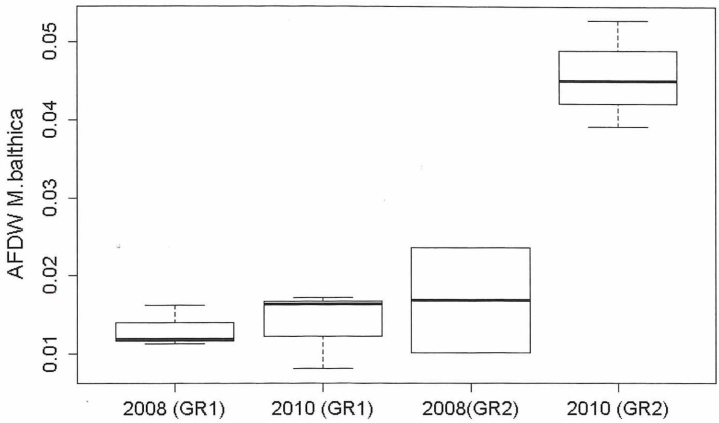

Abb. 12: Boxplotdiagram des AFDW von *M. balthica* gleicher Größenklassen in Büsumer Deichhausen (GR1:9-11mm; GR2:15-17mm).

Ein Vergleich der Anzahlen und Biomassen von Muscheln aus dieser Studie mit anderen Gebieten im Wattenmeer ist schwierig, da die hier vorliegenden Arbeit zeigt, wie stark die Anzahl und das aschefreie Trockengewicht schon zwischen nahe gelegenen Gebieten variieren kann. Außerdem sieht man auch wie stark die Individuenzahlen jährlich schwanken können, was ein Vergleich mit anderen Studien erschwert. Hinzu kommt, dass auch der Monat der Probenahme von Bedeutung ist. Daher findet man in der Literatur Angaben über ein weites Abundanzspektrum von 8- 400 Herzmuscheln pro m² (REISE et al. 1994, ARMONIES et al. 2001, STRASSER et al. 2001, GÜPPNER et al. 2009). Für das aschefreie Trockengewicht ergaben sich meist Werte um 5 g/m², dabei können vor Wintern häufig 8-19 g/m² vorhanden sein und nach Wintern nur noch 0,5 - 4 g/m² (BEUKEMA 1979, REISE et al. 1994, STRASSER et al. 2001, GÜPPNER et al. 2009, BEUKEMA et al. 2010). Mit durchschnittlich 200 Herzmuscheln pro m² und einem mittleren AFDW von 22,5 g pro m² war das Untersuchungsgebiet BD 2008 somit offensichtlich ein gutes bis sehr gutes Herzmuschelgebiet. Nach dem Winter 2010 war das Gebiet mit nur noch durchschnittlich 5 Herzmuscheln pro m² und 0,46g AFDW pro m² ein sehr herzmuschelarmes Gebiet. BS dagegen schien generell ein eher schlechtes Herzmuschelgebiet zu sein.

Winter-harte *Macoma balthica* Muschelpopulationen

Der Eiswinter hatte offensichtlich dagegen auf die Population von *M. balthica* keinen oder nur einen geringen, positiven Einfluss. Der Unterschied in der Abundanz und im aschefreien Trockengewicht von *M. balthica* zwischen den Jahren war nicht signifikant. *M. balthica* können sich tiefer ins Sediment eingraben und finden somit einen besseren Schutz vor der mechanischen Zerstörung durch Eisschollen als *C. edule* (ZWARTS & WANINK 1989). Daher wurde die *M. balthica* Population wahrscheinlich nicht in gleicher Weise von Eisgang beeinflusst wie *C. edule*.

Dennoch konnte in BD ein signifikanter Anstieg des individuellen AFDW auf das Doppelte bis Dreifache beobachtet werden. Muscheln gehören zu den wechselwarme

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Tieren, die bei geringerer Temperatur einen niedrigeren Stoffwechsel besitzen. Dies führt zu einer besseren Kondition der Muschel bei kalten Temperaturen, da trotz gleichem Nahrungsangebot, ihre metabolische Rate niedrig bleibt (ZWARTS 1991, CAMPHUYSEN et al. 2002). Niedrige Wintertemperaturen senken meist die Prädationsrate durch Vögel, denn diese verlassen bei sehr kalten Wintertemperaturen überwiegend das nordöstiche Wattenmeer. Daher hatte der strenge Winter von 2009/2010 zumindest offensichtlich keinen negativen Effekt auf die *M. balthica* Individuen. Ob die Veränderungen in der *Macoma* Population eine Ursache des Eiswinters ist, lässt sich durch die vorliegende Studie nicht abschließend klären. Gute Ernährungsbedingungen in den Frühjahren 2008 und 2009 könnten genauso ein Grund für die Bestandsentwicklung sein.

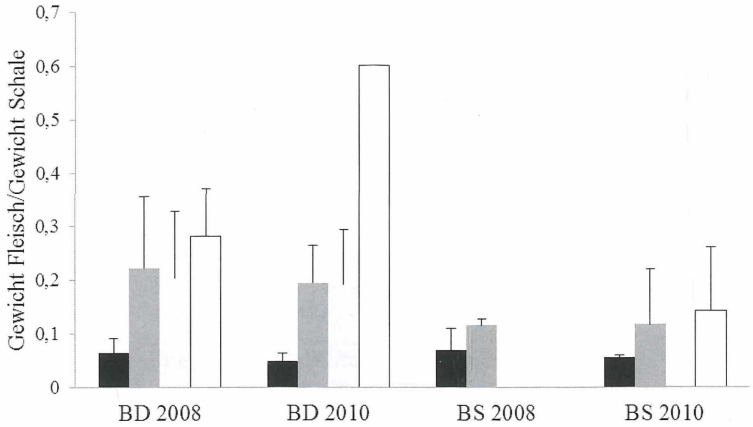

Abb. 13: Mittleres Verhältnis von Fleisch und Schale in Büsumer Deichhausen (BD) und Büsum Sandstrand (BS) pro Jahr (schwarz: *C. edule*, dunkelgrau: *M. baltica*, hellgrau: *S. plana*, weiß: *M. arenaria*).

Ein Vergleich der Untersuchungsgebiete zeigt, dass in BS weniger als ein Fünftel der Anzahl von *M. balthica* in BD gefunden wurde. Dieser Unterschied zwischen den beiden Gebieten war in beiden Jahren signifikant. Auch das aschefreie Trockengewicht pro Probe war in beiden Jahren in BD signifikant höher als in BS. Betrachtet man aber das individuelle AFDW, gibt es hier keinen signifikanten Unterschied. Die Überflutungsdauer und somit die Filtrierzeit der Muscheln war zwar in beiden Gebieten aufgrund der Höhe der Wattflächen gering, aber unterschied sich nicht zwischen den beiden Gebieten. Daher scheidet dieser Faktor wahrscheinlich zur Erklärung von Unterschieden zwischen den Gebieten aus. BD ist ein Mischwatt und besteht aus einem schlickigeren Boden. BS dagegen ist ein Sandwatt und besitzt eine geringere Wasserspeicherfähigkeit während Niedrigwasser (REINECKE 1982). *M. balthica* muss also im Gebiet BS stärkere Trockenphasen aushalten und findet somit in BD bessere Verhältnisse als in Büsum Sandstrand. Neben Toleranz gegen längere Zeiten des Trockenfallens, könnte auch die Morphologie von *M. balthica* eine Rolle gespielt haben, da diese die Fähigkeit des Eingrabens beeinflusst. *M. balthica* besitzt eine sehr dünne und wenig radial und konzentrisch verzierte Schale. Dies kennzeichnet einen Substrat-Spezialisten, der sich schnell, aber nur in einer limitierten Korngröße eingraben kann (ALEXANDER et al.1993). *M. balthica* kann sich durch ihre dünnere und leicht verletzliche Schale schneller und besser in Schlick eingraben als in Sand (TALLQVIST 2001). Ein weiterer Grund für die höheren Dichten in BD im Gegensatz zu BS

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

könnte auch die bessere Nahrungsbedingung für *M. balthica* in BD sein. *M. balthica* ist ein Depositfiltrierer und findet im schlickigen, feinkörnigen Sediment einen höheren Anteil an Mikroorganismen (NEWELL 1965).

Ein Vergleich der Individuendichte und des aschefreien Trockengewichts von *M. balthica* von anderen Studien zeigt, dass zwischen 23 bis 102 Individuen pro m², in sehr schlickigen Gebieten sogar bis über 200 Muscheln pro m² anzutreffen sind (REISE et al. 1994, ARMONIES et al. 2001, GÜPPNER et al. 2009). Das aschefreie Trockengewicht variiert in früheren Untersuchungen zwischen 1-3 g pro m² (BEUKEMA 1979, REISE et al. 1994, PHILIPPART et al. 2003, GÜPPNER et al. 2009., BEUKEMA et al 2010). Beide Untersuchungsgebiete dieser Studie zeigten mit 2 bis 12 Muscheln pro m² bzw. weniger als 0.25 g AFDW pro m² im Gegensatz dazu ein sehr geringes Vorkommen von *M. balthica*. Diese Werte wurden durch den Eiswinter nicht nennenswert beeinflusst.

Auswirkung der Veränderung

Die Wattflächen beider Untersuchungsgebiete lagen relativ hoch und hatten daher relativ geringe Überflutungsdauern, was die Prädation durch Vögel begünstigt. Nach dem Eiswinter 2009/2010 bestand die Muschelgemeinschaft aus winterharten Arten wie *Macoma balthica* und *Mya arenaria* und einer stark reduzierten Anzahl der wintersensitiven Art *Cerastoderma edule*. Auch *Scrobicularia plana* spielte, 2010 relativ gesehen eine größere Rolle, da die 2008 dominierende *C. edule* so stark dezimiert wurde. Diese Verschiebung der Zusammensetzung der Muscheln und der starke Rückgang der Biomasse können starke Auswirkungen auf Prädatoren, wie Watvögel und Strandkrabben *Carcinus maenas* haben (SMITH 1980, DANKERS 1981, STRASSER et al. 2001):

Durchschnittlich finden im Wattenmeer rund 500.000 Vögel ihre Nahrung, zeitweise kann diese Zahl bis auf mehrere Millionen Individuen ansteigen (BEUKEMA et al. 1993). Ein wichtiger Vertreter unter den molluscivoren Vögeln ist der Austernfischer *Haematopus ostralegus* (O'CONNER & BROWN 1977, SUTHERLAND 1982, CAMPHUYSEN et al. 1996, SCHWEMMER et al. 2012). Dabei kann ein Austernfischer durchschnittlich 29 bis 37 g AFDW *C. edule* pro Tag zu sich nehmen (SMITH 1980). Ist das Angebot an *C. edule* jedoch limitierend, so wechselt er seine Beute und ernährt sich vermehrt von anderen Bivalven wie *Macoma balthica, Scrobicularia plana* und *Mya arenaria* (BEUKEMA et al. 1993). Das bedeutet, dass einige Vögel im Wattenmeer in der Lage sind, auf das reduzierte Angebot ihrer bevorzugten Beute zu reagieren und zu anderen Nahrungsorganismen zu wechseln. Eine andere Möglichkeit, auf den Rückgang einer Beutepopulation zu reagieren, ist die Migration in andere Gebiete des Wattenmeeres (O'CONNER & BROWN 1977, DURIEZ et al. 2009). Auch wenn solche Veränderungen der Muschelpopulationen durch milde oder strenge Winter meist simultan im ganzen Wattenmeer geschehen (BEUKEMA et al 1993), können kleinräumliche Unterschiede auftreten. So wurde auch in der vorliegenden Studie in beiden Untersuchungsgebieten ein starker Rückgang von *C. edule* festgestellt, doch gab es Unterschiede im Gesamtbestand zwischen den beiden Gebieten.

Neben dem Austernfischer ernähren sich viele weitere Wattenmeervögel wie die Brandgans *Tadorna tadorna* oder die Eiderente *Somateria mollissima* ebenfalls von *C. edule* (SMITH 1980, CAMPHUYSEN et al. 2002). Trotz gleicher Nahrungswahl, können diese aber unterschiedliche Größenpräferenzen haben. So zieht der Austernfischer *Haematopus ostralegus* große bis mittelgroße *C. edule* und *M. balthica* vor, die Eiderente *Somateria mollissima* ernährt sich von kleinen *C. edule*, der Knutt *Calidris canutus* von mittleren *M. balthica* und die Brandgans *Tadorna tadorna* aufgrund ihrer filternden Ernährungsweise überwiegend sehr kleine Herzmuscheln (SUTHERLAND 1982, NEHLS 1991, BEUKEMA et al 1993, ZWARTS et al. 1996). Die Auswahl der Größe von Muscheln erfolgt bei vielen Vogel-

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

arten durch eine Abwägung der Handhabungszeit und dem Energiegewinn (NORRIS & JOHNSTONE 1998).

Doch ist die präferierte Größe oder Art nicht verfügbar, sind einige Prädatoren von *C. edule* in der Lage auf den Rückgang zu reagieren und vermehrt auf andere Arten wie *M. balthica* zurückzugreifen (BEUKEMA et al 1993). Auch wenn die kleinere Muschelart *M. balthica* (aber auch größeren Arten wie *S. plana* und *M. arenaria*) ein zwei- bis fünfmal besseres Fleisch/Schalen Verhältnis aufwies als *C. edule*, war die Anzahl von *M. balthica* (und der anderen Muschelarten) zu gering, um den starken Verlust der Biomasse von *C. edule* zu kompensieren. Der signifikante Unterschied des aschefreien Trockengewichtes in beiden Gebieten zwischen den beiden Jahren bestätigte dies. Der Haupteffekt des Eiswinters war der starke Rückgang der Gesamtbiomasse durch die hohe Mortalitätsrate von *C. edule*. Nun bleibt die Frage, ob die Biomasse nach dem Eiswinter noch ausreichend war?

Ein Austernfischer nimmt durchschnittlich 29 bis 37 g AFDW *C. edule* pro Tag zu sich, wogegen eine Eiderente bis zu 180g AFDW pro Tag benötigt (SMITH 1980, CAMPHUYSEN et al. 2002). Vögel sind gleichwarme Tiere, das bedeutet, dass sie im Winter mehr Nahrung zu sich nehmen müssen, um ihre metabolische Rate zu erhalten (ZWARTS 1991). Das heißt, aber auch, dass sie in besonders kalten Wintern noch mehr Energie benötigen als in milden Wintern und somit der Zugang und das Vorhandensein von Nahrung eine große Rolle für das Überleben der Vögel im Wattenmeer spielt (DURIEZ et al. 2009).

Langzeitstudien zeigen, dass die Biomasse des Benthos und somit auch der Muscheln in kalten oder strengen Wintern in den meisten Fällen reduziert wird (CAMPHUYSEN et al. 1996). Die Wahrscheinlichkeit, dass dies zu Mortalität unter den Vögeln führt ist besonders dann hoch, wenn das Wattenmeer sehr schnell zufriert und somit die Nahrung rasch unzugänglich ist und wenn ein Kälteeinbruch in einem ansonsten milden Winter erfolgt. Dann ist die Qualität der Benthosnahrung für Vögel herabgesetzt, da die wechselwarmen Benthosorganismen unter milden Temperaturen einen hohen Energieverbrauch aufweisen und somit ihre Körperreserven reduziert sind (CAMPHUYSEN et al. 1996, 2002). Analysen von Austernfischermägen aus dem Eiswinter 2011/2012 belegen, dass die Tiere in aller Regel verhungert sind (Schwemmer et al. in Begutachtung).

Allerdings haben strenge Winter auch gezeigt, dass das Ansiedeln (Rekrutierung) von *C. edule* nach Eiswintern sehr hoch sein kann. Zum einen kann dann die gesparte Energie in eine erhöhte Eiproduktion und somit in Larvenfall investiert werden, da unter kalten Temperaturen die Benthosorganismen ihren Stoffwechsel reduzieren können (HONKOOP & VAN DER MEER 1997, BEUKEMA et al. 1998). Zum anderen ist die epibenthische Prädation durch die Strandkrabbe reduziert (STRASSER & GÜNTHER 2001), denn deren Larven erscheinen in geringerer Anzahl und sechs bis acht Wochen später. Dagegen sind die Larven von *C. edule* fast zur gleichen Zeit und in gleicher Anzahl wie nach normalen Wintern anzutreffen. Dieses zeitliche miss-match zwischen den beiden Arten führt zur erfolgreichen Rekrutierung von *C. edule* nach strengen Wintern (REISE 1985, STRASSER & GÜNTHER 2001). Außerdem sind *C. edule* nach einigen Wochen/Monaten größer als die nach milden Wintern (STRASSER 2002). Dies zeigt, dass trotz des drastischen Rückgangs von *C. edule* im Winter 2009/2010, im Sommer nach dem Eiswinter das Ansiedeln der Muscheln sehr erfolgreich sein kann und somit für ein erneutes Wachstum in der Population sorgen kann. Auch für *M. balthica* wurde nach strengen Wintern eine hohe und nach milden ein niedrige Rekrutierung, durch den reduzierten bzw. erhöhten Prädationsdruck durch die Nordseegarnele *Crangon Crangon* beobachtet (BEUKEMA et al. 1998, PHILIPPART et al 2003).

Somit haben strenge Winter negative und positive Effekte auf die Populationsdynamik von Muscheln und auf die Zusammensetzung der ganzen Muschelgemeinschaft.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Schlussfolgerungen und Ausblick

Diese Studie zeigt, wie stark der Einfluss eines kalten Winters auf eine Muschelpopulation im Wattenmeer sein kann. Vor allem der starke Rückgang der Herzmuschel durch kalte Winter, kann zu einer hohen Mortalitätsrate des Austernfischers aufgrund von Nahrungsmangel führen (CAMPHUYSEN et al. 1996).

Die vorliegende Studie konnte nur einen kleinen Einblick in die Populationsdynamik von Herzmuscheln geben. Auch REISS et al. (2006) beobachtete eine starke Veränderung der Muschelgesellschaft nach kalten Wintern, doch konnten die Autoren zeigen, dass sich die Muschelbestände nach zwei Jahren wieder normalisierten. In der vorliegenden Arbeit wurden nur zwei Jahre miteinander verglichen. Schaut man sich jedoch die Entwicklung über einen längeren Zeitraum an, erkennt man regelmäßige, jährliche Schwankungen der Biomasse, unter anderem ausgelöst durch die Einflüsse von kalten und milden Wintern (ZWARTS 1991). Herzmuscheln tragen mehr als andere Arten zur Gesamtmuschelbiomasse bei, dadurch schwankt oft die Gesamtmuschelbiomasse wie die Herzmuschelbiomasse (BEUKEMA et al. 2010). BEUKEMA et al. (2010) stellt dar, dass nicht die Mortalität von *C. edule*, der wichtigste Faktor für die Biomasseschwankungen ist, sondern der bessere Rekrutierungserfolg nach kalten Wintern. Der Bestand der Baltischen Plattmuschel im Wattenmeer ist gegenüber *C. edule* nicht so stark jährlichen Schwankungen ausgesetzt, wird dennoch immer weniger (BEUKEMA et al. 2010). Doch zeigte die Baltische Plattmuschel, wie die Herzmuschel, eine erfolgreiche Rekrutierung nach kalten Wintern (BEUKEMA et al. 1998, PHILIPPART et al 2003). Da strenge Winter in den letzten zwei Dekaden aber selten geworden sind, könnte der fehlende Rekrutierungserfolg nach milden Wintern der Hauptgrund des Rückganges des Muschelbestandes von *C. edule* , aber auch *M. balthica*, sein (BEUKEMA et al. 2010). Dies könnte auch den Rückgang von Wat- und Zugvögeln stark mit beeinflussen. Eiderentenmassensterben, vor allem nach milden Wintern, zeigten, dass Nahrungsmangel die Ursache war (CAMPHUYSEN et al. 2002). Zusätzlich zu schlechtem Rekrutierungserfolg und schlechten Muschelkonditionen hat zumindest in den Niederlanden phasenweise der gestiegene Fischereidruck auf *C. edule* zu den Rückgängen der Vogelbestände in diesem Teil des Wattenmeeres beigetragen (PIERSMA et al. 2001, VERHULST et al. 2004). Im deutschen Wattenmeer findet hingegen keine Fischerei auf Herzmuscheln statt.

Abschließend kann man sagen, dass Eiswinter, wie jener von 2009/2010, einen großen Einfluss auf die Muschelgemeinschaften und vor allem auf die Population von *C. edule* haben. Kurzzeitig wirken sich diese Effekte vor allem auf die Vogelarten aus, die sich hauptsächlich von *C. edule* ernähren. Doch langfristig können die oben dargestellten positiven Effekte eines strengen Winters überwiegen. Einzelne sehr kalte Winter haben einen geringeren Langzeiteffekt als mehrere aufeinander folgende milde Winter (DE JONG et al. 1999) und da die Anzahl kalter Winter in den letzten zwei Dekaden stark abgenommen hat, könnte dies eine Ursache für der Rückgang von Muschelbeständen wie *C. edule* oder *M. balthica* sein (BEUKEMA et al. 2010). Wie sich die Bestände in Zukunft mit den Klimaveränderungen, aber auch den anthropogen Einflüssen, entwickeln, bleibt abzuwarten.

Danksagung

Ein besonderer Dank gilt der Schutzstation Wattenmeer e.V. in Büsum, für die Bereitstellung der Daten der Langzeitstudie über das Vorkommen und Vorhandensein von Wattorganismen. Hier möchten wir vor allem den Praktikanten und FÖJlern im Jahr 2010 danken, die bei der Probennahme im Frühjahr 2010 geholfen haben.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Ein herzlichen Dank auch an Franziska Güpner und Britta Egge, Mitarbeiter des FTZs in Büsum, die eine große Hilfe bei der Vorbereitung und Bearbeitung der Proben waren.

Besonders danken möchten wir auch Prof. Dr. Karsten Reise für seine wertvollen Vorschläge zur Verbesserung des Manuskriptes.

Literatur

ALEXANDER R. R., STANTON R. & DODD J.R. (1993): Influence of sediment grain size on the burrowing of bivalves: correlation with distribution and stratigraphic persistence of selected neogene clams. Palaios 8, 289-303.

ARMONIES W., HERRE E. & STURM M. (2001): Effects of the severe winter 1995/96 on the benthic macrofauna of the Wadden Sea and the coastal North Sea near the island of Sylt. Helgoland Marine Research 55, 170-175.

BEUKEMA J.J. (1979): Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea: Effects of a severe winter. Netherlands Journal of Sea Research 13, 203-223.

BEUKEMA J.J., ESSINK K., MICHAELIS H. & ZWARTS L.(1993): Year-to-year variability in the biomass of macrobenthic animals on tidal flats of the Wadden Sea: how predictable is this food source for birds. Netherlands Journal of Sea Research 31, 319-330.

BEUKEMA J.J., HONKOOP P.J.C. & DEKKER R. (1998): Recruitment in *Macoma balthica* after mild and cold winters and its possible control by egg production and shrimp predation. Hydrobiologia 375/376, 23-34.

BEUKEMA J.J. & DEKKER R. (2005): Decline of recruitment success in cockles and other bivalves in the WADDEN Sea: possible role of climate change, predation on postlarve an fisheries. Marine Ecology Progress Series 287, 149-167.

BEUKEMA J.J., DEKKER R., PHILIPPART C.J.M. (2010): Long-term variability in bilvalve recruitment, mortality, and growth and their contribution to fluctuations in food stocks of shellfish-eating birds. Marine Ecology Progress Series 414, 117-130.

BLEW J., DIEDRICHS A., GRÜNKORN T., HOFFMANN M. & NEHLS G. (2006): Investigations of the bird collision risk and the response of harbour porpoises in the offshore wind farms Horns Rev, North Sea, and Nysted, Baltic Sea, in Denmark.Report from Universiät Hamburg and BioConsult SH, pp. 165.

BÜTTGER H., NEHLS G. & WITTE S. (2011): "High mortality of Pacific oysters in a cold winter in the North-Frisian Wadden Sea." Helgoland Marine Research 65(4), 525-532.

CAMPHUYSEN C.J., ENS, B.J., HEG D., HULSCHER J.B., VAN DER MEER J. & SMIT, C. (1996): Oystercatcher *Haematopus ostralegus* winter mortality in the Netherlands: the effect of severe weather and food supply. Ardea 84A, 469-492.

CAMPHUYSEN, C.J., BERREVOETS C.M., CREMERS H.J.W.M., DEKINGA A., DEKKER, R., ENS, B.J., VAN DER HAVE T.M., KATS R.K.H., KUIKEN T., LEOPOLD M.F., VAN DER MEER J. & PIERSSMA T. (2002): Mass mortality of common eiders (*Somateria mollissima*) in the Dutch Wadden Sea, winter 1999/2000: starvation in a commercially exploited wetland of international importance. Biological Conversation 106, 303-317.

DANKERS N. (1981) Invertebrates of the Wadden Sea: Final Report of the section 'Marine Zoology' of the Wadden Sea Working Group: Report 4. Balkeme Publishers.

DE JONG, F., BAKKER J.F., VAN BERKEL C.J.M., DANKERS N.M.I.A., DAHL K., GÄTJE C., MARENCIC H. & POTEL P. (1999); Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Quality Status Report Group. Wilhelmshaven.

DURIEZ O., SAETHER S.A., ENS, B.J., CHOQUET R., PRADEL R., LAMBECK R.H.D. & KLAASSEN M. (2009): Estimating survival and movements using both live and dead recoveries: a

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

case study of oystercatchers confronted with habitat change. Journal of Applied Ecology 46, 144-153.

GÜPNER F., SCHEMMER P. & GARTHE S. (2009): Bivalves in muddy tidal flats at Meldorfer Bucht - a prey worthwhile for waders? Wadder Study Group Bulletin 116 , 227.

HONKOOP P.J.C. & VAN DER MEER J. (1998): Experimentally induced effects of water temperature and immersion time to reproduction output of bivalves in the Wadden Sea. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 220: 227-146.

KAMERMANS P., VAN DER VEER H.W., KARCZMARSKI L. & DOEGLAS G.W. (1994): Similarity in food source and timing of feeding in deposit- and suspension-feeding bivalves. Marine Ecology Progress Series 104, 63-75.

LAURSEN K., BLEW J., ESKILDEN K., GÜNTHER K., HÄLTERLEIN B. KLEESTRA R., LÜRßEN G., POTEL P. & SCHRADER S. (2010): Migratory waterbrids in the Wadden Sea 1987-2008. Wadden Sea Ecosystem Nr. 30. Common Wadden Sea Secretariat, Joint Monitoring Group of migratory Birds in the Wadden Sea, Joint Monitoring Group of breeding birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.

NEHLS G. (1991): Bestand, Jahresdynamik und Nahrungsökologie der Eiderente, *Somateria mollissima*, L. 1758, im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Corax 14, 146-209.

NEWELL R. (1965): The role of detritus in the nutrition of two marine deposit feeders, the prosobranch Hydrobia ulvae and the bivalve Macoma balthica. Proceedings of the Zoological Society of London, Wiley Online Library.

NORRIS K. & JOHNSTONE I. (1998): The functional response of oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) searching for cockles (*Cerastoderma edule*) by touch. Journal of Animal Ecolology 67, 329-346.

O'CONNER R.J. & BROWN R.A. (1977): Prey depletion and foraging strategy in the oystercatcher *Haematopus ostralegus*. Oecologia 27, 75-92.

PHILIPPART C.J.M., VAN AKEN H. M., BEUKEMA J.J., BOS O, G.B., CADÉE G.C. & DEKKER R. (2003): Climate-related changes in recruitment of bivalve *Macoma balthica*. Limnology and Oceanography 48, 2171-2185.

PIERSMA T., KOOLHAAS A., DEKINGA A., BEUKMA J.J., DEKKER R. & ESSINK K. (2001): Long-term indirect effects of mechanical cockle-dredging on intertidal bivalve stocks in the Wadden Sea. Journal of Applied Ecology 38, 976-990.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2011) R: ALanguage and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, Available at http://www.R-project.org.

REINECKE H.E. (Hrsg.) (1982): Das Watt, Ablagerungs- und Lebensraum. 3. Auflage, Verlag von Waldemar Kramer Frankfurt a.M.

REISS H., MEYBONN K. & KRÖNCKE I. (2006): Cold winter effects on benthic macrofauna communities in near- and offshore regions of the North Sea. Helgoland Marine Research 60, 224-238.

REISE K. 1985: Tidal flat ecology. Springer, pp 108-114.

REISE K., HERRE E. & STURM M. (1994): Biomass and abundance of macrofauna in intertidal sediments of Königshafen in the northern Wadden Sea. Helgoländer Meeresuntersuchungen 48, 201-215.

SCHWEMMER P., GÜPNER F., GUSE N. & GARTHE S. (2012): Nahrungswahl von Vogelarten der deutschen Nordseeküste. Vogelwarte 50, 141-154.

SMITH C.J. (1980): Birds of the Wadden Sea: Final Report of the section 'Birds'of the Wadden Sea Working Group. Leiden.

SUTHERLAND W.J. (1982): Do Oystercatchers select the most profitable cockles? Animal Behavior 30, 857-861.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

STRASSER M., HERTLEIN A. & REISE K. (2001): Differential recruitment of bivalve species in the northern Wadden Sea after the severe winter of 1995/96 and of subsequent milder winters. Helgoland Marine Research 55, 182–189.

STRASSER, M. & GÜNTHER, C. (2001): Larval supply of predator and prey: temporal mismatch between crabs and bivalves after a severe winter in the Wadden Sea. Journal of Sea Research 55, 182–189.

STRASSER M. (2002): Reduced epibenthic predation on intertidal bivalves after a severe winter in the European Wassen Sea. Marine Ecology Progress Series 241, 113–123.

TALLQVIST M. (2001): Burrowing behavior of the Baltic clam *Macoma balthica*: effects of sediment type, hypoxia and predator presence. Marine Ecology Progress Series 212, 183-191.

VAN DER GRAAF S., DE VLAS J., HERLYN M., VOSS J., HEYER K. & DRENT J. (2009): Macrozoobenthos. Thematic Report No.10. In: MARENCIC H & DE CLAS J. (Hrsg): Quality status report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven.

VENABLES W.N. & RIPLEY B.D. (2002): Modern Applied Statistics with S.Springer. New York, pp. 495.

VERHULST S., OOSTERBEEK K., RUTTEN A.L. & ENS B.J. (2004): Shellfish fishery severely reduces condition and survival of oystercatchers despite creation of large marine protected areas. Ecology and Society 9, 17.

ZWARTS L. & WANINK J. (1989): Siphon size and burying depth in the deposit- and suspension-feeding benthic bivalves. Marine Biology 100, 227-240.

ZWARTS L. (1991): Seasonal variation in body weight of the bivalves *Macoma balthica, Scrobicularia plana, Mya arenaria* and *Cerastoderma edule* in the Dutch Wadden Sea. Netherlands Journal of the Sea Research 28 , 231-245.

ZWARTS L., CAYFORD J.T., HULSCHER J.B., KERSTEN M., MEIRE P.M. & TRIPLET P. (1996): Prey size selection and intake rate. In: GOSS-CUSTARD (ed.) The oystercatcher – From individuals to populations. Oxford University Press, Oxford, pp. 30-55.

Autoren:
Claudia Wittwer
Forschungs- und Technologiezentrum Westküste
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Hafentörn 1
25761 Büsum
Germany
Tel.: 04834 601-119
Fax: 04834 604-199
Email claudia-wittwer@web.de

Philipp Schwemmer
Forschungs- und Technologiezentrum Westküste
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Hafentörn 1
25761 Büsum

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Faunistisch-Ökologische Mitteilungen

Jahr/Year: 2009-2016

Band/Volume: 9

Autor(en)/Author(s): Wittwer Claudia, Schwemmer Philipp

Artikel/Article: Einfluss von Eiswintern auf die Nahrungsgrundlage von Küstenvögeln im Dithmarscher Wattenmeer 335-356