©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Kieler Notiz. Pflanzenkd. Schleswig-Holstein Hamb. **30:** 50-68 Kiel 2003

Langfristige Vegetationsveränderungen in Wattenmeer-Salzwiesen in Abhängigkeit von Höhenlage und Sedimentation

- Kathrin Kiehl, Kai Jensen & Martin Stock -

Zusammenfassung

Nach großflächigen Nutzungsänderungen in den Vorlandsalzwiesen der schleswig-holsteinischen Festlandküste kam es zu starken Vegetationsveränderungen. Um den Einfluss der Nettosedimentationsraten auf die Richtung der Sukzession zu untersuchen, wurden Ergebnisse von Sedimentationsmessungen, Vegetationskartierungen und Diversitätsuntersuchungen in vier verschiedenen Vorländern miteinander verglichen.

Die Höhe der Nettosedimentationsraten hängt vor allem von der Entfernung der Untersuchungsfläche von vorgelagerten Wattflächen und von größeren Prielen ab. Die Ergebnisse einer Rasterkartierung und der Vegetationskartierungen in langfristig unbeweideten Salzwiesen zeigen, dass sich *Elymus athericus* in der oberen Salzwiese an Standorten mit hohen Sedimentationsraten stark ausgebreitet hat. Bei niedrigen Nettosedimentationsraten (< 0,1 cm pro Jahr) im zentralen Bereich der Hamburger Hallig hat die Höhe der seit 1980 unbeweideten Parzelle über MHW infolge des Meeres-spiegelanstiegs von 1980 bis 1995 abgenommen. Hier wird die Ausbreitung von *Elymus* offenbar durch die damit verbundene Wiedervernässung verhindert. In der unteren Salzwiese haben sich großflächige Dominanzbestände von *Atriplex portulacoides* vor allem in wattnahen Bereichen der intensiv beweideten und der unbeweideten Parzelle des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes ausgebreitet. Die kurz nach Beweidungsaufgabe fast flächendeckend vorhandenen *Aster tripolium*-Bestände haben auf der unbeweideten Parzelle des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes inzwischen deutlich abgenommen. Bei extensiver und auch bei intensiver Beweidung ist es dagegen zu einer Ausbreitung der Astern gekommen.

Die Untersuchung der Artenzahl und Evenness auf 4 m² und 90 m² großen Dauerflächen ergab nur geringfügige Unterschiede zwischen den Artenzahlen beweideter und unbeweideter Salzwiesen. Im Vorland der Hamburger Hallig sind die Artenzahlen im Jahr 2001 bei extensiver Beweidung am höchsten. Da die Artenzahlen der intensiv bweideten Flächen infolge der dauerhaften Etablierung beweidungsempfindlicher Arten seit 1991 deutlich angestiegen sind, konnte 2001 kein signifikanter Unterschied zwischen unbeweideten und intensiv beweideten Flächen festgestellt werden. Die Evenness der Vegetation ist auf intensiv beweideten Dauerflächen besonders niedrig. Auf extensiv beweideten und unbeweideten Flächen kommen sowohl hohe als auch niedrige Evenness-Werte vor.

Abstract: Long-term vegetation changes in Wadden-Sea saltmarshes affected by elevation above see level and sedimentation rate

Extensive changes in the management regime of Northern German salt marshes induced strong vegetation changes. Results from sediment-accretion measurements, vegetation mappings and diversity investigations in four different salt marshes were compared in order to investigate the relation between net-sedimentation rates and the direction of vegetation succession.
Net-sedimentation rates depend mainly on the distance to the tidal flats and on the distance to larger creeks. The results of the grid mapping and of the vegetation mappings in long-term ungrazed salt marshes indicate that *Elymus athericus* spreads in the upper salt marsh mainly on sites with high sedimentation rates. In the central part of the Hamburger Hallig salt marsh where annual net sedimentation rates are below 0,1 cm the relative elevation above mean high water (MHW) has decreased from 1980 to 1995 due to the sealevel rise. In this area the spreading of *Elymus* seems to be limited be re-wetting. In the low salt marsh, large stands of *Atriplex portulacoides* have spread mainly on areas close to the tidal flats in the intensively grazed and the ungrazed salt marsh of Sönke-Nissen-Koog. The cover of *Aster tripolium* stands which had been dominant all over the ungrazed plot of this salt marsh in 1992 has decreased considerably until 2002. In contrast, *Aster* spread in plots with both moderate and high grazing intensity.

The investigation of species richness and evenness on permanent plots of 4 m² and 90 m² indicated only few differences between grazed and ungrazed plots. In the Hamburger Hallig salt marsh, species richness was highest at moderate grazing intensity in 2001. No significant difference was found between intensively grazed and ungrazed

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

salt marshes because species richness in intensively grazed plots had increased considerably from 1991 to 2001 due to the spreading of grazing sensitive species. Vegetation evenness was lowest at highest stocking rates. In moderately grazed and ungrazed plots both low and high evenness values were found.

1 Einleitung

Nach der Einrichtung des Nationalparks "Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer" fanden seit Beginn der neunziger Jahre des 20. Jahrhunderts großflächige Nutzungsänderungen in den Vorlandsalzwiesen der schleswig-holsteinischen Nordseeküste statt (STOCK et al. 1997, STOCK & KIEHL 2000b). Aufgrund der Aufgabe und Extensivierung der jahrzehntelangen intensiven Schafbeweidung, die in den Festlandsalzwiesen Schleswig-Holsteins fast flächendeckend zu einer gleichförmigen von Gräsern und Einjährigen geprägten Vegetation geführt hatte, kam es innerhalb weniger Jahre zu raschen Vegetationsveränderungen (KIEHL et al. 1996, KIEHL et al. 2000a, SCHRÖDER et al. 2002). Während zahlreiche Autoren bei Beweidungsaufgabe die großflächige Dominanz einzelner Arten, z.B. *Elymus* spp. beschreiben (z.B. BAKKER et al. 1997, ESSELINK et al. 2000, BOS et al. 2002), liegen andere Arbeiten vor, die auch in langjährig unbeweideten Salzwiesen ein vielfältiges Vegetationsmosaik nachweisen konnten (z.B. SCHWABE & KRATOCHWIL 1984). BOS et al. (2002 b) zeigten in einer vergleichenden Untersuchung in 38 Salzwiesen entlang der gesamten Wattenmeerküste, dass einzelne Arten zwar lokal zur Dominanz kommen, diese jedoch selten die gesamte Fläche einnehmen.

Geschwindigkeit und Richtung der Sukzession werden in unbeweideten Salzwiesen vermutlich durch die bei Beweidungsaufgabe an den jeweiligen Standorten bereits vorhandenen Arten, durch das Angebot der – meist über das Wasser – eingetragenen Diasporen und durch die jeweiligen abiotischen Standortfaktoren bestimmt (KIEHL 1997). Die beiden wichtigsten Standortfaktoren Bodendurchlüftung und Salzkonzentration hängen vor allem von der Überflutungshäufigkeit und –dauer und damit von der Höhe über dem Mittleren Hochwasser (MHW) ab. Die Höhe eines Salzwiesenstandorts über dem MHW stellt dabei jedoch keine konstante Größe dar, sondern verändert sich einerseits durch Schwankungen des Meeresspiegels und Überflutungsregimes und andererseits infolge der natürlichen Aufhöhung durch eingetragene Sedimente (DIJKEMA et al. 1990). Die Nettosedimentationsrate hängt in Vorlandsalzwiesen von der Exposition eines Standorts ab, d.h. von der Entfernung zu vorgelagerten Wattflächen als Sedimentquellen und der Entfernung von Prielen, die Transportwege für Sedimente darstellen (ESSELINK et al, 1998, SCHRÖDER & LÜNING 2000). Da die Sedimente durch die Meerwasserüberflutung eingetragen werden, nehmen die Sedimentationsraten zudem mit zunehmender Höhe über MHW und damit abnehmender Überflutungshäufigkeit ab (s. z.B. ANDRESEN et al. 1990, ESSELINK et al. 1998). Auch die Beweidung von Salzwiesen beeinflusst die Sedimentationsraten, da die hohe Vegetation unbeweideter Flächen mehr Strömungswiderstand bietet und damit mehr Sedimente "auskämmt" als die kurzrasige Vegetation beweideter Salzwiesen (STOCK et al. 1997, ESSELINK et al. 1998, NEUHAUS et al. 1999). Über den Einfluss der Sedimentationsraten und Höhenveränderungen auf die Richtung und Geschwindigkeit von Vegetationsveränderungen in Salzwiesen liegen bisher nur wenige Arbeiten vor, obwohl die Sedimentation vermutlich den treibenden Motor für die Sukzession darstellt. Ziel der vorliegenden Veröffentlichung ist deshalb, folgende Fragen zu beantworten:

Welche Unterschiede gibt es zwischen der unteren Salzwiese (Puccinellion) und der oberen Salzwiese (Armerion) hinsichtlich langfristiger Vegetationsveränderungen nach Nutzungsänderung? Welchen Einfluss haben die Sedimentationsraten auf die Sukzessionsgeschwindigkeit? Unter welchen Bedingungen kommt es bei Beweidungsaufgabe zur Abnahme der Phytodiversität?

2 Methoden

2.1 Vegetationskartierungen in langfristig unbeweideten Salzwiesen

Im Jahr 1995 wurden Vegetationskartierungen in zwei der wenigen langjährig unbeweideten Salzwiesen Schleswig-Holsteins durchgeführt (HEINZE 1997). Für das 2,5 ha große Gebiet Nordstrand Süderhafen, das seit 1971 unbeweidet ist und ein naturnahes Prielsystem aufweist, lag eine Karte von E.W. Raabe aus dem Jahr 1968 vor, so dass nach Abgleich der Vegetationseinheiten ein Kartenvergleich durchgeführt werden konnte (HEINZE et al. 1999). Im zweiten Gebiet, einer 1978 von D. Hansen angelegten und seit 1980 unbeweideten Parzelle von 0,8 ha Größe im zentralen Bereich des Vorlandes der Hamburger Hallig in der Nähe der Schafswarft (HANSEN 1982) wurde zum Vergleich eine direkt benachbarte intensiv beweidete Fläche kartiert

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

(HEINZE 1997, KIEHL et al. 2000b). Für die vorliegende Veröffentlichung wurden die Anteile der Vegetationseinheiten der Pionierzone, der unteren Salzwiese (Puccinellion) und der oberen Salzwiese (Armerion) auf Grundlage der Daten von HEINZE (1997) berechnet. Die Deckung der Dominanzbestände von *Atriplex portulacoides* (> 35 %) und *Elymus athericus* (> 50 %) wurde dabei jeweils gesondert dargestellt, um die Ausbreitung potenziell dominanter Arten zu ermitteln.

2.2 Rasterkartierung im Beweidungsexperiment Sönke-Nissen-Koog

1988 wurden im Sönke-Nissen-Koog-Vorland (Nordfriesland) fünf Parzellen mit Beweidungsintensitäten von 0, 0,5, 1,0, 1,5 und 3,4 SE/ha (SE=Schafeinheit, 1 SE/ha entspricht ca. 3 Schafen pro Hektar) eingerichtet. Seit Beginn der neunziger Jahre wird das künstliche Entwässerungssystem – mit Ausnahme der deichnächsten Bereiche – nicht mehr unterhalten. Im Rahmen der "Ökosystemforschung Wattenmeer Schleswig-Holstein" wurde hier von 1989 bis 1994 die Auswirkung der Nutzungsänderung auf Vegetation und Böden untersucht (EISCHEID et al. 1994, DIERßEN et al. 1994, KIEHL et al. 1996, KIEHL 1997, KIEHL et al. 2001). Um die Ausbreitung der beweidungsempfindlichen Pflanzenarten *Aster tripolium*, *Atriplex portulacoides* und *Elymus athericus* zu untersuchen, wurde im Jahr 1992 eine Rasterkartierung durchgeführt. Diese Kartierung wurde im Jahr 2002 auf den Parzellen mit 0, 1,0 und 3,4 SE/ha wiederholt. Bei beiden Kartierungen wurden die durch Gräben (Grüppen und Hauptgräben) voneinander getrennten 10 x 100 m großen Beete in jeweils vier Viertel von 250 m² Größe unterteilt. Für jede 250 m² Fläche wurde die Abundanz bzw. die Deckung nach folgenden Kategorien geschätzt: Bestände < 5 % Deckung, Bestände 5-25 % Deckung und Bestände > 25 %. Bei *Aster tripolium* wurden aufgrund des häufigen Auftretens der Art im vegetativen Zustand und aufgrund der Bedeutung der Blütenstengel und -organe für phytophage Insekten (vgl. STOCK et al. 1997) nur die blühenden Individuen geschätzt. Für die Darstellung der Ergebnisse wurde - wie bei KIEHL et al. (1996) und KIEHL (1997) beschrieben - die Frequenz der Bestände mit den oben genannten Deckungsklassen für die jeweils zwischen zwei Hauptgräben liegenden Flächen berechnet.

2.3 Untersuchung der Artenzahl und Evenness in den Beweidungsversuchsflächen Hamburger Hallig und Westerhever

Im Vorland der Hamburger Hallig (Nordfriesland) und im Westerhever-Vorland (Halbinsel Eiderstedt) wurden 1991 Beweidungsversuchsflächen angelegt, um den Einfluss von Extensivierung und Aufgabe der Schafbeweidung auf Vegetation und phytophage Gänse zu untersuchen (STOCK & KIEHL 2000a). In beiden Gebieten wurde gleichzeitig die Grüppenunterhaltung eingestellt. Auf 516 ha des insgesamt 1050 ha großen Vorlandes der Hamburger Hallig wurde 1991 bzw. 1994 die Beweidung aufgegeben. Auf 278 ha wurde die Beweidung extensiviert, 1991 zunächst auf 1,5 SE/ha und ab 1995 auf 0,75 SE/ha. Das Vorland von Westerhever und der nördlichen Tümlauer Bucht umfasst 630 ha. Davon sind seit 1991 420 ha unbeweidet und 210 ha mit 3,4 SE/ha beweidet. Zur Beschreibung der Vegetationsentwicklung wurden 1991 im Vorland der Hamburger Hallig 45 Dauerflächen von 4 m² Größe eingerichtet, auf denen jährlich die Artmächtigkeiten aller Pflanzenarten nach der Londo-Skala (LONDO 1976) geschätzt wird (vgl. KIEHL et al. 2000a, SCHRÖDER et al. 2002). Auf weiteren 15 Dauerflächen von 90 m² Größe werden jährlich Artendominanzkartierungen nach der Methoden von DIERßEN et al. (1994) durchgeführt (vgl. KIEHL et al. 2000a). Zusätzlich zur kleinräumigen Kartierung dominanter Arten werden auf diesen Flächen ebenfalls Vegetationsaufnahmen nach der Londo-Skala durchgeführt. Die Ergebnisse der Vegetationsentwicklung im Vorland der Hamburger Hallig bis 1998 bzw. 2000 sind bei KIEHL et al. (2000a) und SCHRÖDER et al. (2002) dargestellt.

Im Westerhever-Vorland wurden im Jahr 2000 die Artmächtigkeiten aller Pflanzenarten nach der Londo-Skala auf 43 Dauerflächen von 4 m² Größe geschätzt. Mit Hilfe einer Cluster-Analyse mit dem Programm PC-Ord wurden die Vegetationsaufnahmen nach ihrer floristischen Ähnlichkeit in Klassen unterteilt (HERMANN & SCHNEIDER 2000). Für die vorliegende Veröffentlichung wurden die Vegetationsaufnahmen der Flächen im Westerhever-Vorland und die Aufnahmen des Jahres 2001 aus dem Vorland der Hamburger Hallig hinsichtlich der Artenzahlen und Evenness ausgewertet. Die Berechnung der Evenness erfolgt dabei nach dem von SMITH & WILSON (1996) empfohlenen Index $E_{1/D}$, der unabhängig von der Artenzahl ist (vgl. KIEHL 2001).

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

2.4 Untersuchung der Nettosedimentationsraten und der Höhenveränderung

Für die Beschreibung der Höhenveränderung wurden folgende bereits vorliegende Arbeiten ausgewertet, in denen die mittleren jährlichen Nettosedimentationsraten mit Hilfe eines Sedimentation-Erosion-Tables (nach BOUWMANS & DAY 1991) bestimmt wurden:

- Hamburger Hallig: SCHRÖDER & LÜNING (2000), SCHRÖDER et al. (2002),
- Sönke-Nissen-Koog-Vorland: STELTER (1996), hier wurden außerdem Daten des Amts für ländliche Räume (ALR), Husum, verwendet, die mit Hilfe von Messrahmen erhoben wurden (STOCK et al. 1997, STOCK & SCHULZ unveröffentlicht).
- Nordstrand Süderhafen: HEINZE (1997).

Für die Beschreibung der Veränderung der Höhe über NN in der langfristig unbeweideten Parzelle im Vorland der Hamburger Hallig wurden Daten von HEINZE (1997) und von HANSEN (unveröffentlicht, Nationalparkamt Tönning) verwendet (vgl. KIEHL et al. 2000b). Die Daten zur Veränderung des Mittleren Hochwassers wurden vom ALR Husum zur Verfügung gestellt.

3 Ergebnisse

3.1 Nettosedimentationsraten und Höhenveränderung

Die mittlere jährliche Höhenveränderung hängt vor allem von der Entfernung der Untersuchungsfläche von vorgelagerten Wattflächen und von größeren Prielen ab. Im Vorland von Süderhafen ist die jährliche Nettosedimentationsrate an Standorten von *Puccinellia maritima* und *Atriplex portulacoides* bereits bei einer Entferung von 11 m vom Priel um die Hälfte niedriger als an *Elymus athericus*-Standorten, die nur 1 m vom Priel entfernt liegen (Abb. 1). In der unbeweideten Parzelle des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes zeigt sich ebenfalls ein deutlicher Unterschied zwischen prielnahen Flächen mit einer mittleren jährlichen Höhenveränderung von 0,6-1,9 cm und prielferneren Flächen, auf denen im Mittel 0,4-0,7 cm sedimentieren (Tab. 1). Messungen von 1991 bis 2000 in unterschiedlicher Entfernung vom Deich ergaben, dass die mittleren jährlichen Nettosedimentationsraten im Sönke-Nissen-Koog-Vorland deichnah etwa bei 1 cm liegen (Abb. 2). Auf der unbeweideten und der extensiv beweideten Parzelle steigen die Werte dann mit zunehmender Entfernung vom Deich auf 1,5 cm pro Jahr an. Bei intensiver Beweidung liegen die Nettosedimentationsraten deichfern unter 1 cm.

Im Vorland der Hamburger Hallig beträgt die mittlere jährliche Nettosedimentationsrate im Zeitraum von 1995-1999 auf wattnahen exponierten Flächen an der nordwestlichen Vorlandkante zwischen 0,8 und 2,2 cm; im zentralen Bereich des Vorlandes fand dagegen mit Werten < 0,1 cm fast keine Aufschlickung statt (Tab. 1). Der Vergleich der Höhenvermessungen von Hansen (1982) und Heinze (1997) zeigt, dass in der langfristig unbeweideten Parzelle zwischen 1979 und 1995 keine Veränderung der Höhe über NN stattgefunden hat (Tab. 2). Da das MHW in diesem Zeitraum um 12 cm anstieg, lagen die Flächen 1995 im Verhältnis zum MHW sogar deutlich niedriger als 1979.

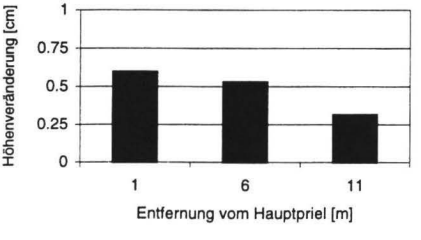

Abb. 1: Mittlere jährliche Netto-Sedimentationsraten in Abhängigkeit von der Entfernung vom Priel, Nordstrand-Süderhafen 1995-1997 (Daten aus HEINZE 1997, pro Standort n=36). In 1 m Entfernung vom Priel dominiert *Elymus athericus* und in 6 m Entfernung *Atriplex portulacoides*. In 11 m Entfernung wächst *Puccinellia maritima* mit *Atriplex portulacoides* und *Triglochin maritimum*.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

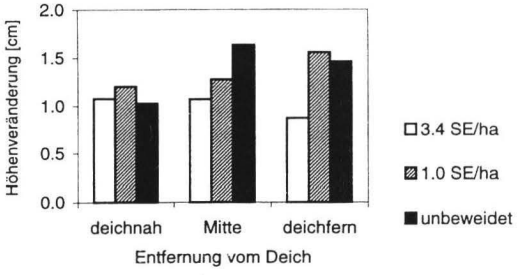

Abb. 2: Mittlere jährliche Netto-Sedimentationsraten in Abhängigkeit von der Entfernung vom Deich und von der Nutzungsintensität, Sönke-Nissen-Koog-Vorland 1991-2000 (Quelle: unveröffentlichte Daten des ALR Husum).

Tab. 1: Mittlere jährliche Netto-Sedimentationsraten im Vorland von Nordstrand-Süderhafen sowie in den Vorländern des Sönke-Nissen-Koogs und der Hamburger Hallig.

Gebiet	mittlere jährliche Höhenveränderung [cm]	Messzeitraum	Quelle
Vorland Nordstrand-Süderhafen	0,3-0,6	1995-1997	HEINZE (1997)
Sönke-Nissen-Koog-Vorland, unbeweidet, prielnah	0,6-1,9	1995-1996	STELTER (1996)
Sönke-Nissen-Koog-Vorland, unbeweidet, prielfern	0,4-0,7	1995-1996	STELTER (1996)
Sönke-Nissen-Koog-Vorland, unbeweidet, deichnah	1,0	1991-2000	ALR Husum, unveröffentlicht
Sönke-Nissen-Koog-Vorland, unbeweidet, deichfern/wattnah	1,5	1991-2000	ALR Husum, unveröffentlicht
Vorland Hamburger Hallig, seit 1980 unbeweidete Parzelle	< 0,1	1995-1999	SCHRÖDER & LÜNING (2000) SCHRÖDER et al. (2002)
Vorland Hamburger Hallig, nordwestliche Vorlandkante (D7, C11)	1,4-2,2	1995-1999	SCHRÖDER & LÜNING (2000) SCHRÖDER et al. (2002)

Tab. 2: Höhenveränderung und Veränderung des MHW auf der 1978 eingerichteten Dauerfläche im Vorland der Hamburger

Jahr der Vermessung	mittlere Höhe ü. NN (m)	MHW (m ü. NN, Zeitraum)	mittlere Höhe ü. MHW (m)	Quelle
1979	1,92	1,43 (1971-1980)	0,49	HANSEN (unveröff.)
1995	1,90-1,95	1,55 (1986-1995)	0,35-0,40	HEINZE (1997)

3.2 Vegetationskartierung in der seit 1971 unbeweideten Salzwiese von Nordstrand-Süderhafen

Nach etwa 25 Jahren ungestörter Vegetationsentwicklung hat sich die Vegetation im seit 1971 unbeweideten Vorland von Süderhafen deutlich verändert. 1968 wurde der größte Teil des Vorlands von beweidungsgeprägten Pflanzengemeinschaften eingenommen. Kleinflächig kamen auf Sodenentnahmeflächen Pioniergesellschaften mit *Salicornia stricta, Suaeda maritima* und *Spartina anglica* vor. In der unteren Salzwiese (Puccinellion) dominierten Andelrasen (Puccinellietum maritimae) (s. Abb. 3, vgl. HEINZE et al. 1999). In der oberen Salzwiese (Armerion) kamen 1968 überwiegend *Festuca rubra*-Rasen und kleinflächig auch Bottenbinsen-Rasen (Juncetum-gerardii) vor. *Elymus athericus* bildete damals lediglich auf < 4 % der

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Fläche in den südlichen, hafennächsten Bereichen Dominanzbestände. Im Jahr 1995 ist der Anteil des Puccinellions von 50 % auf 41 % der Fläche zurückgegangen. *Atriplex-portulacoides* Dominanzbestände mit mehr als 35 % Deckung finden sich 1995 auf 18 % der Fläche (Abb. 3). Bei den übrigen Planzengemeinschaften der unteren Salzwiese handelt es sich um ein vielfältiges Vegetationsmosaik aus Vegetationskomplexen mit *Puccinellia maritima, Atriplex portulacoides, Limonium vulgare, Triglochin maritimum* und *Aster tripolium* (HEINZE et al. 1999). Im Bereich des Armerion sind die Vegetationsveränderungen noch ausgeprägter (Abb. 3). *Festuca rubra*-Rasen kamen 1995 mit deutlich geringerer Deckung vor als 1968, meistens kleinräumig verzahnt mit *Artemisia maritima-, Atriplex portulacoides-* und *Aster tripolium*-Beständen. Im südlichen Bereich des Vorlands hat sich *Elymus athericus* vor allem in prielnahen Bereichen sehr stark ausgebreitet. 1995 bedecken *Elymus*-Dominanzbestände mit mehr als 50 % Deckung 36 % des gesamten Gebiets.

3.3 Vegetationskartierung in der seit 1980 unbeweideten Parzelle im Vorland der Hamburger Hallig

Die Ergebnisse der Vegetationskartierung in der langjährig unbeweideten Parzelle im Vorland der Hamburger Hallig ergab deutliche Unterschiede zur beweideten Referenzfläche (Abb. 4). Auf beiden Flächen sind in den Grüppen Pioniergesellschaften wie das Spartinetum anglicae zu finden. Bei Beweidung kommen in schlecht entwässerten Beetbereichen bei hoher Trittbelastung auch Reinbestände von *Salicornia europaea* agg. vor. Während auf der beweideten Fläche Andelrasen mit *Salicornia europaea* agg. (Puccinellietum maritimae) mehr als 50 % der Fläche einnehmen, findet sich im Bereich des Puccinellion in der unbeweideten Parzelle vor allem ein kleinräumiges Mosaik aus *Puccinellia maritima, Aster tripolium* und *Atriplex portulacoides. Atriplex portulacoides*-Dominanzbestände sind dagegen nur auf weniger als 5 % der Fläche zu finden. Pflanzengemeinschaften des Armerion kommen in der unbeweideten Parzelle auf mehr als 60 % der Fläche vor (Abb. 4). Dabei handelt es sich meistens um *Festuca rubra*-Rasen, in *denen Aster tripolium, Triglochin maritimum, Artemisia maritima* und *Limonium vulgare* Deckungen > 5 % erreichen (vgl. Kiehl et al. 2000b). Im Gegensatz zur langjährig unbeweideten Salzwiese von Süderhafen treten Dominanzbestände von *Elymus athericus* hier nur auf 3 % der Fläche auf (Abb. 4). Auf der beweideten Fläche kommen *Festuca rubra*-Rasen lediglich kleinflächig auf erhöhten Bereichen der Beetmitten vor. Pflanzengesellschaften des Armerion bedecken dort insgesamt 9 %.

3.4 Rasterkartierung beweidungsempfindlicher Arten

Die Frequenz blühender *Aster-tripolium*-Bestände hat sich in den Beweidungsparzellen des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes von 1992 bis 2002 bei allen Beweidungsstufen deutlich verändert (Abb. 5). Bei Betrachtung aller Bestände ist die Frequenz in der unbeweideten Parzelle zwar gleichgeblieben, die Frequenz von Beständen > 5 % Deckung und Beständen > 25 % Deckung ist jedoch im Jahr 2002 gegenüber 1992 deutlich zurückgegangen. Sowohl bei extensiver als auch bei intensiver Beweidung kommen dagegen im Jahr 2002 deutlich mehr und größere Asternbestände mit generativen Organen vor als 1992. Auf der Parzelle mit 1,0 SE/ha existierten 1992 nur Bestände < 5% Deckung, deren Frequenz mit zunehmender Entfernung vom Deich anstieg. Im Jahr 2002 sind - mit Ausnahme der deichnächsten Bereiche - auf 40-70 % der Flächen Bestände > 5 % Deckung zu finden und auf ca 10 % der Flächen auch Bestände > 25 % Deckung. In der mit 3,4 SE/ha beweideten Parzelle kommen Asternbestände < 5% Deckung inzwischen fast überall vor. Bestände mit Deckungen > 5 % fehlen jedoch weiterhin (Abb. 5).

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

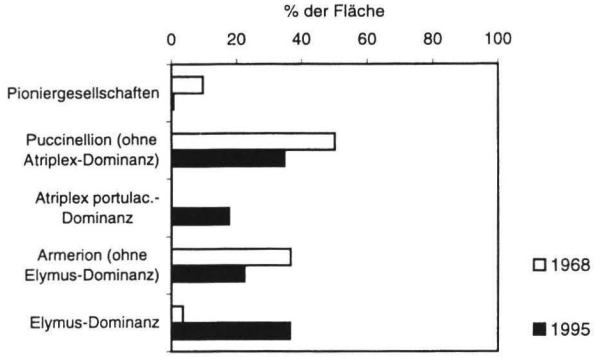

Abb. 3: Veränderung der Deckungsanteile von Pflanzengemeinschaften der Pionierzone, des Puccinellions und des Armerions in der seit 1971 unbeweideten Salzwiese von Süderhafen (Nordstrand) zwischen 1968 (Kartierung Raabe) und 1995 (Kartierung HEINZE 1997, s. HEINZE et al. 1999).

Kleine Bestände von *Atriplex portulacoides* kamen bereits 1992 flächendeckend in der unbeweideten Parzelle des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes vor. Der Anteil von Beständen > 5 % Deckung und vor allem von Beständen > 25 % Deckung hat jedoch bis 2002 deutlich zugenommen (Abb. 6). Deichfern stieg die Frequenz der *Atriplex portulacoides*- Bestände > 5 % Deckung von 80 % auf 96 %. Bis zu 60 % der Bestände weisen hier im Jahr 2002 sogar mehr als 25 % Deckung auf. In Deichnähe und in mittlerer Entfernung vom Deich ist die Frequenz der Bestände > 25 % Deckung ebenfalls angestiegen, aber in geringerem Maße als auf den deichfernen Flächen. Ähnlich wie *Aster tripolium* hat sich auch *Atriplex portulacoides* bis zum Jahr 2002 fast flächendeckend auf den mit 1,0 und 3,4 SE/ha beweideten Parzellen ausgebreitet. Bestände > 5 % Deckung finden sich auf der extensiv beweideten Parzelle (1,0 SE/ha) in 40-50 % der Rasterflächen in mittlerer Entfernung vom Deich, während Bestände > 25% Deckung hier bislang nur mit geringen Frequenzen (< 20 %) auftreten. Auf der intensiv beweideten Parzelle ist die Frequenz von *Atriplex portulacoides*-Beständen > 5 % und > 25 % Deckung deichfern ebenso hoch wie auf der unbeweideten Parzelle (Abb. 6).
Elymus athericus hat sowohl auf der extensiv beweideten als auch auf der unbeweideten Parzelle im Sönke-Nissen-Koog-Vorland von 1992 bis 2002 erheblich zugenommen (Abb. 7). Auf der unbeweideten Parzelle kommen *Elymus*-Bestände mit mehr als 25 % Deckung in Deichnähe und in mittlerer Entfernung vom Deich mit Frequenzen zwischen 80 und 100 % vor. Deichfern erreichen *Elymus*-Bestände > 25 % Deckung Frequenzen von 60 bis 70 %. Auf der extensiv beweideten Parzelle beträgt die Frequenz von *Elymus*-Beständen > 25% Deckung deichnah 10-20 % und deichfern 40 %. Bestände > 5% Deckung erreichen deichfern bereits mit Werten bis zu 60 % ähnlich hohe Frequenzen wie auf der unbeweideten Parzelle. Auf der intensiv beweideten Parzelle kommen bislang überwiegend kleine *Elymus*-Bestände (< 5 % Deckung) vor, die ihren Schwerpunkt mit Frequenzen bis zu 50 % in den deichfernen Bereichen haben (Abb. 7).

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

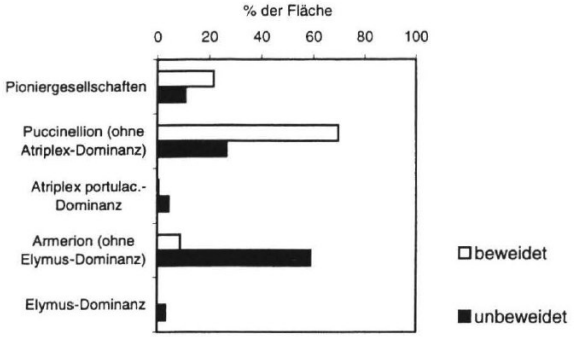

Abb. 4: Auswertung der Vegetationskartierung auf der seit 1980 unbeweideten Parzelle im Vorland der Hamburger Hallig und auf einer benachbarten beweideten Referenzfläche. Dargestellt sind die Deckungsanteile von Pflanzengemeinschaften der Pionierzone, des Puccinellions und des Armerions (vgl. HEINZE 1997, KIEHL et al. 2000b).

3.5 Artenzahl und Evenness im Vorland der Hamburger Hallig

Zehn Jahre nach der Nutzungsänderung liegen die Artenzahlen auf 4 m^2 großen unbeweideten Dauerflächen im Vorland der Hamburger Hallig zwischen 6 und 9 (Abb. 8). Bei extensiver Beweidung sind die Artenzahlen auf 4 m^2-Flächen dagegen mit Werten zwischen 7 und 12 signifikant höher ($p<0,01$, Tukey-Test für ungleiche n). Auf den intensiv beweideten und den sieben Jahre unbeweideten Flächen schwanken die Artenzahlen stark, so dass keine weiteren signifikanten Unterschiede festzustellen sind. Betrachtet man nur die Arten, die eine Deckung von mehr als 1 % aufbauen können, so ist die Artenzahl auf 4 m^2-Flächen bei intensiver Beweidung signifikant niedriger als bei extensiver. Die Anzahl der Arten > 1 % Deckung unterscheidet sich jedoch nicht zwischen extensiv beweideten und unbeweideten Flächen. Die Evenness ist bei intensiver Beweidung mit Werten zwischen 0,15 und 0,2 am niedrigsten. Auf unbeweideten und extensiv beweideten Flächen schwanken die Werte jeweils zwischen 0,15 und 0,4. Signifikante Unterschiede zwischen den Beweidungsstufen treten nicht auf. Auf 90 m^2 großen Dauerflächen wurden im Vorland der Hamburger Hallig bei allen Beweidungsstufen Artenzahlen zwischen 11 und 15 ermittelt (Abb. 9). Die Evenness-Werte liegen ähnlich wie bei den 4 m^2-Flächen zwischen 0,15 und 0,4.

3.6 Artenzahl und Evenness im Westerhever-Vorland

Im Westerhever-Vorland sind hinsichtlich der Artenzahlen auf 4 m^2-Flächen im Jahr 2000 keine Unterschiede zwischen den seit 1991 unbeweideten und den beweideten Salzwiesen festzustellen (Abb. 10). Die Evenness der Vegetation liegt auf den beweideten Flächen mit Werten zwischen 0,15 und 0,4 im gleichen Bereich wie auf den Dauerflächen im Vorland der Hamburger Hallig. Auf den unbeweideten Flächen im Vorland von Westerhever kommen dagegen auf sieben von 31 Untersuchungsflächen Werte zwischen 0,4 und 0,7 vor. Der Vergleich der Evenness verschiedener Vegetationstypen auf unbeweideten Flächen zeigt, dass die Werte - bei sowohl hohen als auch niedrigen Artenzahlen - am niedrigsten sind, wenn *Atriplex portulacoides* oder *Festuca rubra* dominieren (Abb. 11). Großflächige Dominanzbestände von *Elymus athericus* wurden nicht erfasst, da sie im Westerhever-Vorland bislang nur an einzelnen Standorten Vorkommen (ehemalige Schafswarft, aufgeschüttete Wälle etc.).

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

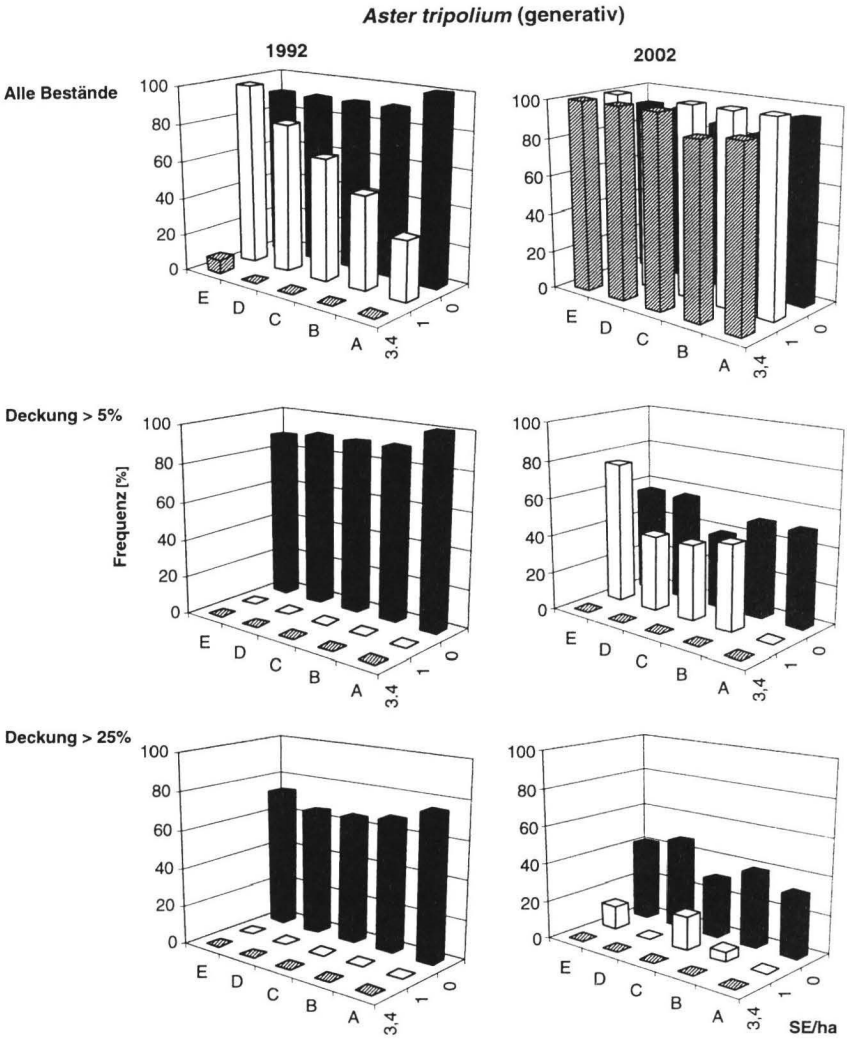

Abb. 5: Veränderung der Frequenz von *Aster tripolium*-Beständen mit generativen Organen in den Beweidungsparzellen des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes von 1992 bis 2002. Dargestellt sind die Ergebnisse der Rasterkartierung in Abhängigkeit von der Beweidungsintensität (0, 1,0 und 3,4 SE/ha) und der Entfernung vom Deich (von A: deichnah bis E: deichfern).

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

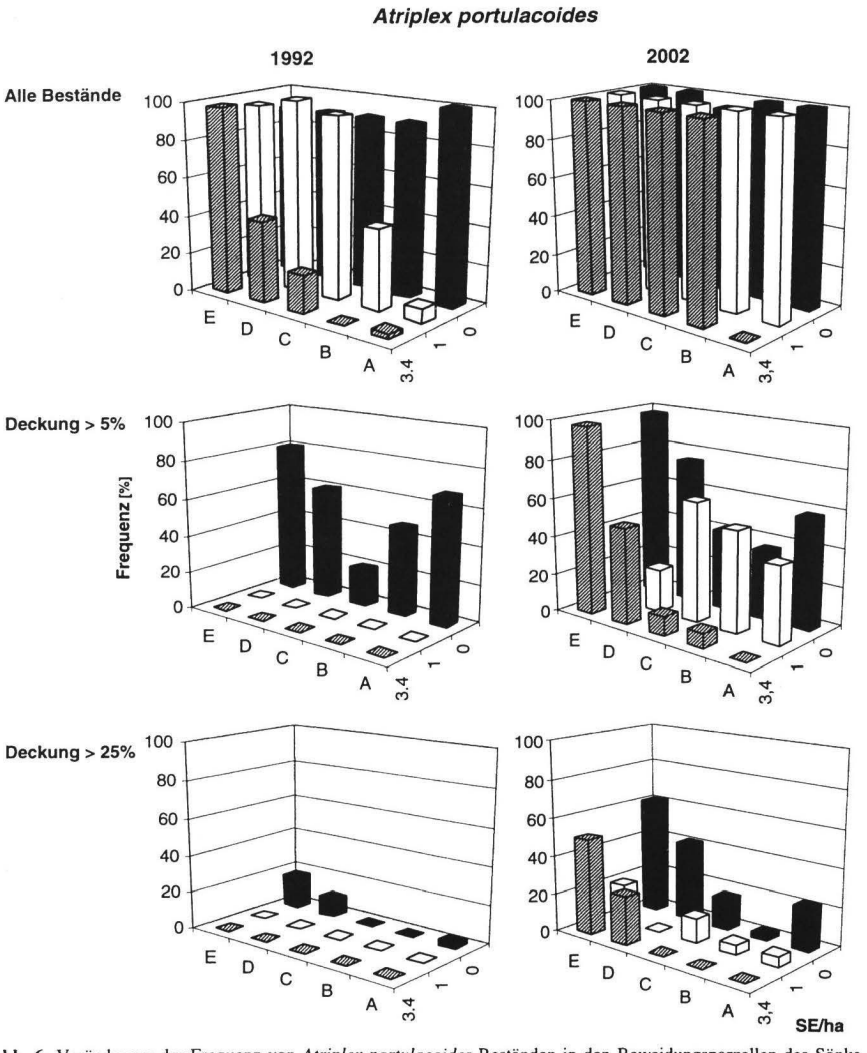

Abb. 6: Veränderung der Frequenz von *Atriplex portulacoides*-Beständen in den Beweidungsparzellen des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes von 1992 bis 2002. Dargestellt sind die Ergebnisse der Rasterkartierung in Abhängigkeit von der Beweidungsintensität (0, 1,0 und 3,4 SE/ha) und der Entfernung vom Deich (von A: deichnah bis E: deichfern).

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

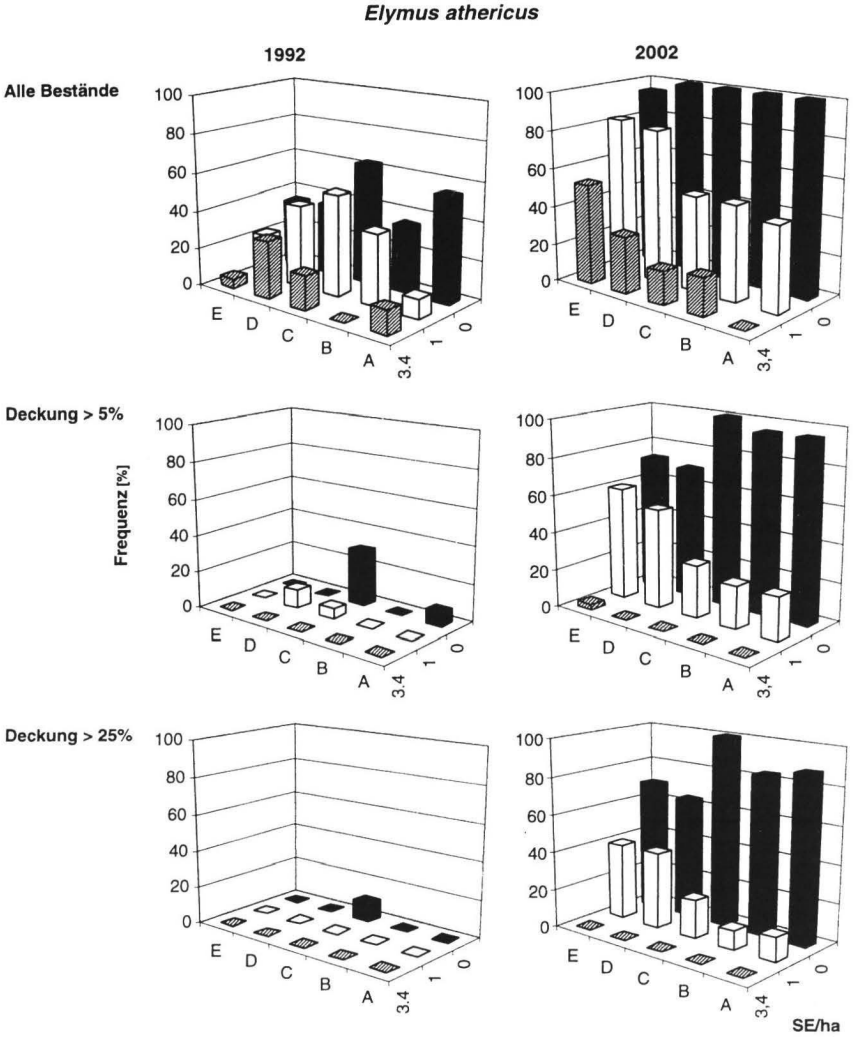

Abb. 7: Veränderung der Frequenz von *Elymus athericus*-Beständen in den Beweidungsparzellen des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes von 1992 bis 2002. Dargestellt sind die Ergebnisse der Rasterkartierung in Abhängigkeit von der Beweidungsintensität (0, 1,0 und 3,4 SE/ha) und der Entfernung vom Deich (von A: deichnah bis E: deichfern).

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Von *Puccinellia maritima* dominierte Bestände liegen sowohl hinsichtlich der Artenzahlen als auch der Evenness im mittleren Bereich. Die höchsten Evenness-Werte bei mittleren bis hohen Artenzahlen finden sich in Vegetationskomplexen, die im Übergangsbereich zwischen der Pionierzone und der unbeweideten Salzwiese vor allem im Bereich der Tümlauer Bucht vorkommen.

4 Diskussion

4.1 Sedimentation und Höhenveränderung in Relation zum Meeresspiegelanstieg

Der Vergleich der Sedimenationsdaten aus den verschiedenen Vorländern bestätigt die Ergebnisse anderer Untersuchungen, nach denen die mittlere jährliche Nettosedimentationsrate einerseits von der Beweidungsintensität und der Höhe über MHW andererseits aber vor allem von der Entfernung von den vorgelagerten Wattflächen und der Entfernung von größeren Prielen abhängt (HOFSTEDE 1996, ESSELINK et al. 1998). Die Ergebnisse von SCHRÖDER & LÜNING (2000) zeigen, dass es hinsichtlich der Sedimentationsraten große Unterschiede zwischen verschiedenen Jahren gibt. Nur bei starken und längeren Stürmen - meist aus West- und Nordwestrichtung - werden im Watt soviele Sedimente aufgewirbelt, dass es zu einem nennenswerten Eintrag in die Salzwiesen kommt. Gröbere und damit schwerere Sedimente werden dann in der Nähe der Wattkante oder an den Rändern breiterer Priele abgelagert. Auf deichnahen und prielfernen Flächen herrschen zwar aufgrund der Strömungsberuhigung gute Sedimentationsbedingungen, hier werden jedoch überwiegend feine Sedimente abgelagert, die nur zu einer geringeren Aufhöhung des Geländes führen. Da die feinen Sedimente reich an Ton und leicht zersetzbarer organischer Substanz sind, unterliegen sie stärkeren Quellungs- und Schrumpfungsprozessen (vgl. NEUHAUS et al. 1999), aber auch einer stärkeren Sackung als die gröberen Sedimente in Priel- und Wattnähe

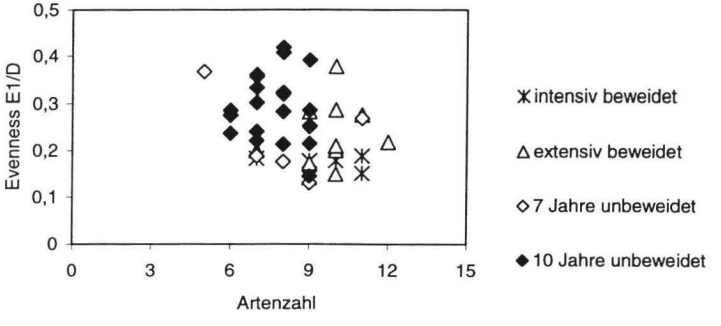

Abb. 8: Artenzahl und Evenness auf 4 m² großen Dauerflächen im Vorland der Hamburger Hallig im Jahr 2001.

Sind die Nettosedimentationsraten höher als 0,5 bis 1 cm pro Jahr, so kann der Meeresspiegelanstieg, der für die Deutsche Bucht im Durchschnitt 0,32 bis 0,38 cm pro Jahr beträgt (FÜHRBÖTER 1989, SCHÖNFELD & JENSEN 1991), vermutlich kompensiert werden. DIJKEMA (1997) sieht Nettosedimentationsraten von 0,5 cm für Inselsalzwiesen und 1,0 cm für Festlandssalzwiesen in den Niederlanden als ausreichend an, um den Meeresspiegelanstieg zu kompensieren.

Während die wattnahen Flächen im Vorland der Hamburger Hallig und im Sönke-Nissen-Koog-Vorland mit jährlichen Nettosedimentationsraten von 1,4 - 2,2 cm eine starke Aufhöhung im Verhältnis zum MHW zeigen, verändert sich die Höhe über MHW bei Flächen mit Netto-Sedimentationsraten zwischen 0,5 und 1 cm pro Jahr deutlich langsamer oder bleibt gleich. Die von HEINZE (1997) für Nordstrand Süderhafen gemessenen Werte liegen an der unteren Grenze dieses Bereichs. Die Messstandorte dieser Untersuchung befanden sich allerdings im wenig exponierten mittleren Teil des Vorlandes. Für den südlichen Teil des Vorlandes von Süderhafen, ist jedoch anzunehmen, dass die Sedimentationsraten aufgrund der stärkeren Exposition zum Heverstrom deutlich höher sind. Außerdem liegt den Daten von Süderhafen nur ein Messzeitraum von 1995-

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

1997 zugrunde. Zeiträume mit besonders hohen Sedimentationsraten wie z.B. der Herbst und Winter 1998-1999 (vgl. SCHRÖDER UND LÜNING 2000) wurden hier nicht erfasst.

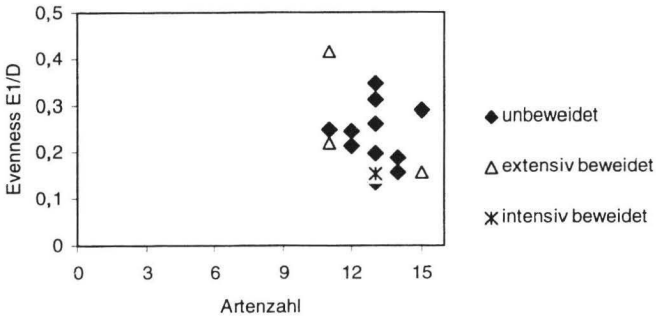

Abb.9: Artenzahl und Evenness auf 90 m² großen Dauerflächen im Vorland der Hamburger Hallig im Jahr 2001

In Vorländern mit Nettosedimentationsraten von weniger als 0,4 cm pro Jahr nimmt die Höhe im Verhältnis zum MHW mit der Zeit ab. Dies ist auf Flächen der Fall, die weit entfernt von Wattflächen und größeren Prielen liegen wie z.B. die langjährig unbeweidete Parzelle im Vorland der Hamburger Hallig. Von dem hier festgestellten Anstieg des MHW kann zwar nicht direkt auf einen Meeresspiegelanstieg geschlossen werden, der auf Grundlage eines gleitenden Mittels über 19 Jahre berechnet wird (mündl. Mitteilung F. JENSEN, ALR Husum). Dennoch deuten sowohl die Höhenvermessungen als auch die Sedimentationsdaten darauf hin, dass die Flächen heute im Verhältnis zum Meeresspiegel tiefer liegen als 1979. Ob solche Flächen tatsächlich in etwa 100 Jahren wieder auf dem Niveau des mittleren Hochwassers liegen, ist nur schwer abzuschätzen. Bei künftig häufigeren Überflutungen ist – trotz der wenig exponierten Lage - wieder ein verstärkter Sedimenteintrag zu erwarten. Zudem wird durch die Vernässung der Standorte die Zersetzung organischer Substanz gehemmt und damit eine mögliche Sackung des Bodens verringert.

Für das Westerhever-Vorland und die nördliche Tümlauer Bucht liegen bislang keine Sedimentationsdaten vor. Für dieses Gebiet, dass durch die Westerhever-Sandbank vor Nordweststürmen geschützt ist, ist anzunehmen, dass die Sedimentationsraten im niedrigen bis mittleren Bereich liegen. Auf Flächen, die in der Nähe der Sandbank liegen, kann es allerdings zu Sandeinträgen über Wind und Wasser kommen.

4.2 Langfristige Vegetationsveränderungen in verschiedenen Vegetationszonen

Die Ergebnisse der Vegetationskartierungen in den langfristig unbeweideten Parzellen Süderhafens und der Hamburger Hallig bestätigen die Beobachtungen anderer Untersuchungen, nach denen Arten der Pionierzone und der unteren Salzwiese wie *Puccinellia maritima* agg. und *Salicornia europaea* agg. aufgrund iherer Toleranz gegenüber Verbiss und Tritt bei Beweidung konkurrenzkräftiger sind als Arten der oberen Salzwiese (RAABE 1981, BAKKER 1989, KIEHL 1997). Wird die Vegetationsdecke nach Aufgabe der Beweidung dichter und höher, so geht der Deckungsanteil von *Puccinellia* und *Salicornia* schnell zurück. An ihrer Stelle breitet sich im natürlichen Höhenbereich des Puccinellions unterhalb der Springtide-Hochwasserlinie (vgl. BEEFTINK 1977) vor allem *Atriplex portulacoides* aus (BOS et al. 2002, GETTNER 2002b in diesem Band). Weder in der seit 1971 unbeweideten Salzwiese von Süderhafen noch in der seit 1980 unbeweideten Parzelle im Vorland der Hamburger Hallig ist jedoch bislang eine großflächige Dominanz von *Atriplex portulacoides*-Beständen > 35 % Deckung zu beobachten. Die bei HEINZE et al. (1999) und KIEHL et al. (2000b) veröffentlichten Karten zeigen, dass *Atriplex* lediglich an Priel- und Grabenrändern dominiert; Geländebeobachtungen im Jahr 2002 bestätigten dieses Ergebnis. Ansonsten kommt in beiden Gebieten in der unteren Salzwiese meistens ein kleinräumiges Mosaik aus Andelrasen und kleinen *Atriplex*-Beständen vor, in denen Arten wie *Triglochin maritimum, Limonium vulgare* und *Aster tripolium* Deckungen > 5 % erreichen.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

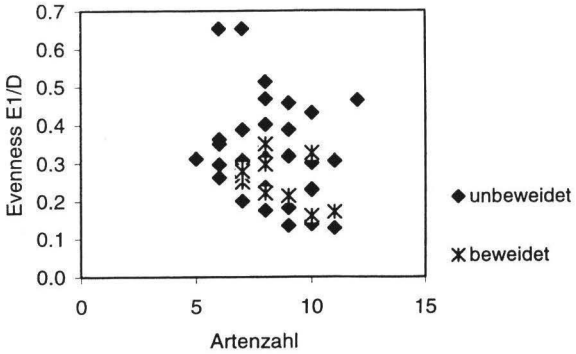

Abb. 10: Vergleich der Artenzahl und Evenness auf beweideten und seit 1991 unbeweideten 4 m² großen Dauerflächen im Vorland von Westerhever und in der Tümlauer Bucht im Jahr 2000.

Die Rasterkartierung im Sönke-Nissen-Koog-Vorland im Jahr 2002 ergab für die unbeweidete Parzelle ein ähnliches Bild: In Deichnähe und in mittlerer Entfernung vom Deich kommen überwiegend *Atriplex portulacoides*-Bestände mit 5-25 % Deckung und < 5% Deckung vor. Die großflächige Ausbreitung von *Atriplex* wird hier an hochgelegenen prielnahen Standorten durch die Konkurrenz von *Elymus athericus* verhindert. Auf Beeten, die weiter vom Priel entfernt sind, ist hier aufgrund der Aufgabe der Grüppenunterhaltung eine Vernässung zu beobachten (vgl. GETTNER 2002a), die der großflächigen Dominanz der Keilmelde möglicherweise entgegenwirkt. Lediglich in den wattnahen Bereichen der unbeweideten Parzelle - aber auch der intensiv beweideten Parzelle - treten im Sönke-Nissen-Koog-Vorland *Atriplex*-Bestände > 25 % Deckung mit einer Frequenz von 50 % auf. Ein Grund dafür ist vermutlich, dass die deichfernen Flächen auf der unbeweideten Parzelle, auf denen sich die Grüppen trotz Aufgabe der Unterhaltung eingetieft haben, deutlich besser entwässert sind als die deichnahen Bereiche. Andererseits liegen sie offenbar noch so niedrig, dass *Elymus* dort nicht dominant werden kann.

Im Gegensatz zu *Atriplex portulacoides* ist *Aster tripolium* im Jahr 2002 gegenüber 1992 in der unbeweideten Parzelle des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes stark zurückgegangen. Diese Art ist dafür bekannt, dass sie sich nach dem Brachfallen zuvor beweideter Salzwiesen schnell großflächig ausbreitet (KIEHL 1997, GETTNER et al. 2000, SCHRÖDER et al. 2002). Da sie als kurzlebige mehrjährige Art für ihre generative Fortpflanzung offene Standorte mit niedrigwüchsiger Vegetation benötigt, können die Populationen in dichten *Atriplex*- und *Elymus*-Beständen nicht langfristig bestehen. Dennoch verschwindet *Aster* auch in langfristig unbeweideten Salzwiesen nicht ganz, sondern kommt dort in kleinflächig vorhandenen Andelrasen, aber auch in Rotschwingelrasen vor. Wird *Atriplex portulacoides*, die in Schleswig Holstein bereits nahe ihrer nördlichen Verbreitungsgrenze wächst, durch starke Fröste oder Eisschur geschädigt, so kann *Aster* die entstehenden Lücken vermutlich schnell wieder besiedeln (vgl. BEEFTINK et al. 1978).

Im Höhenbereich des Armerion oberhalb der Springtide-Hochwasserlinie, in dem bei intensiver Beweidung neben Andelrasen vor allem strukturarme *Festuca rubra*-Rasen dominieren, kommt es nach Beweidungsaufgabe häufig zur Dominanz einzelner Arten. So bildete *Festuca rubra* bereits wenige Jahre nach Aufgabe der Schafbeweidung im Friedrichskoog-Vorland (Dithmarschen) dicht verfilzte Bestände, in denen die Wiederansiedlung beweidungsempfindlicher Arten erschwert war (KIEHL 1997). Auch im Vorland von Westerhever bildet *Festuca rubra* auf sandigen Marschböden nahe der Sandbank arten- und strukturarme Dominanzbestände (Hermann & Schneider 2000). In den langfristig unbeweideten Parzellen der Vorländer von Süderhafen und der Hamburger Hallig kommt *Festuca rubra* dagegen gemeinsam mit *Artemisia maritima, Triglochin maritimum, Aster tripolium* und *Limonium vulgare* vor, ohne großflächig zu dominieren (vgl.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

HEINZE et al. 1999, KIEHL et al. 2000b). Da die Böden in den nordfriesischen Vorländern tonreicher sind als die sandigen Böden des Friedrichkoog-Vorlandes an der Dithmarscher Küste und des Vorlands von Westerhever, ist anzunehmen, dass der nässe- und salzempfindliche Rotschwingel in Süderhafen und im Vorland der Hamburger-Hallig durch häufiger auftretende anaerobe Bedingungen und höhere Salzkonzentrationen der Bodenlösung an der großflächigen Dominanz gehindert wird (GRAY & SCOTT 1977). *Elymus athericus, Elymus repens* und ihre Hybriden können sich - wenn bereits Bestände im Gebiet vorhanden waren - nach Beweidungsaufgabe stark ausbreiten und innerhalb von zehn Jahren artenarme Dominanzbestände aufbauen, die langfristig bestehen bleiben (ANDRESEN et al. 1990, van WIJNEN et al. 1997, ESSELINK et al. 2000, BOS et al. 2002, BOCKELMANN 2002). In Süderhafen war *Elymus athericus* 1968 bereits gut etabliert und hat sich bis 1995 im gesamten südlichen Teil des Vorlandes vor allem in Prielnähe flächendeckend ausgebreitet (HEINZE et al. 1999). An den Standorten der Sedimentationsmessungen dominierte *Elymus* 1995 am prielnächsten Standort, nicht jedoch an den beiden anderen Standorten. Leider liegen für die ausgedehnten *Elymus*-Bestände im Süden des Vorlandes keine Sedimentationsdaten vor. Aufgrund der Exposition dieser Bereiche zum Heverstrom ist jedoch davon auszugehen, dass die Sedimenationsraten hier deutlich höher sind als an den von HEINZE (1997) untersuchten Standorten. Die extreme Ausbreitung der Queckenbestände, die bereits 1968 vorhanden waren, ist vermutlich einerseits auf die Aufhöhung der Standorte zurückzuführen, andererseits spielt sicherlich die gute Entwässerung der Standorte durch die Nähe zum Priel eine Rolle. Aufgrund einer 50 cm unter den sandig-lehmigen bis tonigen Marschsedimenten liegenden Sandschicht kommt es hier bei auflaufenden Fluten zwar kurzfristig zu erhöhten Grundwasserständen, diese sinken aber mit ablaufendem Wasser auch rasch wieder ab (AEGERTER 1993).

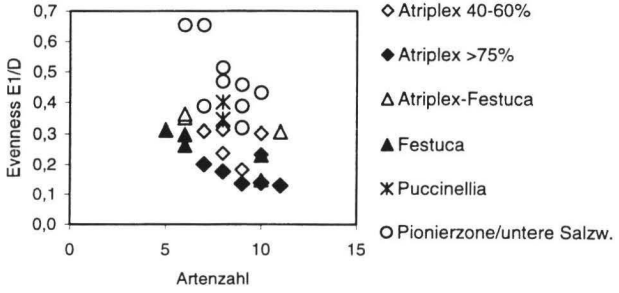

Abb. 11: Artenzahl und Evenness auf 4 m² großen Dauerflächen in unterschiedlichen Vegetationstypen der seit 1991 unbeweideten Flächen im Vorland von Westerhever und in der nördlichen Tümlauer Bucht im Jahr 2000.

Die Ergebnisse der Rasterkartierung zeigen, dass sich *Elymus athericus* in der unbeweideten Parzelle des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes 14 Jahre nach Aufgabe der Schafbeweidung stark ausgebreitet hat. In der nur ca. 100 m breiten unbeweideten Parzelle, die direkt an einen Priel grenzt, sind die Sedimentationsraten so hoch, dass trotz des ansteigenden Meeresspiegels seit 1992 eine deutliche Aufhöhung stattgefunden hat. Die Vegetationskartierung von GETTNER (2002a) ergab, dass *Elymus* hier in Deichnähe und in mittlerer Entfernung vom Deich vor allem auf den prielnahen Beeten dominiert. An prielnahen Standorten werden neben sandigen und schluffigen Sedimenten auch größere Mengen leicht mineralisierbarer organischer Substanz abgelagert. Durch das verbesserte Stickstoffangebot bei erhöhten Stickstoff-Nettomineralisationsraten an diesen Standorten wird *Elymus* vermutlich gefördert (vgl. DAHL 2000, BOCKELMANN 2002). Seit der Vegetationskartierung 1996 (GETTNER & HEINZEL 1997) ist es im Sönke-Nissen-Koog-Vorland jedoch nur noch zu einer geringfügigen Ausdehnung der Bestände gekommen (GETTNER 2002a). Die deichfernen Standorte der *Atriplex*-Dominanzbestände liegen vermutlich noch so niedrig, dass *Atriplex* hier konkurrenzkräftiger als *Elymus* ist (vgl. BOCKELMANN & NEUHAUS 1999).

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

In der langjährig unbeweideten Parzelle im Vorland der Hamburger Hallig tritt *Elymus athericus* nur in wenigen kleinen Beständen auf, obwohl die Art sich hier bereits 1980 angesiedelt hatte (HANSEN 1982). Dieses Beispiel zeigt besonders deutlich, dass die Sedimentationsraten im Verhältnis zur Höhe über MHW und der Entwässerungsgrad der Flächen die entscheidenden Faktoren für die Ausbreitung von *Elymus* darstellen. Da die Sedimentationsraten im zentralen Bereich des Vorlandes den Meeresspiegelanstieg nicht kompensieren können (s.o.), ist es hier - vermutlich noch verstärkt durch die Aufgabe der Grüppenunterhaltung - zu einer Wiedervernässung gekommen. Unter den jetzigen Bedingungen können in der seit 1980 unbeweideten Parzelle zahlreiche Arten koexistieren, von denen keine bisher großflächig zur Dominanz gekommen ist. An exponierten Standorten mit hohen Sedimentationsraten im Vorland der Hamburger Hallig hat sich *Elymus* jedoch sowohl auf beweideten als auch auf unbeweideten Flächen stark ausgebreitet (GETTNER 2002a).

4.3 Einfluss der Beweidung auf die Phytodiversität

Die Ergebnisse der Untersuchungen in den Vorländern der Hamburger Hallig und von Westerhever zeigen, dass sich intensiv beweidete und seit zehn Jahren unbeweidete Salzwiesen hinsichtlich der Artenzahl auf 4 m² und 90 m² großen Dauerflächen nicht unterscheiden. Die Artenzahlen auf den intensiv beweideten Flächen sind 2000 bzw. 2001 mit 7-11 Arten pro 4 m² jedoch deutlich höher als die mittleren Artenzahlen auf intensiv beweideten Salzwiesen zu Beginn der neunziger Jahre, die zwischen 3 und 7 Arten pro 4 m² lagen (vgl. KIEHL 1997, SCHRÖDER et al. 2002). Der Grund dafür ist, dass sich infolge der großflächigen Beweidungsaufgabe das Angebot an Diasporen beweidungsemfindlicher Arten wie *Atriplex portulacoides, Aster tripolium, Artemisia maritima* oder *Elymus athericus* so stark erhöht hat, dass diese Arten sich inzwischen selbst bei intensiver Beweidung dauerhaft etablieren können (vgl. GETTNER 2002b, in diesem Band).

Bei extensiver Beweidung sind die Artenzahlen auf 4 m² großen Dauerflächen im Vorland der Hamburger Hallig signifikant höher als auf den seit 1991 unbeweideten Flächen. Dieser Unterschied ist darauf zurückzuführen, dass einige niedrigwüchsige Arten wie *Spergularia maritima* oder *Glaux maritima* bei extensiver Beweidung etwas häufiger sind als in unbeweideten Flächen. Dennoch sind diese Arten auf unbeweideten Flächen noch vorhanden, *Glaux* sogar mit Deckungen von 5-15 % (unveröffentlichte Daten).

Mehr als 10 Jahre nach den großflächigen Nutzungsänderungen bestehen also nur geringfügige Unterschiede zwischen den Artenzahlen beweideter und unbeweideter Salzwiesen. Damit kann die Aussage von KIEHL (1997) bestätigt werden, nach der sich Beweidung in Salzwiesen vor allem auf die Dominanzverhältnisse und weniger auf die Artenzahl auswirkt. Die Evenness ist im Vorland der Hamburger Hallig bei intensiver Beweidung sehr niedrig, während auf extensiv beweideten und unbeweideten Flächen sowohl niedrige als auch hohe Evenness-Werte vorkommen. Das Beispiel der unbeweideten Salzwiesen von Westerhever zeigt, dass die Evenness in Dominanzbeständen von *Festuca rubra* und *Atriplex portulacoides* besonders niedrig ist (was nicht verwunderlich ist, da die Evenness ein Maß für Dominanz ist). Die niedrigen Evenness-Werte solcher Dominanzbestände deuten darauf hin, dass es hier in Zukunft vermutlich auch zur Abnahme der Artenzahlen kommen wird, ähnlich wie in *Elymus athericus*-Dominanzbeständen (vgl. BOS et al. 2002). Da diese drei Arten eine gute Bodendurchlüftung benötigen, um großflächig dominant zu werden (s.o.), werden sie sich an gut entwässerten Standorten vermutlich weiter ausbreiten und dort auch andere Arten verdrängen. Dabei ist *Atriplex* vermutlich im Höhenbereich des oberen Puccinellion am konkurrenzkräftigsten (vgl. BOCKELMANN & NEUHAUS 1999). Zur großflächigen Ausbreitung artenarmer *Festuca rubra*-Rasen in der oberen Salzwiese kommt es offenbar vor allem auf sandigen Böden. Ob *Festuca* auf sandigen nährstoffarmen Böden, die leicht austrocknen, langfristig konkurrenzkräftiger ist als *Elymus*, ist dennoch fraglich. Nach GETTNER (2002a) breitet sich *Elymus athericus* inzwischen auch in unbeweideten *Festuca rubra*-Rasen in Dithmarschen aus. An exponierten Standorten wird die Dominanz von *Elymus athericus* vermutlich durch hohe Sedimentationsraten gefördert, die sowohl zur Aufhöhung der Standorte beitragen als auch zum Eintrag nährstoffreicher und leicht mineralisierbarer organischer Substanz.

An wenig exponierten Standorten mit niedrigen Sedimentationsraten haben alle drei Arten kaum Chancen großflächig dominant zu werden, weil es dort aufgrund des Meeresspiegelanstiegs und der Aufgabe der Grüppenunterhaltung zu einer Wiedervernässung kommt. Solche Standorte sind z.B. im zentralen Bereich der Hamburger Hallig zu finden, aber auch in der nördlichen Tümlauer Bucht und im mittleren und nördlichen Teil des ungegrüppten Vorlands von Nordstrand Süderhafen. Auch im Sönke-Nissen-Koog-Vorland ist aufgrund der Aufgabe der Grüppenunterhaltung auf prielfernen Flächen in Deichnähe und in mittlerer Entfernung vom Deich eine Wiedervernässung zu beobachten, die die großflächige Dominanz einzelner Arten

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

und damit die Abnahme der Artenvielfalt zu verhindern scheint (GETTNER 2002a). An solchen Standorten kommt es zur Ausbildung von Vegetationsmosaiken, in denen sich verschiedene Arten in Abhägigkeit vom Mikrorelief und Entwässerungszustand kleinräumig abwechseln. Wie groß der Anteil von Gebieten mit hohen Sedimentationsraten im Vergleich zu Gebieten ist, deren Höhe bezüglich des MHW etwa gleichbleibt oder sogar absinkt, ist für Schleswig Holstein nicht bekannt, da die Nettosedimentationsraten bisher kaum erfasst wurden. Genauere Prognosen über das Ausmaß künftiger Wiedervernässungen oder auch über die künftige Ausbreitung artenarmer Dominanzbestände können deshalb bislang nicht getroffen werden. Mit einer systematischen Erfassung der Nettomineralisationsraten an der schleswig-holsteinischen Westküste nach der Methode von VAN DUIN et al. (1997) wurde jedoch im Jahr 2001 begonnen.

Danksagung

Ein Teil der in der vorliegenden Veröffentlichung präsentierten Daten wurde im Rahmen des trilateralen Monitoring und Assessment Programmes (TMAP) von Astrid Wiggershaus und Berrit Bredemeier im Auftrag des Landesamts für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer erhoben. Außerdem wurden Ergebnisse mehrer Diplom- und Projektarbeiten verwendet. Für die Hilfe bei der Datenerhebung und –auswertung danken wir Christine Wilms, Claudia Heinze, Henning Schröder, Thomas Stelter, Mette Lüning, Julia-Maria Hermann, Katja Schneider, Wolfgang Qual und Sonja Ziesak. Außerdem bedanken wir uns bei Freerk Jensen (ALR Husum) und Detlev Hansen (Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer) für die Bereitstellung von Daten und Informationen zur Veränderung der Höhe über NN und zur Veränderung des MHW im Vorland der Hamburger Hallig. Dietrich Schulz (ALR Husum) stellte freundlicherweise Sedimentationsdaten für das Sönke-Nissen-Koog-Vorland zur Verfügung. Auch ihm sei herzlich gedankt.

5 Literatur

AEGERTER, E. (1993): Vegetationskundliche und bodenkundliche Analyse von Gradienten in lang- und kurzfristig unbeweideten Salzwiesen Schleswig-Holsteins. – Diplomarbeit, Julius-Maximilians-Universität Würzburg, 128 S., Würzburg.

ANDRESEN, H., BAKKER, J. P., BRONGERS, M., HEYDEMANN, B., IRMLER, U. (1990): Long-term changes of saltmarsh communities by cattle grazing. – Vegetatio 89, 137-148.

BAKKER, J.P. (1989): Nature management by grazing and cutting. - S.400, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

BAKKER, J.P., ESSELINK, P., VAN DER WAL, R., DIJKEMA, K.S. (1997): Options for restoration and management of coastal salt marshes in Europe. – In: URBANSKA, K.M., WEBB, N.R., EDWARDS, P.J. (Hrsg.): Restoration ecology and sustainable development. Cambridge University Press, 286-322.

BEEFTINK, W. G. (1977): The coastal salt marshes of Western and Northern Europe: an ecological and phytosociological approach. – In: Goodall, D. W. (Hrsg.): Wet coastal ecosystems. Elsevier, Amsterdam, 109-155.

BEEFTINK, W.G., DAANE, M.C., DE MUNCK , W., NIEWENHUIZE, J. (1978): Aspects of population dynamics in *Halimione portulacoides* communities. – Vegetatio 36, 31-43.

BOCKELMANN, A.-C. (2002): Ordinary and successful – the invasion of *Elymus athericus* in European salt marshes. – Dissertation Universität Groningen, 218 S., Groningen.

BOCKELMANN, A. & NEUHAUS, R. (1999): Competitive exclusion of *Elymus athericus* from a high-stress habitat. Journal of Ecology 87, 503-513.

BOS, D., BAKKER J. P., DE VRIES Y & LIESHOUT, S. (2002a): Long-term vegetation changes in experimentally grazed and ungrazed back-barrier marshes in the Wadden Sea. - Applied Vegetation Science.5, 45-54.

BOS, D., M. LOONEN, M. STOCK, F. HOFEDITZ, S. VAN DER GRAAF & J.P. BAKKER (2002b): Utilization of Wadden Sea salt marshes by geese in relation to livestock grazing. In BOS, D. (2002): Grazing in coastal grasslands. Brent geese and faciliation by herbivory. Dissertation Universität Groningen, 224 S., Groningen.

BOUMANS, R.M.J. & DAY, J.W. Jr. (1991): Measurement of small elevation changes in shallow coastal areas using a sedimentation-erosion table. – Dept. of Oceanography and Coastal Science. – Coastal Ecology Institute, Louisiana State University, 17 S. Louisiana.

DAHL, M. (2000): Mögliche Effekte eines Klimawandels auf die Stickstoffnettomienralisation in Vorlandsalzwiesen. – Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 106 S., Kiel.

DIERSSEN, K., EISCHEID, I., GETTNER, S., KIEHL, K., WALTER, J. , TISCHLER, T., MIETH, A., MEYER, H., REINKE, H.-D., TULOWITZKI, I., FOCK, H., HAASE, A. (1994): Dynamik im Salzwiesen-Ökosystem und ihre Veränderung durch Beweidung. – Abschlussbericht Ökosystemforschung Wattenmeer TV A 5.2, A 5.3, Bioindikatoren im Supralitoral, Teilbericht D., Vegetation – UBA-Forschungsbericht 10802085/01, 3-108, Berlin.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

DIJKEMA, K.S. (1997): Impact prognosis for salt marshes from subsidence by gas extraction in the Wadden Sea. – Journal of Coastal Research 13, 1294-1304.

DIJKEMA, K.S., BOSSINADE, J.H., BOUWSEMA, P., DE GLOPPER , R.J. (1990): Salt marshes in the Netherlands wadden sea: Rising high-tide levels and accretion enhancement. – In: BEUKEMA, J.J., WOLFF, W.J., BROUNS, J.J.W.M. (Hrsg.): Expected effects of climatic change on marine coastal ecosystems. Kluwer, Dordrecht, 173-188.

EISCHEID, I., GETTNER, S., HAASE, A., KIEHL, K. , MEYER, H., REINKE, H. D., TULOWITZKI, I. (1994): Die Beweidungsexperimente im Sönke-Nissen-Koog- und Friedrichskoog-Vorland. – *UBA Texte* 72/97, 201 S.

ESSELINK, P., DIJKEMA, K.S., REENTS, S., HAGEMAN, G. (1998): Vertical accretion and profile changes in abandoned man-made tidal marshes in the Dollard Estuary. – Journal of Coastal Research 14, 570-582.

ESSELINK, P., ZUIJSTRA, K., DIJKEMA, K. S. & VAN DIGGELEN, R. (2000): The effects of decreased management on plant-species distribution patterns in a salt marsh nature reserve in the Wadden Sea. - Biological Conservation 93, 61-76.

ESSELINK, P., FRESCO, L.F.M., DIJKEMA, K.S. (2002): Vegetation change in a man-made salt marsh affected by a reduction in both grazing and drainage. – Applied Vegetation Science 5, 17-32.

FÜHRBÖTER, A. (1989): Changes of the tidal water levels at the German North Sea coast. – Helgoländer Meeresunters. 43, 325–332.

GETTNER, S. (2002a): Kartierung der realen Vegetation der Festlands-Salzmarschen an der Westküste Schleswig-Holsteins (mit Ausnahme St.Peter-Ordings) sowie des Vorlandes von Oland und Langeneß. - Unveröff. Forschungsgutachten im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, 100 S., St. Peter-Ording.

GETTNER, S. & HEINZEL, K. (1997): Kartierung der realen Vegetation der Festland-Salzwiesen an der Westküste Schleswig-Holsteins sowie des Vorlandes von Oland, Langeneß, Föhr und Pellworm (im Maßstab 1 : 5.000). – Unveröff. Forschungsgutachten im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, 106 S., Kiel.

GETTNER, S., HEINZEL, K. & KOHLUS, J. (2000): Die Entwicklung der aktuellen Vegetation auf der Hamburger Hallig nach Änderung der Nutzung. – In: STOCK, M. & KIEHL, K. (Hrsg.): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 11, 24-33.

GRAY, A. & SCOTT, R. (1977): The ecology of Morecambe Bay. VII. The distribution of *Puccinellia maritima*, *Festuca rubra* and *Agrostis stolonifera* in the saltmarshes. – Journal of Applied Ecology 14, 229-241.

HANSEN, D. (1982): Entwicklung und Beeinflussung der Nettoprimärproduktion auf Vorlandflächen und im Vogelschutzgebiet Hauke-Haien-Koog. – Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 273 S., Kiel.

HEINZE, C. (1997): Sukzessionsabläufe langfristig unbeweideter Salzwiesen an ausgewählten Beispielen der schleswig-holsteinischen Westküste. – Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 122 S., Kiel.

HEINZE, C., KIEHL, K., NEUHAUS, R. (1999): Vegetation succession over 30 years in the ungrazed salt marsh of Süderhafen/Nordstrand. – Senckenbergiana maritima, 29, 63-66.

HERMANN, J. & SCHNEIDER, K. (2000): Auswirkung der Schafbeweidung auf Artenzusammensetzung, Artenvielfalt und Strukturvielfalt der Vorlandsalzwiesen von Westerhever. - Unveröffentlichte Projektarbeit am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der TU-München, 20 S., Freising.

HOFSTEDE, J.L.A. (1996): Systemanalyse der Salzwiesen im Wattenmeer von Schleswig-Holstein. – Vechtaer Studien zur Angewandten Geographie und Regionalwissenschaft 18, 53-64.

KIEHL, K. (1997): Vegetationsmuster in Vorlandsalzwiesen in Abhängigkeit von Beweidung und Standortfaktoren. – Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg 52, 142 S..

KIEHL, K. (2001): Probleme bei der Erfassung und Bewertung von Daten zur Arten- und Strukturvielfalt der Vegetation. - In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Treffpunkt Biologische Vielfalt - Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Bonn, 229-235.

KIEHL, K., EISCHEID, I. , GETTNER, S., WALTER, J. (1996): Impact of different sheep grazing intensities on saltmarsh vegetation in Northern Germany. – Journal of Vegetation Science 7, 99-106.

KIEHL, K., SCHRÖDER, H., BREDEMEIER, B., WIGGERSHAUS, A. (2000a): Der Einfluss von Extensivierung und Beweidungsaufgabe auf Artenzusammensetzung und Struktur der Vegetation. – In: STOCK, M. & KIEHL, K. (Hrsg.): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 11, 34-42.

KIEHL, K., GETTNER, S., HEINZE , C., STOCK, M. (2000b): Langfristige Vegetationsveränderungen im Vorland der Hamburger Hallig und ihre Bedeutung für herbivore Vögel. – In: STOCK, M. & KIEHL, K. (Hrsg.): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 11, 66-73.

KIEHL K., ESSELINK P., GETTNER S. & BAKKER J.P. (2001): The impact of sheep grazing on net nitrogen mineralization rate in two temperate salt marshes. - Plant Biology 3, 553-560

LONDO, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. – Vegetatio 33, 61-64.

NEUHAUS, R., STELTER, T., KIEHL, K. (1999): Sedimentation in salt marshes affected by grazing regime,

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

topographical patterns and regional differences. – Senckenbergiana Maritima 29, 113- 116.

RAABE, E.-W. (1981): Über das Vorland der östlichen Nordsee-Küste. – Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg 31, 118 S..

SCHÖNFELD, W. & J. JENSEN (1991) Anwendung der Hauptkomponentenanalyse auf Wasserstandszeitreihen von deutschen Nordseepegeln. - Die Küste 53, 191-204.

SCHRÖDER, H. & LÜNING, M. (2000): Die Standortverhältnisse in den Salzmarschen der Hamburger Hallig. – In: STOCK, M. & KIEHL, K. (Hrsg.): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 11, 13-23.

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, 33-44.

SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (1984): Vegetationskundliche und blütenökologische Untersuchung in Salzrasen der Nordseeinsel Borkum. – Tuexenia 4, 125-152.

SMITH, B. & WILSON, J. B. (1996): A consumers guide to evenness indices. - Oikos 76: S. 70-82.

STELTER, T. (1996): Untersuchung der Höhenveränderungen in Salzwiesen bei unterschiedlichen Beweidungsintensitäten an der schleswig-holsteinischen Westküste. Eine neue GIS-gestützte Auswertungsmethode. – Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 58 S., Kiel.

STOCK, M. & KIEHL, K. (2000a): Das Projekt Hamburger Hallig im Überblick. – In: STOCK, M. & KIEHL, K. (Hrsg.): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 11, 3-7.

STOCK, M. & KIEHL, K. (2000b): Empfehlungen zum Salzwiesenmanagement im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. – In: STOCK, M. & KIEHL, K. (Hrsg.): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 11, 74-77.

STOCK, M., KIEHL, K., REINKE, H.-D. (1997): Salzwiesenschutz im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 7, 1-46.

VAN DUIN, W. E., K.S. DIJKEMA & J. ZEGERS (1997): Verandering in bodemhoogte (opslipping, erosie en inklink) in de Peazemerlaan. - IBN-Rapport 326, 104 S., Den Burg.

VAN WIJNEN, H., BAKKER, J.P., DE VRIES, Y. (1997): Twenty years of salt-marsh succession on a Dutch coastal-barrier island. – Journal of Coastal Conservation 3, 9-18.

Anschrift der Verfasser:

Kathrin Kiehl
Vegetationsökologie
Technische Universität München
Am Hochanger 6
D-85350 Freising
kiehl@wzw.tum.de

Kai Jensen
Ökologie-Zentrum
Universität Kiel
Schauenburger Str. 112
D - 24118 Kiel
K.Jensen@ecology.uni-kiel.de

Martin Stock
Landesamt für den Nationalpark
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
Schlossgarten 1
D - 25832 Tönning
stock@nationalparkamt.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Kieler Notizen zur Pflanzenkunde

Jahr/Year: 2003

Band/Volume: 30

Autor(en)/Author(s): Kiehl Kathrin, Jensen Kai, Stock Martin

Artikel/Article: Langfristige Vegetationsveränderungen in Wattenmeer-Salzwiesen in Abhängigkeit von Höhenlage und Sedimentation 50-68