

Abschlussbericht

für die Zeit vom 1.10.2008 - 31.07.2012

an die Bauer-Hollmann-Stiftung
im Stifterverband für die Deutsche Wissenschaft

Junior-Forschergruppe

Biodiversität, Management und Ökosystemfunktionen von
Salzmarschen Im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer

BASSIA



Bassia hirsuta, Föhr, August 2010 Foto: Bernd Hälterlein

Antonia Wanner, Franziska Rupprecht, Frauke Müller & Kai Jensen
AG Angewandte Pflanzenökologie
Universität Hamburg

Cynthia Erb & Veit Hennig
AG Tierökologie und Naturschutz
Universität Hamburg

Inhalt

Zusammenfassung.....	iii
1 Einleitung	1
2 Übersicht über das Untersuchungsgebiet	3
3 Teilprojekt A: Salzmarschenvegetation (Antonia Wanner & Franziska Rupprecht)	4
3.1 Einleitung.....	4
3.2 Methoden.....	5
3.2.1 Datengrundlagen.....	5
3.2.2 Sukzessionspfade	5
3.2.3 Diversität der Vegetation.....	6
3.3 Ausgewählte Ergebnisse	6
3.3.1 Flächenentwicklung der Salzmarschen.....	6
3.3.2 Steuernde Faktoren der Vegetationsentwicklung	7
3.3.3 Einfluss des Managements auf die Diversität der Salzmarschenvegetation	8
3.4 Diskussion	9
3.4.1 Flächenentwicklung der Salzmarschen.....	9
3.4.2 Steuernde Faktoren der Vegetationsentwicklung	9
3.4.3 Einfluss des Managements auf die Diversität der Salzmarschenvegetation	10
4 Teilprojekt B: Brutvögel (Cynthia Erb)	11
4.1 Einleitung.....	11
4.2 Methoden.....	12
4.2.1 Diversität der Brutvögel.....	12
4.2.2 Nistplatzwahl des Austernfischers	12
4.3 Ausgewählte Ergebnisse	13
4.3.1 Diversität der Brutvögel.....	13
4.3.2 Nistplatzwahl des Austernfischers	14
4.4 Diskussion	15
5 Teilprojekt C: Ökosystemfunktionen (Frauke Müller)	16
5.1 Einleitung.....	16
5.2 Methoden.....	17
5.2.1 Untersuchungsgebiete	17
5.2.2 Siliziumhaushalt.....	17
5.2.3 Sedimentation	18
5.3 Ausgewählte Ergebnisse	18
5.3.1 Siliziumhaushalt.....	18
5.3.2 Sedimentation.....	19
5.4 Diskussion	20
5.4.1 Siliziumhaushalt.....	20
5.4.2 Sedimentation	21
6 Schlussfolgerungen hinsichtlich des Managements der Salzmarschen.....	22
7 Referenzen.....	26

Anhang.....	I
Anhang 1: Liste der in die Analyse einbezogenen Brutvogelarten	I
Anhang 2: Publikationen	II
Anhang 3: Abschlussarbeiten.....	III
Anhang 4: Wissenschaftlicher Austausch.....	IV
Kooperationen	IV
Veranstaltungen.....	V

Zusammenfassung

Salzmarschen sind charakteristische Ökosysteme flacher Küstenbereiche, die durch den Wechsel der Gezeiten, die Sedimentation und den Salzeinfluss des Meeres charakterisiert sind. Bis zur Gründung des Nationalparks 1985 prägten kurzrasige, intensiv von Schafen beweidete und systematisch entwässerte Salzmarschen das Bild der Westküste Schleswig-Holsteins. Anfang der 1990er Jahre wurde die Beweidung großer Teile der Salzmarschen eingestellt oder die Besatzdichte verringert. In den nicht oder extensiv beweideten Flächen werden die künstlich angelegten Entwässerungssysteme nicht mehr unterhalten, und in einigen „Vorrangflächen für den Naturschutz“ werden seit 1995 keine Küstenschutzmaßnahmen in Form von Lahnungsunterhaltung mehr durchgeführt.

In der Folge bildeten sich vielfältigere Vegetationsstrukturen. Pflanzenarten, die zuvor durch die intensive Beweidung zurückgedrängt wurden, breiteten sich aus und die Artenvielfalt der Vegetation stieg. Während das Bild in den ersten Jahren nach Beweidungsaufgabe von bunten Blütenteppichen bestimmt wurde, breiteten sich jedoch nach einigen Jahren konkurrenzstarke Pflanzenarten wie die Strandquecke in eher artenarmen Beständen aus. Mit der Vegetation veränderte sich auch der Lebensraum Salzmarsch, was sich auf Tiere wie Brut- und Zugvögel oder Insekten auswirkte. Auch nicht-biologische Funktionen des Ökosystems, wie die Ablagerung von Sedimenten bei Überflutungen, können von Vegetationsveränderungen beeinflusst werden.

Ziel des Projektes BASSIA war es, den Einfluss des veränderten Beweidungsmanagements in den Salzmarschen zu untersuchen und zu beurteilen, wie sich die Veränderungen auf die Entwicklung der Vegetation, auf die Brutvögel und auf nicht-biologische Ökosystemfunktionen auswirkt. Dafür wurden eigene Daten erhoben und die umfangreichen Datenbestände des Nationalparks genutzt, die beispielsweise langjährige Vegetationskartierungen, Dauerflächenuntersuchungen und Brutvogelzählungen umfasst. Von den Ergebnissen der Untersuchungen wurden Schlussfolgerungen für ein zukünftiges Salzmarschenmanagement abgeleitet.

A: Einfluss des Managements auf Vielfalt und Entwicklung der Salzmarschenvegetation

Um zu analysieren, wie sich das veränderte Management auf die Ausdehnung der Salzmarschen, die Vegetationsentwicklung und die Vielfalt der Vegetation auswirkte, wurde die großräumige flächendeckende Salzmarschenkartierung zwischen 1988 und 2006 sowie Zeitreihen der Dauerflächen mit unterschiedlichen Beweidungsregimen ausgewertet.

Die flächendeckende Kartierung von 2006 erfasste eine Salzmarschenfläche von 12.450 ha. Am Festland wuchs die Salzmarschenfläche seit 1988 um 14%, insbesondere nahe der Elbmündung, wo die Salzmarschen inzwischen bis zu 800 m über die in der Vergangenheit angelegten Lahnungsfelder hinausgewachsen sind. Die meisten Vorrangflächen in Nordfriesland wiesen leichte Rückgänge auf, während in Dithmarschen die Salzmarschen in den Vorrangflächen stärker anwuchsen als an der umliegenden Küste. Diese Ergebnisse sprechen dafür, dass die Unterhaltungsintensität von Lahnungen je nach hydrodynamischen Bedingungen angepasst und in einzelnen Küstenabschnitten mit hoher Sedimentation ganz eingestellt werden kann.

Die Vegetation entwickelt sich überwiegend „vorwärts“ hin zu Vegetationstypen der oberen Marsch mit in der Regel dichten Strandqueckenbeständen. Gefördert wird diese Entwicklung durch hohe Geländehöhe, Beweidungsaufgabe und die Nähe zu anderen Strandqueckenbeständen. Der hohe Sedimenteintrag im Bereich der Elbmündung beschleunigte die Vegetationsentwicklung. Auch wenn die Gruppenunterhaltung auf den unbeweideten Flächen eingestellt wurde, ist der Vernässungseffekt zu gering, um der Ausbreitung der Strandquecke

quantitativ entgegenzuwirken. Eine stärkere Vernässung könnte ihre Ausbreitung hemmen, da die Strandquecke Staunässe im Boden schlecht erträgt.

Eine „rückwärtsgerichtete“ Vegetationsentwicklung hin zu Vegetationstypen der unteren Marsch oder zu Pioniervegetation bzw. ein Stagnieren der Vegetationsentwicklung ist zunehmend begrenzt auf beweidete und tiefliegende Bereiche, und wird insbesondere im Norden des Untersuchungsgebiets (in Richtung dänische Grenze) beobachtet. Dort ist die Sedimentation geringer, im Inneren einer Marsch wurde bereits ein „Absinken“ der Salzmarschoberfläche relativ zum steigenden Meeresspiegel beobachtet.

Die Vielfalt der Vegetation hat seit den Managementänderungen deutlich zugenommen, sowohl klein- als auch großräumig, und zwar in allen Beweidungsregimen. In nicht oder nur noch extensiv beweideten Flächen nahmen beweidungsempfindliche, zuvor selten gewordene Arten schnell zu und produzierten so viele Samen, dass sie sich anschließend auch in benachbarte, weiterhin intensiv beweidete Flächen hinein ausbreiten konnten. Die kleinräumige Artenvielfalt nahm in der oberen Marsch etwa zehn Jahre nach Beweidungsumstellung wieder ab, so dass 2010 intensiv beweidete Dauerflächen mehr Arten aufwiesen als nicht oder extensiv beweidete. Die Strandquecke hat sich in der Hälfte der nicht oder extensiv beweideten Dauerflächen ausgebreitet und andere Arten verdrängt. Dauerflächen mit geringen Sedimentationsraten haben sich weniger stark verändert und sind weiterhin vielfältig. Die großräumige Vielfalt der Vegetationstypen hingegen ist in der unteren Marsch bei intensiver Beweidung verringert. Der Einfluss des Managements auf die Vielfalt ist also maßstabsabhängig, und die Betrachtung nur eines Maßstabs z. B. beim Monitoring kann zu falschen Schlussfolgerungen führen.

B: Einfluss von Nutzungsänderungen auf Brutvogelgemeinschaften der Salzmarschen

Brutvögel unterscheiden sich in ihren Ansprüchen an die Vegetationsstruktur an ihrem Nistplatz. Da eine hohe Pflanzenvielfalt in der Regel auch mit einer hohen Vielfalt an Vegetationsstrukturen einhergeht, könnte sie sich auch auf die Vielfalt der Brutvögel positiv auswirken. Durch extensive und wechselnde Beweidung durch Rinder unterscheiden sich die Salzmarschen der Halligen, kleinen Salzmarscheninseln im Wattenmeer, von den meist intensiv durch Schafe beweideten Salzmarschen am Festland. Dies könnte sich auch auf die Brutvögel auswirken. Der Zusammenhang zwischen Vegetationsvielfalt und Brutvogelartenzahlen wurde für den Zeitraum von 1988 bis 2006 in 36 Untersuchungsgebieten am Festland und auf den Halligen analysiert.

Während sich die Brutvogelartenzahl am Festland über die Jahre nicht änderte, stieg sie auf den Halligen deutlich an, und war 2006 dort höher als am Festland. Die Vielfalt der Vegetation nahm am Festland zunächst kontinuierlich zu und sank im Jahr 2006 wieder leicht ab. Auf den Halligen zeigte sich kein Unterschied hinsichtlich der Vegetationsvielfalt. Nur im Jahr 2001 stieg die Brutvogelvielfalt mit der Vegetationsvielfalt an, in den anderen Jahren konnte kein Zusammenhang zwischen Vegetationsvielfalt und Vielfalt der Brutvögel festgestellt werden. Auf dem untersuchten räumlich-zeitlichen Maßstab hängt die Vielfalt der Brutvögel also nicht generell von der Vielfalt der Vegetation ab. Dennoch ist unstrittig, dass Beweidung und dadurch verursachte Vegetationsänderungen Brutvögel beeinflussen - jedoch unterscheidet sich der Einfluss von Art zu Art. Die Halligen scheinen für Brutvögel besonders attraktiv zu sein. Möglicherweise führt die extensive Rinderbeweidung zu einer höheren kleinräumigen Vielfalt an Vegetationsstrukturen, die aber in der verwendeten großmaßstäbigen Kartierung nicht sichtbar wird. Die Präferenz für die Halligen könnte aber auch andere Gründe haben, wie z.B. Unterschiede in der Nahrungverfügbarkeit.

Weiterhin wurde auf einem kleinen räumlichen Maßstab untersucht, ob der Austernfischer für seinen Nistplatz bestimmte Vorlieben hinsichtlich der Vegetation hat, und damit auch vom Management der Salzmarschen beeinflusst wird. Hierfür wurden Daten einer punktgenauen Kartierung der Austernfischernester in einer Festlands-Salzmarsch zwischen 1996 und 2006 genutzt. Diese wurden mit den Vegetationskarten kombiniert ausgewertet. In den Jahren 1996 und 2001 hatte die Beweidung keinen Einfluss auf die Nistplatzwahl des Austernfischers. Dagegen zeichnete sich im Jahr 2006 eine Präferenz des Austernfischers für Bereiche ab, die nach einigen Brachejahren seit 1999 wieder beweidet wurden, und vermutlich dadurch eine vielfältigere Vegetationsstruktur aufwiesen. Weiterhin zeigte sich, dass die Austernfischernester im Laufe der Zeit immer näher an Grenzen zwischen Vegetationstypen gefunden wurden. Diese Bereiche sind vermutlich vielfältiger in ihrer Struktur und damit als Nistplatz für den Austernfischer attraktiver.

C: Einfluss des Managements auf Sedimentation und Siliziumhaushalt

Salzmarschen sind nicht nur Lebensraum für zahlreiche Pflanzen- und Tierarten, sie übernehmen auch eine Reihe wichtiger Ökosystemfunktionen. Im dritten Teilprojekt wurde der Frage nachgegangen, inwieweit das Beweidungsmanagement diese Funktionen beeinflusst. Für diese Untersuchung wurden Ökosystemfunktionen ausgewählt, die eine wichtige Rolle für den Natur- und Küstenschutz spielen, bzw. die bislang trotz ihrer möglichen Relevanz für die Salzmarschen und angrenzenden Ökosysteme wenig Beachtung gefunden haben. Untersucht wurden Sedimentationsprozesse und der Siliziumhaushalt in den Salzmarschen.

Eine ausreichende Sedimentationsrate, also die Ablagerung von Partikeln aus dem Überflutungswasser, ist angesichts eines steigenden Meeresspiegels von großer Bedeutung für die Salzmarschen. Messungen mit *sedimentation-erosion-bars* in zwei Untersuchungsgebieten haben ergeben, dass das aktuelle Höhenwachstum der Salzmarschen im Mittel 7 mm/Jahr beträgt und damit höher ist als der derzeitige Meeresspiegelanstieg in der Deutschen Bucht von rund 4 mm/Jahr. Das Beweidungsmanagement scheint einen Einfluss auf das Höhenwachstum zu haben: Im Mittel ist es auf unbeweideten Salzmarschen 1 mm höher als auf beweideten. Der Unterschied kann mit der strömungsberuhigenden Wirkung der Vegetation erklärt werden, wodurch sich mehr Partikel aus dem Überflutungswasser ablagern können.

Zusammen mit den Sedimenten werden auch Nährstoffe auf der Oberfläche abgelagert und durch biologische Prozesse in der Marsch umgewandelt. Die Salzmarschen erfüllen daher auch eine wichtige Filterfunktion für die Küstengewässer. In jüngerer Zeit ist insbesondere der Siliziumhaushalt in Marschen in den wissenschaftlichen Fokus gerückt. Kieselalgen, die die Grundlage des Nahrungsnetzes in Küstengewässern darstellen, sind auf eine ausreichende Versorgung mit gelöstem Silizium angewiesen. Ist nicht genug Silizium für das Wachstum der Kieselalgen vorhanden, haben andere Algen einen Konkurrenzvorteil und es kann im Extremfall zu toxischen Algenblüten kommen. In vier saisonalen Messkampagnen wurden Wasser-, Boden- und Biomasseproben genommen und die bisher umfassendste Bilanzierung von Siliziumein- und -austrägen für Salzmarschen erstellt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Marschen mit einem kontinuierlichen Sickerwasserstrom mit sehr hohen Siliziumkonzentrationen zu einer besseren Siliziumversorgung der Küstengewässer beitragen. Der Siliziumaustrag aus unbeweideten Marschen ist größer als aus beweideten. Durch die dichte Vegetation auf unbeweideten Salzmarschen läuft hier das Regen- und Überflutungswasser langsamer ab und hat daher mehr Zeit, Silizium aus dem Boden zu lösen. Es hat sich aber auch gezeigt, dass bei einer Überflutung der Flächen mehr Silizium in fester Form in die Salzmarsch eingetragen wird als in gelöster Form wieder freigesetzt wird. Die untersuchten Flächen sind daher insgesamt als Senken für Silizium anzusehen.

1 Einleitung

Salzmarschen sind ein Lebensraum, der sich an flachen Küstenabschnitten in der Übergangszone zwischen Land und Meer bilden konnte. Die hier vorkommenden Pflanzen und Tiere sind an häufige Überflutungen und einen hohen Salzgehalt angepasst. An der Wattenmeerküste gingen mit den ersten Eindeichungen vor ca. 1.000 Jahren die ehemals ausgedehnten natürlichen Salz- und Brackmarschen weitestgehend verloren. Zur Landgewinnung wurden vor den Deichen Lahnungen angelegt, die als eine Konstruktion aus Pfählen und Reisig die Strömung verlangsamen und damit die Ablagerung feiner Sedimente fördern. Um die Besiedlung dieser Sedimente durch salztolerante und schlickfangende Pflanzenarten zu beschleunigen, wurde ein geometrisches System von Entwässerungsgräben („Gruppen“, s. Abb. 1) angelegt. Solche anthropogen entstandenen Vorlandsalzmarschen machen heute zwei Drittel der Salzmarschenfläche im schleswig-holsteinischen Wattenmeer aus. Ein Sechstel der heute vorhandenen Salzmarschen ist als natürlich angelandete sandige Salzmarschen im Schutz der Inseln und anderer natürlicher Barrieren entstanden. Diese sind oft vielfältiger strukturiert und werden durch ein verzweigtes Prielsystem natürlich entwässert. Halligsalzmarschen mit ebenfalls überwiegend naturnaher Entwässerung machen ein weiteres Sechstel der schleswig-holsteinischen Salzmarschen aus. Während heute keine Landgewinnung mehr betrieben wird, ist mit steigendem Meeresspiegelanstieg und der klimawandelbedingten größeren Häufigkeit von Sturmfluten die Bedeutung der Salzmarschen als Wellendämpfer und damit Teil des Küstenschutzsystems umso mehr in den Blickpunkt gerückt.

Im Jahr 1985 wurde der Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer ausgewiesen und die Salzmarschen großflächig unter Schutz gestellt. Ziel eines Nationalparks ist es, einen „möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge“ zu gewährleisten. So wurde Anfang der 1990er Jahre auf großen Teilen der Salzmarschen die vorher intensive Beweidung durch Schafe (ca. 10 Schafe pro ha) eingestellt und auf kleinen Flächen die Besatzdichte verringert (extensive Beweidung mit ca. 0,75 bis 1,5 Schafen pro ha). Auf den stillgelegten Flächen wird seitdem auch das Grüppensystem nicht mehr unterhalten. Das Vorlandmanagementkonzept zielt darauf ab, bestehende Marschen zu erhalten und vor Schardeichen neue Marschen dort zu entwickeln, wo die Sedimentationsbedingungen günstig sind. In zehn „Vorrangflächen für den Naturschutz“ sieht das Vorlandmanagementkonzept zudem keine Küstenschutzmaßnahmen in Form von Lahnungsunterhaltung mehr vor (Hofstede & Schirmacher 1996). Im vorliegenden Bericht wird unter dem Begriff „Management“ von Salzmarschen der gezielte Einfluss des Menschen auf die Prozesse und Strukturen innerhalb der Marsch zusammengefasst, d. h. sowohl die Beweidung mit Nutztieren und die Unterhaltung der Grüppen als auch der bewusste Verzicht auf Beweidung und Entwässerung. In der Regel fällt im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer intensive Beweidung mit fortgesetzter Grüppenunterhaltung zusammen, und Beweidungsaufgabe mit Aufgabe der Grüppenunterhaltung. Ausnahme bilden extensiv beweidete Salzmarschen, in denen ebenfalls die Grüppenunterhaltung eingestellt wurde. Daher können die Effekte von Beweidung und Entwässerung in den vorgestellten Untersuchungen nicht voneinander getrennt werden.

Durch das geänderte Management veränderten sich Struktur und Artenzusammensetzung der Vegetation. Da sich zuvor durch Beweidung zurückgedrängte Arten wieder ausbreiteten, wurde das Bild in den ersten Jahren nach Beweidungsaufgabe von einem vielfältigen Vegetationsmosaik bestimmt (Kiehl 1997). Längerfristig kam es jedoch in einigen Bereichen zur Dominanz konkurrenzstarker Arten wie Strandquecke (*Elymus athericus*), Portulak-Keilmelde (*Atriplex portulacoides*) oder Schlickgras (*Spartina anglica*, Bockelmann 2002, Bakker et al. 2003). Dies geschah jedoch nicht überall (Schröder et al. 2002, Bos et al. 2002).

Die Vegetationsveränderungen wirkten sich auf das gesamte Ökosystem Salzmarsch aus, z. B. auf Gänse, die die Salzmarschen als Nahrungshabitat nutzen, oder auf spezialisierte Insekten, die auf bestimmte Pflanzenarten angewiesen sind (NPA & UBA 1998). Die Brutvögel reagierten unterschiedlich: Singvogelarten, Enten und andere versteckt brütende Arten nahmen nach den Umstellungen des Managements im Nationalpark deutlich zu (Koffijberg et al. 2006). Arten mit hohem Anspruch an freie Sicht beispielsweise zur Prädatorenabwehr (z. B. Austernfischer), oder Arten, die Schwierigkeiten haben sich in der hohen Vegetation fortzubewegen (z. B. Küsten- und Flusseeeschwalbe), nahmen im selben Zeitraum gebietsweise ab (Braun 2011, Schiffler 2011). Die Abnahmen wurden jedoch im gesamten Wattenmeer – auch in Regionen ohne Beweidungsaufgabe –, so dass sie nicht eindeutig durch Änderungen des Managements erklärt werden können (Hälterlein et al. 2000, Koffijberg et al. 2006). Da die Salzmarschen im Nationalpark auch „als Lebensstätte der dort natürlich vorkommenden Tier- und Pflanzenarten“ geschützt sind und zur Gebietskulisse des Europäischen Schutzgebietssystems NATURA 2000 gehören, kann sich ein Konflikt ergeben zwischen dem Ziel, den Erhaltungszustand einzelner Arten zu verbessern und dem Nationalparkgedanken, nach dem menschliches Eingreifen auf ein Minimum zu reduzieren ist. Im Spannungsfeld dieser Ziele und Ansprüche werden die Auswirkungen der langfristigen Beweidungsaufgabe von Salzmarschen generell unterschiedlich bewertet, und Managementstrategien für die Salzmarschen werden kontrovers diskutiert (Bakker et al. 2003, Stock 2003).

Salzmarschen sind nicht nur Lebensraum für zahlreiche Pflanzen- und Tierarten, sie übernehmen auch eine Reihe wichtiger Ökosystemfunktionen. Auch diese können durch das Management – über die Artenzusammensetzung oder Struktur der Vegetation, aber auch durch die mit der Beweidung verbundene Bodenverdichtung, -vernässung und häufig erhöhte Salinität – beeinflusst werden. In der Juniorforschergruppe BASSIA wurden Ökosystemfunktionen ausgewählt, die eine wichtige Rolle für den Natur- und Küstenschutz spielen, bzw. die bislang trotz ihrer möglichen Relevanz für die Salzmarschen und angrenzenden Ökosysteme wenig Beachtung gefunden haben. Untersucht wurden zum einen Sedimentationsprozesse, die angesichts eines steigenden Meeresspiegels für den Erhalt der Salzmarschen wesentlich sind, und zum anderen der Siliziumhaushalt in den Salzmarschen, der durch seinen Einfluss auf Kieselalgen eine große Bedeutung für das Nahrungsnetz in Küstengewässern haben kann.

Die beschriebenen Änderungen des Managements in den Salzmarschen wirken sich auf die Vegetation, die Fauna und auf wichtige Ökosystemfunktionen aus. Daher sollten im Projekt BASSIA folgende Fragen in enger Zusammenarbeit mit der Verwaltung des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer beantwortet werden:

- Wie wirken sich Beweidung und Brache auf die Biodiversität der Vegetation und der Brutvögel von Salzmarschen im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer aus?
- Wie wirken sich Beweidung und Brache auf die Ökosystemfunktionen Sedimentation und Siliziumhaushalt von Salzmarschen aus?
- Hat sich die Flächenausdehnung der Salzmarschen in Bereichen mit und ohne Unterhaltung der vorgelagerten Lahnungsfelder über die Zeit unterschiedlich entwickelt?
- Welche Schlussfolgerungen lassen sich aus den Ergebnissen für ein zukünftiges Management der Salzmarschen ableiten?

2 Übersicht über das Untersuchungsgebiet

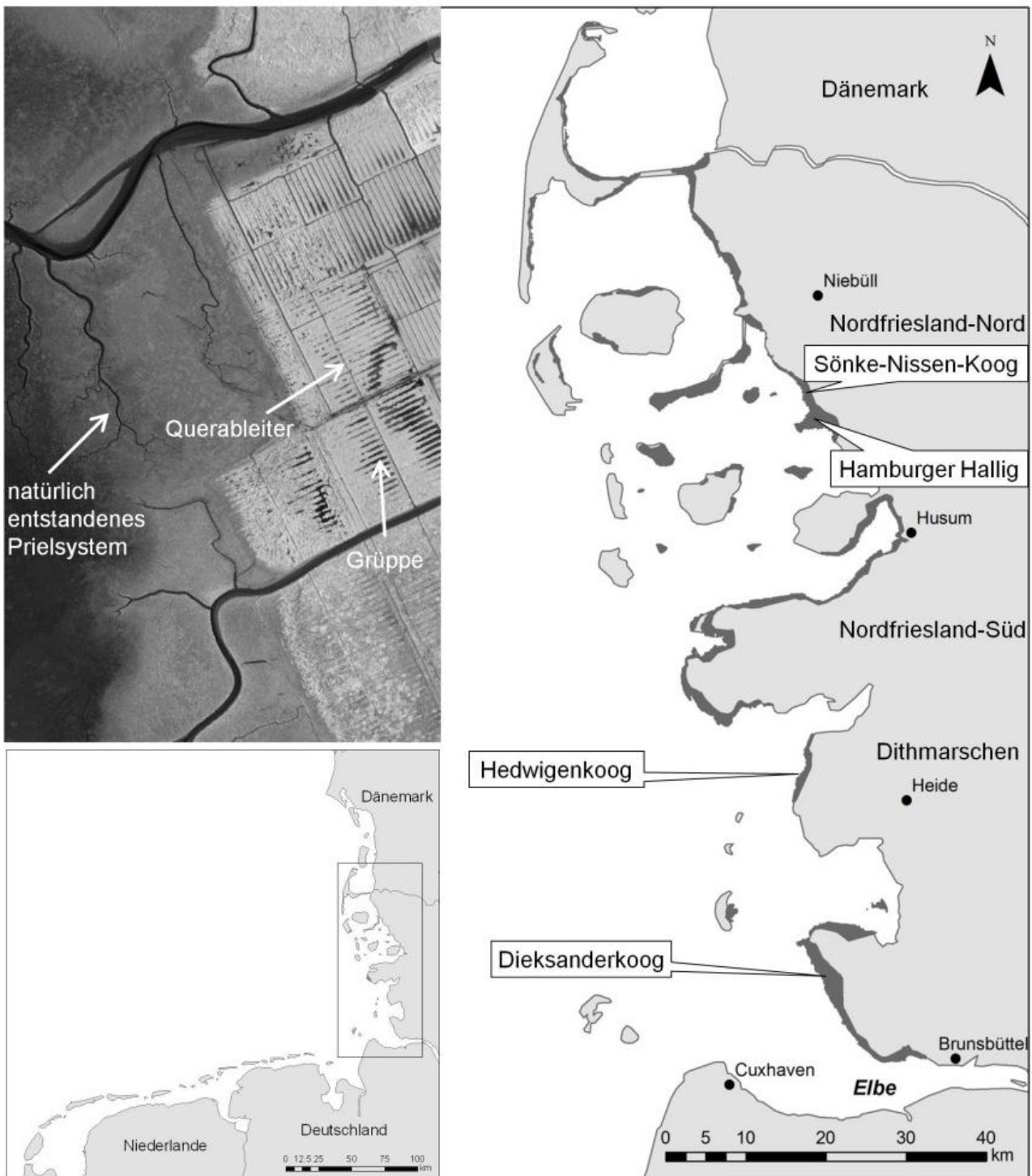


Abb. 1: Untersuchungsgebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (Karten), in dunkelgrau sind die Salzmarschen dargestellt, Schwerpunktgebiete für einzelne Untersuchungen (z.B. Sönke-Nissen-Koog) sind hervorgehoben. Links oben: Ausschnitt eines Luftbildes der Salzmarsch im Dieksanderkoog, rechts mit regelmäßigem anthropogen entstandenen Grüppensystem, links natürlich entstandene Salzmarsch vor den Lahnungsfeldern mit mäandrierendem, verzweigten Prielsystem.

3 Teilprojekt A: Salzmarschenvegetation (Antonia Wanner & Franziska Rupprecht)

3.1 Einleitung

Wenn sich in flachen, strömungsberuhigten Küstenbereichen überwiegend feines Sediment ablagert, wird es zunächst von Pionierpflanzen wie Queller (*Salicornia europaea*) und Schlickgras (*Spartina anglica*) besiedelt. Diese Pflanzen stabilisieren das Sediment und fördern als „Schlickfänger“ weiter die Sedimentation. Dadurch wächst die Marschoberfläche kontinuierlich weiter auf und bietet anderen, weniger salz- und überflutungstoleranten Arten günstige Lebensbedingungen: die Artenzusammensetzung verändert sich, zunächst hin zu Arten der unteren Marsch (wie *Puccinellia maritima*, *Atriplex portulacoides*) und anschließend zu Arten der oberen Marsch (wie *Festuca rubra*, *Elymus athericus*). Diese gerichtete Vegetationsentwicklung („vorwärtsgerichtete Sukzession“) entspricht in Vorland-Salzmarschen in der Regel der räumlichen Zonierung, d.h. der Abfolge der Pflanzenarten bzw. Vegetationstypen entlang eines ansteigenden Höhengradienten vom Watt zum nicht mehr überfluteten Bereich (de Leeuw et al. 1993). Im Folgenden wird die zeitliche Entwicklung eines Vegetationstyps zu einem anderen als „Sukzessionspfad“ bezeichnet.

Durch intensive Beweidung werden niedrigwüchsige, regenerationsfreudige, besonders lichtbedürftige Arten gefördert – dies sind überwiegend Arten der unteren Salzmarsch (Bakker et al. 1985, Scherfose 1993). Weiterhin werden manche Arten selektiv gefressen (z.B. *Aster tripolium*, Kiehl et al. 1996). Zusätzlich erhöhen trittbedingte Bodenverdichtung und erhöhte Evaporation Salinität und Staunässe (Scherfose 1993), was ebenso wie die Beweidungseffekte dazu führt, dass sich Pflanzenarten und Vegetationstypen der unteren Salzmarsch in höher gelegene Bereiche ausbreiten (Bakker 1989, Kiehl 1997). Bei Beweidungsaufgabe und -extensivierung kehrt sich diese Entwicklung um. Eine hohe Sedimentationsrate kann ebenso wie Entwässerung die Sukzession beschleunigen, während Vernässung die Sukzession verlangsamt oder sogar umkehren kann („rückwärtsgerichtete Sukzession“). Zusätzlich können positive Rückkopplungen zwischen Vegetation und Sedimentation die Sukzession beschleunigen: Höhere, dichtere Vegetation z.B. in nicht oder wenig beweideten Marschen fängt mehr Sediment, so dass die Flächen schneller aufwachsen (Temmerman et al. 2005). Die Diversität der Vegetation wird sowohl durch abiotische Faktoren als auch durch die Beweidung beeinflusst.

Die Vegetationsveränderungen nach der Umstellung des Managements wurden mit Hilfe von Monitoringdaten des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer analysiert. Dabei standen folgende Fragen im Vordergrund:

- Wie hat sich die Gesamtfläche der Salzmarschen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer zwischen 1988 und 2006 entwickelt, und wie wirkt sich die Unterhaltung von Lahnungen darauf aus?
- Welche Haupt-Sukzessionspfade wurden zwischen 1988 und 2006 beobachtet, und welche Umweltfaktoren steuern diese Haupt-Sukzessionspfade?
- Wie hat sich die Vielfalt von Arten und Vegetationstypen auf unterschiedlichen Maßstabsebenen seit 1988 in Abhängigkeit vom Management entwickelt?

3.2 Methoden

3.2.1 Datengrundlagen

Salzmarschenkartierung: Seit 1988 wurde die Vegetation der Salzmarschen viermal im Abstand von i.d.R. fünf Jahren im Maßstab 1:5000 kartiert (Stock et al. 2005, Petersen et al. 2010). Auf Basis einer CIR-(Colour-Infrared-)Luftbildinterpretation wurden die Pflanzenbestände im Gelände angesprochen und abgegrenzt. Alle Bestände mit einer Fläche von mindestens 25 m * 25 m wurden anhand eines Kartierschlüssels nach Vorkommen und Deckung charakteristischer Pflanzenarten angesprochen (Petersen et al. 2010). Die Geländekarten wurden digitalisiert und die Flächengrößen der Vegetationstypen mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems (GIS) berechnet. Auf den Inseln wurden die Salzmarschen seit 1996 (nahezu) flächendeckend kartiert, auf den Halligen seit 2001. Die auf je 2-3 Jahre verteilten Kartierungen werden hier zusammenfassend als „Jahrgänge“ (1988, 1996, 2001, 2006) bezeichnet. Die 51 im Gelände erfassten Vegetationseinheiten wurden zu 25 Vegetationstypen nach der TMAP-Typologie (Esselink et al. 2009) aggregiert. Die ebenfalls kartierte Beweidung zum Kartierzeitpunkt wurde durch Informationen aus den Pachtverträgen der Flächennutzer ergänzt. In Übergangsbereichen der Salzmarschen zu Dünenlebensräumen auf den Inseln wurden die Grenzen des Kartiergebiets für alle Jahrgänge vereinheitlicht.

Dauerflächen: Die Salzmarschen der Hamburger Hallig, die seit 1909 durch einen Damm mit dem Festland verbunden ist, bilden mit ca. 1000 ha den größten zusammenhängenden Salzmarschkomplex des Schleswig-Holsteinischen Festlands (Abb. 1). Sie repräsentieren den durch Landgewinnungsmaßnahmen entstandenen Typ der Vorland-Salzmarschen mit einem hohen Kleigehalt in den Sedimenten. Zwischen 1992 und 2001 wurden entlang von 8 Transekten insgesamt 141 Dauerflächen à 4 m² in drei Managementvarianten (unbeweidet, extensiv beweidet, intensiv beweidet) eingerichtet, auf denen jährlich die Artenzusammensetzung und Abundanz nach der Dezimalskala von Londo (1976) aufgenommen wird. Die Netto-Höhenveränderung wird jährlich an 47 dieser Dauerflächen mithilfe von *sedimentation-erosion-bars* gemessen. Zusätzlich wurde im Rahmen des BASSIA-Projekts die Geländehöhe aller Dauerflächen eingemessen.

DGM: Für die gesamte Schleswig-Holsteinische Nordseeküste liegt ein **digitales Geländemodell (DGM)** basierend auf einer Laserscan-Befliegung von 2005 mit einer Höhengenaugigkeit von 15 cm vor.

3.2.2 Sukzessionspfade

Um die Häufigkeit der verschiedenen Sukzessionspfade zu berechnen, wurde über die Vegetationskarten der Festlands-Salzmarschen von 1988, 1996, 2001 und 2006 ein Raster von Punkten mit einer Entfernung von 25 m gelegt. Für jeweils zwei aufeinander folgende Jahrgänge wurde ermittelt, von welchem Vegetationstyp zu welchem anderen (oder auch gleichen) Vegetationstyp sich die Vegetation an jedem dieser Punkte entwickelt hat (=Übergang). Anschließend wurde die Häufigkeit der Übergänge berechnet.

Betrachtet wurden die Zeitschritte 1988-1996, 1996-2001, 2001-2006 sowie 1988-2006. Für die weitere Auswertung wurden die am häufigsten vertretenen Übergänge der wichtigsten Ausgangsvegetationstypen *Puccinellia maritima*- und *Festuca rubra*-Typ (zum *Spartina anglica*-, *Puccinellia maritima*-, *Atriplex portulacoides*-, *Festuca rubra*- und *Elymus athericus*-Typ) ausgewählt. Übergänge zu tiefer in der Zonierung gelegenen Vegetationstypen werden im Folgenden als „rückwärtsgerichtete Sukzession“ bezeichnet (z.B. vom *Festuca rubra*- zum *Puccinellia maritima*-Typ), das Gleichbleiben des Vegetationstyps („keine Änderung“) als „verzögerte Sukzession“. Als „vorwärtsgerichtete

Sukzession“ werden Übergänge zu höher in der Zonierung gelegenen Typen (z.B. vom *Puccinellia maritima*- zum *Festuca rubra*-Typ) und später in der Sukzessionsreihe vorkommenden Typen (z.B. von *Festuca rubra*- zum *Elymus athericus*-Typ) zusammengefasst.

Die Übergänge der zwei Ausgangstypen wurden in den drei Zeitschritten jeweils mit Klassifikationsbäumen (CART) analysiert (De'ath & Fabricius 2000). Dafür wurde pro Polygon ein Punkt aus dem regelmäßigen 25*25 m-Punktraster zufällig ausgewählt und dessen Übergang als abhängige Variable verwendet. Als Einflussfaktoren wurden folgende Parameter einbezogen: Beweidungsregime und -geschichte, Geländehöhe, Entfernung zum nächsten Priel bzw. zur Marschkante, Lage entlang der Nord-Süd-Ausdehnung des Untersuchungsgebiets, Entfernung bzw. Größe der benachbarten Vegetationspatches, Form der Vegetationspatches.

3.2.3 Diversität der Vegetation

Der Einfluss des Managements auf die kleinräumige Diversität sowie deren zeitliche Veränderung wurden über einen Vergleich der Artenzahl auf den 4 m²-Dauerflächen der Hamburger Hallig zwischen 1992 und 2010 analysiert. Zusätzlich wurde 2011 neben 47 Dauerflächen die Artenzahl auf 8 genesteten Flächengrößen zwischen 0,01 bis 100 m² bestimmt und daraus Arten-Areal-Kurven erstellt. Die Dauerflächen wurden anhand der im Jahr 2001 ermittelten Geländehöhe der unteren und oberen Marsch zugeordnet (untere Marsch: < 35 cm über MTHw).

Für die Analyse der großräumigen Diversität wurden die Salzmarschenkartierungen von 1988 und 2006 genutzt. Mithilfe eines GIS wurde in nutzungshomogenen 1 ha-Rasterzellen die Anzahl der Vegetationstypen berechnet. Die Zellen wurden zudem anhand der dominierenden Vegetationstypen der Pionierzone, unteren oder oberen Marsch zugeordnet.

3.3 Ausgewählte Ergebnisse

3.3.1 Flächenentwicklung der Salzmarschen

Die flächendeckende Kartierung von 2006 erfasste eine Salzmarschenfläche von 12.450 ha. Am Festland wuchs die Salzmarschenfläche seit 1988 um 13,5%. Die größten Zuwächse waren in Dithmarschen sowie auf der Halbinsel Eiderstedt zu beobachten. Die Salzmarschenfläche auf den Inseln nahm von 1996 bis 2006 um 1,1% zu. Während sie auf Amrum, Föhr und Pellworm um 8, 6 bzw. 2% abnahm, stieg sie auf Sylt um 7% an. Auf den Halligen nahm die Fläche seit 2001 um 2,3% zu (Tab. 1).

Tab. 1: Gesamtfläche der Salzmarschen [ha] sowie Flächenveränderung [ha bzw. %] an der Festlandsküste, auf den Inseln und auf den Halligen. 1988 wurden Wattquellerbestände aufgrund der frühen Luftbildaufnahme nicht mit kartiert.

	Gesamtfläche			Flächenveränderung						
	1988	1996	2001	2006	1988-2006		1996-2006		2001-2006	
	ha	ha	ha	ha	ha	%	ha	%	ha	%
Festland ohne Queller	6.746*	7.093	7.416	7.659	913	13,5	567	8,0	243	3,3
Festland mit Queller		8.124	8.353	8.861			738	9,1	509	6,1
Inseln**		992	988	1.004			11	1,1	15	1,5
Halligen***			2.139	2.188					49	2,3
Gesamt (mit Queller)			11.481	12.053					573	5,0

* Von dieser Gesamtfläche gingen bis 1996 ca. 100 ha durch Eindeichung oder Deichverstärkungen verloren. „Netto“ ergibt sich ein Zuwachs von 1013 ha, d.h. 15,2%.

** Föhr Godelniederung (2007: 138 ha), Amrum West (2007: 101 ha) und Trischen (2008: 150 ha) sind hier ausgeschlossen, da sie erstmals 2007/2008 kartiert wurden.

*** auf Langeness wurde 2001 ein zusammenhängendes Gebiet von 26 ha nicht mit kartiert (s. Stock et al. 2005), hier in der Bilanz jedoch mit eingerechnet.

Die Salzmarschen in den Vorrangflächen entwickelten sich seit Aufgabe der Lahnungsunterhaltung (zwischen 1996 und 2006) regional unterschiedlich (Tab. 2). In Nordfriesland wiesen vier der fünf Vorrangflächen leichte Rückgänge auf, nur die Vorrangfläche Friedrich-Wilhelm-Lübke-Koog direkt südlich des Hindenburgdamms wuchs leicht an. In Dithmarschen hingegen hatten außer einem Gebiet alle Vorrangflächen eine positive Bilanz, in der Summe wuchsen die Salzmarschen in den Vorrangflächen sogar etwas stärker als an der umliegenden Küste. Insgesamt stand in den Vorrangflächen 43 ha Verlust 96 ha Zuwachs gegenüber.

Tab. 2: Flächenentwicklung der Salzmarschen am Festland in den „Vorrangflächen für den Naturschutz“ im Vergleich zu den umliegenden Flächen zwischen 1996 und 2006, in den drei Küstenabschnitten Nordfriesland Nord (NF-Nord), Nordfriesland Süd (NF-Süd) und Dithmarschen (s. Abb. 1).

Region	Gebiete	Gesamtfläche in ha		Veränderung 1996-2006	
		1996	2006	in ha	in %
NF-Nord	Vorrangflächen	353	354	1	0
	umliegende Fläche	1.787	2.047	260	15
NF-Süd	Vorrangflächen	303	271	-32	-11
	umliegende Fläche	2.887	3.096	209	7
Dithmarschen	Vorrangflächen	498	582	84	17
	umliegende Fläche	2.296	2.546	251	11

3.3.2 Steuernde Faktoren der Vegetationsentwicklung

Zwischen 1988 und 2006 nahmen die rückwärtsgerichtete Sukzession (insbesondere die Übergänge vom *Puccinellia maritima*-Typ zum *Spartina anglica*-Typ) und die verzögerte Sukzession („keine Änderung“ des *Puccinellia maritima*- oder *Festuca rubra*-Typs) stark ab. Dagegen nahm vorwärtsgerichtete Sukzession stark zu. So versechsfachte sich z.B. der Übergang vom *Puccinellia maritima*-Typ zum *Atriplex portulacoides*-Typ und der Übergang vom *Festuca rubra*-Typ zum *Elymus athericus*-Typ verneunfachte sich.

Als erklärende Variablen kamen in den Modellen am häufigsten Geländehöhe und Beweidungsregime vor, gefolgt von der Distanz zur Marschkante und der Lage entlang des Nord-Süd-Gradienten. Die Entfernung zum nächsten *Elymus athericus*-Patch war in zwei, die Entfernung zum nächsten *Atriplex portulacoides*-Patch in einem der sechs Klassifikationsbäume relevant. Die Lage innerhalb sowie die Größe und Form des Ausgangspatches (d.h. ob ein Punkt zentral oder nahe am Rand eines kleinen oder großen, kompakten oder langgezogenen Patches lag) hatte für die Erklärung der Übergänge keine Bedeutung.

Vorwärtsgerichtete Sukzession wurde gefördert durch hohe Geländehöhe, Beweidungsaufgabe und Nähe zum *Elymus athericus*-Typ bzw. zum *Atriplex portulacoides*-Typ. In jüngerer Zeit fanden sich Übergänge zum *Elymus athericus*-Typ vermehrt auch unter extensiver Beweidung, wenn die Standorte ausreichend hoch gelegen waren. Zu Beginn der Entwicklung war die Nähe zum *Elymus athericus*-Typ förderlich, insbesondere in tiefer gelegenen Flächen.

Rückwärtsgerichtete bzw. verzögerte Sukzession war im Zeitverlauf zunehmend begrenzt auf beweidete und tiefliegende, überwiegend im Norden des Untersuchungsgebiets liegende Bereiche. Die Übergänge des *Festuca rubra*-Typs zum *Puccinellia maritima*-Typ und „keine Änderung“ des *Puccinellia maritima*-Typs fanden sich bevorzugt auf beweideten Flächen und in großer Entfernung zur Marschkante, Übergänge des *Puccinellia maritima*-Typs zum *Spartina anglica*-Typ dagegen eher auf unbeweideten Flächen und in geringer Entfernung zur Marschkante.

3.3.3 Einfluss des Managements auf die Diversität der Salzmarschenvegetation

Die Artenzahl auf den Dauerflächen nahm zwischen 1992 und 2010 in allen Managementregimen deutlich zu (Abb.2). Zwischen 1992 und 2002 stieg die Artenzahl von 4-6 auf 8-10 Arten/4 m² an. Anschließend stagnierte bzw. fluktuierte sie. Bei extensiver Beweidung ging sie in der oberen Marsch zwischen 2002 und 2010 wieder auf ca. 8 Arten/4 m² zurück. 2010 war die Artenzahl bei intensiver Beweidung signifikant höher als ohne oder bei extensiver Beweidung.

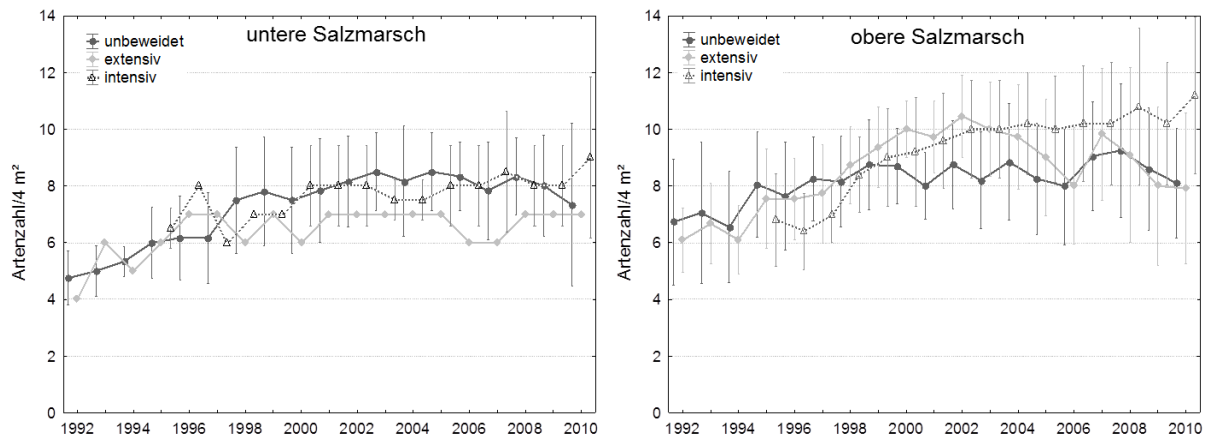


Abb. 2: Artenzahl auf 4 m²-Dauerflächen der Hamburger Hallig zwischen 1992 und 2010, differenziert nach Beweidung (Mittelwert ± Standardabweichung). Intensiv beweidete Dauerflächen wurden erst seit 1995 aufgenommen. Stichprobenumfang (seit 1995): untere Marsch: n=9, obere Marsch: n=36.

Die Arten-Areal-Kurven zeigen für die obere Marsch eine höhere Artenzahl auf intensiv beweideten Flächen auf 0,1 und 1 m², auf größeren Flächen war kein signifikanter Unterschied mehr zu erkennen. Auch in der unteren Marsch gab es (allerdings bei einer deutlich geringeren Stichprobengröße) keine signifikanten Unterschiede.

Auch die Vielfalt der Vegetationstypen nahm von 1988 bis 2006 in allen Managementregimen zu, im Mittel um 50% (Abb. 3). In der unteren Marsch war 1988 die Diversität ohne Beweidung signifikant höher als bei intensiver Beweidung. 2006 war die Diversität in der unteren Marsch ohne Beweidung höher als mit intensiver oder extensiver Beweidung, in der Pionierzone war die Diversität höher bei extensiver Beweidung.

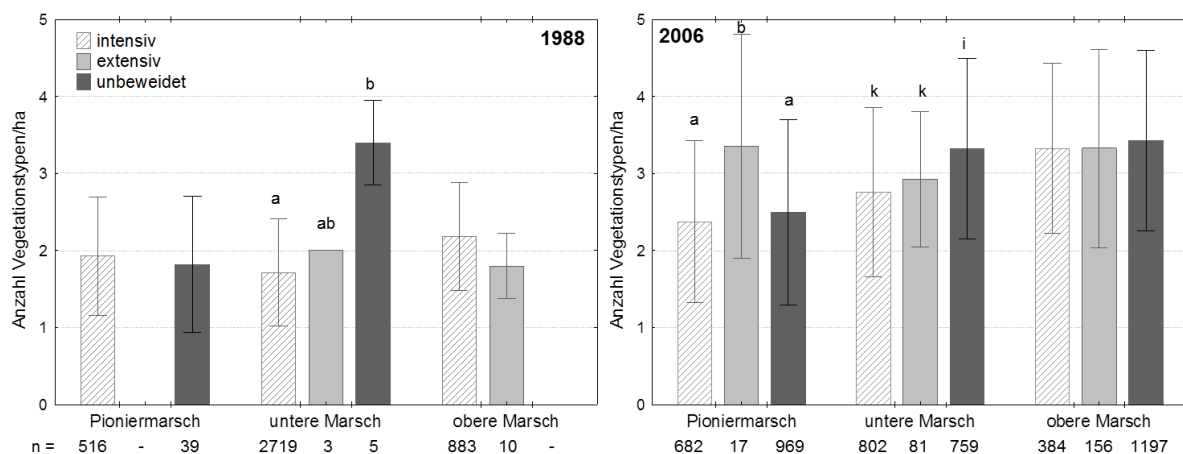


Abb. 3: Anzahl der Vegetationstypen/ha 1988 und 2006, differenziert nach Beweidung (Mittelwert ± Standardabweichung). Der Stichprobenumfang ist unter der Grafik angegeben. A, b, k, i: Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede innerhalb einzelner Zonen (Kruskal-Wallis-Tests).

3.4 Diskussion

3.4.1 Flächenentwicklung der Salzmarschen

Die regionalen Unterschiede werden durch hydrodynamische und geomorphologische Verhältnisse sowie Küstenschutzmaßnahmen verursacht. An der Festlandsküste schaffen strömungsberuhigende Lahnungen günstige Bedingungen für die Entstehung neuer Marschen. Von Liebermann et al. (1998) gehen davon aus, dass sich vor der Festlands-Deichlinie aufgrund der hohen hydrodynamischen Energie ohne Lahnungsbau fast nirgendwo Salzmarschen bilden würden. Vor dem Dieksander Koog sind die Salzmarschen jedoch inzwischen bis zu 800 m über die Lahnungsfelder hinaus angewachsen, da das Überflutungswasser im äußeren Elbe-Ästuar hohe Sedimentfrachten mit sich führt (BfG 2008). Entlang der Inseln sind nur geringe Sedimentationsräume vorhanden (Reise 1998). Nur in besonders strömungsberuhigten Bereichen wie entlang des Hindenburgdamms oder am Königshafen wuchsen die Salzmarschen an. Auf den Halligen sind die Außenkanten durch Sommerdeiche oder Steinkanten festgelegt, so dass Zuwächse nur in den recht kleinen Vorlandbereichen möglich sind.

Aufgrund der hohen Sediment- und Schwebstofffracht im äußeren Elbe-Ästuar (BfG 2008) spielt an der Dithmarscher Küste die Lahnungsunterhaltung nur eine geringe Rolle: in nahezu allen Dithmarscher Vorrangflächen wächst die Salzmarsch, in der Summe sogar stärker als im umliegenden Küstenabschnitt. Dagegen gingen in den meisten nordfriesischen Vorrangflächen die Salzmarschen leicht zurück. In den umliegenden Küstenabschnitten war ein leichter Zuwachs zu verzeichnen – die Lahnungsunterhaltung fördert die Sedimentation und damit den Zuwachs der Salzmarschen (von Liebermann et al. 1998). Die Verluste sind absolut gesehen jedoch gering: 42 ha stehen 479 ha Zuwachs entlang der nordfriesischen Festlandsküste gegenüber. Damit stellt die Aufgabe der Lahnungsunterhaltung in den Vorrangflächen keine Gefährdung der Salzmarschen dar.

3.4.2 Steuernde Faktoren der Vegetationsentwicklung

Auf dem betrachteten großräumigen Maßstab der Vegetationstypenkartierung zeigten sich Beweidungsregime, Geländehöhe und Lage im Untersuchungsgebiet als die wichtigsten steuernden Faktoren der Vegetationsentwicklung. Die Nähe zum *Elymus athericus*- oder *Atriplex portulacoides*-Typ förderte die Entwicklung hin zu diesen Typen über klonale oder generative Ausbreitung dieser Arten. Entgegen der Erwartung waren große oder kompakte Vegetationspatches nicht „stabiler“, d.h. veränderungsresistenter als kleine, langgezogene Patches.

Aufgrund der höheren Beweidungstoleranz der Arten der unteren Salzmarsch (wie *Puccinellia maritima*) sowie der trittbedingten Bodenverdichtung und erhöhten Staunässe (Scherfose 1993) fördert Beweidung frühe Sukzessionsstadien und eine Verschiebung der unteren Marsch in höher gelegene Bereiche (Bakker 1989). Bei Aufgabe der Beweidung herrscht daher vorwärtsgerichtete Sukzession vor.

In den ersten Jahren nach der Änderung des Managements wurde erwartet, dass die Vernässung durch die Aufgabe der Gruppenunterhaltung der Dominanz später Sukzessionsstadien (wie des *Atriplex portulacoides*- und des *Elymus athericus*-Typs) entgegenwirken würde (Stock & Kiehl 2000). Übergänge des *Puccinellia maritima*-Typs zum *Spartina anglica*-Typ in unbeweideten, tiefliegenden Bereichen zeigen zwar eine gewisse Vernässung an, da diese Übergänge jedoch teilweise nahe an der Marschkante vorkamen, kennzeichnen sie möglicherweise eher die Ausbreitung von *Spartina anglica* im Übergangsbereich zwischen Pionierzone und unterer Marsch als die Entwicklung in vernässten Bereichen. Der Rückgang rückwärtsgerichteter oder verzögerter Sukzession zeigt je-

doch, dass die Aufgabe der Gruppenunterhaltung nur in sehr begrenztem Maße zur Wiedervernässung von Salzmarschen geführt hat. Der Wiedervernässungseffekt ist offenbar zu gering, um der vorwärtsgerichteten Sukzession und insbesondere der Ausbreitung von *Elymus athericus* entgegenzuwirken.

Die starke Zunahme des *Atriplex portulacoides*-Typs und insbesondere des *Elymus athericus*-Typs in langfristig unbeweideten Salzmarschen wurde in der gesamten Wattenmeerregion beobachtet (Esselink et al. 2009). Für *Elymus athericus* bilden einzelne Gebiete mit Staunässe und geringer Sedimentationsrate eine Ausnahme (Bos et al. 2002, Schröder et al. 2002). In einer Masterarbeit im Rahmen von BASSIA (Fleiner 2012) konnte anhand eines Pflanzungsexperiments gezeigt werden, dass die Etablierung und das Wachstum von *Elymus athericus* in tiefer gelegenen Bereichen insbesondere bei geringen Sedimentationsraten durch die mangelnde Überflutungstoleranz begrenzt ist. Jüngst ergaben auch Langzeituntersuchungen in natürlichen Insel-Salzmarschen, dass *Elymus athericus* in hoch gelegenen, selten überfluteten Marschen mit Staunässe und gleichzeitig geringer Sedimentation durch staunässetolerantere Arten verdrängt wurde und nicht den Endpunkt (Klimax) der Sukzession darstellt (Veeneklaas 2012).

Die Sukzession war im Süden des Untersuchungsgebiets nahe des Elbeästuars aufgrund des hohen Sedimenteintrags durch das Flusswasser schneller als im Norden (s. 3.4.1). Der *Festuca rubra*-Typ könnte im südlichen Bereich auch von der geringeren Salinität im Bereich des Elbe-Ästuars profitieren, da *Festuca rubra* empfindlich gegenüber hohen Salinitäten und anoxischen Bedingungen in der Wurzelzone ist (Cooper 1982, van Diggelen 1991). Gleichzeitig könnte die häufigere rückwärtsgerichtete Sukzession im Norden auf ein (potenzielles) Sedimentdefizit im nördlichen Wattenmeer hinweisen, wie von CPSL (2005) und Reise (2005) diskutiert. Insbesondere haben im gesamten Wattenmeer feine Sedimente zugunsten größerer Sedimente abgenommen (Dolch 2010). Bartholdy et al. (2004) schätzen, dass die inneren Bereiche ausgedehnter Salzmarschen im dänischen Wattenmeer nicht mit einem beschleunigten Meeresspiegelanstieg mitwachsen könnten. Im inneren Bereich der Hamburger Hallig wurde in den letzten 30 Jahren bereits ein „Absinken“ der Salzmarschoberfläche relativ zum mittleren Tidehochwasser beobachtet (Stock 2011).

3.4.3 Einfluss des Managements auf die Diversität der Salzmarschenvegetation

Die kleinräumige Diversität auf den Dauerflächen nahm bis etwa zum Jahr 2000 deutlich zu. In nicht oder nur noch extensiv beweideten Flächen konnten sich beweidungsempfindliche, zuvor selten gewordene Arten wie z. B. *Aster tripolium*, *Atriplex portulacoides* oder *Artemisia maritima* recht schnell wieder ansiedeln bzw. von vereinzelt Beständen aus ausbreiten. Ihre Samenproduktion war so hoch, dass sie sich anschließend – vor allem durch Überflutungen – auch in benachbarte kontinuierlich intensiv beweidete Flächen hinein ausbreiten konnten (Schröder et al. 2002, Kiehl et al. 2007). Teilweise geschah dies mit mehreren Jahren Verzögerung (z. B. *Artemisia maritima*, *Atriplex portulacoides*, eigene Auswertung, hier nicht dargestellt). Insbesondere in extensiv beweideten Dauerflächen der oberen Marsch sank die Artenzahl nach etwa zehn Jahren wieder leicht. Manche kurzlebigen Arten wie *Aster tripolium* nahmen zu dieser Zeit wieder ab, zeitgleich nahm *Elymus athericus* in nicht oder extensiv beweideten Flächen deutlich zu (eigene Ausw., nicht dargestellt). In einer Bachelorarbeit im Rahmen von BASSIA zeigte Meyer (2011), dass *Elymus athericus* jedoch nur in jeweils etwa der Hälfte der nicht bzw. extensiv beweideten Dauerflächen dominant wurde, und zwar insbesondere bei hohen Sedimentationsraten. Dort nahm auch die Artenzahl seit 2003 ab, da *Elymus athericus* als hochwüchsiges Gras vor allem niedrigwüchsige Arten der unteren Marsch (wie *Puccinellia maritima*, *Suaeda maritima*, *Spergularia maritima*) verdrängt (Olf et al.

1997). In Bereichen mit geringer Sedimentation veränderte sich die Artenzusammensetzung dagegen weniger stark und war weiterhin von Arten der unteren Marsch dominiert (Meyer 2011).

Auf größeren Flächen (über 4 m²) waren hinsichtlich der Diversität keine signifikanten Unterschiede zwischen den Beweidungsregimen mehr zu erkennen, da sich bei Brache die Arten in erster Linie „entmischen“ und in einem größeren Mosaik auftreten, aber großflächig nicht komplett ausfallen (Kiehl et al. 1996). Dies wurde auch in Ostsee-Salzrasen (Dupré & Diekmann 2001, Wanner 2009) und Feuchtwiesenbrachen (Rosenthal 1992, Schreiber 1997) beobachtet. Dagegen fanden Bakker et al. (2003) in niederländischen Salzmarschen auf Flächengrößen von 0,01 bis 2500 m² stets mit Beweidung höhere Artenzahlen als ohne Beweidung. Sie führen dies auf die lange Brachephase von über 30 Jahren zurück, die zur großflächigen Dominanz von *Elymus athericus* geführt hat. Gleichzeitig kann sich auch die dort vorherrschende Rinderbeweidung anders auswirken als die Schafbeweidung in Schleswig-Holstein.

Auf der Ebene der Vegetationstypenvielfalt war eine Erhöhung der Diversität nach Änderung des Managements ebenfalls zu beobachten. In der unteren Marsch war 2006 die Zahl der Vegetationstypen jedoch bei intensiver Beweidung etwas geringer als ohne oder mit extensiver Beweidung, weil *Atriplex portulacoides* nicht so großflächig auftrat, dass es als eigener Vegetationstyp auskartiert wird. Damit fällt einer von drei Vegetationstypen der unteren Marsch aus, die Anzahl der Vegetationstypen sinkt. In der oberen Marsch ist in nicht oder extensiv beweideten Flächen das Muster der Vegetationsverteilung zwar gröber als in intensiv beweideten Flächen, auf einer Fläche von 1 ha kommen jedoch im Mittel gleich viele Vegetationstypen vor.

Damit wird deutlich, dass der Einfluss des Managements auf die Diversität maßstabsabhängig ist, und die Betrachtung nur eines Maßstabs z.B. beim Monitoring zu falschen Schlussfolgerungen führen kann.

4 Teilprojekt B: Brutvögel (Cynthia Erb)

4.1 Einleitung

Viele Brutvogelarten haben spezielle Habitatansprüche, so bevorzugen z.B. Seeschwalben und Kiebitze Habitate mit kurzer Vegetation (Glutz von Blotzheim 2001), während Rotschenkel und andere versteckt brütende Arten strukturreiche bzw. höhere Vegetation bevorzugen (Thyen & Exo 2005; Durant et al. 2008). Eine hohe Vielfalt von Vegetationstypen und auf sie wirkender Beweidungsregime könnte also zu einer hohen Anzahl von Brutvogelarten führen. Die Salzmarschen der Halligen unterscheiden sich in ihrer Beweidung vom Festland zum einen dadurch, dass sie überwiegend mit Rindern statt mit Schafen beweidet werden. Zudem ist die Beweidung auf den Halligen extensiv und teilweise findet ein Wechsel der Beweidung auf den einzelnen Flächen statt. Diese Unterschiede könnten sich auch auf die Brutvögel auswirken. Im Folgenden wurde der Einfluss von Vegetation und Beweidung auf Brutvögel auf zwei verschiedenen räumlichen und zeitlichen Maßstabsebenen untersucht. Im ersten Teil wurde folgenden Fragen nachgegangen: 1) Welche Unterschiede gibt es in der Brutvogelartenzahl und der Beweidungs- und Vegetationsdiversität (Definition siehe 4.2.1) zwischen dem Festland und den Halligen? 2) Wie haben sich Brutvogelartenzahl und Beweidungs- und Vegetationsdiversität im Laufe der Zeit verändert? und 3) hat die Beweidungs- und Vegetationsdiversität einen Einfluss auf die Brutvogelartenzahl? Im zweiten Teil wird in einem kleinen räumlichen Maßstab die Nistplatzwahl des Austernfischers (*Haematopus ostralegus*) untersucht. Folgende Fragen sollten dabei geklärt werden: 1) Beeinflussen Vegetationstyp oder Beweidung das Vorkommen des Austernfischers? und 2) Zeigen Austernfi-

schers in ihrer Nistplatzwahl eine Präferenz für Bereiche, in denen der Vegetationstyp wechselt und die somit eine hohe strukturelle Vielfalt bieten?

4.2 Methoden

4.2.1 Diversität der Brutvögel

Die Brutvogelartenzahlen und die Beweidungs- und Vegetationsdiversität wurden in 36 Untersuchungsgebieten entlang der schleswig-holsteinischen Nordseeküste von 1988 bis 2006 analysiert. 27 der Untersuchungsgebiete befanden sich am Festland und neun auf den Halligen. Die Gebiete waren zwischen 6 ha und 960 ha groß und deckten damit den Großteil der Salzmarschen am Festland sowie die Gesamtfläche aller Halligen ab. Es wurden vorhandene Daten zu Brutvögeln, Vegetation und Beweidung des Landesbetriebs für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein verwendet (s. 3.2.1).

In die Analyse wurden 44 Brutvogelarten einbezogen (siehe Anhang 1). In jedem Untersuchungsgebiet werden jährlich die Brutpaare aller Vogelarten gezählt. Für die Analyse wurden die Daten jeweils in 3-Jahres-Blöcken um die Jahre der Vegetationskartierungen (1988, 1996, 2001 und 2006) herum aggregiert; die Anzahl der Brutvogelarten pro 3-Jahres-Block wird im Folgenden als Brutvogelartenzahl bezeichnet. Die Brutvogelarten wurden räumlich mit den Vegetations- und Beweidungsdaten verknüpft. Anschließend wurde der Shannon-Diversitätsindex für die Kombination aus Beweidungsregime (unbeweidet, extensiv beweidet, intensiv beweidet) und Vegetationstyp pro Untersuchungsgebiet und pro Jahr mit n_i = Fläche des i ten Beweidungs- und Vegetationstyps und N = Gesamtfläche berechnet (im Folgenden als Beweidungs- und Vegetationsdiversität bezeichnet):

$$H' = - \sum \frac{n_i}{N} * \log \frac{n_i}{N}$$

4.2.2 Nistplatzwahl des Austernfischers

Die Nistplatzwahl des Austernfischers wurde im Vorland des Hedwigenkooges (südlich der Eidermündung, s. Abb. 1) in einer 90 ha großen Fläche von 1996 bis 2006 untersucht. Es wurden vorhandene Daten zum Austernfischer und zur Vegetation und Beweidung (s. 3.2.1) verwendet. Zu Beginn der 1990er Jahre war die gesamte Untersuchungsfläche intensiv mit Schafen beweidet. Im Jahr 1996 war nur noch ein 40-200 m breiter an den Deich angrenzender Streifen (insgesamt 14 ha) intensiv beweidet. Der Rest der Fläche war unbeweidet. Ab dem Jahr 1999 wurden 13 ha der unbeweideten Fläche wieder intensiv beweidet. Diese drei Beweidungsregime (unbeweidet, intensiv beweidet und wieder beweidet) wurden in die Analyse einbezogen.

Im Untersuchungsgebiet werden jährlich Schlupf- bzw. Bruterfolge beim Austernfischer kontrolliert, so dass punktgenaue Daten zur Lage der Nester vorhanden sind. Diese punktgenauen Nestdaten wurden mit den Vegetations- und Beweidungsdaten aus den Jahren 1996, 2001 und 2006 räumlich verknüpft. Anschließend wurde die Nestdichte des Austernfischers (kernel density mit einem Suchradius von 70 m) berechnet und von jedem Nest die kürzeste Entfernung zur nächsten Vegetationsgrenze (Wechsel eines Vegetationstyps zum nächsten) ermittelt.

4.3 Ausgewählte Ergebnisse

4.3.1 Diversität der Brutvögel

Die Brutvogelartenzahl war in allen Jahren auf den Halligen höher als am Festland (Abb. 4, links). Der Unterschied war jedoch nur im Jahr 2006 signifikant. Die zeitliche Entwicklung der Brutvogelartenzahl unterscheidet sich ebenfalls zwischen dem Festland und den Halligen (Abb. 4, rechts): Während sich die Brutvogelartenzahl am Festland über die Jahre nicht änderte, stieg sie auf den Halligen von 1988 bis 2006 signifikant an. Tendenziell hat sich die Differenz der Brutvogelartenzahl zwischen dem Festland und den Halligen vergrößert.

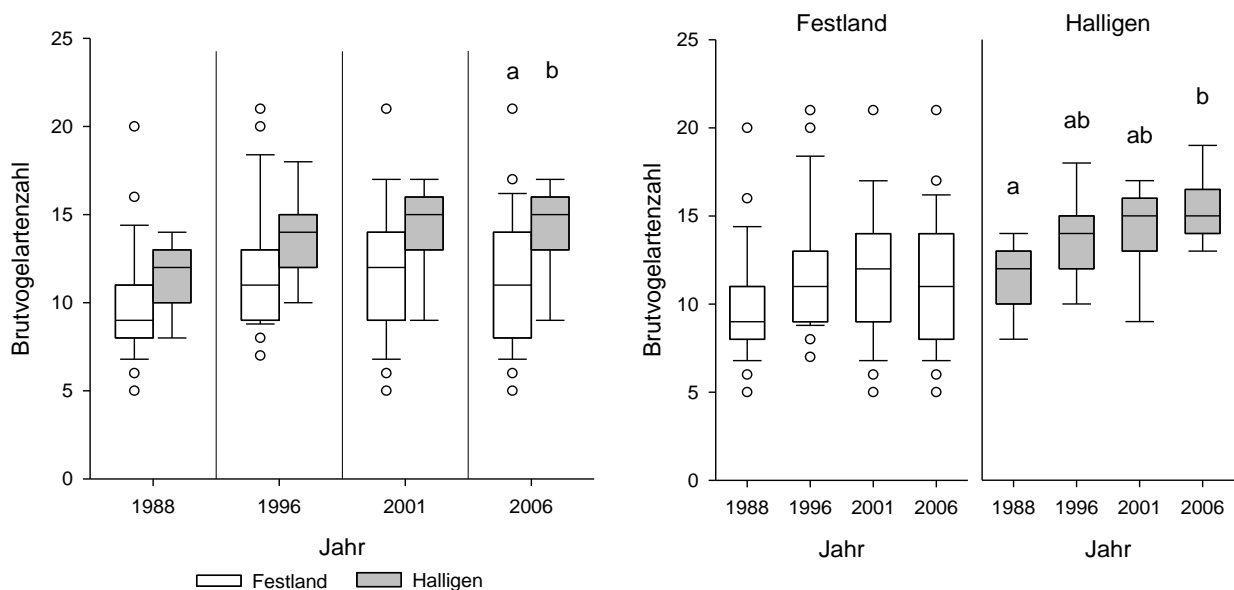


Abb. 4: Vergleich der Brutvogelartenzahl zwischen Festland und Halligen im direkten Vergleich pro Jahr (links) und in der zeitlichen Entwicklung (rechts). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen. Dargestellt sind Median, Quartile (Box), 10. und 90. Perzentile (Whisker); Kreise: Ausreißer (Werte jenseits der 10. oder 90. Perzentile).

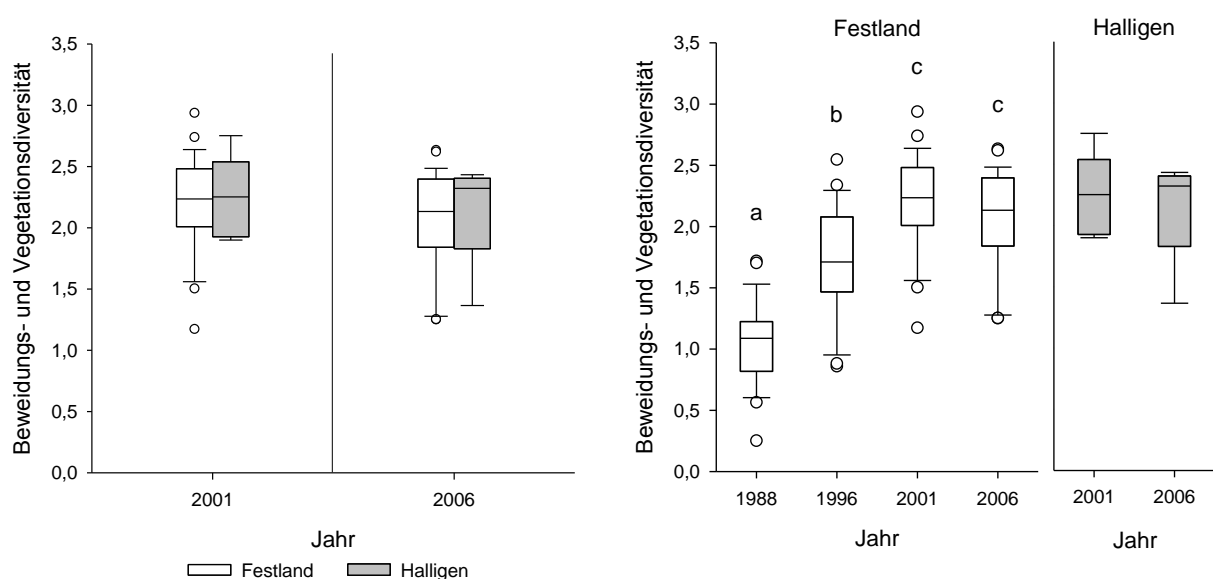


Abb. 5: Vergleich der Beweidungs- und Vegetationsdiversität zwischen Festland und Halligen im direkten Vergleich pro Jahr (links) und in der zeitlichen Entwicklung (rechts). Daten zu den Halligen waren nur für 2001 und 2006 verfügbar. A, b, Box-Whisker-Darstellung: s. Abb. 4.

Die Beweidungs- und Vegetationsdiversität unterschied sich weder 2001 noch 2006 zwischen Festland und Halligen (Abb. 5, links). Betrachtet man die zeitliche Entwicklung (Abb. 5, rechts), so stieg die Beweidungs- und Vegetationsdiversität am Festland von 1988 bis 2001 kontinuierlich und signifikant an und sank im Jahr 2006 wieder leicht und nicht signifikant ab. Die Beweidungs- und Vegetationsdiversität unterschied sich weder 2001 Auf den Halligen zeigten die Jahre 2001 und 2006 keinen Unterschied hinsichtlich der Beweidungs- und Vegetationsdiversität.

Die Ergebnisse einer multiplen linearen Regression zeigen, dass der Zusammenhang zwischen Beweidungs- und Vegetationsdiversität und der Brutvogelartenzahl zeitabhängig war (Tab. 3). Im Jahr 1988 war das Modell nicht signifikant, das heißt die Brutvogelartenzahl änderte sich nicht in Abhängigkeit von der Beweidungs- und Vegetationsdiversität oder der Flächengröße; 1996 hingegen war das Modell zwar im Ganzen signifikant, die einzelnen Prädiktoren jedoch nicht. Im Jahr 2001 stieg die Brutvogelartenzahl mit steigender Beweidungs- und Vegetationsdiversität an. Das Modell erklärte 36% der Variabilität der Daten. 2006 war der einzig signifikante Einflussfaktor die Lage des Untersuchungsgebietes: Befand sich die Fläche am Festland, sank die Brutvogelartenzahl, die Beweidungs- und Vegetationsdiversität hatte dagegen keinen signifikanten Einfluss. Das Modell erklärte 29% der Variabilität der Daten.

Tab. 3: Ergebnisse der multiplen linearen Regressionen für den Zusammenhang zwischen Beweidungs- und Vegetationsdiversität und der Brutvogelartenzahl für die vier Analysejahre. Diversität = Beweidungs- und Vegetationsdiversität; nv = Daten nicht verfügbar. * = signifikant mit $p < 0,05$, ** = signifikant mit $p < 0,01$.

	1988				1996				2001				2006			
F	0,52				4,31				7,46				5,76			
p	0,60				*				**				**			
R ² korrigiert	-0,04				0,20				0,36				0,29			
	B	Beta	t	p	B	Beta	t	p	B	Beta	t	p	B	Beta	t	p
Intercept	11,22		5,14	**	5,74		2,17	*	4,76		1,25	0,22	15,56		4,06	**
Diversität	-1,97	-0,20	-0,97	0,34	2,92	0,36	1,66	0,11	5,10	0,56	3,36	**	1,48	0,16	0,97	0,34
Flächengröße	0,00	0,13	0,61	0,55	0,00	0,22	0,99	0,33	0,00	0,01	0,03	0,97	0,00	0,23	1,42	0,17
Lage (Festland)	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv	-2,07	-0,26	-1,88	0,07	-4,18	-0,49	-3,37	**

4.3.2 Nistplatzwahl des Austernfischers

Der Vegetationstyp hatte in keinem Jahr einen signifikanten Einfluss auf die Verteilung der Austernfischernester. In allen Jahren entsprach der Anteil der Nester pro Vegetationstyp dem Anteil der vorhandenen Fläche des Vegetationstyps. Anders verhielt es sich beim Einfluss der Beweidung: In den Jahren 1996 und 2001 hatte die Beweidung keinen Einfluss auf die Nistplatzwahl des Austernfischers, wohl aber im Jahr 2006, in dem sich eine Präferenz des Austernfischers für die wieder beweideten Bereiche abzeichnete.

Die Nestdichte des Austernfischers nahm in den Jahren 1996 und 2001 mit steigender Entfernung von der Vegetationsgrenze signifikant ab. Wie in Abb. 6 zu sehen ist, war der Zusammenhang für diese Jahre allerdings kein linearer, sondern wies vielmehr ein dreieckiges Muster auf: Austernfischer brüteten pro Distanz in variablen Dichten und je kleiner die Dichte, desto größer die Spannweite der Brutdichten. Hohe Brutdichten traten jedoch nie in großer Entfernung von der Vegetationsgrenze auf. Im Jahr 2006 wurde kein signifikanter Zusammenhang zwischen Nestdichte und Entfernung zur Vegetationsgrenze gefunden. Abb. 6 zeigt, dass 2006 überhaupt keine Nester in größerer Entfernung von Vegetationsgrenzen zu finden waren. Die Entfernung der Austernfischernester zur nächsten Vegetationsgrenze hat sich signifikant von durchschnittlich 12 m im Jahr 1996 auf 4 m im Jahr 2006 verkürzt. Weitergehende Analysen zeigten, dass diese

Verkürzung nicht auf einer zufälligen Veränderung der Flächengrößen der einzelnen Vegetationstypen beruhte.

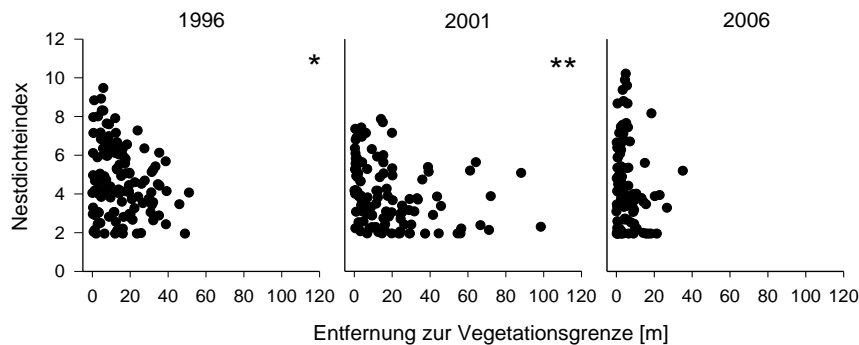


Abb. 6: Korrelationen zwischen der kürzesten Entfernung zur Vegetationsgrenze und dem Nestdichteindex (kernel density) für die Jahre 1996, 2001 und 2006. * = Korrelation ist mit $p < 0,05$ signifikant, ** = Korrelation ist mit $p < 0,01$ hoch signifikant.

4.4 Diskussion

Ein wichtiges Ergebnis dieser Untersuchung ist, dass eine hohe Beweidungs- und Vegetationsdiversität nicht generell zu einer hohen Brutvogelartenzahl führt. Tatsächlich ist nur in einem der vier untersuchten Jahre ein Zusammenhang zwischen beiden Faktoren festzustellen. Der Einfluss der Lage des Untersuchungsgebietes ist ebenfalls zeitabhängig: Während die Beweidungs- und Vegetationsdiversität im Jahr 2006 keine erklärende Funktion für die Brutvogelartenzahl hatte, war die Lage des Gebietes wichtig. Befand sich das Untersuchungsgebiet auf den Halligen, war die Brutvogelartenzahl höher.

Die besondere Stellung der Halligen wird auch im direkten Vergleich der Brutvogelartenzahlen deutlich, da in allen Jahren die Werte hier höher waren als am Festland, auch wenn der Unterschied nur im Jahr 2006 signifikant war. Auch ist die Entwicklung der Brutvogelartenzahlen auf den Halligen steigend, während am Festland keine Veränderung zu beobachten ist. Gleichzeitig gab es jedoch keinen Unterschied in der Beweidungs- und Vegetationsdiversität zwischen Halligen und Festland in den Jahren 2001 und 2006. Dies wirft die Frage auf, was die Halligen für Brutvögel so attraktiv macht. Ein oft angeführter Grund ist das Fehlen von Säugerprädatoren auf den Halligen (Grave & Lutz 2004). Eine detailliertere Analyse der Daten (am Festland stieg von 1988 bis 2006 die Anzahl der Brutpaare um insgesamt mehr als 7700 Paare) legt jedoch nahe, dass das Fehlen von Säugerprädatoren nicht der alleinige Grund für die Attraktivität der Halligen als Brutplatz ist. Ein weiterer Grund könnte auf den Halligen die extensive Beweidung durch Rinder sein, welche möglicherweise zu einer höheren kleinräumigen Vielfalt an Vegetationsstrukturen führt, die in den TMAP-Kartierungen aufgrund des Maßstabes jedoch nicht sichtbar wird. Weiterhin könnte ein besseres Nahrungsangebot auf den Halligen vorhanden sein, da diese je nach Tide von Wattflächen (wichtig für benthosfressende Vogelarten) bzw. Wasser (wichtig für fischfressende Vogelarten) umgeben sind, während die Salzmarschen am Festland zu diesen Nahrungsgründen nur an der Marschkante eine direkte Anbindung haben. Genauere Studien hierzu liegen allerdings nicht vor.

Obwohl in dieser Untersuchung auf der großen Maßstabsebene von 36 Gebieten und über einen Zeitraum von 18 Jahren kein Zusammenhang zwischen Beweidungs- und Vegetationsdiversität und Brutvogelartenzahl nachgewiesen werden konnte, so ist ein Einfluss der Beweidung und damit auch der Vegetation auf Brutvögel unstrittig (Thyen & Exo 2003, Schrader 2003, Grave &

Lutz 2004). Die Richtung des Einflusses ist dabei jedoch abhängig von der jeweiligen Art (Hälterlein 2002, Oltmanns 2003) und kann nicht verallgemeinert werden.

Auf die Nistplatzwahl des Austernfischers haben sowohl Vegetation als auch Beweidung einen Einfluss. Zwar hat der Vegetationstyp als solcher keinen Einfluss auf die Verteilung der Nester, der Austernfischer zeigte jedoch im Jahr 2006 eine Präferenz für die wieder beweideten Bereiche. Dies und die Tatsache, dass die Entfernung der Nester zur nächsten Vegetationsgrenze sich über die Jahre deutlich verkürzte, weisen darauf hin, dass Austernfischer Bereiche mit heterogener Vertikalstruktur bevorzugen. In den ersten Jahren nach Beweidungsaufgabe steigt die strukturelle Diversität der Vegetation (Kiehl et al. 2000), langfristig wird die Vegetation unbeweideter Salzmarschen häufig von hochwachsenden Arten dominiert (Bos et al. 2002), womit die strukturelle Diversität wieder sinkt. Daher kann angenommen werden, dass die fortschreitende Sukzession in Teilen des Untersuchungsgebietes zu einer für den Austernfischer weniger attraktiven Vegetation führte, so dass er seine Nistplätze in Bereiche verlagerte, die strukturell vielfältiger waren, sei es durch einen Wechsel der Beweidung (Präferenz für den wieder beweideten Bereich) oder den Übergang von einem Vegetationstyp zum anderen (Verkürzung der Entfernung zur Vegetationsgrenze).

Während im großen räumlichen und zeitlichen Maßstab der ersten Untersuchung keine konsistenten Effekte der Beweidungs- und Vegetationsdiversität auf die Brutvogelartenzahl gefunden wurden, zeigte die zweite Untersuchung die Relevanz kleinräumiger Heterogenität auf die Nistplatzwahl des Austernfischers. Dies betont die Wichtigkeit des räumlichen Maßstabs und der Auflösung der Daten bei der Analyse der Beziehung zwischen Brutvögeln und Vegetation bzw. Beweidungsmanagement. Insbesondere Daten zur Vertikalstruktur der Vegetation wären hier eine wünschenswerte Ergänzung für zukünftige Untersuchungen.

5 Teilprojekt C: Ökosystemfunktionen (Frauke Müller)

5.1 Einleitung

Salzmarschen konnten sich in der Vergangenheit an Küstenabschnitten entwickeln, in denen strömungsberuhigte Zonen Sedimentation, also die Ablagerung von Partikeln, zuließen. Angesichts des steigenden Meeresspiegels sind die aktuellen Sedimentationsbedingungen von hoher Relevanz für das Fortbestehen der Marschen. Das Beweidungsmanagement kann sich auf die Sedimentationsraten und damit auf das Höhenwachstum auswirken: Hohe Vegetation kann die Fließgeschwindigkeit des Überflutungswassers verringern, somit die Ablagerungsbedingungen verbessern und letztlich zu einer höheren Sedimentation führen (Andresen et al. 1990). In diesem Teilprojekt sollte daher beantwortet werden, wie hoch das Höhenwachstum in intensiv beweideten und unbeweideten Salzmarschen im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer ist und von welchen weiteren Faktoren es abhängt.

Kieselalgen (Diatomeen), die ihr Außengerüst aus Silizium aufbauen, bilden die Grundlage des Nahrungsnetzes in Küstengewässern. Im Frühjahr und Sommer, der Hauptwachstumszeit der Algen, kann eine mangelnde Verfügbarkeit von Silizium das Wachstum der Diatomeen limitieren. Da die meisten anderen Algengruppen nicht auf Silizium als Nährstoff angewiesen sind, können eutrophierungsbedingt erhöhte Stickstoff- und Phosphatgehalte des Wassers zu einer Verschiebung in den Algengemeinschaften und mitunter sogar zu toxischen Algenblüten führen. Für Süßwassermarschen wurde festgestellt, dass sie von Pflanzen aufgenommenes, biogenes Silizium (BSi) zu gelöstem Silizium (DSi) recyceln und somit die Siliziumversorgung in Flüssen verbessern

können. Ob Salzmarschen eine ähnliche Funktion für die Küstengewässer übernehmen, war ebenso Gegenstand dieser Untersuchung wie die Quantifizierung von Silizium in der Vegetation, im Boden, im Porenwasser des Bodens, in frisch abgelagerten Sedimenten und im ein- und ausströmenden Prielwasser. Im Vordergrund stand auch hier die Frage nach dem Einfluss des Beweidungsmanagements.

5.2 Methoden

5.2.1 Untersuchungsgebiete

Die Studie wurde in zwei Untersuchungsgebieten im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer durchgeführt: in den Vorlandbereichen des Sönke-Nissen-Koogs (SNK) in Nordfriesland und des Dieksanderkoogs (DSK) in Dithmarschen (s. Abb. 1). Im Zuge der Eindeichung des SNK im Jahr 1924 wurden im Vorland des Koogs Sedimentationsfelder angelegt, die das Anwachsen der angrenzenden Salzmarsch beförderten. Heute erstreckt sich das Vorland ca. 1 km vom Deich bis zu den Wattflächen. Die mittlere Geländehöhe des Untersuchungsgebiets ist 2,0 m NHN (Digitales Höhenmodell der Vermessungs- und Katasterverwaltung Schleswig-Holstein), etwa ein Drittel der Marsch ist bei Springflut überflutet. Vorherrschender Vegetationstyp ist der *Puccinellia maritima*-Typ für den beweideten Teil der Salzmarsch und der *Elymus athericus*-Typ für den angrenzenden unbeweideten Teil der Fläche. Das Untersuchungsgebiet DSK befindet sich am nördlichen Ufer des äußeren Elbeästuars. Der angrenzende Koog wurde 1935 eingedeicht, und hohe Sedimentationsraten haben zu einem schnellen Aufwachsen der Salzmarsch geführt. Sie erstreckt sich heute bis ca. 2,5 km vom Deich bis zu den Wattflächen. Mit einer mittleren Höhe von 2,1 m NHN liegt die Fläche geringfügig höher als das Untersuchungsgebiet SNK. Selbst bei Springflut wird ein Großteil der Fläche nicht überflutet. Der beweidete Teil der Salzmarsch wird durch den *Festuca rubra*-Vegetationstyp dominiert, während auf der unbeweideten Fläche der *Elymus athericus*-Typ vorherrscht.

5.2.2 Siliziumhaushalt

Im Rahmen von vier 10-stündigen Messkampagnen wurden von März 2010 bis Januar 2011 an je zwei Prielen auf der beweideten und unbeweideten Fläche, von denen je einer seewärts und einer deichwärts gelegen war, Wasserproben genommen. Hierfür wurde das Prielwasser während der Ebbphase stündlich und während der Flutphase halbstündlich beprobt und mit tragbaren Wehren der Abfluss gemessen. Zeitgleich wurde mit Hilfe von Mini-Saugkerzen (Eijkelkamp) an insgesamt 16 Standorten das Porenwasser in fünf Bodentiefen zwischen 3 und 60 cm beprobt. An den gleichen Standorten wurden einmalig im Januar 2011 Bodenmischproben aus sieben Bodentiefen entnommen und mit Stechzylindern die Lagerungsdichte des Bodens bestimmt. Auch die Tiefe des Grundwasserspiegels und die Dicke der Streuschicht wurden dokumentiert. Im August 2009 wurde an insgesamt 40 Stellen auf 400 cm² die oberirdische Biomasse geerntet. Ausgewählt wurden hierfür Dominanzbestände von vier Pflanzenarten, die typisch für beweidete (*Festuca rubra*, *Puccinellia maritima*) oder unbeweidete Salzmarschen (*Elymus athericus*, *Atriplex portulacoides*) sind. Frisches Sediment wurde mit insgesamt 66 Sedimentfallen (siehe Temmerman et al. 2003a) aufgefangen, die entlang von Transekten in den Untersuchungsgebieten aufgestellt wurden und über den Zeitraum eines Jahres alle zwei Wochen geleert wurden.

Die Wasserproben wurden gefiltert und auf ihren Gehalt an gelöstem und biogenem Silizium analysiert (Struyf et al. 2006). Auch in den getrockneten Boden- und Biomasseproben wurde der Gehalt an BSi bestimmt. Mithilfe der ermittelten DSi- und BSi-Konzentrationen, der Bodendichte, der Menge frischen Sediments und der oberirdischen Biomasse wurde das Gesamtreservoir an

Silizium in den verschiedenen Kompartimenten quantifiziert, die Siliziumein- und -austräge ermittelt und abschließend eine Bilanz berechnet.

5.2.3 Sedimentation

Das Höhenwachstum der Salzmarschen seit der Umstellung des Managements konnte mit Hilfe einer Radionuklidatierung ermittelt werden (Callaway et al. 1996). Die ehemalige Bodenoberfläche des Jahres 1986 kann in Bohrkernen von europäischen Salzmarschen als Datierungsschicht genutzt werden, da sie aufgrund der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl eine erhöhte Aktivität des Caesium-137-Radionuklids (^{137}Cs) aufweist. Zufällig entspricht dies zeitlich in etwa der Einrichtung des Nationalparks, mit der eine Aufgabe der Beweidung in vielen Salzmarschenflächen in den frühen 1990er-Jahren einherging. In Kooperation mit der Universität Groningen wurden insgesamt 12 Bodenkerne von drei Salzmarschen (SNK, DSK und Hamburger Hallig, HH) in 2-cm-Scheiben zerlegt und auf ihre ^{137}Cs -Aktivität hin untersucht. Auf Grundlage dieser Datierungsmethode konnten die Sedimentationsraten seit 1986, bzw. 1963, einem Jahr mit hoher ^{137}Cs -Deposition aufgrund von Atombombentests, berechnet werden.

Zusätzlich wurden im Oktober 2009 in beiden Untersuchungsgebieten insgesamt 16 *sedimentation erosion bars* (SEBs; siehe Stock et al. 2011) auf jeweils möglichst gleicher Geländehöhe in benachbarten beweideten und unbeweideten Marschflächen aufgestellt und halbjährlich das Höhenwachstum gemessen.

5.3 Ausgewählte Ergebnisse

5.3.1 Siliziumhaushalt

Siliziumkonzentrationen: Im abfließenden Prielwasser wurden DSi-Konzentrationen von im Mittel 330 $\mu\text{mol/l}$ und BSi-Konzentrationen von 50 $\mu\text{mol/l}$ gemessen. Unbeweidete Flächen hatten um 23% höhere Konzentrationen als beweidete Flächen, wobei der Unterschied im Frühling und Sommer am größten und im Winter am geringsten war. Im Porenwasser lagen mittlere DSi-Konzentrationen von 410 $\mu\text{mol/l}$ vor, und es gab in beiden Marschen eine Tendenz zu höheren Werten auf unbeweideten Flächen. Im Sommer waren die DSi-Gehalte im Porenwasser unter *Elymus athericus*-Beständen signifikant geringer als an Standorten, die von anderen Arten dominiert waren. Frische Sedimente enthielten im Mittel 450 $\mu\text{mol BSi/g}$ und damit in etwa doppelt so viel wie der Boden (210 $\mu\text{mol BSi/g}$). Der Einfluss des Managements auf die BSi-Konzentrationen im Boden blieb unklar: am DSK waren tendenziell höhere Werte auf unbeweideten Flächen zu beobachten, am SNK war dies umgekehrt. Die getrocknete Biomasse enthielt 50 bis 430 $\mu\text{mol BSi/g}$, wobei *Elymus athericus* und *Festuca rubra* mit je 430 und 420 $\mu\text{mol BSi/g}$ die größten Konzentrationen aufwiesen.

Siliziumreservoir: In den oberen 60 cm des Bodens waren im Mittel 130.000 kmol BSi/km^2 gespeichert (Tab. 4). Das Reservoir im Boden war damit bis zu drei Größenordnungen größer als die Reservoir im Porenwasser (DSi) und in der Biomasse (BSi), die im Mittel nur je 270 und 140 kmol BSi/km^2 umfassten.

Siliziumflüsse: Der DSi-Export hing in starkem Maße von der Abflussrate ab. Die Abflussraten des Sickerwassers bei Ebbe waren auf unbeweideten Flächen doppelt so hoch wie auf beweideten und am SNK doppelt so hoch wie am DSK. Entsprechend waren die Exportraten unbeweideter Flächen mit 96 $\text{kmol DSi/km}^2/\text{Jahr}$ annähernd doppelt so hoch wie die Exportraten der beweideten Flächen mit 46 $\text{kmol DSi/km}^2/\text{Jahr}$. Am DSK wurden im Mittel 50 $\text{kmol DSi/km}^2/\text{Jahr}$ ausgetragen und am SNK 92 $\text{kmol DSi/km}^2/\text{Jahr}$. Während der Austrag von Silizium zu ca. 90%

in gelöster Form (DSi) erfolgte, vollzog sich der Eintrag in erster Linie als BSi, das in den Sedimenten des Überflutungswasser enthalten ist. Da der Siliziumgehalt in den frischen Sedimenten über das Jahr gesehen nur leicht schwankte, waren die Importraten hauptsächlich von den Sedimentationsraten abhängig. Sie betragen im Mittel $1.300 \text{ kmol BSi/km}^2 \cdot \text{Jahr}$ und waren am SNK bis zu viermal so hoch wie am DSK. In der Bilanz wurde deutlich mehr Silizium in die Marschen ein- als ausgetragen.

Tab. 4: Siliziumreservoirs und -flüsse in den Untersuchungsgebieten Sönke-Nissen-Koog (SNK) und Dieksanderkoog (DSK).

Salzmarsch Beweidungsmanagement Höhenzone (hoch: >2m NN; niedrig: <2m NN)	Sönke-Nissen-Koog (SNK)				Dieksanderkoog (DSK)			
	Beweidet		Unbeweidet		Beweidet		Unbeweidet	
	Hoch	Niedrig	Hoch	Niedrig	Hoch	Niedrig	Hoch	Niedrig
Reservoirs [kmol Si/km²]								
Boden (BSi)	171.360	84.990	151.690	138.500	90.170	117.900	114.300	139.900
Oberirdische Biomasse (BSi)		76		274		61		660
Porenwasser (DSi)	147	171	140	172	128	136	108	134
Flüsse [kmol Si/km²/Jahr]								
Importe mit frischem Sediment (BSi)	1.051	4.266	696	2.598	185	943	144	758
Exporte mit Sickerwasser (DSi)		76		108		16		84
Exporte mit Sickerwasser (BSi)		14		13		1		4
Bilanz [kmol Si/km²/Jahr]								
Importe - Exporte	962	4.176	475	2.477	186	926	55	670

5.3.2 Sedimentation

Das auf Grundlage der ¹³⁷Cs-Datierung ermittelte Höhenwachstum betrug auf unbeweideten Flächen im Mittel $7,3 \text{ mm/Jahr}$ und auf beweideten $7,6 \text{ mm/Jahr}$ (Abb. 7, links). Es ist aber kein eindeutiges Muster hinsichtlich des Beweidungsmanagements erkennbar. Während der DSK zumindest am landwärtigen Standort ein größeres Höhenwachstum auf der unbeweideten Seite aufweist, war das Höhenwachstum am SNK durchgehend auf den beweideten Seiten größer als auf den unbeweideten.

Leicht abweichend hiervon betrug das mit Hilfe der SEBs ermittelte mittlere Höhenwachstum an beweideten Standorten $6,3 \text{ mm/Jahr}$ und an unbeweideten $7,5 \text{ mm/Jahr}$ (Abb. 7, rechts). An einem der 16 Standorte (DSK 2) war überhaupt kein Höhenwachstum festzustellen, während eine seewärts gelegene Fläche am SNK ca. 14 mm/Jahr aufwuchs. Das Höhenwachstum hing in starkem Maße vom Überflutungsgeschehen in den Messintervallen ab. So wurde im letzten Halbjahr der Untersuchung (Winter 2011/12), in denen die Flächen überdurchschnittlich oft überflutet wurden, an den Einzelstandorten 40-70% der Gesamthöhenveränderung verzeichnet.

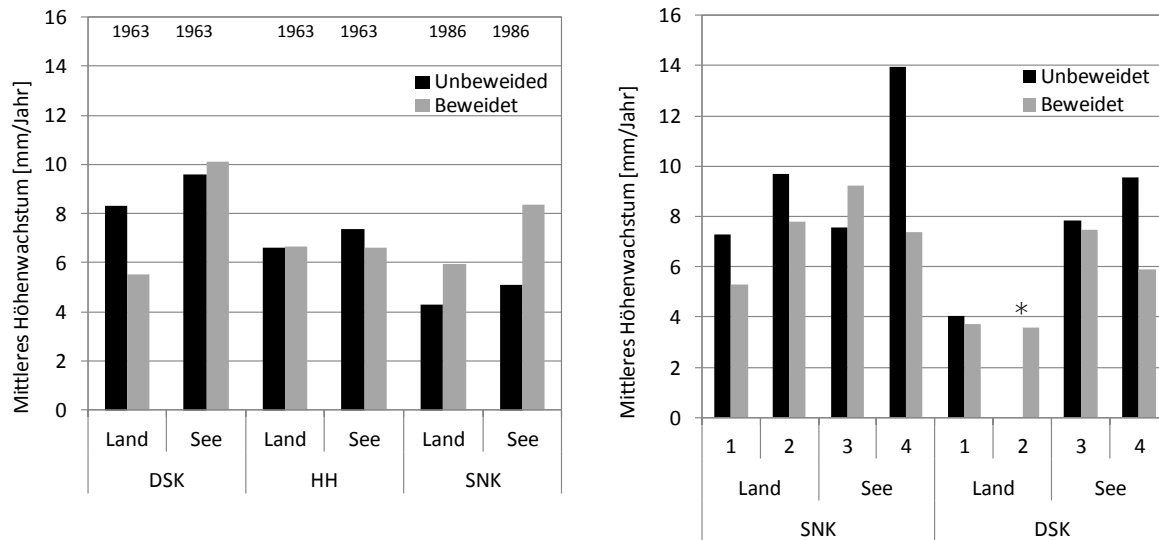


Abb. 7: Höhenwachstum der Salzmarschen pro Jahr, ermittelt anhand der ^{137}Cs -Datierung der Bodenoberflächen von 1986, bzw. 1963 (links) und anhand der *sedimentation erosion bars* nach einer Messdauer von 2,5 Jahren (rechts). *: Der Bodenkern des landwärtigen, unbeweideten Standorts der HH kann nicht zuverlässig datiert werden, da der 1986er-Peak in nur 3 cm Tiefe gefunden wurde, was auf Erosion hindeuten könnte.

5.4 Diskussion

5.4.1 Siliziumhaushalt

Die vorliegende Untersuchung zum Siliziumhaushalt ist die bisher umfassendste Quantifizierung der Konzentrationen, Reservoirs und Flüsse von Silizium in Salzmarschen. Die hier untersuchten Salzmarschen sind eindeutig Senken für Silizium. Aufgrund ihres großen Siliziumreservoirs haben sie aber zugleich das Potenzial, in der Zukunft sehr ergiebige Siliziumquellen darzustellen.

Die BSi-Konzentrationen der Vegetation und des Bodens waren vergleichbar mit anderen Süßwasser- und Salzmarschen. Die DSi-Konzentrationen im Poren- und Sickerwasser überstiegen hingegen bisher veröffentlichte Werte für diese Ökosysteme (z. B. Wang et al. 2010). Da ein Konzentrationsunterschied zwischen beweideten und unbeweideten Flächen nur im Sickerwasser, nicht aber im Porenwasser nachgewiesen werden konnte, wurde angenommen, dass Kieselsäurebestände im Priel für die Unterschiede verantwortlich sein könnten. Dieser Vermutung wurde in einer Bachelorarbeit (Döring 2012) nachgegangen, in der jedoch zum Probennahmezeitpunkt im Frühjahr 2012 nur für DSK erhöhte Chlorophyll-a-Konzentrationen – und damit eine höhere Besiedlung durch Mikroalgen auf der Bodenoberfläche im Priel – auf der beweideten Fläche nachgewiesen werden konnten.

Die Siliziumreservoirs waren sehr unterschiedlich groß. Mit Abstand der größte Speicherort für Silizium war der Boden. Die in den oberen 60 cm des Bodens enthaltene Gesamtmenge an Silizium war vergleichbar mit anderen Grasländern (Struyf et al. 2005, Blecker et al. 2006). Aufgrund der Mächtigkeit der marinen Ablagerungen von bis zu 10 m ist das reale Reservoir unterhalb der Salzmarsch aber voraussichtlich wesentlich größer.

Silizium wurde kontinuierlich in Form gelösten Siliziums über das Sickerwasser aus den Prielen exportiert. Die Gesamtexportmenge war vom Abfluss abhängig. Aufgrund einer dichteren Vegetation und Streuauflage auf den unbeweideten Flächen, die zu einem Rückhalt des Überflutungs- und Niederschlagswassers führt, war der Abfluss hier erhöht. Es kann angenommen werden, dass

der erhöhte Wasserdurchfluss durch den Boden langfristig auch zu einer stärkeren Herauslösung von BSi aus dem Boden führen kann. In den BSi-Konzentrationen im Boden konnte dies jedoch noch nicht festgestellt werden. Die BSi-Importe waren wesentlich größer als die DSi-Exporte. So verursachte beispielsweise ein einzelnes Sturmflutereignis im September 2009 36% der gesamten BSi-Einträge im Untersuchungszeitraum. Da der Eintragsweg Sediment in vielen älteren Bilanzierungen des Siliziumhaushalts nicht enthalten ist (z. B. Dankers et al. 1984, Struyf et al. 2006), kann angenommen werden, dass die Importraten für Silizium für viele Süßwasser- und Salzmarschen bislang deutlich unterschätzt wurden.

5.4.2 Sedimentation

Anhand der ^{137}Cs -Datierung der Bodenkerne konnte kein eindeutig erhöhtes Höhenwachstum auf unbeweideten Salzmarschen im Vergleich zu beweideten Flächen festgestellt werden. Insgesamt sind die Unterschiede im Höhenwachstum zwischen den Beweidungsregimen eher gering und an den einzelnen Standorten (seewärts, landwärts) nicht immer kongruent. Problematisch ist in diesem Zusammenhang, dass nicht alle 1986er-Peaks lokalisiert werden konnten und die Berechnung teilweise auf der Datierung der 1963er-Schicht beruhte. In der Periode von 1963 bis 1986 waren die Untersuchungsgebiete alle intensiv beweidet, was die Unterschiede weniger deutlich werden lässt, wenn der 1963er-Peak zur Datierung herangezogen wird. Eine niederländische Salzmarsch (Noordfriesland Buitendijks), die von der Universität Groningen ebenfalls mithilfe der ^{137}Cs -Datierung untersucht wurde, wies ein deutlich stärkeres Höhenwachstum auf unbeweideten Flächen im Vergleich zu beweideten auf (29 mm/Jahr, bzw. 13 mm/Jahr, S. Nolte, unveröff.). Der Unterschied zu den Schleswig-Holsteinischen Salzmarschen könnte teilweise durch die Art der Beweidung begründet sein. Pferde, die das niederländische Untersuchungsgebiet beweideten, üben durch ihr Gewicht und ihre Mobilität eine hohe spezifische Gewichtskraft aus und tragen daher stärker zur Bodenverdichtung bei.

Mit den SEBs konnte ein Unterschied zwischen den Beweidungsregimen festgestellt werden: Sechs von acht Standorten hatten ein stärkeres Höhenwachstum auf der unbeweideten Fläche. Insgesamt am wenigsten Sediment erreichte die landwärtigen SEB-Standorte am DSK. Da diese Messstandorte relativ hochgelegen waren und zudem noch weit von der Marschkante entfernt lagen, konnte kaum nennenswert Sediment angelandet werden. Im schmaleren Vorland des etwas niedriger gelegenen SNK waren die Höhenwachstumsraten hingegen generell größer. Insgesamt liegt die mittlere Höhenwachstumsrate von 6,9 mm/Jahr sehr nah an den 6,2 mm/Jahr, die von Stock (2011) für die Hamburger Hallig, und den 6 mm/Jahr, die von Suchrow et al. (2012) für die gesamte schleswig-holsteinische Wattenmeerküste angegeben werden. Dass ein Großteil des mit den SEBs gemessenen Höhenwachstums im letzten Halbjahr der Untersuchung beobachtet wurde, unterstreicht die Abhängigkeit des Höhenwachstums von Einzelereignissen und damit die Bedeutung langfristiger Messungen.

Die leicht abweichenden Ergebnisse der ^{137}Cs -Datierungsmethode und der SEB-Messungen stehen nicht zwangsläufig im Widerspruch zueinander, sie verdeutlichen vielmehr die räumliche Variabilität der Sedimentationsprozesse und damit die Notwendigkeit einer möglichst hohen räumlichen Auflösung bei ihrer Betrachtung.

6 Schlussfolgerungen hinsichtlich des Managements der Salzmarschen

Die für die Erhaltung und Entwicklung der Salzmarschen im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer übergeordneten naturschutzfachlichen Ziele sind im Nationalparkgesetz des Landes Schleswig-Holstein beschrieben (NPG 1999). Der Nationalpark soll einen „möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge“ gewährleisten und ist „als Lebensstätte der dort natürlich vorkommenden Tier- und Pflanzenarten“ geschützt. Gleichzeitig ist der Nationalpark Wattenmeer Teil des Europäischen Schutzgebietssystems NATURA 2000 und dient damit den Zielen der EU-Vogelschutz- und der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (European Commission 1979, European Commission 1992). Dies bedeutet, dass ein „günstiger Erhaltungszustand“ der in den Anhängen aufgelisteten Arten und Lebensräume (Atlantische Salzwiesen, Quellerwatten und Schlickgrasbestände) zu erhalten oder wiederherzustellen ist (European Commission 1992). Die Vogelschutzrichtlinie zielt darauf ab, alle Vogelarten mit einem langfristig überlebensfähigen Bestand zu erhalten. Die Vogelschutzgebiete werden für die besonders bedrohten Vogelarten des Anhangs I ausgewählt, zusätzlich müssen die Vermehrungs-, Mauser- und Überwinterungsgebiete sowie Rastplätze der Zugvogelarten geschützt werden.

Im Rahmen der trilateralen Wattenmeerzusammenarbeit sind die naturschutzfachlichen Ziele im Rahmen des Wattenmeerplans (CWSS 2010) sowie in den Quality Status Reports (Bakker et al. 2005, Esselink et al. 2009) dokumentiert. In Bezug zu den Salzmarschen umfassen sie vor allem eine Ausdehnung der Fläche der Salzmarschen, eine Entwicklung hin zu natürlicheren Strukturen und eine der geomorphologischen Heterogenität entsprechende Diversität der Vegetation der Salzmarschen. Auch die Erhaltung aller typischen Arten der Salzmarschen soll erreicht werden: Dies bezieht sich sowohl auf Pflanzenarten als auch auf die Erhaltung und Entwicklung von Beständen der Brut- und Rastvögel im Rahmen der gegebenen ökologischen, geographischen und klimatischen Bedingungen. Weiterhin wird angestrebt, dass der Bruterfolg und das Überleben der Jungvögel durch natürliche Prozesse gesteuert werden. Hinsichtlich des Stoffhaushaltes ist in den Dokumenten festgehalten, dass das Wattenmeer dahingehend entwickelt werden soll, dass negative Auswirkungen der Eutrophierung nicht feststellbar sind.

In der Juniorforschungsgruppe BASSIA wurden in den Jahren 2008 bis 2012 Untersuchungen durchgeführt, die darauf abzielten, in Salzmarschen die Effekte unterschiedlicher Managementregime auf Flora und Vegetation, auf Brutvögel sowie auf Ökosystemfunktionen zu quantifizieren. Die erarbeiteten Ergebnisse zeigen, dass mehr als 25 Jahre nach der Ausweisung des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer die Entwicklungsrichtung den vorgegebenen Zielen im Wesentlichen entspricht: Die Fläche der Salzmarschen am Festland hat sich zwischen 1988 und 2006 von 6750 ha auf 7660 ha um 13% vergrößert. Im Jahr 2006 erlaubte ein Flächenanteil von 47% unbeweideter Salzmarschen, in denen in der Regel auch keine Gruppenunterhaltung mehr stattfindet, auf einem wesentlich größeren Flächenanteil einen „möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge“, als dies noch 1988 der Fall gewesen ist. In einzelnen Bereichen sind auch „natürliche Salzmarschen“ mit „natürlichen Strukturen“ neu entstanden: Im südlichen Dithmarschen haben sich nahe der Elbmündung in den letzten 20 Jahren aufgrund der hohen Sedimentationsraten in einer Breite von 500 bis 800 m vor den bestehenden Lahnungsfeldern ausgedehnte Schlickgras- und Quellerfluren sowie junge Salzmarschen mit natürlich mäandrierendem Prielsystem neu gebildet. Die Ergebnisse zur Flächenentwicklung in Vorrangflächen sprechen dafür, dass zukünftig die Unterhaltungsintensität von Lahnungen je nach hydrodynamischen Bedingungen angepasst und in einzelnen Küstenabschnitten mit hoher Sedimentation (wie in Teilen von Dithmarschen) ganz eingestellt werden kann.

Auch die Verteilung und Vielfalt der Vegetation hat sich den geomorphologischen Gegebenheiten entsprechend entwickelt: Die vor der Ausweisung des Nationalparks vorherrschenden und durch die intensive Schafbeweidung in unterschiedlichen Höhenlagen geförderten monotonen Andel- bzw. Rotschwingelrasen wurden im Laufe der Vegetationsentwicklung durch ein standorttypisches Mosaik unterschiedlicher Vegetationstypen abgelöst. Weiterhin hat sich die typische Flora der Salzmarschen positiv entwickelt: Die Artenvielfalt der Vegetation ist deutlich angestiegen, und Arten wie die Portulak-Keilmelde, die nach der Roten Liste der Pflanzenarten Schleswig-Holsteins noch Ende der 1980er Jahre als stark gefährdet galten, sind heute regelmäßig in den Salzmarschen anzutreffen. Nach den Änderungen des Managements der Salzmarschen hat sich die Diversität der Vegetation klein- und auch großräumig deutlich erhöht. Das Management mit dem übergeordneten Ziel der natürlichen Entwicklung hat also in vielerlei Hinsicht zu Erfolgen geführt.

Allerdings hat sich auch gezeigt, dass das in den vorigen Jahrzehnten anthropogen angelegte regelmäßige Grüppensystem außer in Randbereichen im Wesentlichen unverändert bestehen blieb (Wörnlein 2008) und daher auch die erwartete Vernässung überwiegend nicht eingetreten ist. Um „natürliche Strukturen“ (Prielsystem, Geomorphologie) in Salzmarschen zu fördern, sollte daher am Beginn der Salzmarschenentstehung angesetzt werden. In Lahnungsfeldern mit Anwachsen sollte gänzlich auf Begrüpfung und Entwässerung verzichtet werden, so dass sich von vornherein eine natürliche Geomorphologie mit natürlichen Prielstrukturen und somit eine natürliche Salzmarsch entwickeln kann.

Weiterhin zeigen die Ergebnisse der Sukzessionsanalysen der Vegetation, dass ohne Beweidung eine „vorwärtsgerichtete“ Vegetationsentwicklung (in niedrigen Bereichen hin zu Beständen der Portulak-Keilmelde, bei größerer Geländehöhe vor allem hin zur Strandquecke) überwiegt. Mit dieser Entwicklung ist zumindest in der oberen Salzmarsch ein Rückgang der kleinräumigen Diversität verbunden. Um diese Entwicklung zu verlangsamen oder gar umzukehren, sollte ein Nebeneinander unterschiedlicher Beweidungsregime beibehalten werden.

Die Zunahme der oberen Marsch auf Kosten der unteren Marsch wird wattenmeerweit als Problem der „Alterung“ diskutiert (Esselink et al. 2009). Dies ist insbesondere in Festlands-Salzmarschen zu beobachten, die durch Deiche und Lahnungsfelder „festgelegt“ sind und sich nicht durch Erosion und Neubildung von Pioniermarschen verjüngen können. Da in Schleswig-Holstein jedoch bislang die Fläche der Pionierzone absolut etwa gleich geblieben ist, d.h. Vegetationstypen der Pionierzone und anschließend auch der unteren Salzmarsch nachwachsen, ist eine „Alterung“ der Salzmarschen an der schleswig-holsteinischen Festlandküste derzeit nur als marginales Phänomen zu beschreiben.

Im Vergleich zu einem natürlichen Prielsystem ist das anthropogene Grüppentwässerungssystem überdimensioniert (Reents 1995). Dies führt zu einer stärkeren Entwässerung und beschleunigt die vorwärtsgerichtete Sukzession. Auch wenn die Gruppenunterhaltung auf den unbeweideten Flächen eingestellt wurde, ist der Wiedervernässungseffekt zu gering, um der vorwärtsgerichteten Sukzession und damit der Ausbreitung der Strandquecke quantitativ entgegenzuwirken. Maßnahmen, die eine naturnähere hydromorphologische Situation begünstigen und die zudem geeignet sind zu einer Vernässung bzw. Wiedervernässung der Salzmarschen beizutragen, sollten vorrangig umgesetzt werden. Hierzu kann beispielsweise das Verschließen von Entwässerungsgräben (Gruppen und Querableitern) in der Fläche dienen. Gleichzeitig könnte eine stärkere Vernässung auch die Säugerprädation von Brutvögeln insbesondere am Festland verringern und so zu einem höheren Bruterfolg beitragen. Weiterhin ist eine Wiederbeweidung hoch gelegener unbeweideter Flächen zur Zurückdrängung der Strandquecke eine Managementoption, sofern

dies notwendig ist, um z.B. geeignete Nistplätze für Brutvogelarten zu schaffen, die auf kurzrasige Flächen ohne Überflutungsrisiko in der Brutsaison angewiesen sind.

Untersuchungen im Rahmen von BASSIA haben gezeigt (Pohlmann 2008, Kleiss 2008, Fleiner 2012), dass auch ohne Änderung des Managements der Ausbreitung der Strandquecke in niedriger gelegene Bereiche aufgrund der geringen Toleranz gegen Überflutung und Staunässe der Art Grenzen gesetzt sind. Solange die Sedimentationsraten auf den Wattflächen ausreichend sind, um trotz Meeresspiegelanstiegs die Entwicklung von Queller-Fluren und Schlickgras-Beständen zu ermöglichen, ist nicht zu befürchten, dass die Strandquecke alle entwickelten Salzmarschen dominieren wird.

Aus den in BASSIA erarbeiteten Ergebnissen zur Entwicklung der Brutvogel-Artenvielfalt kann nicht direkt darauf geschlossen werden, ob ein bestimmtes Managementregime als besonders günstig oder zielführend bezeichnet werden kann: Ein direkter Zusammenhang zwischen Beweidungs- und Vegetationsdiversität auf der einen Seite und der Diversität der Brutvogelgemeinschaften auf der anderen Seite konnte nicht gezeigt werden. Eine besonders hohe Diversität der Brutvogelgemeinschaften wurde allerdings für die durch eine zeitlich variable Beweidung geprägten Salzmarschen der großen, bewirtschafteten Halligen festgestellt. Gerade hinsichtlich der Zusammensetzung und Vielfalt sowie der zeitlichen Entwicklung der Brutvogelgemeinschaften sind weitergehende Untersuchungen wünschenswert, die noch stärker die Auswirkungen von Management und natürlichen Wirkgrößen wie Prädation und Nahrungsverfügbarkeit auf die Brutvogelgemeinschaften fokussieren.

Die Untersuchungen zur Nistplatzwahl des Austernfischers zeigen eine Präferenz der Art zu Beweidungs-, Struktur- und Vegetationsgrenzen. Auch wenn die Art in ihrer Bestandsentwicklung aktuell vermutlich nicht durch die Verfügbarkeit von Nistplätzen limitiert ist, zeigt das Ergebnis doch, dass ein Management der Salzmarschen für diese Art günstig ist, das eine geomorphologische Heterogenität und eine entsprechende Diversität der Vegetationsstruktur der Salzmarschen fördert. Um die Strukturvielfalt zu erhöhen und bessere Brutbedingungen für den Austernfischer und Arten mit ähnlichen Habitatansprüchen zu schaffen, wäre daher eine Managementoption, bislang intensiv beweidete Flächen in Zukunft extensiv zu beweideten..

Die in BASSIA zusammengetragenen Ergebnisse zu Aspekten der Ökosystemfunktionen waren so konzipiert, dass direkte Vergleiche unterschiedlich beweideter Salzmarschen möglich waren: Vor dem Hintergrund des Klimawandels wurde untersucht, ob sich die Sedimentationsraten in beweideten und unbeweideten Salzmarschen unterscheiden und ob eine dieser Managementvarianten besonders geeignet ist, um den Meeresspiegelanstieg zu kompensieren. Die Ergebnisse zeigen, dass die Sedimentationsraten in Salzmarschen an vielen Orten der Festlandsküste Schleswig-Holsteins derzeit höher sind als der aktuelle Anstieg des Meeresspiegels (s.5.3.2, Suchrow et al. 2012). Die Verteilung der Sedimente in den Salzmarschen ist im Wesentlichen von den geomorphologischen Gegebenheiten (Lage an der Küste, Höhe in Bezug zu MThw, Entfernung zur Marschkante, Entfernung zum Priel) abhängig, wird sekundär aber auch vom Managementregime beeinflusst. Die Ergebnisse aus einer zweijährigen Untersuchung mit *sedimentation-erosion-bars* deuten darauf hin, dass das durchschnittliche jährliche Höhenwachstum auf unbeweideten Flächen gegenüber beweideten leicht erhöht ist. Dies wird verursacht durch eine Kombination aus erhöhtem Sedimenteintrag (Sedimentfang durch Vegetation) und einer geringeren Verdichtung des angelandeten Materials im Vergleich zu beweideten und daher durch Tritt verdichteten Flächen. Es wird zudem angenommen, dass sich in unbeweideten Salzmarschen natürliche Reliefunterschiede stärker ausprägen: Die Prieleränder unbeweideter Salzmarschen sind von dichter und hoher Vegetation bewachsen, die besonders effizient in der Lage ist, die Strömung zu reduzieren

und das Sediment auszukämmen. Das Marschinnere unbeweideter Flächen erhält so geringere Sedimentfrachten und wächst langsamer in die Höhe. Mittelfristig kann es so zu einer Vernässung des Marschinneren kommen, die auch das Wachstum der Strandquecke eingrenzen könnte.

Salzmarschen übernehmen aufgrund von Speicher- und Transformationsprozessen auch wichtige Funktionen hinsichtlich des Nährstoffhaushaltes der Ökosysteme des Wattenmeeres: In BASSIA wurde untersucht, inwiefern die Managementregime in Salzmarschen sich auf deren Recyclingfunktion von Silizium auswirken. Das Wachstum von Kieselalgen, die eine wichtige Funktion im Nahrungsnetz von Ästuaren und Küstengewässern spielen, kann aufgrund der allgemeinen Eutrophierung zumindest zu bestimmten Zeiten des Jahres durch die Konzentration dieses Nährstoffes limitiert sein. Grundsätzlich konnte gezeigt werden, dass Salzmarschen als Silizium-Recycler fungieren: Bei Überflutungen wurde partikuläres Silizium gemeinsam mit dem Sediment auf der Marschoberfläche abgelagert, während in der Ebbphase durch einen ständigen Sickerwasserabfluss große Mengen gelösten Siliziums aus der Salzmarsch exportiert wurden. Diese Exporte waren für unbeweidete Flächen im Vergleich zu beweideten leicht erhöht: Auf ungenutzten Salzmarschen entwickeln sich dickere Streuauflagen und eine erhöhte Wasserrückhaltefähigkeit. Damit waren ein erhöhter Austrag von Silizium aus dem Boden und eine bessere Silizium-Versorgung der Küstengewässer verbunden, die Eutrophierungseffekten entgegenwirken. Andererseits fördern flache und weitgehend unbeschattete Grüppen auf beweideten Salzmarschen aufgrund verbesserter Lichtbedingungen das Wachstum von Kieselalgen in den Prielen. Dadurch wird zwar weniger Silizium in gelöster Form aus der Marsch ausgetragen, aber das Nahrungsnetz innerhalb des Priels wird gestärkt, was sich beispielsweise für Brutvögel, die die Priele in den Salzmarschen als Nahrungshabitat nutzen, positiv auswirken könnte.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse aus BASSIA nicht, dass zur Erreichung der Zielsetzungen des Nationalparks eine Wiederbeweidung bislang unbeweideter Flächen erforderlich wäre. Gleichzeitig ist die Beurteilung von Auswirkungen des Managements der Salzmarschen auf Flora, Avifauna und Ökosystemfunktionen maßstabsabhängig. Das Monitoring sollte auch in Zukunft die Vegetation kleinräumig auf Dauerflächen sowie großräumig als flächendeckende Kartierung erfassen. Die Betrachtung nur einer Maßstabebene kann zu Fehlschlüssen führen.

Das Brutvogelmonitoring sollte den Bruterfolg in Abhängigkeit von Nahrungsverfügbarkeit, Überflutungshäufigkeit (insbesondere von Einzelereignissen in der Brutzeit) und Prädation erfassen. Um Auswirkungen der Vegetationsveränderungen auf Brutvögel besser analysieren zu können, müssten die Erfassungsgebiete der Brutvogelerfassung die Beweidungsgrenzen berücksichtigen. Das Monitoring sollte unbedingt auch langfristige Sedimentationsmessungen flächendeckend entlang der Küste einbeziehen.

Insgesamt hat sich die Datengrundlage des Nationalparks basierend auf dem trilateralen Monitoring und Bewertungsprogramm (TMAP) als äußerst wertvolle Quelle erwiesen, um die langfristigen Auswirkungen der Managementänderungen zu analysieren und zu beurteilen.

7 Referenzen

- Andresen, H.; Bakker, J.P.; Brongers, M.; Heydemann, B. & U. Irmeler (1990): Long-term changes of salt marsh communities by cattle grazing. *Plant Ecology* 89: 137-148.
- Bakker, J.P. (1989): Nature Management by grazing and cutting. On the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. Kluwer Academic publishers, Dordrecht. 400 S.
- Bakker, J.P.; Dijkstra, M. & Russchen, P.T. (1985): Dispersal, germination and early establishment of halophytes and glycophytes on a grazed and abandoned salt-marsh gradient. *New Phytologist* 101: 291-308.
- Bakker, J.P.; Bos, D. & Y. de Vries (2003): To graze or not to graze: that is the question. In: Wolff, W.J.; Essink, K.; Kellermann, A. & Van Leeuwe, M.A. (Eds.): Challenges to the Wadden Sea Area. Proceedings of the 10th International Scientific Wadden Sea Symposium. Groningen, Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, Department of Maine Biology, University of Groningen: 67-88.
- Bakker, J.P.; Bunje, J.; Dijkema, K.; Frikk, J.; Hecker, N.; Kers, B.; Körber, P.; Kohlus, J. & M. Stock (2005): Salt marshes. In: Essink, K.; Dettmann, C.; Farke, H.; Laursen, K.; Lüerßen, G.; Marencic, H. & Wiersinga, W. (Eds.): Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem No. 19. Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. 163-179.
- Bartholdy J.; Christiansen C. & Kunzendorf, H. (2004): Long term variations in back-barrier salt marsh deposition on the Skallingen peninsula - the Danish Wadden Sea. *Marine Geology* 203: 1-21.
- BfG/Bundesanstalt für Gewässerkunde (2008): WSV-Sedimentmanagement Tideelbe - Strategien und Potenziale - eine Systemstudie. BfG, Koblenz. BfG-1584. http://www.portal-tideelbe.de/Allgemeine-Informationen/Publikationen/Datencontainer/B/systemstudie_tideelbe_1584_web.pdf (Zugriff am 10.5.2012).
- Blecker, S. W.; McCulley, R. L.; Chadwick, O. A. & Kelly, E. F. (2006): Biologic cycling of silica across a grassland bioclimate sequence. In: *Global Biogeochemical Cycles* 20: 1-11.
- Bockelmann, A.-C. (2002): Ordinary and successful - the invasion of *Elymus athericus*. PhD-thesis, University of Groningen: 218 S.
- Bos, D.; Bakker, J.P.; Vries, Y. De & van Lieshout, S. (2002): Long-term vegetation changes in experimentally grazed and ungrazed back-barrier marshes in the Wadden Sea. *Applied Vegetation Science* 5: 45-54.
- Braun, M. (2011): Die Vegetation der Vogelhallig Norderoog. *Seevögel* 32: 66-74
- Callaway, J.C.; DeLaune, R.D. & Patrick, W.H. (1996): Chernobyl 137Cs used to determine sediment accretion rates at selected northern European coastal wetlands. *Limnology and Oceanography* 41: 444-450.
- Cooper, A. (1982): The effects of salinity and waterlogging on the growth and cation uptake of salt marsh plants. *New Phytologist* 90 (2): 263-275.
- CPSL (2005): Coastal protection and sea level rise. Solutions for sustainable coastal protection in the Wadden Sea region. *Wadden Sea Ecosystem* 21: 47 S.
- CWSS (Common Wadden Sea Secretariat, 2010): Wadden Sea Plan 2001. Eleventh Trilateral Governmental Conference on the Protection of the Wadden Sea. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. 102 S.
- Dankers, N.; Binsbergen, M.; Zegers, K.; Laane, R. & van der Loeff, M.R. (1984): Transportation of water, particulate and dissolved organic and inorganic matter between a salt marsh and the Ems-Dollard estuary, The Netherlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 19: 143-165.

- De Leeuw, J.; de Munck, W.; Olf, H. & Bakker, J.P. (1993): Does zonation reflect the succession of salt-marsh vegetation? A comparison of an estuarine and a coastal bar island marsh in The Netherlands. *Acta Botanica Neerlandica* 42(4): 435-445.
- De'ath, G. & Fabricius, K.E. (2000): Classification and regression trees: A powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81:3178 - 3192.
- Dolch, T. (2010): Coarsening of tidal flat sediments - long-term mud depletion in a tidal bay in the northern Wadden Sea (SE North Sea). *Coastline Reports* 16: 59-62.
- Dupré, C. & Diekmann, M. (2001): Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. *Ecography* 24 (3): 275-286.
- Durant, D.; Tichit, M.; Kerneis, E. & Fritz, H. (2008): Management of agricultural wet grasslands for breeding waders: integrating ecological and livestock system perspectives - a review. *Biodiversity and Conservation* 17: 2275-2295.
- Esselink, P.; Petersen, J.; Arens, S.; Bakker, J.P.; Bunje, J.; Dijkema, K.S.; Hecker, N.; Hellwig, U.; Jensen, A.V.; Kers, B.; Körber, P.; Lammerts, E.J.; Lüerßen, G.; Marencic, H.; Stock, M.; Veeneklaas, R.; Vreeken, M. & Wolters, M. (2009): Thematic Report No. 8 Salt Marshes. Wadden Sea Quality Status Report 2009 (Eds. Common Wadden Sea Secretariat), Wilhelmshaven: 1-54.
- European Commission (1979): Council Directive 79/409/EEC on the conservation of wild birds.
- European Commission (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal L 206, 22/07/1992 P 0007-0050.
- Fleiner, J. (2012): Vegetationsökologische und ökophysiologische Untersuchungen zur Standortpräferenz von Halophyten der Salzmarsch. MSc-Arbeit, Universität Hamburg.
- Glutz von Blotzheim, U.N. (ed): (2001): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. AULA-Verlag, ebook, Wiesbaden.
- Grave, C. & Lutz, K. (2004): Zum Schlupferfolg des Austernfischers auf ungenutzten und beweideten Salzwiesen der Halligen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer in den Jahren 2001 und 2003. *Seevögel* 25: 15-22.
- Hälterlein, B. (2002): Was wissen wir über den Einfluß der Salzwiesenbewirtschaftung an der Nordseeküste auf Brutvögel? Sind Nationalparkzielsetzung und Brutvogelschutz hier vereinbar? www.wattenmeer-nationalpark.de/flag/brut.pdf (Zugriff am 11.7.2007).
- Hälterlein, B.; Südbeck, P.; Knief, W. & Köppen, U. (2000): Brutbestandsentwicklung der Küstenvögel an Nord- und Ostsee unter besonderer Berücksichtigung der 1990er Jahre. *Vogelwelt* 121(5-6): 241-267.
- Hofstede, J.L.A. & Schirmacher, R. (1996): Vorlandmanagement in Schleswig-Holstein. *Die Küste* 58: 61-73.
- Kiehl, K. (1997): Vegetationsmuster in Vorlandsalzmarschen in Abhängigkeit von Beweidung und abiotischen Standortfaktoren. *Mitteilungen der AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* 52. Kiel, 142 S.
- Kiehl K.; Eiseid I.; Gettner S. & Walter J. (1996): Impact of different sheep grazing intensities on salt marsh vegetation in Northern Germany. *Journal of Vegetation Science* 7: 99-106.
- Kiehl, K.; Schröder, H.; Bredemeier, B. & Wiggershaus, A. (2000): Der Einfluss von Extensivierung und Beweidungsaufgabe auf Artenzusammensetzung und Struktur der Vegetation. In: Stock M.; Kiehl, K. (eds): *Die Salzwiesen der Hamburger Hallig*. Westholsteinische Verlagsanstalt, Heide. 34-42.
- Kiehl, K.; Schröder, H. & Stock, M. (2007): Long-term vegetation dynamics after land-use change in Wadden Sea salt marshes. *Coastline Reports* 7: 17-24.
- Kleiss, K. (2008): Untersuchungen zu Effekten von Sedimentation und Nährstoffverfügbarkeit auf die Etablierung von *Elymus athericus* (L.). Bachelorarbeit, Universität Hamburg, 31 S.

- Koffijberg, K.; L. Dijkens, B. Hälterlein, K. Laursen, P. Potel & P. Südbeck (2006): Breeding birds in the Wadden Sea in 2001. Results of the total survey in 2001 and trends in numbers between 1991 and 2001. *Wadden Sea Ecosystem* 22: 1-132.
- Liebermann, von N.; Schwarze, H. & Zimmermann, C. (1998): Ausführung und Wirkungsweise von Lahnungen. *Die Küste* 60: 191-225.
- Londo, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33: 61-64.
- Lutz, K.; Südbeck, P.; Hälterlein, B. & M. Stock (2003): Die Europäischen Naturschutzrichtlinien: Verpflichtung zur Pflege oder zur freien Sukzession der Salzwiesen an der Nordseeküste? *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 35: 91-102.
- Meyer, W. (2011): Vegetationsveränderungen in Salzwiesen der Hamburger Hallig in Abhängigkeit von Beweidung, Sedimentation und Meeresspiegelanstieg. Bachelorarbeit, Hochschule Osnabrück, 65 S.
- NPA & UBA (Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer u. Umweltbundesamt, 1998): Umweltatlas Wattenmeer. Bd. 1: Nordfriesisches und Dithmarscher Wattenmeer. Stuttgart. 270 S.
- NPG (1999): Gesetz zum Schutz des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres (Nationalparkgesetz - NPG) vom 17. September 1999 zuletzt geändert mit Gesetz vom 13.12.2007. *GVOBl. Schl.-H.* S. 514.
- Olf, H.; De Leeuw, J.; Bakker, J.P.; Platerink, R.J.; Van Wijnen, H.J. & De Munck, W. (1997): Vegetation succession and herbivory on a salt marsh: changes induced by sea level rise and silt deposition along an elevational gradient. *Journal of Ecology* 85: 799-814.
- Oltmanns, B. (2003): Von der Hellerweide zur Salzwiese - Veränderung der Brutvogelgemeinschaft in der Leybucht durch die Nutzungsaufgabe. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 35: 157-166.
- Petersen, J.; Dassau, O.; Dauck, H.-P. & N. Janinhoff (2010): Applied vegetation mapping of large-scale areas based on high resolution aerial photographs - a combined method of remote sensing, GIS and near comprehensive field verification. *Wadden Sea Ecosystem* 26: 75-79.
- Pohlmann, N. (2008): Vegetationsökologische Untersuchungen in Salzrasen im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Diplomarbeit, Universität Hamburg, 107 S.
- Reents, S. (1995): Vergleich von Grüppensystemen in den Vorländern der Groninger Festlandküste mit natürlichen Prielsystemen in vier Referenzgebieten. Diplomarbeit, Universität Kiel.
- Reise, K. (1998): Coastal change in a tidal backbarrier basin of the Northern Wadden Sea: Are tidal flats fading away? *Senckenbergiana maritima* 29: 121-127.
- Reise, K. (2005): Coast of change: habitat loss and transformations in the Wadden Sea. *Helgoland Marine Research* 59: 9-21.
- Rosenthal, G. (1992): Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen: vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen. *Dissertationes botanicae* 182.
- Scherfose, V. (1993): Zum Einfluß der Beweidung auf das Gefäßpflanzen-Artengefüge von Salz- und Brackmarschen. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 2: 201-212.
- Schiffler, M. (2011): Entwicklung und Dynamik der Flusseeeschwalbenkolonie (*Sterna hirundo*) im Vorland des Neufelder Koogs im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Diplomarbeit, Universität Hamburg.
- Schrader, S. (2003): Zehn Jahre später - Brutvogelbestände in unterschiedlich beweideten Salzwiesen der schleswig-holsteinischen Festlandküste. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 35: 167-172.
- Schreiber, K.-F. (1997): Sukzessionen - eine Bilanz der Grünlandbracheversuche in Baden-Württemberg. *Berichte Umweltforschung Baden-Württemberg, Schriftenreihe Angewandte Ökologie* 23. Landesanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg.

- Schröder, H.K.; Kiehl, K. & Stock, M. (2002): Directional and non-directional vegetation changes in a temperate salt marsh in relation to biotic and abiotic factors. *Applied Vegetation Science* 5 (1): 33-44.
- Stock, M. (2003): Salzwiesenschutz im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. In: *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 35: 115-24.
- Stock, M. (2011): Patterns in surface elevation change across a temperate salt marsh platform in relation to sea-level rise. *Coastline Reports* 17: 33-48.
- Stock, M. & Kiehl, K. (2000): Das Projekt Hamburger Hallig im Überblick. In: Stock, M. & Kiehl, K. (Hrsg.): *Die Salzwiesen der Hamburger Hallig*. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 11: 3-7.
- Stock, M.; Gettner, S.; Hagge, M.; Heinzel, K.; Kohlus, J. & Stumpe, H. (2005): Salzwiesen an der Westküste von Schleswig-Holstein 1988-2001. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer Heft 15. NPA, Tönning: 239 S.
- Struyf, E.; van Damme, S.; Gribsholt, B.; Middelburg, J. J. & Meire, P. (2005): Biogenic silica in tidal freshwater marsh sediments and vegetation (Schelde estuary, Belgium). *Marine Ecology Progress Series* 303: 51-60.
- Struyf, E.; Dausse, A.; van Damme, S.; Bal, K.; Gribsholt, B.; Boschker, H. T.S. Middelburg, J. J. & Meire, P. (2006): Tidal marshes and biogenic silica recycling at the land-sea interface. *Limnology and Oceanography* 51: 838-846.
- Suchrow, S.; Pohlmann, N.; Stock, M. & Jensen, K. (2012): Long-term surface elevation changes in German North Sea salt marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 98: 71-83.
- Temmerman, S.; Govers, G.; Wartel, S. & Meire, P. (2003): Spatial and temporal factors controlling short-term sedimentation in a salt and freshwater tidal marsh, Scheldt estuary, Belgium, SW Netherlands. *Earth Surface Processes and Landforms* 28: 739-755.
- Temmerman, S.; Bouma, T.J.; Govers, G.; Wang, Z.B.; De Vries, M.B. & Herman, P.M.J. (2005): Impact of vegetation on flow routing and sedimentation patterns: Three-dimensional modeling for a tidal marsh. *Journal of geophysical research-Earth Surface* 110: doi:10.1029/2005JF000301.
- Thyen, S. & Exo, K. (2003): Sukzession der Salzrasen an der niedersächsischen Küste: Chance oder Risiko für Brutvögel der Außengroden? *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 35: 173-178.
- Thyen, S. & Exo, K. (2005): Interactive effects of time and vegetation on reproduction of redshanks (*Tringa totanus*): breeding in Wadden Sea salt marshes. *Journal of Ornithology* 146: 215-225.
- Van Diggelen, J. (1991): Effects on inundation stress on saltmarsh halophytes. In: Rozema, J. u. Verkleij, J.A.C. (Eds.): *Ecological responses to environmental stresses*. Kluwer. Dordrecht, The Netherlands: 62-73.
- Veeneklaas, R.M.; Dijkema, K.S.; Hecker, N. & Bakker, J.P. (2012): Spatio-temporal dynamics of the invasive plant species *Elytrigia atherica* on natural salt marshes. *Applied Vegetation Science*. Doi: 10.1111/j.1654-109X.2012.01228.x
- Wang, W.; Li, D.; Zhou, J. & Gao, L. (2010): Nutrient dynamics in pore water of tidal marshes near the Yangtze Estuary and Hangzhou Bay, China. *Environmental Earth Sciences* 63: 1067-1077.
- Wanner, A. (2009): Management, biodiversity and restoration potential of salt grassland vegetation of the Baltic Sea: Analyses along a complex ecological gradient. Dissertation. 189 S.
- Wörnlein, D. (2008): Morphodynamik des Entwässerungssystems der Salzwiesen der Hamburger Hallig von 1988 bis 2005 - Aktuelle Bestandsaufnahme durch in-situ Messungen und multitemporale Klassifikation mit CIR-Luftbildern. Diplomarbeit, Universität Erlangen-Nürnberg. 135 S.

Anhang

Anhang 1: Liste der in die Analyse einbezogenen Brutvogelarten

Brutvogelarten, die in die Analyse einbezogen wurden. Für jede Art ist die Zahl der Untersuchungsgebiete, in denen die Art pro Jahr auftrat, angegeben. Insgesamt gab es 36 Untersuchungsgebiete. Küsten- und Flusseeeschwalbe (*Sterna paradisaea*, *S. hirundo*) wurden als eine Art ("Rotfüßige Seeschwalben") behandelt, da ihre morphologische Ähnlichkeit die Verlässlichkeit der Bestimmung beeinträchtigt haben könnte.

Deutscher Name	Lateinischer Name	1988	1996	2001	2006
Löffler	<i>Platalea leucorodia</i>			1	1
Graugans	<i>Anser anser</i>		4	4	6
Weißwangengans	<i>Branta leucopsis</i>			2	2
Nilgans	<i>Alopochen aegyptiacus</i>				1
Brandgans	<i>Tadorna tadorna</i>	23	35	32	30
Pfeifente	<i>Anas penelope</i>	1		1	
Schnatterente	<i>Anas strepera</i>	2	3	7	10
Krickente	<i>Anas crecca</i>	2	2	2	
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	17	26	22	20
Spießente	<i>Anas acuta</i>		1	2	
Knärente	<i>Anas querquedula</i>	1			
Löffelente	<i>Anas clypeata</i>	3	4	6	12
Tafelente	<i>Aythya ferina</i>	1			
Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>	3	7	6	5
Eiderente	<i>Somateria mollissima</i>	6	8	5	9
Mittelsäger	<i>Mergus serrator</i>	4	5	5	6
Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>	2	3		4
Wasserralle	<i>Rallus aquaticus</i>		1		1
Teichralle	<i>Gallinula chloropus</i>	1			4
Bläsralle	<i>Fulica atra</i>			1	
Austernfischer	<i>Haematopus ostralegus</i>	36	36	36	36
Säbelschnäbler	<i>Recurvirostra avosetta</i>	29	33	33	33
Flussregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>				1
Sandregenpfeifer	<i>Charadrius hiaticula</i>	32	31	28	23
Seereggenpfeifer	<i>Charadrius alexandrinus</i>	20	10	9	5
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	32	31	33	32
Alpenstrandläufer	<i>Calidris alpina schinzii</i>	2			
Kampfläufer	<i>Philomachus pugnax</i>	4	3	1	2
Bekassine	<i>Gallinago gallinago</i>		1	2	
Uferschnepfe	<i>Limosa limosa</i>	5	13	21	16
Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>				2
Rotschenkel	<i>Tringa totanus</i>	36	36	36	36
Steinwälzer	<i>Arenaria interpres</i>	2	2	2	3
Schwarzkopfmöwe	<i>Larus melanocephalus</i>			1	3
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	33	35	34	34
Sturmmöwe	<i>Larus canus</i>	18	29	27	24
Heringsmöwe	<i>Larus fuscus</i>	2	8	10	15
Silbermöwe	<i>Larus argentatus</i>	18	20	27	25
Mantelmöwe	<i>Larus marinus</i>		4	7	2
Lachseeschwalbe	<i>Gelochelidon nilotica</i>		6	2	2
Brandseeschwalbe	<i>Sterna sandvicensis</i>	1	5	6	1
"Rotfüßige Seeschwalben"	<i>Sterna hirundo & S. paradisaea</i>	28	31	29	31
Zwergseeschwalbe	<i>Sterna albifrons</i>	6	6	7	6
Sumpfhöhreule	<i>Asio flammeus</i>		4		1

Anhang 2: Publikationen

- Erb, C: Effects of grazing regime and vegetation changes on breeding birds in salt marshes of the Schleswig-Holstein Wadden Sea National Park and Halligen. Dissertation.
- Jacobs S., Teuchies J., Oosterlee, L., Müller, F., Struyf, E. und Meire, P. (im zweiten Review): The silica pool in freshwater tidal marsh vegetation. Silicon.
- Moosdorf, N., Müller, F., Weiss, A., Lauerwald, R., Worrall, F. und Hartmann, J. (im Review): Significance of dissolved silica inputs from salt marshes in European coastal waters at regional scale. Estuaries and Coasts.
- Müller, F., Struyf, E., Hartmann, J., Weiss, A. und Jensen, K. (im Review): Silica export dynamics of salt marshes in the Wadden Sea area. Estuarine, Coastal Shelf Science.
- Müller, F., Struyf, E., Hartmann, J., Wanner, A. und Jensen, K. (im zweiten Review): A comprehensive study of silica pools and fluxes in Wadden Sea salt marshes. Estuaries and Coasts.
- Nolte, S., Müller, F., Schürch, M., Esselink, P., Wanner, A., Bakker, J. und Jensen, K. (in Vorbereitung): The influence of grazing management on salt marsh accretion rates.
- Rupprecht, F.; Wanner, A.; Stock, M. & Jensen, K.: Vegetation succession in Wadden Sea mainland salt marshes and driving environmental factors: An analysis of large scale monitoring data. Wetlands (eingereicht)
- Schoelynck, J., Müller, F., Vandevenne, F., Baroa, L., Bal, K., Meire, P. und Struyf, E. (im Review). Silicon-vegetation interaction in various ecosystems: a review. Journal of Vegetation Science.
- Wanner, A.; Stock, M. & Jensen, K.: Salzmarschenentwicklung im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer – 25 Jahre nach Gründung des Nationalparks. Natur und Landschaft (Exposé akzeptiert)
- Wanner, A.; Kiehl, K.; Meyer, W.; Pohlmann, N.; Stock, M.; Suchrow, S. & Jensen, K.: Scale matters: Impact of grazing regime on plant diversity in salt marshes at the German Wadden Sea coast. Agriculture, Ecosystems and Environment Special Feature: Diversity patterns in European grasslands under the joint influence of nature and agriculture (Abstract akzeptiert, Beitrag eingeladen)
- Wanner, A., Müller, F., Rupprecht, F., Schmidt, S., Stock, M. und Jensen, K. (2011): Von Marschen, Monitoring und Modellen: Geodaten im Forschungsprojekt BASSIA. In: Traub, K.-P. & Kohlus, J. (Hrsg.): Geoinformationen für die Küstenzone. Beiträge des 3. Hamburger Symposiums zur Küstenzone.

Anhang 3: Abschlussarbeiten

Folgende Abschlussarbeiten wurden durch die Junior-Forschergruppe BASSIA betreut:

Thema	TP	Name	Ab- schluss	Fach, Hochschule	Zeitraum
Raumnutzung von Nonnen- und Ringelgänsen. Der Einfluss von 20 Jahren Beweidungsmanagement auf der Hamburger Hallig	A	Marie Schehl	Staatsex. Realsch.	Biologie, Uni Landau	Feb. - Nov. 2011
Vegetationsveränderungen in Salzwiesen der Hamburger Hallig in Abhängigkeit von Beweidung, Sedimentation und Meeresspiegelanstieg	A	Wiebke Meyer	BIng	Landschafts- entwicklung, HS Osnabrück	August - Dez. 2011
Vegetationsökologische und ökophysiologische Untersuchungen zur Standortpräferenz von Halophyten der Salzmarsch	A	Jasmin Fleiner	MSc	Biologie, Uni HH	Bis März 2012
Einfluss von Bodeneigenschaften und Beweidung auf die Vegetation von Salzmarschen der Hamburger Hallig	A	Dirk Granse	BSc	Biologie, Uni HH	Aug. 2012 - Frühjahr 2013
Einfluss der Vegetationsstruktur auf die Sedimentation in Salzmarschen im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer	A, C	Johanna Hofmann	MSc	Biologie, Uni HH	Sept. 2010 - Sept. 2011
Entwicklung einer Methode zur Korrektur des Digitalen Höhenmodells um die Vegetationshöhe	A, C	Stefan Schmidt	BIng	Vermessung, HS Bochum	Seit März 2010
Brutphänologie bei Säbelschnäblern (<i>Recurvirostra avosetta</i> L.) in ausgewählten Kolonien des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer	B	Sabrina Miether	BSc	Biologie, Uni HH	Mai - Sept. 2010
Brutphänologie bei der Lachmöwe (<i>Larus ridibundus</i> L.) an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste im Nationalpark Wattenmeer am Beispiel der Hallig Südfall in den Jahren 2003 bis 2005 und 2007	B	Dennis Röscher	BSc	Biologie, Uni HH	Mai - Sept. 2010
Entwicklung und Dynamik der Flusseeeschwalbenkolonie (<i>Sterna hirundo</i>) im Vorland des Neufelder Koogs im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer	B	Maria Schiffler	Dipl.	Biologie, Uni HH	Mai 2010 - Feb. 2011
Über die Veränderung der Populationen des Austernfischers (<i>Haematopus ostralegus</i>) und den Einfluss von Deckwerken auf seine Küken im schleswig-holsteinischen Wattenmeer.	B	Ilka Hoppe	MSc	Biologie, Uni HH	2012
Vergleich des Bruterfolgs des Austernfischers auf drei Flächen mit unterschiedlicher Strukturdichte	B	Anna Ulrich	BSc	Biologie, Uni HH	2012
Priele als Nahrungshabitat für Austernfischer	B	Clärin Bohn	BSc	Biologie, Uni HH	2011
Nistplatzwahl des Austernfischers in Abhängigkeit von der umgebenden Vegetationsstruktur	B	Anna Roeder	MSc	Biologie, Uni HH	Frühjahr - Herbst 2012
Brutphänologie der Lachmöwenkolonie im Vorland des Dieksander Koog	B	Maraike Steller	BSc	Biologie, Uni HH	Frühjahr - Herbst 2012
Einfluss der Beweidung auf den Silizium-Gehalt von Pflanzen der Salzmarschen	C	Andrea Bauer	BSc	Biologie, Uni HH	Jan - Juli 2010
Influence of wind direction and velocity on suspended sediment concentration and sedimentation rates	C	Beth Riley	BSc	Geografie, Cam- bridge (UK)	Juli - Aug 2010 (Abschl. Mai 2011)
Diatomeen in Prielern unterschiedlich genutzter Salzmarschen und ihre Bedeutung für den Siliziumhaushalt	C	Kaja Döring	BSc	Biologie, Uni HH	Januar - Sept. 2012

Anhang 4: Wissenschaftlicher Austausch

Kooperationen

- Aufnahme von Frauke Müller in der Estuary and Wetland Research Graduate School Hamburg (ESTRADE) im März 2010
- Gemeinsame Probennahme für die ^{137}Cs -Analyse mit Mark Schürch (Institut für Geographie, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel), Stefanie Nolte und Katherina Meier (Community and Conservation Ecology, University of Groningen, NL), Kerstin Hansen (Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg) und Malte Schindler (Universität Göttingen)
- Gemeinsame Silizium-Probennahme und Analyse mit Andreas Weiss und Thorben Amann (Institut für Biogeochemie und Meeresbiologie, Universität Hamburg)
- Einarbeiten der Masterstudentin Johanna Hofmann in die fotografische Messung der Vegetationshöhe und -dichte durch Stefanie Nolte (Community and Conservation Ecology, University of Groningen, NL)
- Auslandsaufenthalt von Frauke Müller in Antwerpen (Ecosystem Management Research Group, Antwerp University), gefördert durch den DAAD
- Betreuung von drei externen Abschlussarbeiten (Stefan Schmidt, Hochschule Bochum; Beth Riley, Cambridge; Marie Schehl, Universität Landau; Wiebke Meyer, Hochschule Osnabrück; Themen s. oben)
- Erarbeiten gemeinsamer Veröffentlichungen mit Stefanie Nolte (University of Groningen), Nils Moosdorf (Institut für Biogeochemie und Meeresbiologie, Universität Hamburg), Sigrid Succhrow (AG Angewandte Pflanzenökologie, Universität Hamburg), Sander Jacobs, Jonas Schoelynck, Lucia Baroa (University of Antwerp), Wiebke Meyer, Kathrin Kiehl (Hochschule Osnabrück)

Veranstaltungen

Ergebnisse des Projekts wurden bei folgenden Treffen, Tagungen und Workshops vorgestellt:

Veranstaltungen im Jahr 2009

Vorträge:

- 16. Coastal Ecology Workshop vom 24. bis 27. November 2008 in Haamstede, Schouwen Duiveland, Niederlande; Vortragstitel: "Biodiversity, Management and Ecosystem functions of salt marshes in the Wadden Sea National Park of Schleswig-Holstein – Junior Research Group BASSIA" (Antonia Wanner (Vortrag), Frauke Müller)
- BASSIA-Projektvorstellung bei der Nationalparkverwaltung (Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein, LKN) am 25. März 2009 (Antonia Wanner, Cynthia Erb, Frauke Müller)
- BASSIA-Projektvorstellung beim Workshop der AG Seevogelökologie, 24. April 2009, Hamburg (Cynthia Erb)
- International Summer School on Wetland Science and Management vom 15. Juli bis 1. August 2009 in Hamburg und verschiedenen Exkursionszielen in Nordwestdeutschland; Vortragstitel: „Impact of salt marsh management on ecosystem functions – sedimentation processes and silica recycling“ (Frauke Müller)
- 19. International Symposium on Biogeochemistry vom 14. bis 18. September 2009 in Hamburg; Vortragstitel: „Impact of nature conservation management on biogeochemical processes - sedimentation and silica recycling in salt marshes of the North Sea coast“ (Frauke Müller)
- BASSIA-Projektvorstellung für den Stifter Niels Hollmann am 3. September 2009 in Tönning (Cynthia Erb, Frauke Müller)
- Stiftergespräch 2009 im Rahmen des Stifterverbands-Landeskuratoriums am 24. September 2009 in Hamburg; Vortragstitel: „Die BEN-Initiative – Biodiversität und Ökologie in Nationalparks“ (Frauke Müller (Vortrag), Cynthia Erb)
- 17. Coastal Ecology Workshop vom 19. bis 21. November in Westerhever; Vortragstitel: "Silica cycling – Which role do salt marshes and salt marsh management play?" (Frauke Müller (Vortrag), Antonia Wanner, Cynthia Erb)
- Micro-Symposium "Silica, an essential nutrient in ecosystem studies" in Antwerpen am 27. November 2009; Vortragstitel: "Silica cycling – Which role do salt marshes and salt marsh management play?" (Frauke Müller)

Poster:

- Blindow, I.; Diekmann, M.; Erb, C.; Hampicke, U.; Hennig, V.; Isermann, M.; Jensen, K.; Jürgens, A.; Köppler, A.; Kowarik, I.; Lenzion, J.; Müller, F.; Schirmel, J.; Stock, M.; Wanner, A. & S. Zerbe: „BEN – Biodiversity and Ecology in National Parks“, gemeinsame Vorstellung der drei Junior-Forschergruppen zu Küstennationalparks, Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie (GfÖ) in Leipzig, 15.-19. September 2008
- Wanner, A.; Erb, C.; Müller, M.; Hennig, V.; Jensen, K.; Stock, M. & B. Hälterlein: "BASSIA: Biodiversity, Management and Ecosystem functions of Salt marshes in the Wadden Sea National Park Schleswig-Holstein", 12th International Scientific Wadden Sea Symposium, Wilhelmshaven, 30. März - 3. April 2009 (Teilnahme: Antonia Wanner, Cynthia Erb, Frauke Müller)

Veranstaltungen: Nur Teilnahme

- 7. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium, 7.-9. November 2008, Cuxhaven (Cynthia Erb)
- Final Symposium "Research Group BioGeoChemistry of Tidal Flats" vom 19. bis 21. Mai 2009 in Delmenhorst (Frauke Müller)
- Workshop der AG Seevogelökologie, 30. Oktober 2009, Tönning (Cynthia Erb)

Weiterhin hat die Junior-Forschergruppe BASSIA vom 19. bis 21. November 2009 den 17. „Coastal Ecology Workshop“ in Westerhever (Schleswig-Holstein) organisiert, bei dem sich 58 (überwiegend Nachwuchs-) WissenschaftlerInnen aus Deutschland, den Niederlanden, Wales, England, Belgien und Dänemark über ihre aktuelle Forschung insbesondere zur Ökologie von Salzmarschen austauschten.

Veranstaltungen im Jahr 2010**Vorträge:**

- Cynthia Erb, Frank Hofeditz, Sabrina Langhans, Bernd Hälterlein & Veit Hennig: Langzeitveränderungen des Bruthabitats des Austernfischers (*Haematopus ostralegus*) an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste; 143. Jahresversammlung der DO-G (Deutsche Ornithologen-Gesellschaft, 29. September - 3. Oktober 2010, Helgoland.
- Antonia Wanner & Franziska Rupprecht: Which factors influence successional pathways of salt marsh vegetation? Quantification and analysis by logistic regression models. 18. Coastal Ecology Workshop, 29. September - 3. Oktober 2010 in Conwy, Wales
- Frauke Müller & Kai Jensen: Impact of salt marsh management on ecosystem functions – sedimentation processes. 18. Coastal Ecology Workshop, 29. September - 3. Oktober 2010 in Conwy, Wales
- Antonia Wanner, Frauke Müller, Franziska Rupprecht, Stefan Schmidt, Martin Stock & Kai Jensen: Von Marschen, Monitoring und Modellen: Geodaten im Forschungsprojekt BASSIA. Symposium Geoinformationen für die Küstenzone, 6.-7. Oktober 2010 in Hamburg
- Frauke Müller: Impact of salt marsh management on ecosystem functions – sedimentation processes. ESTRAD-Graduate School Retreat, 23.-24. November 2010 in Hamburg
- Cynthia Erb, Frank Hofeditz, Sabrina Langhans, Bernd Hälterlein & Veit Hennig: Nutzungsbedingte Habitatänderung und Brutvögel im BASSIA-Projekt am Beispiel des Austernfischers (*Haematopus ostralegus*) im Hedwigenkoog-Vorland (Dithmarschen); 8. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium 26.-28. November 2010, Stralsund.

Poster:

- Frauke Müller, Jens Hartmann & Kai Jensen: Silica cycling –Which role do salt marshes and salt marsh management play? Isotopes in Biogenic Silica (IBiS) Meeting vom 8.-9. Februar 2010 in Swansea, Wales
- Veranstaltungen: Nur Teilnahme
- Workshop Trends in Sedimentation Measurement am 16. Februar 2010 in Groningen, NL (Frauke Müller)
- 103. Jahresversammlung der Deutschen Zoologischen Gesellschaft, 17.-20. September 2010, Hamburg (Cynthia Erb)

- Towards a trilateral research agenda. Trilateral scientific symposium on the Wadden Sea Region, 8.-10. Dezember 2010, Leeuwarden, NL (Antonia Wanner)

Weiterhin traf sich die Junior-Forschergruppe BASSIA vom 30. bis 31. August 2010 zu einem projektinternen Workshop in Wyk auf Föhr, bei dem die derzeitigen Ergebnisse und der aktuelle Arbeitsstand aller drei Teilprojekte vorgestellt und intensiv diskutiert wurde. Daran nahmen alle Projektpartner teil, d.h. Cynthia Erb, Veit Hennig, Frauke Müller, Antonia Wanner und Kai Jensen von der Universität Hamburg sowie Bernd Hälterlein und Martin Stock von der Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Dabei wurde auch auf einer Exkursion in die Godelniederung einer der größten Bestände der Namenspflanze des Projekts, der seltenen Pflanzenart *Bassia hirsuta* (Rauhhaarige Dornmelde, Rote Liste 2), aufgesucht.

Veranstaltungen im Jahr 2011

- Vorträge:
- Frauke Müller, Eric Struyf, Jens Hartmann & Kai Jensen: The effect of grazing on silica cycling in salt marshes. Isotopes in Biogenic Silica (IBiS) 2011 Meeting , Antwerpen, Belgien, 04.04.2011.
- Frauke Müller, Eric Struyf, Jens Hartmann & Kai Jensen: Impact of salt marsh management on ecosystem functions – silica cycling. ESTRAD-Graduate School Retreat, Hamburg, 28.09.2011.
- Frauke Müller, Eric Struyf, Jens Hartmann & Kai Jensen: Impact of management on silica cycling in salt marshes. 19. Coastal Ecology Workshop, Hingene, Belgien, 22.11.2011.
- Cynthia Erb, Frank Hofeditz, Sabrina Langhans, Bernd Hälterlein & Veit Hennig: Shifts in vegetation, grazing and breeding birds: The BASSIA project. Workshop der AG Seevogelökologie, 04.02.2011, Hamburg.
- Franziska Rupprecht & Antonia Wanner: Which environmental factors control succession in Wadden Sea salt marshes? Society of Wetland Scientists Meeting, Prag, 7.7.2011
- Antonia Wanner, Franziska Rupprecht, Martin Stock & Kai Jensen: Which environmental factors control succession of salt marsh vegetation types? A study in the Wadden Sea National Park of Schleswig-Holstein, Northern Germany. Konferenz der Gesellschaft für Ökologie, Oldenburg, 7.9.2011.
- Antonia Wanner, Franziska Rupprecht, Frauke Müller, Martin Stock & Kai Jensen: Which environmental factors control succession of salt marsh vegetation? Analysis of TMAP vegetation data in the project BASSIA. TMAP (Trilateral Monitoring and Assessment Programme) Salt Marsh Workshop, Neuwerk, 19.9.2011.
- Antonia Wanner, Franziska Rupprecht & Kai Jensen: Drivers of vegetation succession in Wadden Sea salt marshes according to large-scale TMAP monitoring data. 19. Coastal Ecology Workshop, Hingene, Belgien, 22.11.2011.
- Veranstaltungen: Nur Teilnahme
- Coastal Ecology Expedition 2011, Nordfriesland, Skallingen , Langli (Dänemark), 21.-23.9.2011 (Antonia Wanner)
- Eröffnung des Regionalbüros des Stifterverbands für die deutsche Wissenschaft, 19.5.2011 (Antonia Wanner, Frauke Müller)

Veranstaltungen im Jahr 2012

- Vorträge:
- Frauke Müller, Eric Struyf, Jens Hartmann & Kai Jensen: Tagung: Silica pools and fluxes in Wadden Sea salt marshes. Isotopes in Biogenic Silica (IBiS) 2012 Meeting, Hamburg, 28.04.2012.
- Cynthia Erb: Der Einfluss von Beweidungs- und Vegetationsänderungen auf Brutvögel der Salzwiesen im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Disputation, 08.06.2012, Hamburg.
- Antonia Wanner, Kathrin Kiehl, Wiebke Meyer, Martin Stock & Kai Jensen: Scale matters: Impact of grazing regime on plant diversity in salt marshes at the German Wadden Sea coast. Jahrestagung der GfÖ, Lüneburg, 11.09.2012.
- Antonia Wanner, Wiebke Meyer, Martin Stock & Kathrin Kiehl: Scale matters: Impact of grazing regime on plant diversity in salt marshes at the German Wadden Sea coast. 20. Coastal Ecology Workshop, Lauwersoog, Niederlande, 24.9.2012.
- Frauke Müller, Stefanie Nolte, Mark Schürch, Peter Esselink, Antonia Wanner, Jan Bakker & Kai Jensen: The influence of grazing management on sedimentation rates and compaction rates in salt marshes. 20. Coastal Ecology Workshop, Lauwersoog, Niederlande, 26.9.2012.
- Cynthia Erb & Veit Hennig Brutvögel und Salzwiesen - Ergebnisse des "BASSIA"-Projektes. 9. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium der Arbeitsgemeinschaft Seevogelschutz. List/Sylt 25.11.2012
- Poster:
- Nils Moosdorf, Andreas Weiss, Frauke Müller, Ronny Lauerwald, Fred Worrall and Jens Hartmann: Dissolved silica inputs from salt marshes into some European coastal waters. Isotopes in Biogenic Silica (IBiS) 2012 Meeting, Hamburg, 28.04.2012.
- Veranstaltungen: Nur Teilnahme
- Informationstag für DAAD-Stipendiaten am 21. März 2011 in Bonn. (Frauke Müller)
- Workshop (ESTRADE): „Statistics“ am 2. Februar und vom 15. bis 16. Februar 2011 in Hamburg. Kursleitung: Dr. Jens Oldeland. (Frauke Müller)
- Workshop (ESTRADE): „Statistics“ vom 23. bis 24. Februar 2012 in Hamburg. Kursleitung: Dr. Jens Oldeland. (Frauke Müller)
- Winter School (ESTRADE): „Küstenökosysteme und Klimawandel“ vom 6. bis 9. Februar 2012 in List auf Sylt. (Frauke Müller)
- Workshop der AG Seevogelökologie, 13.01.2012, Hamburg. (Cynthia Erb)
- Workshop der AG Seevogelökologie, 31.07.2012, Büsum. (Cynthia Erb)
- TMAP (Trilateral Monitoring and Assessment Programme) Salt Marsh Workshop, Hamburg, 16.-17.4.2012 (Antonia Wanner, Frauke Müller)