

Mögliche Effekte eines Klimawandels auf die Stickstoffnettomineralisation in Vorlandsalzwiesen

Temperaturanstieg, Meeresspiegelanstieg
und verändertes Überflutungsgeschehen

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades

der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der Christian-Albrechts-Universität

zu Kiel

vorgelegt von

Martina Dahl

Kiel

2000

Referent/in:.....

Korreferent/in.....

Tag der mündlichen Prüfung:.....

Zum Druck genehmigt: Kiel,

Der Dekan

Danksagung

Ich möchte mich bei allen Menschen, die mir während der Entstehung dieser Arbeit zur Seite standen bedanken.

Herrn Prof. Dierßen möchte ich für das mir entgegengebrachte Vertrauen in mich und meine Arbeit danken.

Meiner Freundin Anna Bockelmann und Kai Jensen möchte ich für das gründliche Korrekturlesen, und die vielen wertvollen Anmerkungen danken.

Für die Durchführung der boden- und vegetationskundlichen Untersuchungen im Gelände und Labor gebührt den Wissenschaftlichen Hilfskräften Mareike Buck, Sonja Meister, Kerstin Schmölke, Ulrike Schulz, Berrit Bredemeier, Mette Lüning, Mike Gabriel und Silke Hansen Dank. Besonders erwähnt werden soll an dieser Stelle Frau Claudia Heinze, die mit großer Ausdauer und Sorgfalt die Ammonium- und Nitratmessungen durchgeführt hat.

Bei Frau Helga Plähn und Annelie Osterod möchte ich mich für die nette Atmosphäre in der Arbeitsgruppe und ihre Hilfsbereitschaft bedanken.

Besonders möchte ich mich bei meiner Familie bedanken. Meinen Eltern danke ich, daß sie sich gerade in der Endphase dieser Arbeit um unsere Kinder gekümmert haben. Lotta, Lea und Jan danke ich, daß sie so häufig ohne mit mir zu schmusen ins Bett gegangen sind.

Peter danke ich dafür, daß er immer für mich da war und mich nicht nur praktisch unterstützt hat, sondern mir vor allem auch durch seine Geduld und Liebe zur Seite stand. Vielen vielen Dank!!!

1 Problemstellung und Zielsetzung -----	1
2 Beschreibung der Untersuchungsgebiete -----	4
3 Methoden -----	11
3.1 Charakterisierung der Standorte-----	12
3.1.1 Höhennivellement und Überflutungshäufigkeit -----	12
3.1.2 Bodenkundliche Untersuchungen-----	13
3.2 Experimente-----	15
3.2.1 Potentielle Mineralisationsrate -----	15
3.2.2 Temperaturerhöhung -----	16
3.2.3 Freiland-Experiment-----	16
3.2.4 Klimakammer-Experiment -----	16
3.3 Statistische Auswertung-----	17
4 Ergebnisse und Diskussion -----	19
4.1 Standortcharakterisierung-----	19
4.1.1 Höhennivellement und Überflutungshäufigkeit -----	19
4.1.2 Bodenprofile -----	23
4.1.3 Bodentemperaturen unter den Dominanzbeständen -----	23
4.1.4 Bodenwassergehalte -----	24
4.1.5 Chloridgehalte -----	29
4.1.6 Organische Substanz und C/N-Verhältnisse -----	30
4.1.7 Diskussion-----	33

4.2 Ammonium- und Nitratgehalte, Nettomineralisationsraten-----	39
4.2.1 Aktuelle Stickstoffgehalte -----	39
4.2.2 Stickstoffnettomineralisation-----	44
4.2.3 Diskussion-----	53
4.3 Experimente-----	57
4.3.1 Potentielle Nettomineralisationsraten -----	57
4.3.2 Temperaturerhöhung -----	58
4.3.3 Freiland-Experiment-----	64
4.3.4 Diskussion-----	70
4.4. Ergebnisse aus dem Klimakammer-Experiment-----	74
4.4.1 Diskussion-----	79
4.5 Abschlußdiskussion-----	81
5 Schlußfolgerung -----	89
6 Zusammenfassung-----	91
7 Literatur-----	94
Anhang-----	107

1 Probleme und Ziele

Vorlandsalzwiesen bilden einen natürlichen Übergangsbereich zwischen marinen und terrestrischen Ökosystemen. Pflanzen und Tiere sind in diesem Lebensraum häufigen und starken Veränderungen ihrer Umwelt ausgesetzt, vor allem durch starke Temperaturschwankungen und durch das Überflutungsgeschehen im Gezeitenwechsel. Häufigkeit und Dauer der Überflutungen sind vor allem ausschlaggebend für Feuchte, Nährstoffgehalt, Salinität, pH-Wert und Redoxpotential des Bodens (ARMSTRONG et al. 1985; ADAM 1990; PENNINGS & CALLAWAY 1992 u.a.).

Wetter- und Klimabeobachtungen der letzten Jahrzehnte weisen nach Aussagen der ENQUETE-KOMMISSION DES DEUTSCHEN BUNDESTAGES (1992) auf eine beginnende Veränderung des globalen Klimas hin. Bei den zu erwartenden Änderungen (z.B. Temperatur- und Meeresspiegelanstieg) sind in Küstenökosystemen komplexe ökologische Folgen zu erwarten (u.a. BEUKEMA et al. 1990, SCHELLNHUBER & STERR 1993, PERNETTA et al. 1994, LOZÁN et al. 1998; DIEL-CHRISTIANSEN & CHRISTIANSEN 1999). Dabei wirken Temperaturerhöhungen eher indirekt (durch z.B. höhere Stickstoffmineralisationsraten) als direkt auf die Vegetationszonierung in den Salzwiesen (PRENTICE et al. 1992, DIERBEN 1993). Arten mit einem hohen Nährstoffaufnahmevermögen können durch eine temperaturbedingte stärkere Stickstoffnettomineralisationsrate gefördert werden und so einen Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Arten erlangen (ROOZEN & WESTHOFF 1985, LEENDERTSE 1995, WIJNEN 1999). Desweiteren können Flächenverluste durch einen Meeresspiegelanstieg vor allem in der Pionierzone und in der unteren Salzwiese auftreten (DIJKEMA et al. 1991, NEUHAUS et al. 1998). Diese eben genannten Einflüsse können demnach zu einer Verschiebung der charakteristischen Zonierung der Salzwiesenvegetation (untere/obere Salzwiese) und zu einer veränderten Artenzusammensetzung führen.

Die Abschätzungen zum globalen Anstieg der Temperatur von 1 – 3° C in den nächsten 50 bis 100 Jahren (IPPC 1995, KATTENBERG et al. 1996) enthalten keine Angaben über regionale und saisonale Änderungen. Tatsächlich liegen die jährlichen temperaturschwankungen durchaus in Bereichen von 1 – 3° C (MAHLMAN 1997,

BÁRDOSSY 1998, GERSTENGARBE 1998). Eine Temperaturerhöhung kann nach KEEFE (1972) einen direkten positiven Einfluß auf die Primärproduktion haben. Desweiteren wurde in Untersuchungen gezeigt, daß die Stickstoffmineralisationsrate mit steigender Temperatur ebenfalls zunimmt (ABD. AZIZ & NEDWELL 1979, HENRIKSEN & JENSEN 1979, SCHERFOSE 1987). Da der weitaus größte Teil des Stickstoffs in Salzwiesen organisch gebunden vorliegt (LONG & MASON 1983), ist die Mineralisationsrate ein gutes Maß, um den pflanzenverfügbaren Anteil zu beschreiben (BINKLEY & VITOUSEK 1989). Die Stickstoffnettomineralisation hängt neben den Temperaturen von der Menge und der Zusammensetzung des zur Verfügung stehenden organischen Materials sowie vom Bodenwassergehalt, dem pH-Wert und der Artenzusammensetzung der Mikroorganismen ab (u.a. LARCHER 1994).

Ein potentieller Meeresspiegelanstieg kann zwei wesentliche Effekte auf das Ökosystem Salzwiese haben. Zum einen können aufgrund der zunehmenden Hydrodynamik verstärkt erosive Kräfte auf die Salzwiese einwirken, zum anderen kann durch die häufigeren Überflutungen die Wassersättigung der Böden steigen. Dies hat häufigere anaerobe Zustände zur Folge. Es wird viel diskutiert, ob ein potentieller Meeresspiegelanstieg einen Verlust von Salzwiesen nach sich ziehen würde (BAKKER et al. 1993, LEONARD et al. 1995, DIJKEMA 1997, WIJNEN & BAKKER 1997). Für Festlandssalzwiesen geben DIJKEMA et al. (1990) und ESSELINK et al. (1998) an, daß für sie keine Gefahr von Flächenverlusten besteht, sofern sie weiterhin bewirtschaftet werden.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, Aussagen über klimabedingte Veränderungen der Stickstoff-Dynamik von Salzwiesen und der damit möglicherweise verknüpften Veränderungen der Salzwiesenvegetation (Zonierung, Artenzusammensetzung und Artenverarmung) abzuleiten. Dazu werden für verschiedene Pflanzengesellschaften mit unterschiedlicher Lage zum mittleren Tide-Hochwasser (MThw) die für Salzwiesen charakteristischen abiotischen Faktoren erfaßt und Klimaveränderungen experimentell simuliert.

Im Mittelpunkt steht die Beantwortung folgender Fragen:

1 Problem und Ziele

- Welche derzeit meßbaren Unterschiede gibt es zwischen unterer und oberer Salzwiese im Hinblick auf die Stickstoffnettomineralisationsraten sowie abiotischer Begleitparameter?
- Bleiben diese Unterschiede zwischen unterer und oberer Salzwiese bei sich änderndem Klima erhalten bzw. konstant ?
- Welchen Einfluß hat eine Temperaturerhöhung zwischen + 1 und + 3° C auf die Stickstoffnettomineralisationsrate bzw. auf die Produktivität der Pflanzen?
- Welchen Einfluß haben höhere Bodenwassergehalte auf die Stickstoffnettomineralisationsrate?
- Welche Folgen hat eine veränderte Stickstoffverfügbarkeit auf die Vegetation und die Zonierung der Salzwiesen?

Die Daten dieser Arbeit wurden im Rahmen des BMBF-Projektes „Auswirkungen von Klimaänderungen auf die biologischen Systeme der Küste (Salzwiesen & Dünen)“ im Teilprojekt „Bilanzierung von Stickstoffumsätzen in Salzwiesen der Nordsee in Abhängigkeit von sich änderndem Überflutungsgeschehen und ansteigenden Temperaturen“ erhoben.

2 Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Salzwiesen in Schleswig-Holstein

In Schleswig-Holstein sind die meisten Festlandsalzwiesen durch Landgewinnungsmaßnahmen entstanden und durch ein künstliches Entwässerungsnetz, das Grüppensystem geprägt. In begrüpten Salzwiesen wird die von jeweils zwei Grüppen und zwei Hauptgräben umgrenzte Fläche als Beet bezeichnet (Abb. 1). In der Regel sind die Beete ca. 100 m lang und 10 m breit. Jedes Beet weist entsprechend seines Höhenreliefs und Entwässerungsgrades ein charakteristisches Profil mit Beetmitte, Beetseite und Grüppenrand auf. Begrenzt werden diese Flächen landwärts in der Regel durch einen Deich und seeseitig durch die vorgelagerten Wattflächen.

Als untere Salzwiese wird nach BEEFTINK (1977) und DIERBEN et al. (1988) der Höhenbereich gekennzeichnet, der von knapp unter dem mittleren Tidehochwasser (MThw) bis zur Springtide-Hochwasserlinie reicht. Dieser Bereich wird hauptsächlich von Vegetationsbeständen des Puccinellion besiedelt. Die obere Salzwiese, in der in der Regel Bestände des Amerion vorherrschen, liegt laut Definition oberhalb der Springtide-Hochwasserlinie. Diese Bereiche werden nur bei Sturmfluten überflutet.

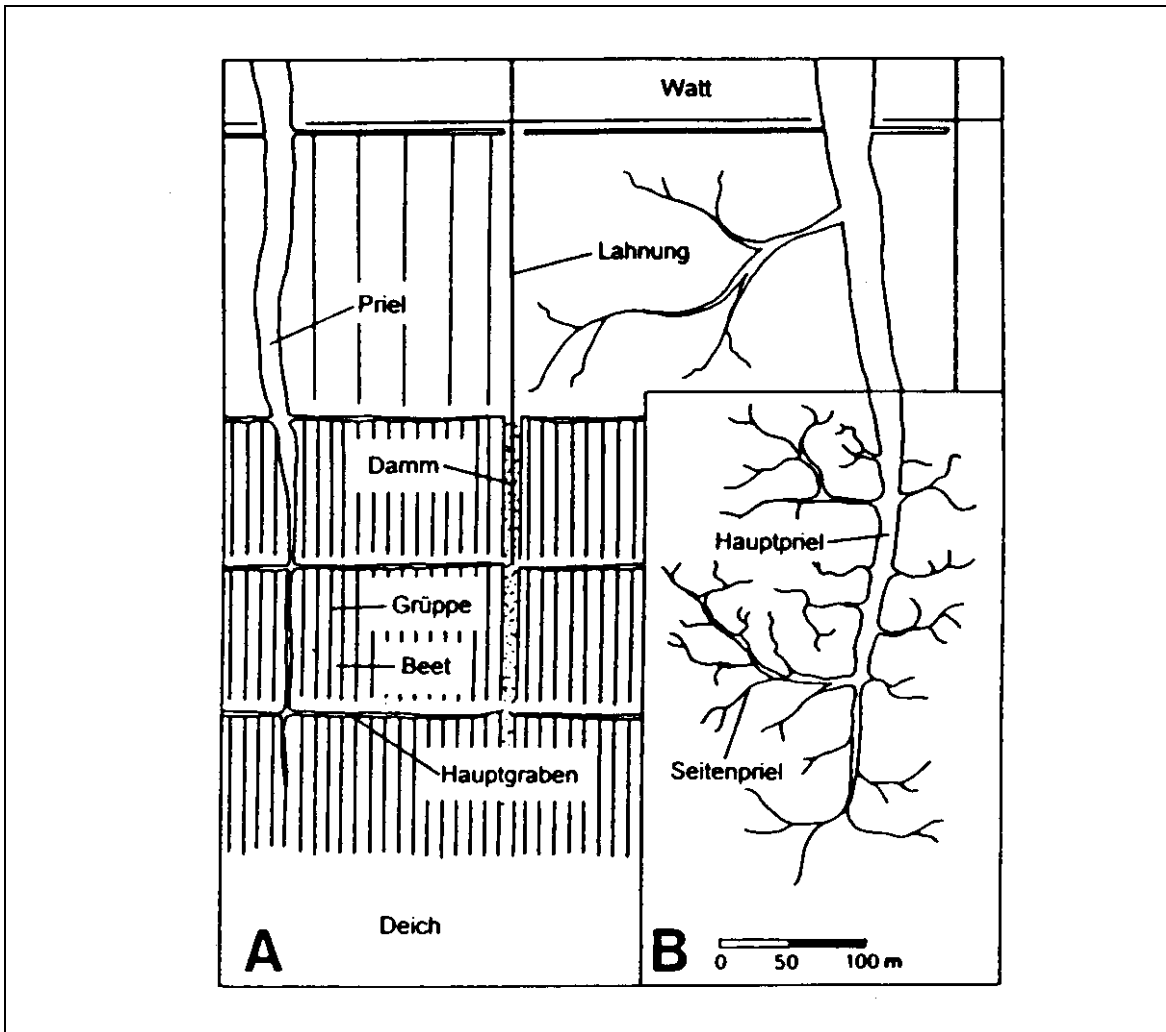


Abbildung 1: A: Künstliches Entwässerungssystem in einem geräuperten Vorland; B: Natürliches Prielsystem einer ungeräuperten Salzwiese (aus KIEHL & STOCK 1994).

Sönke-Nissen-Koog-Vorland

Die Salzwiesen des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes (SNK) liegen nördlich von Husum in Nordfriesland (Abb. 2) und werden als repräsentative Vorlandsalzrasen angesprochen (DIKEMA et al. 1984, DIKEMA 1987). Der Koog wurde um 1924 eingedeicht; die ältesten Salzwiesen sind derzeit also 76 Jahre alt. Sie weisen ein dichtes Netz von Entwässerungsgräben auf. Das Untersuchungsgebiet liegt etwa zwischen 1,80 und 2,15 m über NN mit einem MThw von 1,57 m über NN und einem Tidenhub von 3,27 m. Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland gibt es keinen

kontinuierlichen Höhengradienten von wattnahen zu deichnahen Flächen (KIEHL 1997). Die Überflutungshäufigkeit der Untersuchungsfläche hängt u.a. von der Höhenlage der jeweiligen Standorte ab. KIEHL (1997) gibt für 1,89 m über NN liegende Flächen 92 - 147 jährliche Überflutungen und bei 2,12 m über NN nur noch 47 - 93 Überflutungen an (1989 –1992). Das Gebiet wurde bis 1988 intensiv mit Schafen beweidet, im Mittel mit 3-4 Schafeinheiten/ha (KEMPF et al. 1987, STOCK et al. 1995). Seit 1988 ist die Untersuchungsfläche unbeweidet.

Friedrichskoog-Vorland

Die Salzwiesen des Friedrichskoog-Vorlandes (FK) liegen südlich der Meldorfer Bucht in Dithmarschen (Abb. 2). Die ältesten Bereiche sind nahezu doppelt so alt wie die Salzwiesen im Sönke-Nissen-Koog-Vorland, da der Koog um 1854 eingedeicht wurde. Auch hier handelt es sich um typische Vorlandsalzwiesen mit Entwässerungsgräben. Die Höhen der Untersuchungsflächen liegen zwischen 2,01 - 2,51 m über NN mit einem MThw von 1,59 m über NN und einem Tidenhub von 3,5 m. Die Überflutungshäufigkeit für diesen Höhenbereich über NN ist ähnlich wie im Sönke-Nissen-Koog-Vorland. Für 2,01 m über NN liegende Flächen wurden 66 - 115 und für 2,51 m über NN liegende Flächen wurden 14 - 46 Überflutungen pro Jahr (1989 - 1992) festgestellt (KIEHL 1997). Die Untersuchungsflächen wurden ebenfalls bis 1988 intensiv mit 3-4 Schafeinheiten/ha beweidet. Seit 1988 ist die Fläche unbeweidet. Nur gelegentlich dringen Schafe aus angrenzenden beweideten Parzellen in das Gebiet ein.

Untersuchungsgebiete:

Sönke-Nissen-Koog-Vorland
Friedrichskoog-Vorland

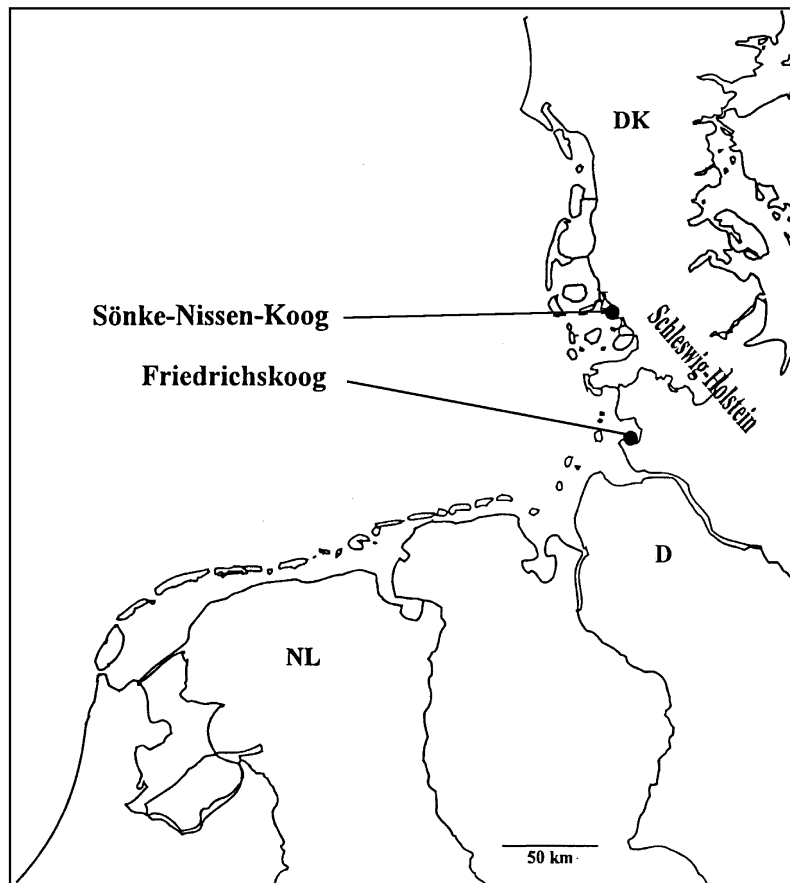


Abbildung 2: Lage der Untersuchungsgebiete and der schleswig-holsteinischen Westküste.

Flächenauswahl

Für die Untersuchungen wurden in beiden Untersuchungsgebieten je zwei Dominanzbestände der unteren sowie je zwei weitere Dominanzbestände der oberen Salzwiese ausgewählt. Im einzelnen waren dies im Sönke-Nissen-Koog-Vorland:

- *Puccinellia maritima* - untere Salzwiese
- *Atriplex portulacoides* - untere Salzwiese
- *Festuca rubra* - obere Salzwiese
- *Elymus athericus* - obere Salzwiese

und im Friedrichskoog-Vorland:

- *Puccinellia maritima* - untere Salzwiese
- *Festuca rubra* I - untere Salzwiese
- *Festuca rubra* II - obere Salzwiese
- *Elymus athericus* - obere Salzwiese

Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland befinden sich alle vier Dominanzbestände auf einem Beet. Die Untersuchungsflächen im Friedrichskoog-Vorland sind auf zwei Beete verteilt:

a) in Dominanzbeständen von *Puccinellia maritima* und *Festuca rubra* I,

b) in Dominanzbeständen von *Festuca rubra* II und *Elymus athericus*.

Genauere Angaben über die Lage der Untersuchungsflächen in den beiden Vorländern liefern die Abb. A1 und A2 im Anhang. Die einzelnen Dominanzbestände haben eine Mindestgröße von ca. 10 m² und weisen nie mehr als fünf Arten pro Fläche auf. Die jeweilige dominante Art ist mit einer Deckung von > 90 % vertreten (Tab. A3 und Tab. A4 im Anhang). Die Nomenklatur der Pflanzenarten erfolgt nach der Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands (WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998).

Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum

Da in den beiden Untersuchungsgebieten keine Meßstationen vorhanden waren, wurden die Temperatur- und Niederschlagsdaten der Stationen Wyk (Sönke-Nissen-Koog, Nordfriesland) und Helse (Friedrichskoog, Dithmarschen) des Deutschen Wetterdienst ausgewertet.

Der Untersuchungszeitraum war durch überdurchschnittlich hohe Temperaturen im Sommer 1997 und in der ersten Jahreshälfte 1998 gekennzeichnet (Abb. 3). Im Durchschnitt lagen die Temperaturen im August 1997 sowie im Januar, Februar und März 1998 deutlich über den langjährigen Monatsmitteltemperaturen. Nur im Oktober und November 1997 sowie im Juli und August 1998 lagen die Temperaturen geringfügig unter den langjährigen Mittelwerten. 1997 war es in Nordfriesland etwas wärmer als in Dithmarschen. In den ersten fünf Monaten von 1998 kehrte sich dieses Bild um oder die Temperaturen waren näherungsweise gleich (Februar). Im Juni und Juli war es wiederum in Nordfriesland etwas wärmer, und der August zeigte keine Temperaturdifferenzen.

Die Summe der monatlichen Niederschläge lag 1997 in beiden Gebieten ungefähr 235 mm unter den langjährigen Mittelwerten. 1998 lag die Summe der monatlichen Niederschläge in Dithmarschen mit 121 mm unter und in Nordfriesland mit 46 mm über den langjährigen Mittelwerten. Auffällig waren einerseits geringe monatliche Niederschlagssummen im August und November 1997 sowie im Mai 1998, andererseits hohe Werte im April, Juni und Juli 1998. Hierbei waren die Regenereignisse im April und Juni 1998 in Dithmarschen deutlich ergiebiger als in Nordfriesland und übertrafen die langjährigen Mittelwerte um über 100 % (Abb. 3).

2 Beschreibung der Untersuchungsgebiete

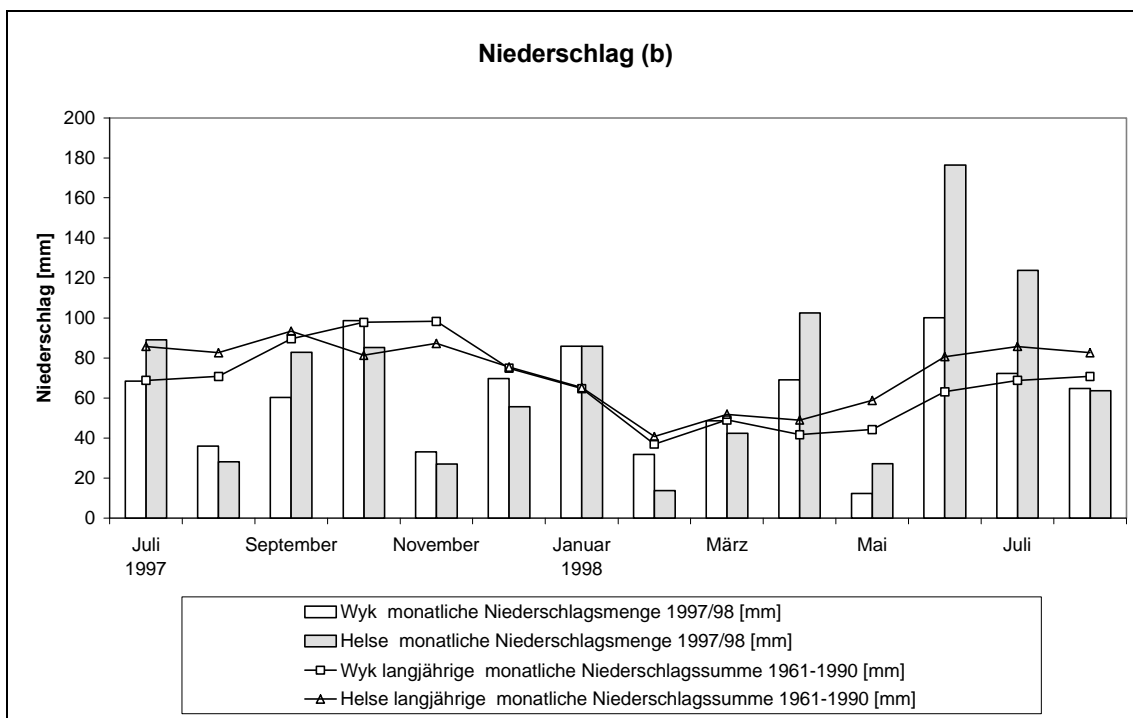
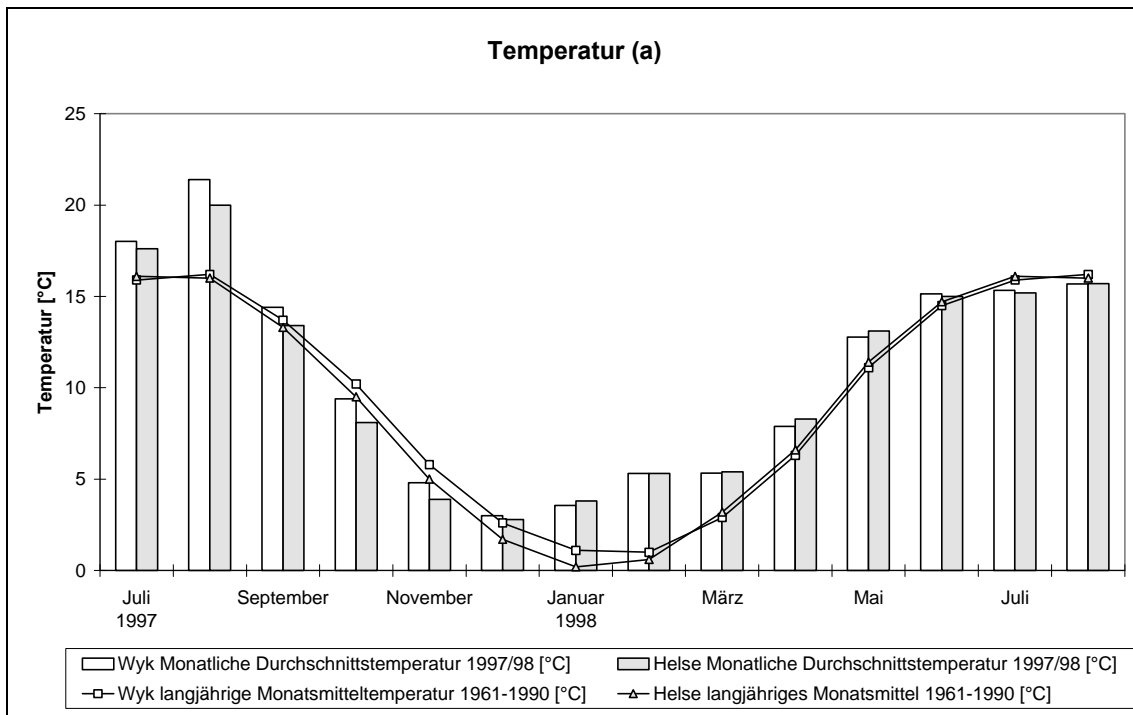


Abbildung 3: a) Mittlere monatliche Temperaturen und b) Niederschlagssummen im Untersuchungszeitraum im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten (1961 – 1990).

3 Methoden

Wie bereits in der Einleitung erwähnt, bestimmen die Faktoren Überflutungshäufigkeit und –dauer sowie der Faktor Temperatur (Boden) maßgeblich die abiotischen und biotischen Standortbedingungen in den Salzwiesen. In der vorliegenden Arbeit wurde der Einfluß dieser beiden Faktoren vor allem auf die Stickstoffnettomineralisation untersucht.

Als Mineralisation bezeichnet man den vollständigen Abbau organischer Substanz zu anorganischen Stoffen. Die Nachlieferung mineralischen Stickstoffs in Form von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ wird neben dem Eintrag durch Niederschlag und Staub durch Mikroorganismen im Boden gewährleistet. Im letzten Schritt der Mineralisation, der Ammonifikation, werden einfache organische Stickstoffverbindungen zu Ammonium metabolisiert (HAYNES 1986). Einer Anreicherung von Ammonium oder Ammoniak im Boden wirken sauerstoffbedürftige Nitrifikanten durch Oxidation dieser Stoffe zu Nitrat entgegen (Nitrifikation). Der Vorrat an Nitrat und Ammonium im Boden hängt ab von der Mineralisationsrate und von der Aufnahme durch Pflanzen und Mikroorganismen bzw. von Verlusten durch Denitrifikation und Auswaschung. Der Anteil an verfügbarem mineralischem Stickstoff ist in natürlichen Ökosystemen gering. In vielen nicht gedüngten Ökosystemen (70 – 80 %) wird der größte Anteil des pflanzenverfügbaren Stickstoffs durch die Mineralisation bereit gestellt (ROSSWALL & GRANHALL 1980, BERENDSE et al. 1987). Für Salzwiesen gilt dies ebenfalls: Die Stickstoff-Umwandlung ist die wichtigste Quelle für die Bereitstellung pflanzenverfügbaren Stickstoffs (u.a. ABD. AZIZ & NEDWELL 1977, BAKKER et al. 1993, WIJNEN 1999). Die Rate der Stickstoffnettomineralisation, also der Überschuß an Mineralstickstoff nach Abzug des Eigenbedarfs der Mikroorganismen, drückt aus, mit welcher Geschwindigkeit der Rückfluß im biologischen Stickstoffkreislauf des Ökosystems erfolgen kann. Sie ist ein Maß für die Stickstoff-Versorgung der Pflanzen. Der Umfang der Stickstoffnettomineralisation ist von der Menge und der Zusammensetzung des zur Verfügung stehenden organischen Materials sowie von den im Boden befindlichen Ammonium- und Nitratgehalten ebenso abhängig wie vom Bodenwassergehalt, der Temperatur, der Durchlüftung, dem pH-Wert und der Zusammensetzung der Mikroflora (LARCHER 1994). Material mit einem weiten C/N-

Verhältnis wird beispielsweise langsamer mineralisiert als organische Substanz mit einem hohen Stickstoffanteil.

In Salzwiesen überwiegt die Mineralisation gegenüber der Humifizierung, also der Umwandlung organischer Substanz zu Huminstoffen (BEEFTINK 1977). Da die Mikroflora in Salzwiesen an hohe bzw. stark schwankende Salinitäten adaptiert ist, führen hohe Salzkonzentrationen in der Regel nicht zu einer Hemmung der Mineralisation (ROZEMA et al. 1977, SCHERFOSE 1987). Nach KUSCHNER (1978) und SHILO (1979) sind Halobakterien oft euryhalin und vertragen Salzkonzentrationen von bis zu 5 Mol.

Um den Einfluß der oben genannten abiotischen Faktoren auf die Stickstoffmineralisation zu erfassen, wurden zunächst die Stickstoffmineralisationsraten unter den Dominanzbeständen (obere/untere Salzwiese) bestimmt. Anhand von Experimenten wurden klimatisch bedingte Veränderungen simuliert. Aus dem Vergleich der Ergebnisse der in situ- und der experimentellen Untersuchungen können so die nötigen Schlußfolgerungen gezogen werden.

3.1 Charakterisierung der Standorte

3.1.1 Höhengivellement und Überflutungshäufigkeit

Im Friedrichskoog-Vorland wurden vom Amt für ländliche Räume (ALR) Heide punktgenaue Höhenmessungen in den Probenentnahmeflächen durchgeführt. Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland wurden anhand eines vom Amt für ländliche Räume (ALR) Husum eingemessenen Punktes die Höhenlage der Untersuchungsflächen über NN ermittelt. Die Vermessung wurde mit einem Nivelliergerät Ni 32 der Firma Zeiss durchgeführt.

Um die Überflutungshäufigkeit zu bestimmen, wurden zum einen Daten der jeweils nächstgelegenen Pegel, die vom ALR Husum bzw. ALR Heide zur Verfügung gestellt wurden, ausgewertet und zum anderen eigene Daten erhoben. Der Pegel Sönke-Nissen-Siel befindet sich etwa 5 km nördlich von den Untersuchungsflächen im Sönke-Nissen-Koog-Vorland. Der Bezugspegel für das Friedrichskoog-Vorland

liegt im Hafen von Friedrichskoog etwa 4 km von den Untersuchungsflächen entfernt. Neben der Anzahl der Überflutungen im gesamten Untersuchungszeitraum wurden auch die Überflutungshäufigkeiten in den zehn Tagen vor den Probenahmen anhand der amtlichen Pegeldaten berechnet. Die Angaben zum langjährigen MThw beziehen sich auf Daten der ALR Husum und Heide für den Zeitraum 1981-1990.

Um differenzierte Aussagen über das Überflutungsgeschehen in den Untersuchungsflächen machen zu können, wurden mit Pegeldataloggern für Relativdruck und Temperatur (Dklog 200, Driesen + Kern, Bad Bramstedt, Deutschland) eigene Daten zur Überflutungsdynamik erhoben. Die Datalogger wurden in den unteren Bereichen der Untersuchungsflächen plaziert (FK 2,01 m bzw. SNK 1,89 m über NN). Temperaturabhängige Druckabweichungen wurden automatisch intern (in den Loggern) korrigiert.

3.1.2 Bodenkundliche Untersuchungen

Zur Beschreibung der Böden wurden **Bodenprofile** anhand von Bohrkernen in unmittelbarer Nähe der Untersuchungsflächen angesprochen. Bis ca. 50 cm Tiefe wurden die Bohrkern mit einem speziell konstruierten "Marschenlöffel" entnommen, der im Vorland eine einfache Entnahme und Ansprache ungestörter Proben gestattet. Für tiefere Bodenschichten wurde ein Pürckhauer-Bohrer verwendet. Folgende Parameter wurden nach der Kartieranleitung von SCHLICHTING et al. (1995) im Gelände erhoben: Bodenart, Bodenfarbe und Farbverteilung (Munsell-Farbtafeln), Durchwurzelungsgrad, Eisen- und Manganverbindungen und Carbongehalt. Die Bezeichnung der Bodenhorizonte richtet sich nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1994).

Um die **Stickstoffdynamik** sowie die **Nettomineralisationsraten** im Jahresgang zu charakterisieren, wurden im Untersuchungszeitraum regelmäßig alle sechs Wochen Bodenproben genommen. In jedem Dominanzbestand wurden zehn Parallelproben genommen. Diese Proben wurden auf ihren Wasser- und Stickstoffgehalt (Ammonium, Nitrat und Gesamtstickstoff) sowie auf das C/N-Verhältnis und den Gehalt an organischer Substanz hin untersucht.

Die **Bodenwassergehalte** wurden gravimetrisch bestimmt. Die frischen Proben wurde gewogen, bei 65°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und erneut gewogen. Aus der Differenz wurde der Wassergehalt in Gewichtsprozent bezogen auf das Frischgewicht berechnet.

Zur Bestimmung der **aktuellen Stickstoffgehalte** wurden die Bodenproben nach der Probenahme gekühlt und innerhalb von maximal 36 h frisch extrahiert (SCHARPF 1977). Der Boden einer Probe wurde grob mit einem Löffel zerkleinert und vermischt; 20 g der Probe wurden mit 80 ml 1 n KCL versetzt. Danach wurden die Proben 1 h geschüttelt, zentrifugiert und bis zur Messung tiefgefroren. Aus den Bodenextrakten wurden Ammonium und Nitrat an einem Rapid flow analyser (RFA) der Firma *Alpkem* photometrisch bestimmt. Die ermittelten Gehalte werden in kg N ha⁻¹ angegeben.

Die Untersuchungen zur **Stickstoffnettomineralisation** wurden als Gelände-Inkubationsversuche durchgeführt. Die Probenahme erfolgte mit PVC-Zylinder von 15 cm Länge und einem Durchmesser von 5 cm. Damit können weitgehend ungestörte Bodensäulen von 10 cm Höhe ausgestochen werden. Für die Inkubation wurden die PVC-Zylinder unten und oben mit lichtundurchlässigen Deckeln versehen und sechs Wochen im Boden inkubiert. 5 cm unter ihrer Oberkante sind die Zylinder mit vier Löchern versehen, so daß eingedrungenes Wasser nach einer Überflutung wieder ablaufen kann. An jedem Standort wurden zehn Probenpaare genommen. Ein Rohr pro Paar wurde gekühlt ins Labor gebracht, das andere an der Entnahmestelle wieder inkubiert. Um den Stickstoff-Entzug durch Pflanzen soweit wie möglich zu verhindern, wurden vor dem Einstich alle oberirdischen Pflanzenteile entfernt. Aus der Differenz zwischen den ermittelten Stickstoffgehalten zum Zeitpunkt der Probenahme und nach der sechswöchigen Inkubation wurden die Nettomineralisationsraten bzw. die jährlichen Nachlieferungsraten (kg N ha⁻¹ a⁻¹) berechnet.

Zur Ermittlung des **C/N-Verhältnisses** wurde ein Teil der getrockneten Bodenproben in einer Kugelschwingmühle staubfein gemahlen und in einem C/N-Analyser der Firma *Elementar* gemessen. Berechnet wurden der Anteil des Stickstoffs und des Kohlenstoffs in Gewichtsprozenten bezogen auf das Trockengewicht sowie das Verhältnis der beiden Elemente zueinander. Der Gehalt

an organischer Substanz in den Böden wurde bestimmt, indem ein Teil der Probe bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und gemahlen sowie abschließend in einem Muffelofen bei 580° C verascht und nach Abkühlung im Exsikkator gewogen wurde. Der Anteil organischer Substanz wird in Gewichtsprozent des Trockengewichtes angegeben.

Zur Bestimmung des **Chloridgehaltes** wurden die Bodenproben bei 65° C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und gemahlen. Jeweils 5 g Boden wurden mit 40 ml Bidest 1 h geschüttelt und diese Suspension für fünf Minuten bei 10000 U/min in einer Kühlzentrifuge bei 4° C zentrifugiert. Um Huminstoffe zu entfernen, wurde der Überstand über zwei C₁₈ – Kartuschen (Baker spe 7020-03) gereinigt. Nach Entgasung des Filtrats fand die Analyse der Proben an einem Ionenchromatographen der Firma Sykam statt. Die Angaben des Chloridgehaltes erfolgen in mg Cl pro 100 g Frischgewicht.

Um den Einfluß der **Bodentemperatur** auf die Mineralisationsrate zu erfassen, wurde die Temperatur des Oberbodens (0–10 cm) mit Temperaturfühlern der Firma *Synotech* alle 15 Minuten gemessen. Pro Dominanzbestand stand ein Logger zur Verfügung. Für die Auswertung und Darstellung wurden diese Daten dann zu Tages- und Monatsmittelwerten zusammengefaßt.

3.2 Experimente

3.2.1 Potentielle Mineralisationsrate

Um den Einfluß von Temperaturänderungen auf die Stickstoffmineralisationsrate zu untersuchen, wurde zum einen die potentielle Mineralisationsrate bei 25 °C gemessen sowie zusätzlich Inkubationsversuche bei 5° C und 15° C durchgeführt. Hierfür wurden pro Dominanzbestand im Juni 1998 jeweils fünf Bodenproben in Brutschränken bei den angegebenen Temperarturen und 85 % Luftfeuchtigkeit für sechs Wochen inkubiert. Danach wurden die Proben wie in Kapitel 3.1.2 (Stickstoffnettomineralisation) angegeben, aufgeschlossen und die Ammonium- und Nitratgehalte bestimmt.

3.2.2 Temperaturerhöhung

Der Einfluß einer Temperaturerhöhung auf die Stickstoffnettomineralisation wurde mit Hilfe von Brutschrankversuchen untersucht. In diesen Versuchen wurden an zwei Terminen im Jahresgang pro Standort fünf Bodenproben mit Hilfe der Inkubationszylinder genommen und für sechs Wochen bei Temperaturen, die jeweils um 2° C wärmer waren als die jeweilige mittlere monatliche Temperatur, bei 85 % Luftfeuchte im Brutschrank inkubiert (Kap. 3.2.1). Die weitere Bearbeitung der Proben und die Bestimmung der Ammonium- und Nitratgehalte erfolgte wie unter 3.1.2 angegeben.

3.2.3 Freiland-Experiment

Unter der Annahme, daß die Überflutungshäufigkeit als Folge einer Klimaveränderung steigt, ist eine veränderte Stickstoffmineralisationsrate zu erwarten. Um dies zu überprüfen, wurden Bodenproben aus der oberen bzw. unteren Salzwiese reziprok vertauscht. Dazu wurden im Friedrichskoog-Vorland jeweils zehn Inkubationszylinder aus dem *Festuca*-II Dominanzbestand (obere Salzwiese) und dem *Puccinellia*-Dominanzbestand (untere Salzwiese) vertauscht. Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland wurden jeweils zehn Inkubationszylinder aus dem *Festuca*-Dominanzbestand (obere Salzwiese) und dem *Atriplex*-Dominanzbestand (untere Salzwiese) vertauscht. In beiden Fällen wurden die Proben für sechs Wochen im Gelände inkubiert. Die Proben wurden wie in Kapitel 3.1.2 beschrieben, weiter bearbeitet und die Ammonium und Nitratgehalte bestimmt.

3.2.4 Klimakammer-Experiment

Die in diesem Experiment untersuchten Parameter sollten die Verbindung zwischen den Ergebnissen aus den bodenkundlichen Freiland-Untersuchungen und den Experimenten zeigen. Der Einfluß einer Temperaturerhöhung auf das Wachstum bzw. den Phytomassezuwachs sollen hier exemplarisch an *Puccinellia maritima* Pflanzen gezeigt werden.

Anfang Juni 1998 wurden 64 Monolithe mit *Puccinellia maritima* aus dem Sönke-Nissen-Koog-Vorland mit Hilfe von PVC-Zylindern (Höhe: 15 cm, Durchmesser 7 cm) ausgestochen. Diese Zylinder wurden samt Inhalt gewogen. Die Länge der

intakten Bodensäule wurde bestimmt, um das Bodenvolumen der jeweiligen Zylinder zu berechnen. Bis zum Versuchsbeginn am 1.7.1998 standen die Zylinder in einer Klimakammer bei 15° C und einem Tag/Nacht Rhythmus von 14 zu 8 Stunden. Während dieser Zeit wurden sie zwei mal wöchentlich mit 40 ml Regenwasser gegossen.

Vor Versuchsbeginn wurde die oberirdische Biomasse aller Zylinder geerntet, bis zur Gewichtskonstanz bei 65° C getrocknet, gemahlen und das C/N Verhältnis bestimmt (Kap. 3.1.2). Um den Boden zu charakterisieren, wurden von fünf zufällig ausgewählten Zylindern der Stickstoffgehalt, das C/N Verhältnis, die organische Substanz sowie der Wasser- und Chloridgehalt bestimmt (Kap. 3.1.2).

Am 1.7.1998 wurden die Pflanzen in den Zylinder auf drei Klimakammern mit unterschiedlichen Temperaturen (15° C, 18° C, 21° C) verteilt. 15° C entspricht dabei ungefähr der mittleren sommerlichen Durchschnittstemperatur und kann daher als Kontrolle gelten. Da die Lichtqualität und -intensität der drei Klimakammern voneinander abweichen, wurden die Pflanzen nach jeweils vier Wochen zwischen den Klimakammern getauscht. Während des Versuches wurden die Pflanzen zwei mal wöchentlich abwechselnd mit 40 ml Regenwasser und einer Nährlösung (verändert nach JOHNSON et al. 1957, DAHL 1995) bzw. mit Salzwasser einer Konzentration von 3,3 % (Nordseekonzentration) und Nährlösung mit Salz gegossen. Nach 12 Wochen wurde von allen Proben die oberirdische Biomasse geerntet. Das Trockengewicht und das C/N-Verhältnis wurden bestimmt. Der Stickstoffgehalt, das C/N Verhältnis, die organische Substanz sowie der Wasser- und Chloridgehalt im Boden wurden ebenfalls ermittelt (Kap. 3.1.2).

3.3 Statistische Auswertung

Für die statistische Auswertung wurde das Programm Statistika 5.1 (STATSOFT, INC. 1984 - 1997) verwendet. Zunächst wurden die auszuwertenden Daten auf Normalverteilung und Homogenität der Varianzen geprüft. Dazu wurden der Shapiro-Wilk's-Test und der Cochran-Test als wirksamste Routine-Tests verwendet (UNDERWOOD 1981, LOZÁN 1992). Leichte Abweichungen von der Normalverteilung wurden akzeptiert, da die Varianzanalyse bei großen Datenmengen robust gegen solche Verletzungen der Prämisse ist (UNDERWOOD 1981, BACKHAUS et al. 1994).

Unterschiede zwischen den experimentellen Faktoren wurden in der Regel mit mehrfaktoriellen Varianzanalysen getestet. Bei signifikanten Unterschieden wurde der Tukey-Test verwendet. Für alle Auswertungen wurde eine Signifikanzgrenze von $p < 0,05$ (5% Irrtumswahrscheinlichkeit) angenommen. In Tabellen und Abbildungen wurden folgende Signifikanzstufen verwendet: $p < 0,05$: *, $p < 0,01$: **, $p < 0,001$: ***, n.s.: nicht signifikant.

Der Einfluß von Niederschlag und Überflutung auf die Bodenfeuchte bzw. auf den Chloridgehalt des Bodens wurde mit der Spearman-Rangkorrelation berechnet, da diese Daten von der Normalverteilung abweichen (LOZÁN 1992). Der Zusammenhang zwischen der Chloridkonzentration im Boden und der Bodenfeuchte wurde mit Hilfe der Pearson'schen Produkt Moment Korrelation (Pearson's r) berechnet.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Standortcharakterisierung

4.1.1 Höhennivellement und Überflutungshäufigkeit

Die punktgenauen Höhenmessungen im Sönke-Nissen-Koog-Vorland zeigen, daß die Untersuchungsflächen zwischen 1,89 m und 2,12 m über NN bzw. 0,32 m und 0,55 m über MThw liegen. Auf Basis der amtlichen Pegeldata ergeben sich damit je nach Höhenlage zwischen 96 und 38 Überflutungen im Untersuchungszeitraum. Im Friedrichskoog-Vorland liegen die Untersuchungsflächen zwischen 2,01 m und 2,51 m über NN bzw. 0,42 m und 0,92 m über MThw. Hier ergibt sich eine deutlich geringere Anzahl der Überflutungen. Für die untere Salzwiese wurden 65 bzw. 42 und für die obere Salzwiese 18 bzw. 17 Überflutungen im Untersuchungszeitraum berechnet (Tab. 1). In den Herbst- und Wintermonaten waren die häufigsten Überflutungen festzustellen, wobei die Anzahl der Überflutungen in beiden Gebieten von November 1997 bis Januar 1998 niedrig war (Abb. 4a, 5a). Die Anzahl der Überflutungen zwischen den Probenahmeterminen und vor allem in den letzten zehn Tagen vor der Beprobung waren für die weitere Auswertung von Bedeutung; sie sind in den Abbildungen 4 und 5 dargestellt. In beiden Gebieten waren die Überflutungshäufigkeiten in den zehn Tagen vor den Probennahmen stets deutlich geringer als zwischen den Terminen. Für das Friedrichskoog-Vorland konnten insgesamt nur sehr wenige Überflutungsereignisse ermittelt werden: für die Bereiche der unteren Salzwiese an den Terminen im Januar, Februar und im Juni und für die obere Salzwiese nur am Januar-Termin. Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland wurden im Untersuchungszeitraum für die untere Salzwiese an sieben Terminen Überflutungsereignisse berechnet und für die obere Salzwiese an drei Terminen.

Tabelle 1: Höhenlage und Überflutungshäufigkeiten der Untersuchungsflächen im Untersuchungszeitraum (7.7.1997 – 3.8.1998) errechnet aus Daten der amtlichen Pegel.

Koog	Dominanzbestand	Höhe über NN	Höhe über MThw	Überflutungen ¹
FK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	2,01 m	0,42 m	65
FK	<i>Festuca rubra</i> I ∇	2,15 m	0,56 m	42
FK	<i>Festuca rubra</i> II	2,46 m	0,87 m	18
FK	<i>Elymus athericus</i>	2,51 m	0,92 m	17
SNK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	1,89 m	0,32 m	96
SNK	<i>Atriplex portulacoides</i> ∇	1,91 m	0,34 m	89
SNK	<i>Festuca rubra</i>	2,04 m	0,47 m	49
SNK	<i>Elymus athericus</i>	2,12 m	0,55 m	38

¹ Quelle: Pegeldaten des ALR Husum bzw. Heide

∇: untere Salzwiese, : obere Salzwiese

Eigene Erhebungen der Überflutungshäufigkeiten wichen stark von den Werten der amtlichen Pegel ab (Tab. 2). Auffällig ist, daß alle im Gelände gemessenen Überflutungshäufigkeiten im Frühjahr 1998 (Februar bis April) niedriger und im Sommer 1998 bzw. Herbst 1997 höher waren als die aus den Pegeldaten errechneten Werte (mit Ausnahme der oberen Salzwiese im Friedrichskoog-Vorland) (Tab. 2).

Tabelle 2: Vergleich der Überflutungshäufigkeiten aus amtlichen Pegeldaten (Pegel) mit erhobenen Daten (Logger).

Zeitraum	FK	untere Salzwiese		obere Salzwiese	
		<i>Puccinellia maritima</i>	<i>Festuca rubra</i> I	<i>Festuca rubra</i> II	<i>Elymus athericus</i>
16.2.1998 -	Logger	11	9	2	2
16.4.1998	Pegel	15	10	5	5
17.6.1998 -	Logger	15	8	1	1
25.8.1998	Pegel	5	2	1	1

Zeitraum	SNK	<i>Puccinellia maritima</i>	<i>Atriplex portulacoides</i>	<i>Festuca rubra</i>	<i>Elymus athericus</i>
		17.9.1997 -	Logger	18	17
9.10.1997	Pegel	8	7	6	3
27.2.1998 -	Logger	5	5	2	2
5.3.1998	Pegel	12	12	9	8
12.4.1998 -	Logger	5	5	2	2
26.4.1998	Pegel	8	8	6	6

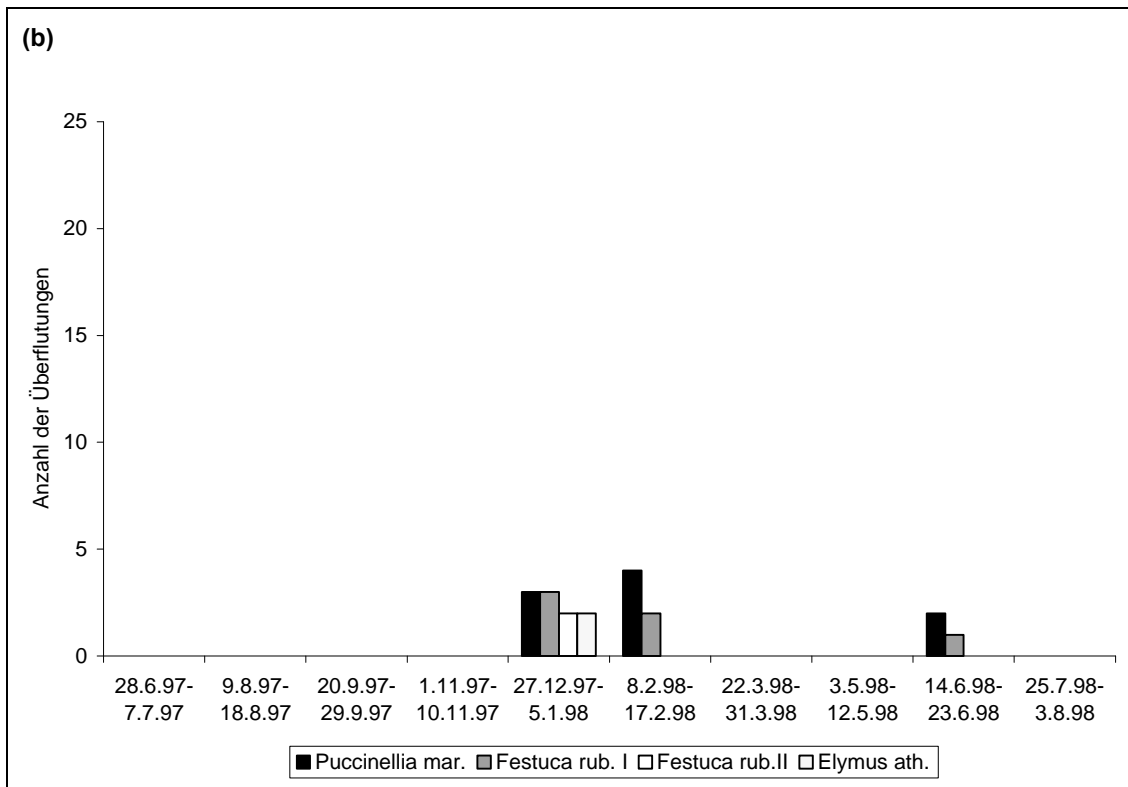
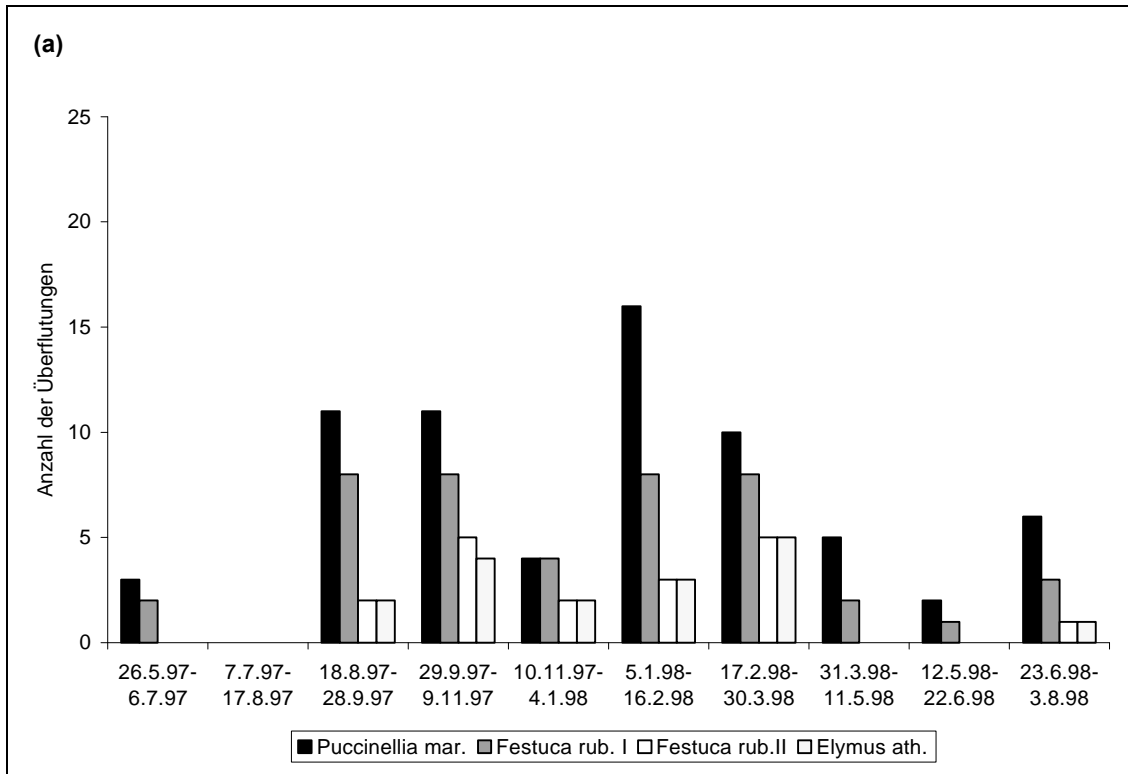


Abbildung 4: Anzahl der Überflutungen a) zwischen den Beprobungsterminen und b) in den letzten zehn Tagen vor der Probennahme im Friedrichskoog-Vorland.

4 Ergebnisse und Diskussion

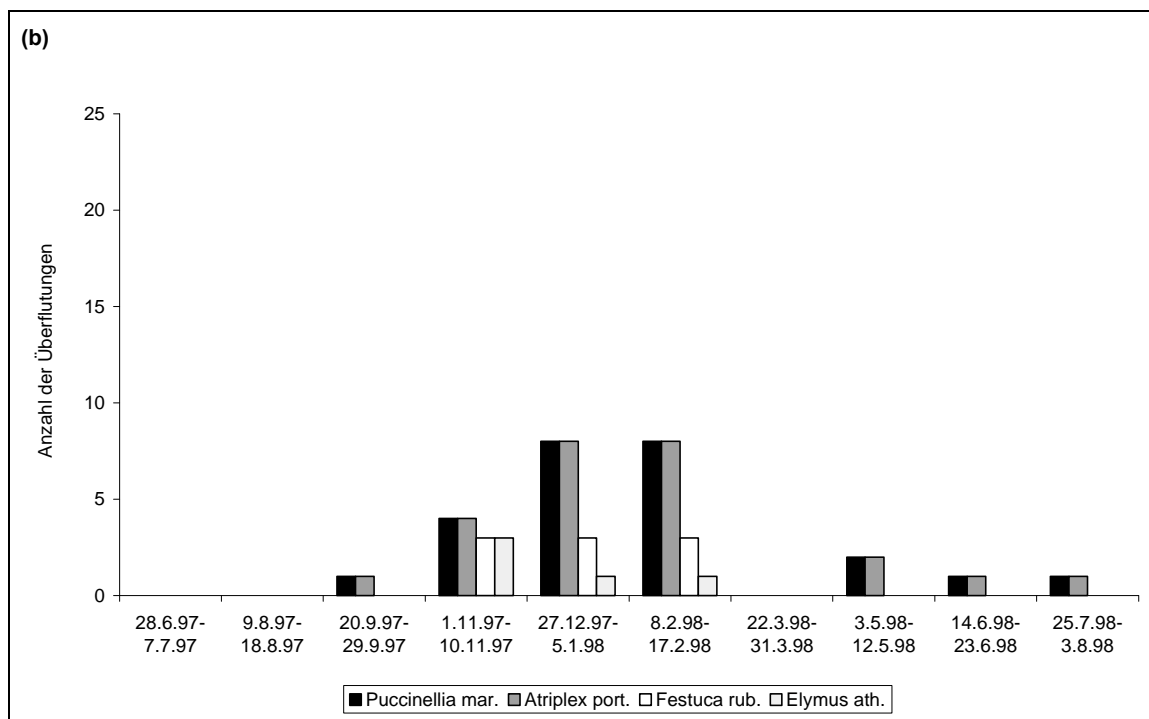
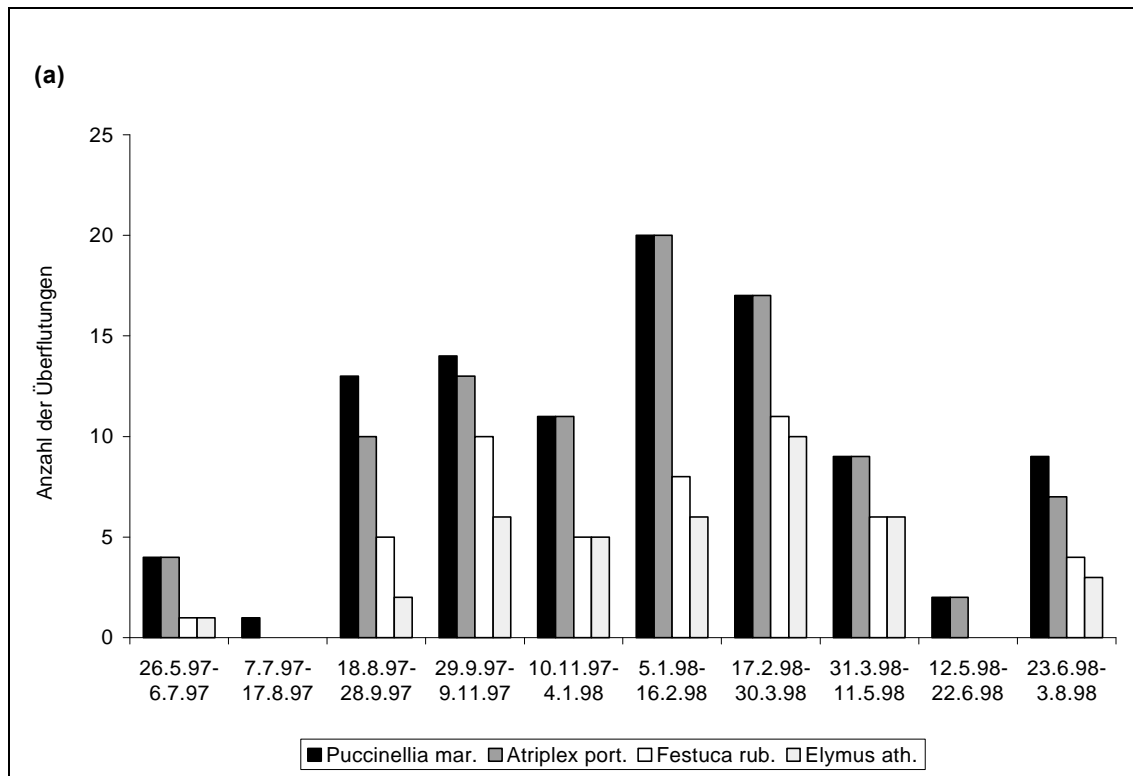


Abbildung 5: Anzahl der Überflutungen a) zwischen den Beprobungsterminen und b) in den letzten zehn Tagen vor der Probennahme im Sönke-Nissen-Koog-Vorland.

4.1.2 Bodenprofile

Die untersuchten Böden der beiden Vorländer zeigen eine für Salzwiesen typische Horizontabfolge: Ah – GoAh - Go – Gr (Tab. A 1 und Tab. A 2 im Anhang, auch HORN & ZHANG 1995, SCHLICHTING et al. 1995, EISCHEID et al. 1998). Zwischen dem Go- und Gr-Horizont kommen z.T. auch Übergangshorizonte (Gro – Gor) vor. Die Böden des Friedrichskoog-Vorlandes enthalten höhere Feinsand- und geringere Tonanteile als die Böden des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes. Als Bodenarten traten im Friedrichskoog-Vorland schluffig-lehmiger Sand, sandig-lehmiger Schluff und sandiger Schluff auf. Die Böden waren meist carbonathaltig (2-5 %) (Tab. A1 im Anhang) und zeigten eine typische Sturmflutschichtung aus fein- und grobkörnigen Sedimentablagerungen. Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland findet man schluffig-tonigen Lehm, tonigen Schluff, tonigen Lehm und lehmigen Ton als Bodenarten (HORN & ZHANG 1995, EISCHEID et al. 1998). Die Carbonatgehalte waren ähnlich wie im Friedrichskoog-Vorland (Tab. A1 im Anhang).

4.1.3 Bodentemperaturen unter den Dominanzbeständen

Die Oberbodentemperaturen (0-10 cm) unter den Dominanzbeständen zeigten an beiden Standorten einen typischen jahreszeitlichen Verlauf. Im Juli und August 1997 wurden unter allen Beständen die höchsten Temperaturen ermittelt. Sie lagen im Friedrichskoog-Vorland zwischen 17,7 und 20,6° C und im Sönke-Nissen-Koog-Vorland zwischen 16,7 und 21,1° C (Abb. 6). Die niedrigsten Temperaturen wurden im Januar 1998 festgestellt. Sie lagen im Sönke-Nissen-Koog-Vorland zwischen 1,0 und 1,5° C und im Friedrichskoog-Vorland zwischen 1,8 und 2,3° C. Insgesamt sind die Temperaturen im Sönke-Nissen-Koog-Vorland immer etwas niedriger als im Friedrichskoog-Vorland. Von März bis Juni 1998 lagen die Bodentemperaturen unter dem *Elymus athericus*-Dominanzbestand im Friedrichskoog-Vorland signifikant unter den Werten der übrigen Flächen.

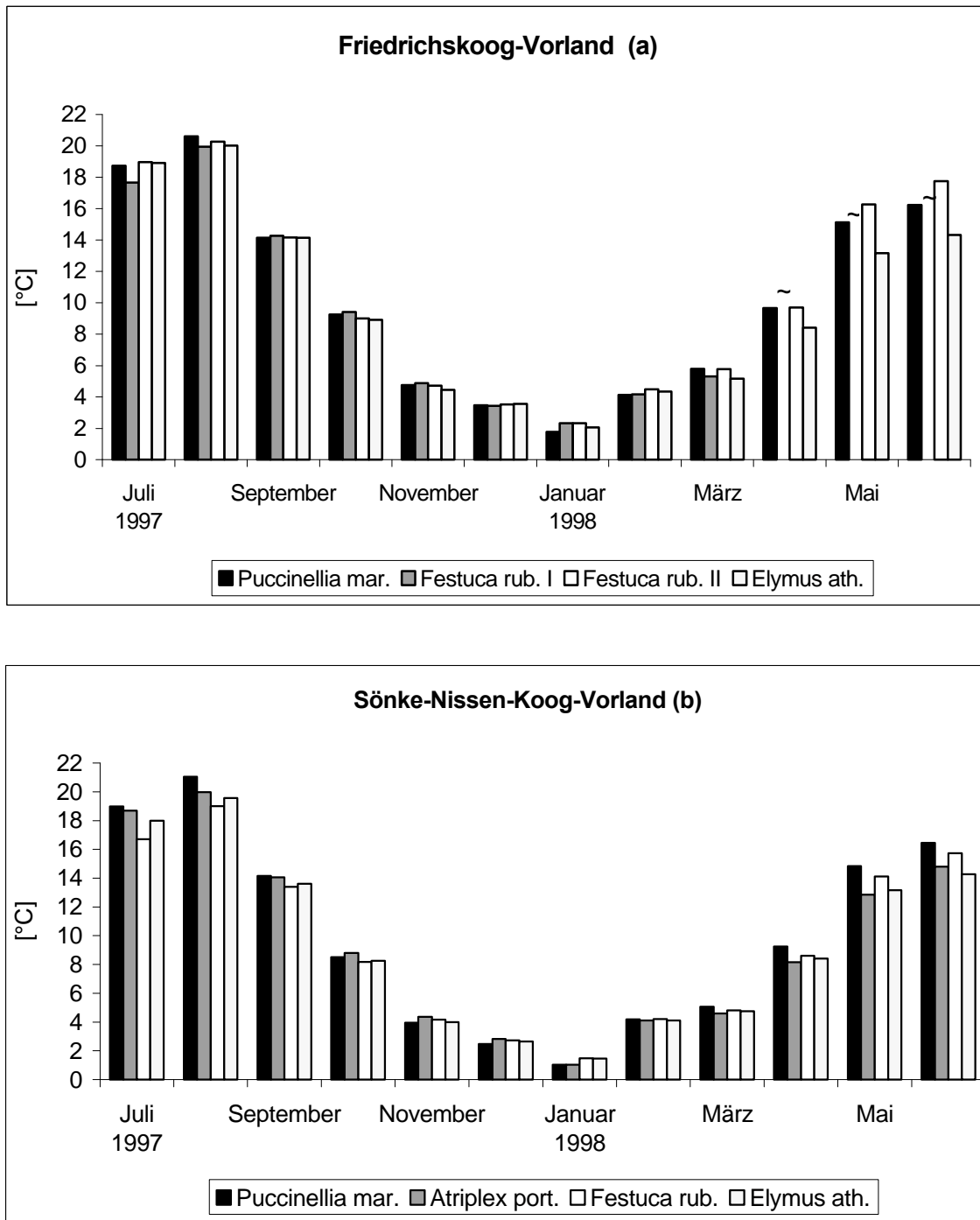


Abbildung 6: Monatsmittel der Bodentemperaturen in 0-10 cm Tiefe
a) Friedrichskoog-Vorland, b) Sönke-Nissen-Koog-Vorland
 ~: keine Daten.

4.1.4 Bodenwassergehalte

Die Böden im Sönke-Nissen-Koog-Vorland waren generell feuchter als die Böden im Friedrichskoog-Vorland. Die Unterschiede zwischen den Bodenwassergehalten der unteren bzw. oberen Salzwiese sind in Tab. 3 dargestellt.

Tabelle 3: Vergleich der Bodenwassergehalte in % Frischgewicht zwischen dem Friedrichskoog-Vorland (FK) und dem Sönke-Nissen-Koog-Vorland (SNK).

Dominanzbestand	FK	SNK	Signifikanz
<i>Puccinellia maritima</i> ∇	33,6	38,8	*
<i>Festuca rubra</i> I bzw. <i>Atriplex portulacoides</i> ∇	32,1	35,5	n.s.
<i>Festuca rubra</i> II / <i>Festuca rubra</i>	29,2	34,6	*
<i>Elymus athericus</i>	28,5	30,9	n.s.
Mittelwert aller Proben pro Vorland	30,2	34,9	*

Gemittelte Werte pro Dominanzbestandes über den gesamten Untersuchungszeitraum

∇: untere Salzwiese, : obere Salzwiese

Signifikanzstufen: * = $p < 0,05$, n.s. = nicht signifikant.

Die Bodenfeuchte wies im Sönke-Nissen-Koog-Vorland eine größere Amplitude auf als im Friedrichskoog-Vorland (Tab. 4). In beiden Gebieten war eine jahreszeitliche Dynamik der Bodenwassergehalte zu erkennen (Abb. 8). Im Friedrichskoog-Vorland waren die Werte im Juli 1997 am niedrigsten und im Januar mit über 40 % am höchsten. Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland schwankten die Bodenwassergehalte im Jahresgang stärker. Die geringsten Werte waren im Juli bzw. November 1997 und die höchsten Werte im Januar bzw. Februar 1998 festzustellen (Tab. 4).

Tabelle 4: Bodenwassergehalte in % des Frischgewichts im Friedrichskoog-Vorland und Sönke-Nissen-Koog-Vorland.

	Friedrichs-Koog-Vorland				Sönke-Nissen-Koog-Vorland			
	Min	Datum	Max	Datum	Min	Datum	Max	Datum
<i>Puccinellia maritima</i> ∇	16,2	7.7.97	42,9	5.1.98	30,0	30.3.98	43,5	5.1.98
<i>Atriplex portulacoides</i> ∇					21,4	10.11.97	42,4	7.7.97
<i>Festuca rubra</i> I ∇	18,9	7.7.97	40,0	5.1.98				
<i>Festuca rubra</i>					21,1	7.7.97	45,1	5.1.98
<i>Festuca rubra</i> II	15,0	7.7.97	38,4	5.1.98				
<i>Elymus athericus</i>	13,6	18.8.97	38,3	5.1.98	16,5	7.7.97	38,2	16.2.98

∇: untere Salzwiese, : obere Salzwiese

Es konnten keine signifikanten Korrelationen zwischen der Bodenfeuchte und der Niederschlagssumme in den zehn Tagen vor der Probenahme festgestellt werden. Die Anzahl der Überflutungen korreliert weder zwischen den Probenahmeterminen noch in den letzten zehn Tagen vor der Probenahme signifikant mit diesem Parameter. Dennoch ist zu erkennen, daß die Bodenwassergehalte von den Niederschlagsmengen und Überflutungshäufigkeiten beeinflusst wurden (Tab. 5).

Alle Korrelationen bzw. Berechnungen der Überflutungshäufigkeiten wurden mit den Pegeldaten durchgeführt.

Tabelle 5: Korrelationen zwischen dem Wassergehalt und der Anzahl der Überflutungen bzw. der Niederschlagssummen in den letzten zehn Tagen vor der Probenahme.

	Friedrichskoog-Vorland		Sönke-Nissen-Koog-Vorland	
	H ₂ O vs. Überflutung r_s	H ₂ O vs. Niederschla g r_s	H ₂ O vs. Überflutung r_s	H ₂ O vs. Niederschla g r_s
<i>Puccinellia maritima</i> ∇	0,11	0,1	0,18	0,15
<i>Festuca rubra</i> I / <i>Atriplex portulacoides</i> ∇	0,29	0,09	-0,01	0,5
<i>Festuca rubra</i> II / <i>Festuca rubra</i>	0,29	0,31	0,57	0,33
<i>Elymus athericus</i>	0,29	0,28	0,65	0,37

r_s : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient
 ∇: untere Salzwiese, : obere Salzwiese

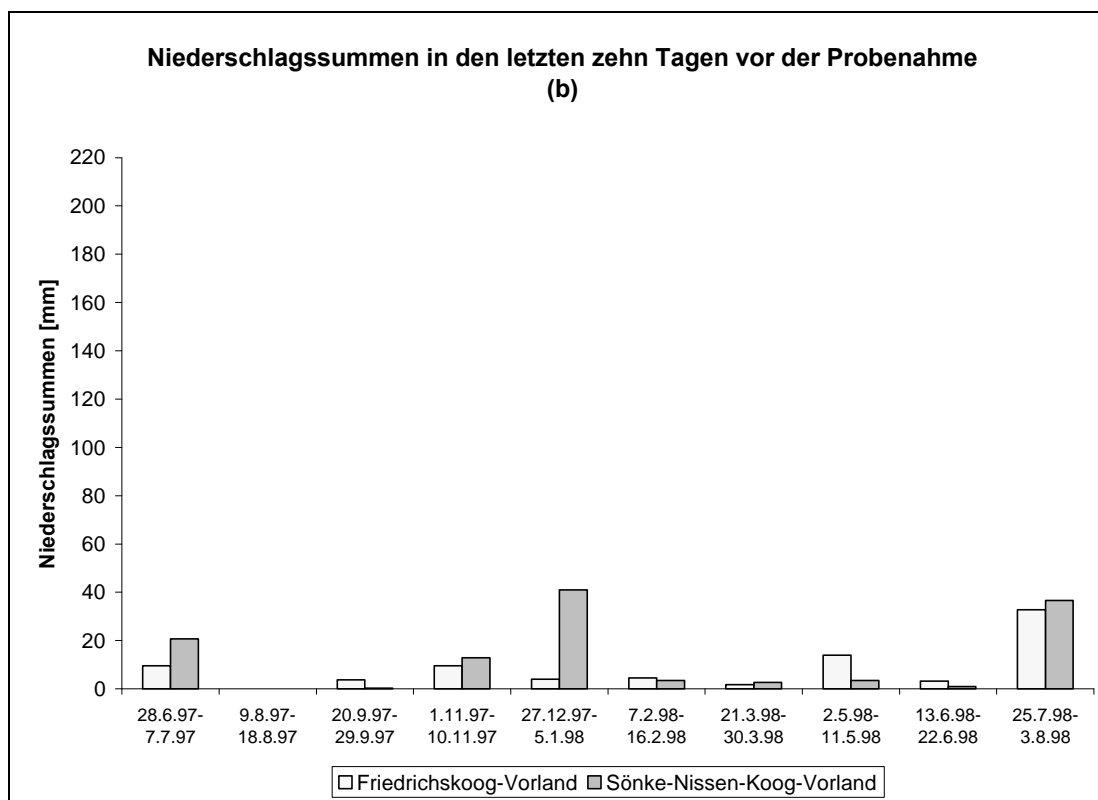
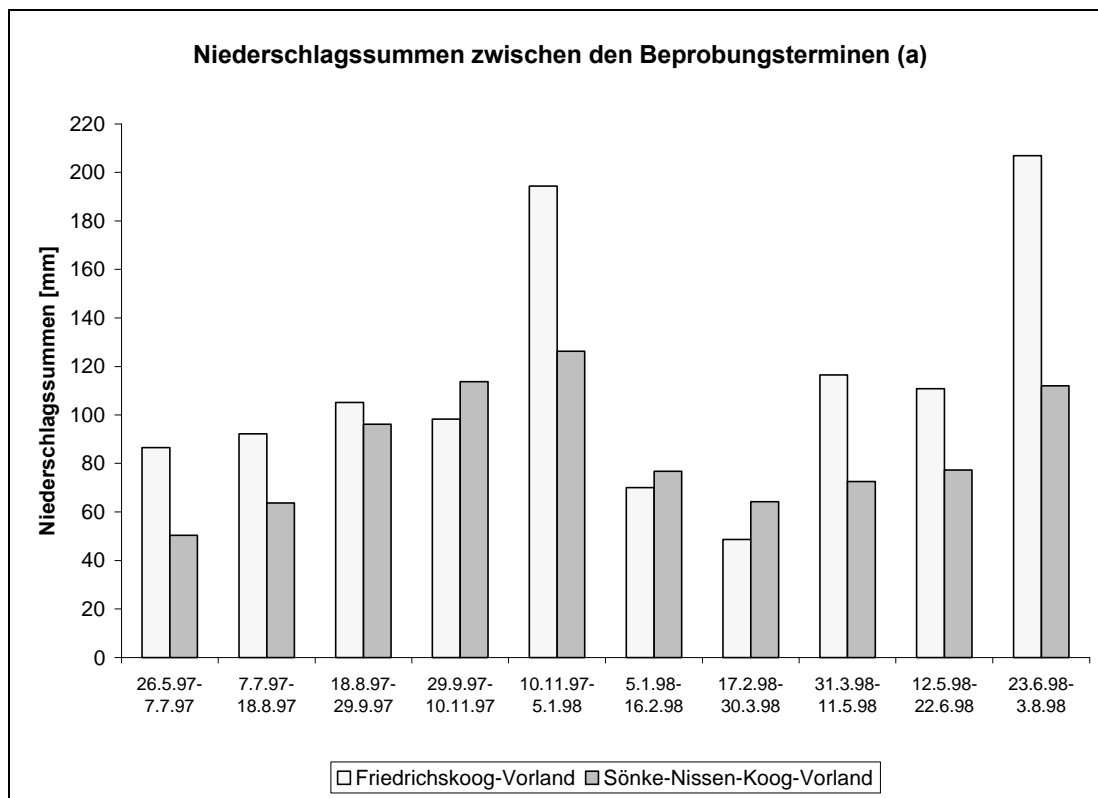


Abbildung 7: Niederschlagssummen (a) zwischen den Beprobungsterminen und (b) in den letzten zehn Tagen vor der Probenahme.

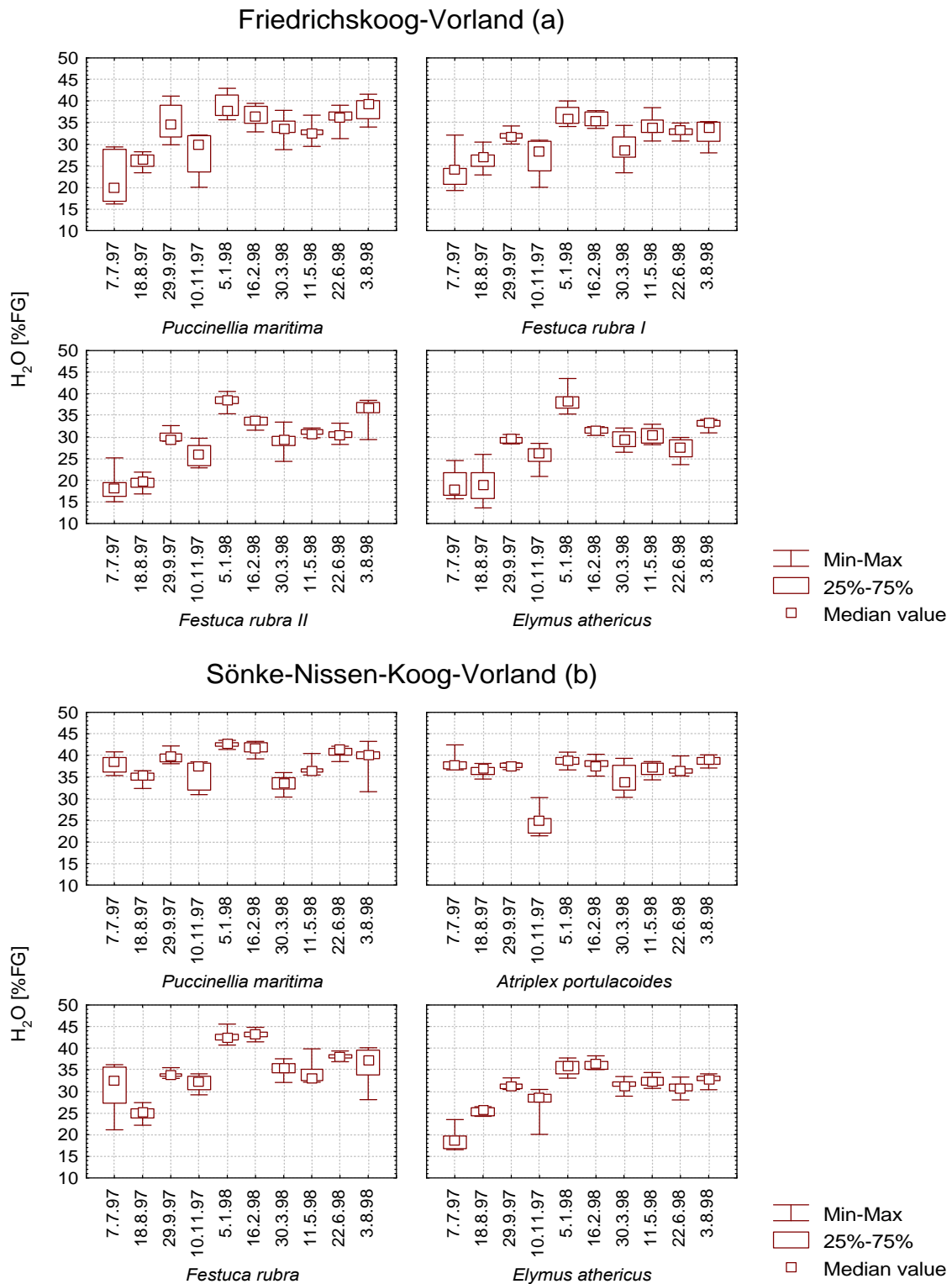


Abbildung 8: Bodenwassergehalte im Untersuchungszeitraum, (a) Friedrichskoog-Vorland (b) Sönke-Nissen-Koog-Vorland.

4.1.5 Chloridgehalte

Aufgrund der geringen Datendichte bei den vorliegenden Untersuchungen wurde auf eine Darstellung des saisonalen Verlaufs der Chloridgehalte sowie auf eine statistische Auswertung verzichtet. Gleichwohl ist zu erkennen, daß in beiden Gebieten die Chloridgehalte der unteren Salzwiese deutlich über denen der oberen Salzwiese lagen (Tab. 5), und daß die Chloridkonzentrationen im Sönke-Nissen-Koog-Vorland höher waren als im Friedrichskoog-Vorland.

Tabelle 6: Chloridkonzentrationen in %.

Koog	Dominanzbestand	18.8. 1997	30.3. 1998	22.6. 1998	3.8. 1998	Mittel- wert	Mittelwert obere Salzwiese	Mittelwert untere Salzwiese
FK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	20,5	19,9	18,9	9,2	17,1		15,9
FK	<i>Atriplex portulacoides</i> ∇	18,82	13,3	20,0	6,6	14,7		
FK	<i>Festuca rubra</i>	7,8	9,4	3,0	5,3	6,4	6,8	
FK	<i>Elymus athericus</i>	13,1	7,5	3,6	4,5	7,2		
SNK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	22,9	21,3	17,1	18,4	19,9		19,0
SNK	<i>Festuca rubra</i> I ∇	27,9	13,5	15,6	15,1	18,0		
SNK	<i>Festuca rubra</i> II	12,2	11,9	15,3	9,4	12,2	11,6	
SNK	<i>Elymus athericus</i>	12,4	~	9,3	11,2	11,0		

∇: untere Salzwiese, : obere Salzwiese

~ : keine Daten

In beiden Gebieten wurden die höchsten Chloridkonzentrationen im August 1997 gemessen (Mittelwert aus allen Proben: Sönke-Nissen-Koog-Vorland 18,8 % und Friedrichskoog-Vorland 15,1 %). Vor dieser Probenahme hatte es zehn Tagen nicht geregnet, und es gab auch keine Überflutungen (Abb. 4, 5 u. 7). Die niedrigsten Werte wurden im August 1998 mit 13,5 % (Sönke-Nissen-Koog-Vorland) und 6,4 % (Friedrichskoog-Vorland) festgestellt. Vor diesem Termin hat es in beiden Gebieten starke Regenfälle gegeben (Abb. 7), und an den beiden Standorten der unteren Salzwiese des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes konnte jeweils ein Überflutungsereignis festgestellt werden (Abb. 4b u. 5b).

4.1.6 Organische Substanz und C/N-Verhältnisse

Die Gehalte an organischer Substanz unterschieden sich in den beiden Untersuchungsgebieten kaum. Im Friedrichskoog-Vorland lagen die Werte im Untersuchungszeitraum zwischen 5,0 und 12,3 %, im Sönke-Nissen-Koog-Vorland zwischen 6,6 und 12,8 % (Tab. 7). Im saisonalen Verlauf waren in beiden Gebieten keine signifikanten Unterschiede festzustellen. Im März 1998 waren die Gehalte allerdings im Friedrichskoog-Vorland unter allen Dominanzbeständen und im Sönke-Nissen-Koog-Vorland in den Dominanzbeständen der unteren Salzwiese am höchsten (Abb. 9).

Die C/N-Verhältnisse unterschieden sich in den beiden Gebieten kaum voneinander. Die Amplituden der gemessenen Werte waren im Sönke-Nissen-Koog-Vorland enger als im Friedrichskoog-Vorland; die Werte lagen zwischen 10 und 26. Im Friedrichskoog-Vorland reichte die Spanne der Mittelwerte von 12 bis 32 (Tab. 7). Im jahreszeitlichen Verlauf waren im Friedrichskoog-Vorland größere Schwankungen zu erkennen. Die weitesten C/N-Verhältnisse wurden im September 1997 und im Juni 1998 festgestellt (Abb. 10). Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland traten weite C/N-Verhältnisse im Januar 1998 und im Juni 1998 auf (Abb. 10).

Tabelle 7: Minimum und Maximum der Gehalte an organischer Substanz und der C/N-Verhältnisse unter den Dominanzbeständen im Friedrichskoog- und Sönke-Nissen-Koog-Vorland.

	Friedrichskoog-Vorland		Sönke-Nissen-Koog-Vorland	
	Org. Substanz [%]	C/N-Verhältnis	Org. Substanz [%]	C/N-Verhältnis
<i>Puccinellia maritima</i> ∇	6 – 11	14 - 32	8 - 13	10 - 20
<i>Atriplex portulacoides</i> ∇			7 - 11	12 - 24
<i>Festuca rubra</i> I ∇	5 - 10	16 – 31		
<i>Festuca rubra</i>			8 - 10	13 - 22
<i>Festuca rubra</i> II	8 - 12	13 - 30		
<i>Elymus athericus</i>	8 - 10	12 - 28	7 – 9	11 - 26

∇: untere Salzwiese, : obere Salzwiese

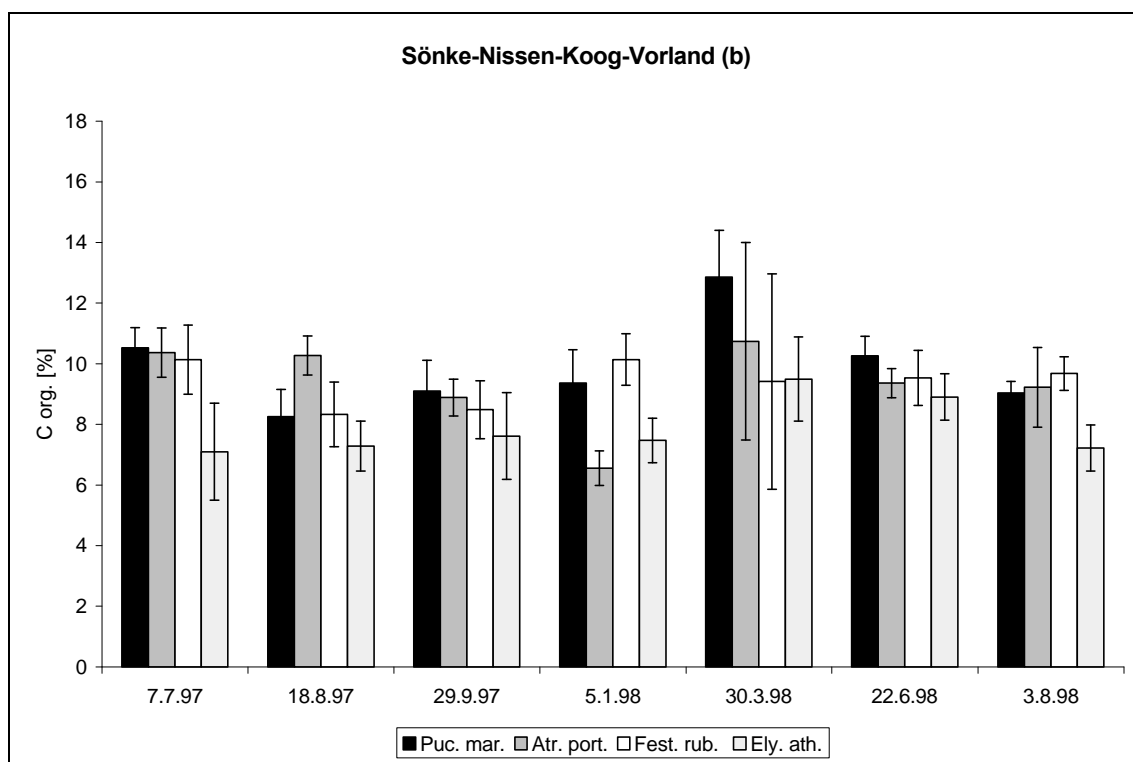
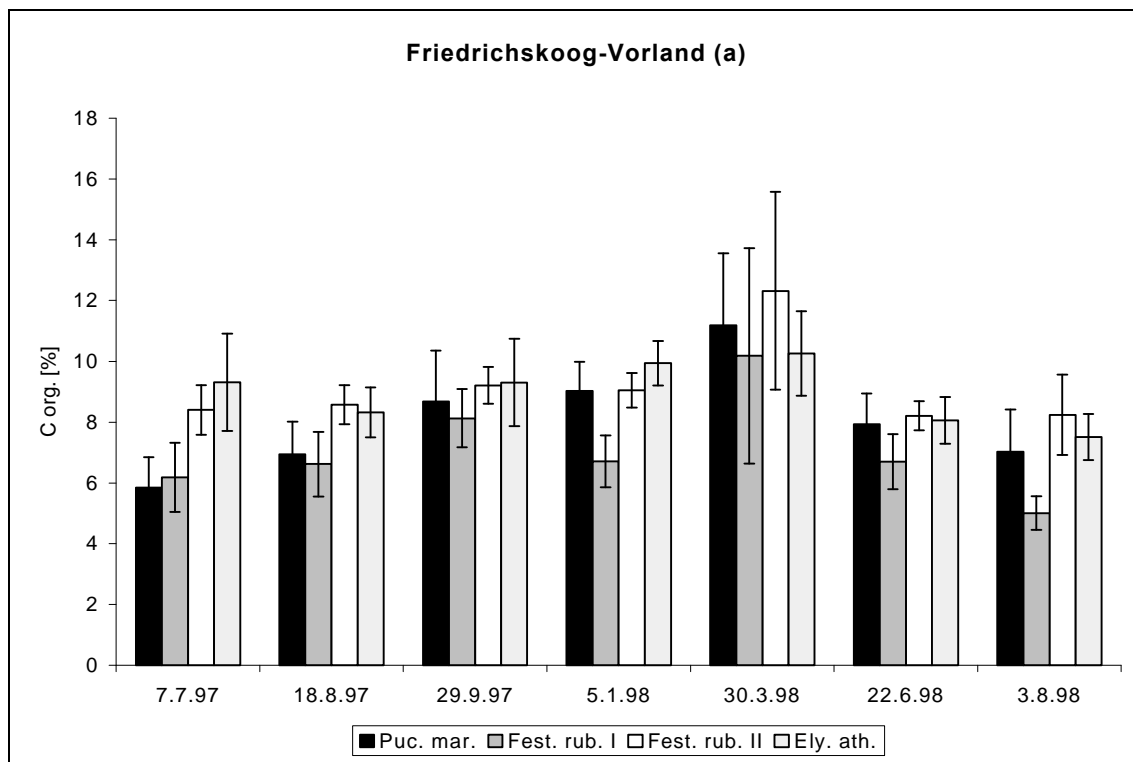


Abbildung 9: Gehalt an organischer Substanz an sieben Terminen im Untersuchungszeitraum a) Friedrichskoog-Vorland, b) Sönke-Nissen-Koog-Vorland.

4 Ergebnisse und Diskussion

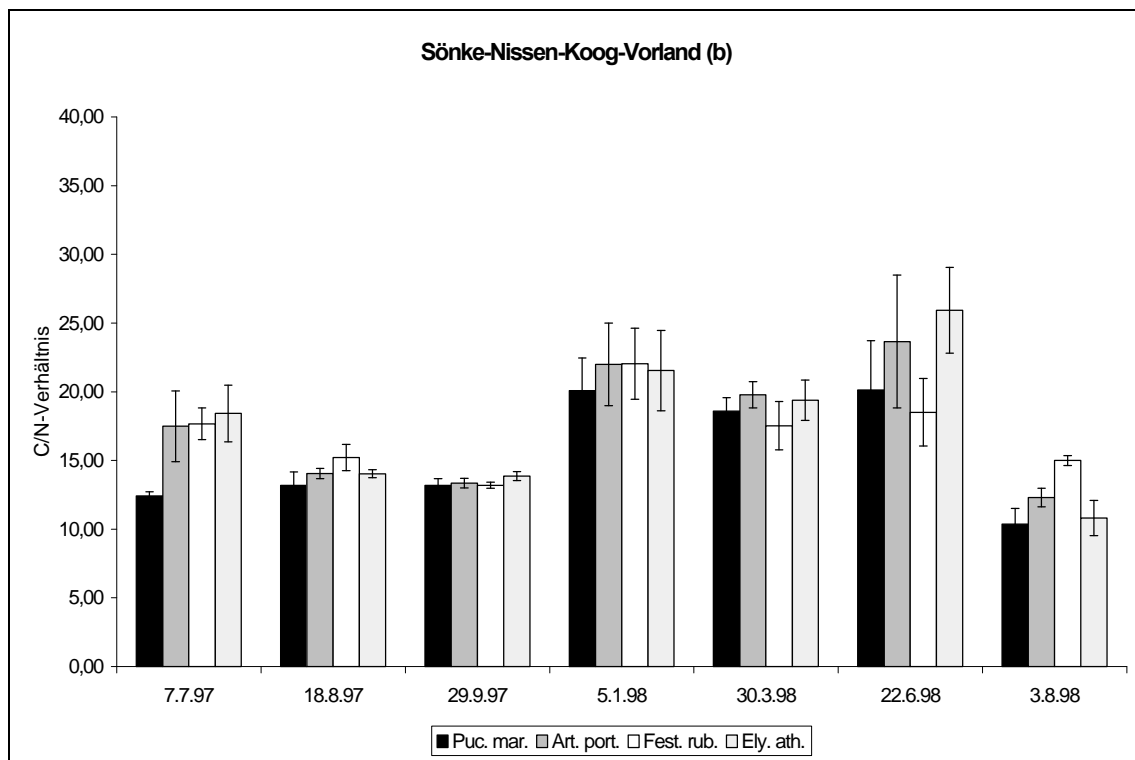
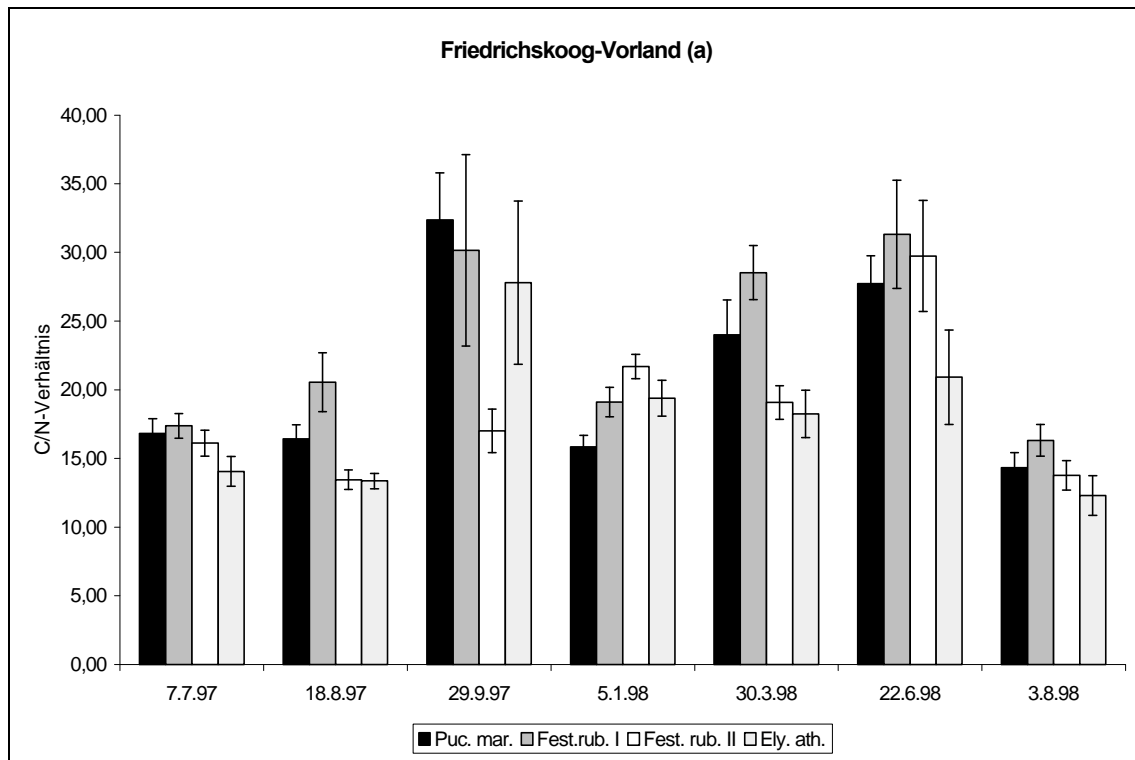


Abbildung 10: C/N-Verhältnis an sieben Terminen im Untersuchungszeitraum
a) Friedrichskoog-Vorland, b) Sönke-Nissen-Koog-Vorland.

4.1.7 Diskussion

Allgemeine Charakterisierung der Standorte

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden die bodenkundlichen Ergebnisse nur insoweit diskutiert, als dies bezüglich der Fragestellung von Interesse ist.

Bodenansprache

Die Vorländer des Friedrichskooges und Sönke-Nissen-Kooges sind aus alluvialen Sedimenten aufgebaut, die sich in Lahnungsfeldern abgesetzt haben (OSTERTHUN & PARTENSKY 1991). Alle untersuchten Profile weisen eine deutliche Schichtung mit einer für Salzwiesen typischen Horizontabfolge auf. Die Ergebnisse stimmen im wesentlichen mit den von HORN & ZHANG (1995), EISCHEID et al. (1998) und KIEHL (1997) im Vorland des Friedrichskoogs und des Sönke-Nissen-Koogs beschriebenen Profilen überein. Ein wesentlicher Unterschied zwischen den beiden Gebieten besteht darin, daß die Böden im Friedrichskoog-Vorland sandiger sind als im Sönke-Nissen-Koog-Vorland. Dies ist durch das Vorhandensein großer Sandwattflächen in der Meldorfer Bucht zu erklären, die als Sedimentquellen dienen (DIKEMA & VAN TIENEN 1989). Die feinkörnigeren, ton- und schluffreichen Böden des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes sind typisch für die Salzwiesen an der nordfriesischen Festlandsküste, vor denen Schlick- oder Mischwatt liegt (DIKEMA & VAN TIENEN 1989). Sandige Böden, wie sie im Friedrichskoog-Vorland schon ab einer Tiefe von etwa 50 cm unter Flur anzutreffen sind, haben eine gute Durchlüftung und effektivere Be- und Entwässerung zur Folge. Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland steht sandiger Schluff erst ab etwa 90 cm Tiefe an und wird von lehmigen und tonigen Schichten überlagert. Dies zeigt sich auch im Vergleich der Bodenwassergehalte in den beiden Gebieten. Die Lage des Reduktionshorizontes unter Flur gilt als sicheres Merkmal für den mittleren scheinbaren Grundwasser-Tiefstand, das heißt, dem mittleren Grundwasserstand mit dem zugehörigen geschlossenem Kapillarraum (AG BODENKUNDE 1994). Abgesehen von der Körnung des Bodens wird die Lage dieses Horizontes maßgeblich von der Höhe der Grundwasserstände sowie der Überflutungshäufigkeit bestimmt. Die Tiefe der Obergrenze des GR-Horizontes korreliert deshalb - wie in den Untersuchungen von KIEHL (1997) und SCHRÖDER (1998) - signifikant positiv mit der Höhe über NN.

Bodentemperatur

Die Bodentemperaturen zeigen an allen Standorten einen saisonalen Verlauf, der eng mit den Lufttemperaturen korreliert. Das Ausmaß der Schwankungen zwischen Luft- und Bodentemperatur hängt von der Wärmeleitfähigkeit des Vegetationsbestandes und des Bodens ab. Dies könnte auch der Grund für die signifikant niedrigeren Temperaturen im Frühjahr und Sommer 1998 unter dem *Elymus athericus*-Dominanzbestand im Friedrichskoog-Vorland sein. *Elymus athericus* bedeckt den Boden vollständig (100 % Deckung) und erzeugt eine ausgeprägte Streuschicht, die den Boden gut isoliert, so daß die Einstrahlungsintensität und die Ausstrahlung keinen starken Einfluß auf die Bodentemperatur haben (GISI & OERTLI 1981).

Organische Substanz und C/N-Verhältnis

Mariner Schlick, das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung der Salzwiesen, hat mit bis zu 15 % einen hohen Anteil organischer Substanz, der unter aeroben Bedingungen verstärkt abgebaut wird (u.a. BRÜMMER 1968). Mit der Besiedlung der Böden durch Gefäßpflanzen findet über die unterirdische Phytomasse eine erneute Anreicherung mit organischer Substanz statt (GIANI 1991, BAKKER et al. 1993). Die Sukzession in den Salzwiesen führt zu einer Akkumulation von organischer Substanz, die von der Zersetzungsgeschwindigkeit der dominanten Pflanzenarten abhängt (BAKKER et al. 1993). Enge C/N-Verhältnisse um 10 und gute Wasserversorgung sind charakteristische Merkmale fruchtbarer Böden mit günstiger Humusform (Mull) wie beispielsweise Schwarzerden, Rendzinen sowie Salz- und Kalkmarschen. Weite C/N-Verhältnisse sind dagegen bezeichnend für Rohhumusauflagen und oligotrophe Torfe (SCHACHTSCHABEL et al. 1992).

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, daß die Gehalte an organischer Substanz wie auch die C/N-Verhältnisse der Böden in den oberen zehn Bodenzentimetern ähnliche Werte wie in Untersuchungen aus dem Jahre 1992 aufweisen (EISCHEID et al. 1998). Die C/N-Verhältnisse sind allerdings durchweg höher als sie von anderen Autoren für Salzrasen der Nord- bzw. Ostsee angegeben werden, so z.B. von SCHMEISKY (1974) 10 – 17, SCHERFOSE (1987) 10 – 14 und GIANI (1991) 10 – 13. Die weiten C/N-Verhältnisse, die z.T. in dieser Arbeit gefunden wurden, weisen darauf hin, daß auf diesen Flächen wenig leicht mineralisierbarer Stickstoff vorhanden ist. Beobachtungen mancher Autoren, daß die C/N-Verhältnisse in der

oberen Salzwiese weiter sind als in der unteren (u.a. SCHERFOSE 1987, EISCHEID et al. 1998), konnten in dieser Untersuchung nicht bestätigt werden.

Die C/N-Verhältnisse unter den Dominanzbeständen in den jeweiligen Gebieten unterscheiden sich nicht signifikant voneinander. Im Friedrichskoog-Vorland sind zwei deutliche Anstiege des C/N-Verhältnisses im September 1997 und im Frühjahr 1998 zu erkennen. Beide können mit dem Lebenszyklus und damit verbundener hoher Stickstoffaufnahme der dominanten Arten in Zusammenhang gebracht werden. Im September reifen bei *Elymus athericus* die Samen heran. Desweiteren bildet *Elymus athericus* in dieser Zeit unterirdische Rameten aus, in denen Stickstoff gespeichert wird. Im Frühjahr haben die Pflanzen durch ihr starkes Wachstum einen erhöhten Bedarf an Stickstoff. Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland steigt das C/N-Verhältnis im Januar 1998 unter allen Dominanzbeständen deutlich an, was mit der milden Witterung und dem daraus folgendem frühen Wachstumsbeginn der Pflanzen erklärt werden kann. Der zweite Zeitpunkt mit weiten C/N-Verhältnissen ist hier im Juni 1998 festzustellen. Als Erklärung können wiederum solche Entwicklungsprozesse der Pflanzen herangezogen werden, die einen erhöhten Stickstoffbedarf haben, wie z.B. Blüten-, Rameten- und Samenbildung.

Überflutungshäufigkeit

Die in dieser Arbeit aus Pegeldaten ermittelten Überflutungshäufigkeiten weisen einen typischen Verlauf mit häufigen Überflutungen in den Herbst- und Wintermonaten und geringer Überflutungsanzahl im Sommer auf. Auffällig ist in diesem Untersuchungszeitraum, daß die Anzahl der Überflutungen in den Wintermonaten (November 1997 bis Januar 1998) sehr gering ist. MÜLLER-THOMSEN (1997) und SCHRÖDER (1998) stellen für den Zeitraum von Oktober 1993 bis Mitte 1995 bzw. Januar 1992 bis Ende 1995 die häufigsten Überflutungen jeweils in den Monaten November bis April fest. Der Parameter Überflutungsdauer konnte aus den vorhandenen Daten nicht errechnet werden, obwohl er für die biotischen Vorgänge in den Salzwiesen von großer Bedeutung ist.

Die gängige Methode, die Überflutungshäufigkeiten aus amtlichen Pegeldaten abzuleiten (ELEUTRIUS & ELEUTRIUS 1979, LEENDERTSE et al 1997, VAN WIJNEN et al. 1997, OLFF et al. 1997), muß aufgrund der in dieser Arbeit ermittelten Ergebnisse in Frage gestellt werden. Die hier aus amtlichen Pegeldaten berechnete

Überflutungsanzahl weicht stark von der im Gelände gemessenen Anzahl ab. Die große Distanz von 4 bzw. 5 km zwischen den Pegelstationen und den Untersuchungsflächen ist wahrscheinlich die Hauptursache für diese starken Abweichungen. BOCKELMANN et al. (eingereicht) beschreiben, daß Entfernungen von 2,5 bis 5 km zwischen den Untersuchungsflächen und den Pegeln zu Abweichungen zwischen gemessenen und errechneten Überflutungshäufigkeiten von bis zu 300 % führen können. Überflutungshäufigkeiten korrelieren bei großen Entfernungen nur unzulänglich mit der Höhe über NN. Als Erklärung können zum einen die dynamische Geomorphologie der Salzwiesen (Prielsysteme und Entwässerungsgräben) und zum anderen die Windverhältnisse herangezogen werden. So beschreibt AEGETER (1993), daß sich das Auf- und Abfließen des Wassers in den Salzwiesen nicht gleichmäßig entlang des Höhengradienten in den Salzwiesen vollzieht, sondern durch Wasserscheiden, Windrichtung und Windstärke bestimmt wird.

Bodenwassergehalte

Der Wassergehalt wurde durch Differenzwägung bestimmt. Beim Einwiegen des Bodens wurden zwar größere Wurzeln entfernt, doch ist es bei ton- und schluffreichen Böden aufgrund der starken Durchwurzelung mit sehr feinen Wurzeln unmöglich, „wurzelfreien“ Boden einzuwiegen. Durch das in diesen Pflanzenteilen enthaltene Wasser erhöht sich der „Boden“-Wassergehalt. Tatsächlich liegt der Wassergehalt des Bodens somit mit großer Wahrscheinlichkeit unter dem im Labor ermittelten Wert. Dieser potentielle Fehler ist damit abhängig von der Wurzelichte. Trotz dieser Fehlermöglichkeit lassen sich aus den erhobenen Daten glaubhafte Aussagen ableiten.

Generell wird der Wasserhaushalt der Salzwiesen von den Niederschlägen, den Überflutungen, der Perkolation und von den Grundwasserverhältnissen beeinflusst (BEEFTINK 1977). Weiterhin wirkt sich die Feldkapazität der Böden auf die Bodenwassergehalte aus. Feinkörnige Böden, wie sie im Sönke-Nissen-Koog-Vorland anzutreffen sind, haben eine bessere Wasserspeicherkapazität als grobkörnigere, sandige Böden, wie sie im Friedrichskoog-Vorland zu finden sind (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Dies zeigt sich auch in dieser Arbeit. Die Böden im Sönke-Nissen-Koog-Vorland sind generell feuchter als die Böden im

Friedrichskoog-Vorland. In beiden Gebieten ist festzustellen, daß die Bodenwassergehalte in der unteren Salzwiese über denen der oberen Salzwiese liegen. Durch die geringere Höhe über NN wird die untere Salzwiese stärker vom Grundwasser beeinflusst, was zu einer höheren Bodenfeuchte führen kann (KIEHL 1997).

Allgemein wird angegeben, daß der Bodenwassergehalt in den oberen Bodenschichten (bis 20 cm Tiefe) dem Witterungseinfluß unterliegt (LEEuw et al. 1991, KIEHL 1997). Auch in dieser Arbeit konnten Übereinstimmungen mit dem Witterungsverlauf festgestellt werden. Allerdings zeigen die Korrelationsanalysen keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den Bodenwassergehalten und der Anzahl der Überflutungen (weder in den zehn Tagen vor der Probenahme noch in den sechs Wochen zwischen den Beprobungsterminen). Auch die Summe der Niederschläge (in den letzten zehn Tagen vor den Probenahmeterminen) korreliert nicht signifikant mit den Bodenwassergehalten (Tab. 5, Kap. 4.1.4). BRÜMMER (1968), ARMSTRONG et al. (1985), KIEHL (1997) und SCHMÖLKE (1997) ermittelten für die genannten Parameter allerdings signifikante Korrelationen.

In allen Untersuchungsflächen ist eine mehr oder weniger deutliche saisonale Variabilität der Bodenwassergehalte festzustellen (Abb. 8). Hohe Bodenwassergehalte treten vor allem während der überflutungs- und niederschlagsreichen Herbst- und Wintermonate auf. In niederschlags- und überflutungsarmen Perioden (zum Beispiel im Sommer 1997) kann es insbesondere in den oberen Salzwiesen zur Austrocknung des Boden kommen. AEGETER (1993) konnte zeigen, daß sich kurzzeitige Überflutungen kaum auf die Wassergehalte der oberen Bodenschichten auswirken. Die extrem niedrigen Bodenwassergehalte, die im November 1997 in beiden Gebieten festgestellt wurden, sind wahrscheinlich auf artifizielle Fehler zurückzuführen. Allerdings gab es direkt vor dieser Probenahme im Friedrichskoog-Vorland nur geringe Niederschläge und keine Überflutungen. Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland erfolgten nur vier bzw. drei Überflutungen in der unteren bzw. oberen Salzwiese. Zwischen den Beprobungsterminen waren die Anzahl der Überflutungen und auch die Niederschlagsmenge deutlich höher. Sie sind vergleichbar mit den Werten, die vor dem Probenahmetermin im September ermittelt

wurden. Diese Bodenwassergehalte liegen deutlich höher, was die Annahme eines Fehlers nahelegt.

Auf die Bedeutung der Bodenwassergehalte für die Mineralisationsraten wird in Kapitel 4.2.3 näher eingegangen.

Chloridgehalt

Die Salinität des Bodens wird überwiegend durch das Witterungsgeschehen beeinflusst (LEEUEW et al. 1990, 1991) und zeigt im Oberboden (0-10 cm) im allgemeinen einen deutlichen saisonalen Verlauf (SCHMÖLKE 1998). Der Einfluß des Witterungsgeschehens auf eine Akkumulierung des Salzes durch Evaporationsprozesse ist besonders in den oberen Salzwiesen zu beobachten (u.a. BRÜMMER 1968, ADAM 1990, AEGETER 1993, BEEFTINK 1977, EISCHEID et al. 1998). In den unteren Salzwiesen, die verhältnismäßig stark tidebeeinflusst sind, ist die Bedeutung der Überflutungen für die Salinität des Bodens nach BEEFTINK (1966) größer als in höher gelegenen Bereichen. KIEHL (1997) beschreibt allerdings, daß die Witterung auch im *Puccinellia maritima*-Bereich einen stärkeren Einfluß haben kann als die Überflutungseignisse. Die größten Salinitätsschwankungen konnten GIANI et al. (1993) nach extremen Flut- und Wetterbedingungen feststellen. Die aktuelle Salinität des Bodens wird somit durch die Interaktion von Witterungs- und Überflutungseinflüssen bestimmt, wobei sich deren Wirkungen überlagern (GIANI et al. 1993).

Die Chloridkonzentrationen sind im Sönke-Nissen-Koog-Vorland höher als im Friedrichskoog-Vorland, und die Werte liegen in der unteren Salzwiesen in beiden Gebieten höher als in der oberen Salzwiesen (Tab. 6). Vergleichbare Ergebnisse werden auch von anderen Autoren für diese beiden Gebiete beschrieben (KIEHL 1997, EISCHEID et al. 1998). SCHMÖLKE (1998) ermittelte allerdings deutlich niedrigere Chloridkonzentrationen für vergleichbare Flächen im Friedrichskoog- sowie im Sönke-Nissen-Koog-Vorland. Sie begründet dies mit Niederschlagsereignissen direkt vor den Probenahmeterminen.

In dieser Arbeit können die höheren Salzkonzentrationen im Sönke-Nissen-Koog-Vorland zum einen mit generell häufigeren Überflutungen als im Friedrichskoog-Vorland erklärt werden, zum anderen mit der Bodenbeschaffenheit. Im feinkörnigen

Boden des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes kommt es zu einer stärkeren Salzanreicherung als im grobkörnigeren Boden des Friedrichskoog-Vorlandes (BRÜMMER 1968, FRAHM 1971). Während sich die Überflutungsereignisse in den sechs Wochen vor den Beprobungsterminen generell unterscheiden, sind für die Zeit unmittelbar vor der Beprobung kaum Unterschiede festzustellen (Abb. 4 u. 5). Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland sind vor allen Terminen Überflutungsereignisse festgestellt worden. Die Niederschlagssummen zeigen ein ganz anderes Bild: Hier fällt auf, daß in den sechs Wochen vor den Probenahmeterminen im Friedrichskoog-Vorland – mit Ausnahme des Termins im März 1998 - immer deutlich mehr Niederschlag als im Sönke-Nissen-Koog-Vorland fiel (Abb. 7). Nicht untersucht wurde, ob sich die Chloridkonzentrationen des überflutenden Meerwassers unterscheiden. Die relativ geringe Entfernung des Friedrichskoog-Vorlandes zur Elbmündung könnte einen Einfluß auf die geringeren Chloridkonzentration haben.

4.2 Ammonium- und Nitratgehalte, Nettomineralisationsraten

4.2.1 Aktuelle Stickstoffgehalte

Im Friedrichskoog-Vorland traten die höchsten Nitrat- und Ammoniumgehalte unter den Beständen der oberen Salzwiese auf (Tab. 8). Die Nitratgehalte unter den Beständen von *Puccinellia maritima* und *Festuca rubra* I (untere Salzwiese) lagen im Mittel signifikant unter den Werten von *Festuca rubra* II und *Elymus athericus* (obere Salzwiese) jeweils mit $p < 0,001$. Für die Ammoniumgehalte konnten keine statistische Auswertung durchgeführt werden, da nicht genügend Daten vorlagen. Zu viele Werte lagen unterhalb der Nachweißgrenze. Es ist aber zu erkennen, daß die Ammoniumgehalte in der unteren Salzwiese unter denen der oberen Salzwiese lagen (Tab. 8).

Die Nitratgehalte zeigten in der oberen Salzwiese deutliche jahreszeitlich bedingte Schwankungen. Sie waren im Sommer 1997 und (Früh-)Sommer 1998 sehr niedrig. Im Herbst 1997 stiegen sie an und erreichten im Winter / Frühjahr 1998 ihre höchsten Werte (Abb. 11a, *Festuca rubra* II, *Elymus athericus*). In der unteren Salzwiese konnten keine saisonalen Unterschiede der Nitratgehalte festgestellt werden (Abb. 11a, *Puccinellia maritima*, *Festuca rubra* I). Für die

Ammoniumgehalte konnten keine saisonal bedingten Unterschiede festgestellt werden (Abb. 12a).

Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland ließ sich kein so ein eindeutiger Zusammenhang zwischen den Nitrat- bzw. Ammoniumgehalten unter den Beständen der unteren bzw. oberen Salzwiese erkennen (Tab. 8). Die höchsten mittleren Nitrat- und Ammoniumgehalte kamen unter dem Dominanzbestand von *Elymus athericus* vor, gefolgt von *Puccinellia maritima*, *Atriplex portulacoides* und *Festuca rubra*. Diese Unterschieden sind nicht signifikant.

Die Nitratwerte zeigten nur unter dem Dominanzbestand von *Elymus athericus* einen deutlichen und unter den Beständen von *Puccinellia maritima* und *Festuca rubra* einen schwachen jahreszeitlichen Verlauf: mit hohen Werten in den Wintermonaten und niedrigen Werten im Frühjahr und Sommer (Abb. 11b, *Puccinellia maritima*, *Festuca rubra*, *Elymus athericus*). Der hohe Wert im Juli 1997 unter dem Bestand von *Elymus athericus* muß auf einen Meßfehler zurückgeführt werden (Abb. 11b, *Elymus athericus*). Für die Ammoniumgehalte konnten ebenfalls nur unter dem Bestand von *Elymus athericus* ein saisonaler Verlauf gezeigt werden. Die Werte lagen in den Sommer- bzw. Frühsommermonaten (1997-7-1998) unter den Werten, die in den Monaten September (1997) bis März (1998) festgestellt wurden.

Die Nitrat- und Ammoniumgehalte unter den Dominanzbeständen der unteren Salzwiesen lagen im Sönke-Nissen-Koog-Vorland über den Gehalten im Friedrichskoog-Vorland. In der oberen Salzwiese war es umgekehrt. Hier waren die Ammonium- und Nitratgehalte im Friedrichskoog-Vorland höher (Tab. 8).

Tabelle 8: Nitrat- und Ammoniumgehalte.

Koog	Dominanzbestand	NO ₃ [kg/ha]	n	Stdv	NH ₄ [kg/ha]
FK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	0,21	54	0,2	0,25
FK	<i>Festuca rubra</i> I ∇	0,24	48	0,17	0,45
FK	<i>Festuca rubra</i> II	1,73	69	1,43	0,90
FK	<i>Elymus athericus</i>	2,97	70	1,8	0,77
SNK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	0,42	65	0,33	0,58
SNK	<i>Atriplex portulacoides</i> ∇	0,40	64	0,26	0,56
SNK	<i>Festuca rubra</i>	0,23	49	0,19	0,54

4 Ergebnisse und Diskussion

SNK | *Elymus athericus* | 0,97 | 66 | 0,58 | 0,70

Gemittelte Werte der aktuellen Proben aus dem gesamten Untersuchungszeitraum, n = Anzahl der Proben, Stdv = Standardabweichung, ∇: untere Salzwiese, : obere Salzwiese.

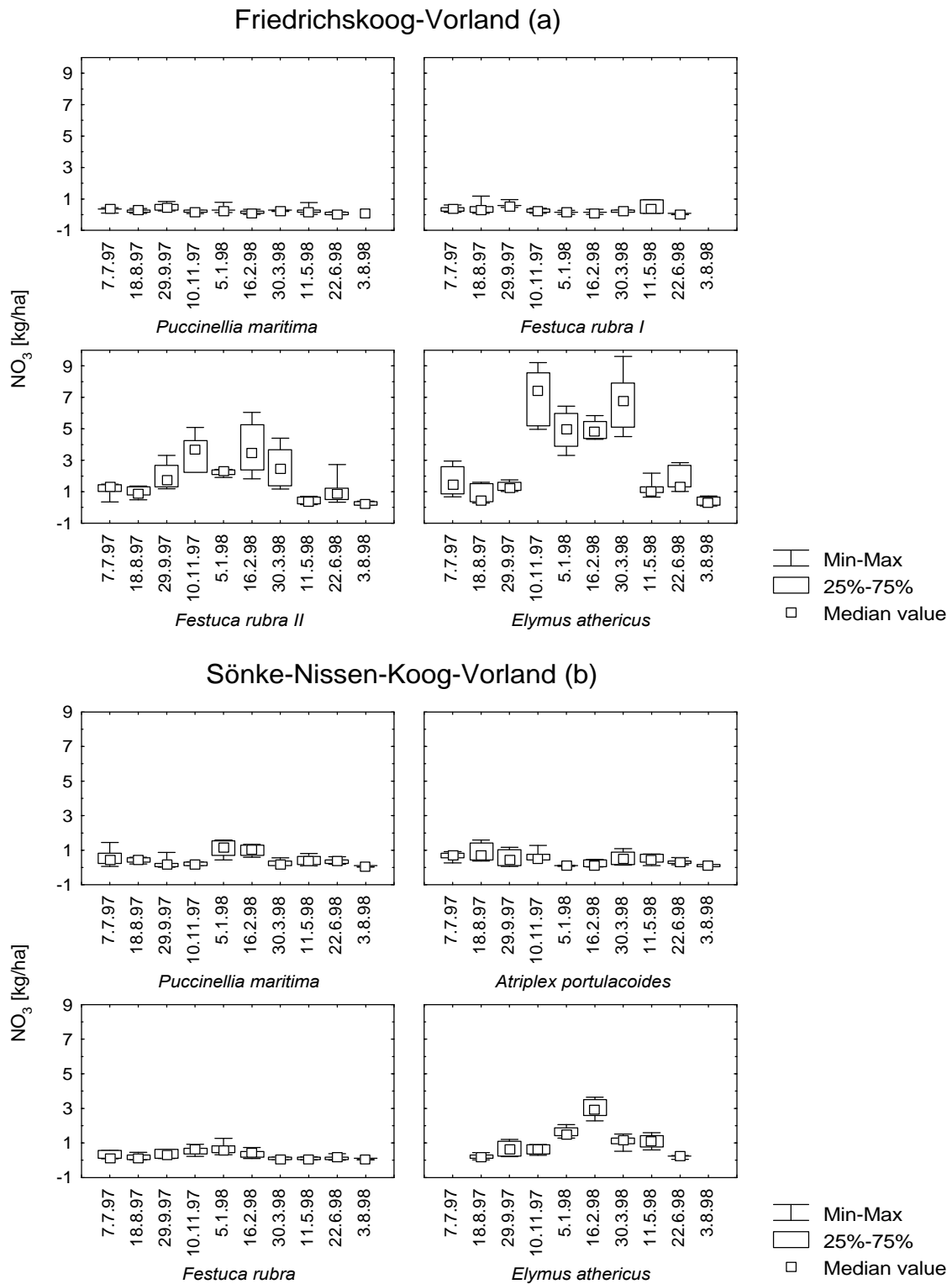


Abbildung 11: Aktuelle Nitratgehalte im Untersuchungszeitraum, a) Friedrichskoog-Vorland, b) Sönke-Nissen-Koog-Vorland.

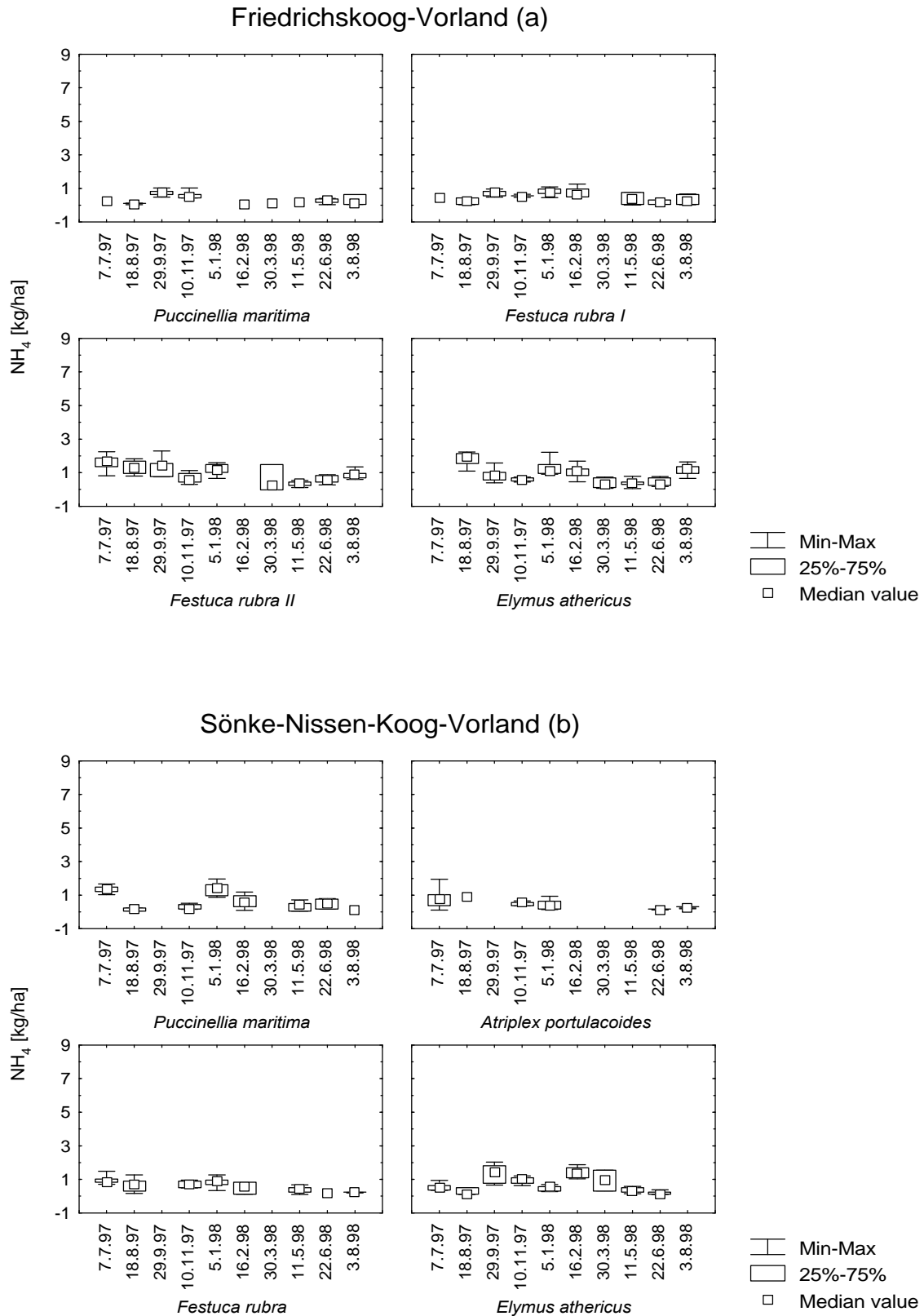


Abbildung 12: Aktuelle Ammoniumgehalte im Untersuchungszeitraum, a) Friedrichskoog-Vorland, b) Sönke-Nissen-Koog-Vorland.

4.2.2 Diskussion

Stickstoffhaushalt

Der Stickstoffhaushalt in Salzwiesen wird durch zahlreiche biotische und abiotische Faktoren beeinflusst. Der größte Teil des Stickstoffs in Salzwiesenböden ist organisch gebunden (u. a. LONG & MASON 1983), wobei nur ein geringer Teil davon jährlich durch mikrobielle Tätigkeit in mineralischen Stickstoff umgewandelt wird (ABD. AZIZ & NEDWELL 1986). Stickstoff wird hauptsächlich durch Überflutungen und durch die Stickstoff-Fixierung durch Algen und Bakterien in das System eingetragen. Ein weiterer Eintrag ist die Freisetzung aus organischer Substanz. Verluste treten durch Denitrifikation und Auswaschung auf. Salzwiesen gelten als stickstofflimitierte Ökosysteme (VALIELA & TEAL 1974, JEFFERIES & PERKINS 1977, KIEHL 1997, WAL 1998). WIJNEN (1999) hat dies auch experimentell bestätigt. Für Bereiche der unteren Salzwiese gibt WIJNEN (1999) an, daß der meiste Stickstoff durch Sedimentation und durch Überflutungen eingetragen wird. Für die obere Salzwiese gilt dies nicht. Hier ist der atmosphärische Eintrag durch Niederschläge am stärksten. Der über das Meerwasser eingetragene Stickstoff liegt hauptsächlich als elementarer Stickstoff und gelöster inorganischer Stickstoff (Dissolved inorganic nitrogen = DIN) vor (DELAUNE et al. 1983, ABD. AZIZ & NEDWELL 1986, WOLAVER et al. 1988). Durch das Tidegeschehen wird der Stickstoff als gelöster organischer Stickstoff (Dissolved organic nitrogen = DON) ausgetragen (ABD. AZIZ & NEDWELL 1986, WOLAVER et al. 1988, MORRIS 1991). JENSEN et al. (1985) beschreiben, daß der Stickstoff dabei aus den Böden der Salzwiesen exportiert wird, aber überwiegend im System Priel/Salzwiese verbleibt und nicht mit dem Küstenwasser in Kontakt kommt. Eine generelle Aussage über die Funktion der Salzwiesen als Senke oder Quelle von Stickstoff kann laut ADAM (1990) nicht gemacht werden. Die Funktion der Salzwiese im Stickstoffhaushalt liegt vor allem in der Stickstoff-Umwandlung (ABD. AZIZ & NEDWELL 1977, VALIELA & TEAL 1979, BAKKER et al. 1993).

Ammonium- und Nitratgehalte

Der Stickstoffgehalt ist neben der Bodentextur, dem Bodenwassergehalt, der Durchlüftung und der Salinität einen Hauptfaktor für die Vegetationsentwicklung der Salzwiesen (BEEFTINK 1966). Stickstoff limitiert in Salzwiesen die Phytomasseproduktion. Der chemischer Zustand des Stickstoffs als Nitrat, Nitrit oder

Ammonium hängt von den Redoxbedingungen im Boden ab und beeinflusst die Aufnahme durch die Pflanzen (BEEFTINK 1977). Die Stickstoffgehalte in Salzwiesen sind sowohl räumlich als auch zeitlich sehr variabel. Input, Output, Umsetzung und Vorräte von Stickstoff sind daher von großem Interesse (JENSEN et al. 1985).

Die gemessenen aktuellen Ammonium- und Nitratgehalte sind in den Flächen der unteren Salzwiese im gesamten Untersuchungszeitraum sehr niedrig; z.T. liegen sie unter der Nachweisgrenze. Für Nitratgehalte wird dies auch von anderen Autoren für verschiedene Salzwiesen beschrieben (u.a. VALIELA & TEAL 1977, 1979, JENSEN et al. 1985, BAZELY & JEFFERIES 1989, GIANI 1991, AEGETER 1993). In der oberen Salzwiese sind sowohl im Friedrichskoog-Vorland als auch im Sönke-Nissen-Koog-Vorland die Ammonium- und Nitratgehalte deutlich höher. RANWELL (1972) und CARTAXANA et al. (1999) beschreiben ebenfalls ansteigende Stickstoffgehalte von der unteren zur oberen Salzwiese.

Für alle Flächen der unteren Salzwiese und für die Fläche unter *Festuca rubra* im Sönke-Nissen-Koog-Vorland gilt, daß die Ammoniumgehalte im Mittel über den Nitratgehalten liegen (Tab. 8). Für diese Flächen können auf Grund ihrer Lage zum MThw und ihrer Bodenbeschaffenheiten anaerobe Bedingungen angenommen werden. Die höher gelegenen Flächen unter Dominanzbeständen von *Festuca rubra* (Friedrichskoog-Vorland) und *Elymus athericus* (Friedrichskoog- und Sönke-Nissen-Koog-Vorland) weisen dagegen eher aerobe Bedingungen auf. Hier werden die höchsten Nitratwerte festgestellt. Unter aeroben Bedingungen wird Ammonium zu Nitrat oxidiert (Nitrifikation).

Die im Jahresverlauf festgestellten Unterschiede der aktuellen Nitrat- und Ammoniumgehalte können gut mit dem Stickstoffbedarf der Pflanzen korreliert werden. In Zeiten hoher Stickstoffaufnahme, d.h. im Frühjahr und Sommer sind die aktuellen Nitrat- und Ammoniumgehalte gering. Sie steigen dann im Herbst an und erreichen ihre höchsten Werte im Winter bzw. Frühjahr. Es ist anzunehmen, daß die sehr hohen Nitratgehalte, die in der oberen Salzwiese des Friedrichskoog-Vorlandes im November 1997 festgestellt wurden, aus der Nitrifizierung von Ammonium herrühren. Die Bodenwassergehalte waren aufgrund von geringen Niederschlägen und keinen Überflutungsereignissen vor der Probenahme niedrig (Abb. 7 Kap. 4.1.4 u. Abb. 4 Kap. 4.1.1), so daß gute Bedingungen für die Umwandlung von

Ammonium zu Nitrat vorlagen. In dem Zeitraum von November bis Februar/März ist sowohl die Stickstoffaufnahme durch die Vegetation als auch die Mineralisationsrate in der Regel sehr gering (Abb. 13 u. 14 Kap. 4.2.3), so daß sich die aktuellen Stickstoffgehalte akkumulieren können. MULDER et al. (1997) beschreiben, daß in dieser Zeit auch die höchste Auswaschung von Nitrat stattfindet.

Die Unterschiede der aktuellen Stickstoffgehalte in den beiden Untersuchungsgebieten können zum einen mit den unterschiedlichen Bodenarten und zum anderen mit der unterschiedlichen Höhenlage und daraus resultierenden Bodenwassergehalten erklärt werden. Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland, das a) einen deutlich höheren Tonanteil im Boden und b) höhere Bodenwassergehalte aufweist, sind die aktuellen Ammoniumwerte in der unteren Salzwiese höher als im Friedrichskoog-Vorland. Tonminerale besitzen eine negative Überschlußladung und adsorbieren Kationen. Daher liegt Ammonium zum größten Teil in gebundener Form vor oder ist an die Bodenpartikel adsorbiert (LARCHER 1994). JENSEN et al. (1985), OLFF et al. (1997) und EISCHEID et al. (1998) beschreiben demzufolge auch steigende Ammoniumgehalte mit zunehmendem Tonanteil im Boden der Salzwiesen. Die höheren Nitratgehalte in der oberen Salzwiese des Friedrichskoog-Vorlandes können mit der besseren Durchlüftung des eher sandigen und trockeneren Bodens erklärt werden.

4.2.3 Stickstoffnettomineralisation

Die Addition der mineralisierten Gesamtstickstoffmengen ergab Stickstoffnachlieferungen zwischen 30,8 und 66,6 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die Mineralisationsraten lagen im Sönke-Nissen-Koog-Vorland mit 40,4 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in der unteren sowie mit 58,7 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in der oberen Salzwiese über den Werten im Friedrichskoog-Vorland: untere Salzwiese 38,0 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und obere Salzwiese 49,0 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Generell waren die Mineralisationsraten in der oberen Salzwiese unter *Elymus athericus*- und *Festuca rubra*-Dominanzbeständen deutlich höher als in der unteren Salzwiese unter *Puccinellia maritima*- und *Festuca rubra*-Dominanzbeständen (Tab. 9). Da die Summen der Mineralisationsraten aus Mittelwerten der einzelnen Beprobungsterminen gebildet wurden, wird auf die Angabe des Stichprobenumfangs und der Standardabweichung in Tab. 9 verzichtet.

Tabelle 9: Summe der nachgelieferten Stickstoffmengen vom 7.7.1997 bis 20.7.1998 in kg N ha⁻¹ a⁻¹.

FK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	<i>Festuca rubra</i> I ∇	<i>Festuca rubra</i> II	<i>Elymus athericus</i>
N-Gesamt	38,6	37,4	44,9	53,0
NO ₃ -N	28,1	19,1	41,2	50,3
NH ₄ -N	10,5	18,3	3,7	2,7

SNK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	<i>Atriplex portulacoides</i> ∇	<i>Festuca rubra</i>	<i>Elymus athericus</i>
N-Gesamt	30,8	50,0	50,8	66,6
NO ₃ -N	23,7	43,7	46,1	56,5
NH ₄ -N	7,1	6,3	4,7	10,1

∇: untere Salzwiese, : obere Salzwiese.

Die Raten der Nettomineralisation zeigten an allen untersuchten Standorten bis auf die Fläche *Festuca rubra* II im Friedrichskoog-Vorland einen ähnlichen Jahresverlauf. Zu Beginn des Versuches im Sommer 1997 waren hohe Nachlieferungsraten festzustellen. Sie lagen zwischen ca. 3 und 6 kg ha⁻¹ 14 d⁻¹. Im Herbst und in den Wintermonaten sanken die Mineralisationsraten auf niedrige Werte z.T. waren sie sogar negativ, um dann im Frühjahr auf die höchsten gemessenen Werte von bis zu 7 kg ha⁻¹ 14 d⁻¹ anzusteigen (Abb. 13, 14). Unter dem Dominanzbestand von *Festuca rubra* II im Friedrichskoog-Vorland war vom 7.7. – 18.8.1997 eine negative Mineralisationsrate, die auf einen Meßfehler zurückzuführen ist, festzustellen. Auch die relativ hohen Werte, die im Winter (November – Januar) ermittelt wurden, können als Meßartefakte angesehen werden, da sich weder die Bodentemperatur, der Bodenwassergehalt noch die aktuellen Stickstoffgehalte stark von den anderen Standorten unterscheiden. (Abb. 6 Kap. 4.1.3, Kap. 4.1.4 u. Abb. 11 u. 12 Kap. 4.2.1).

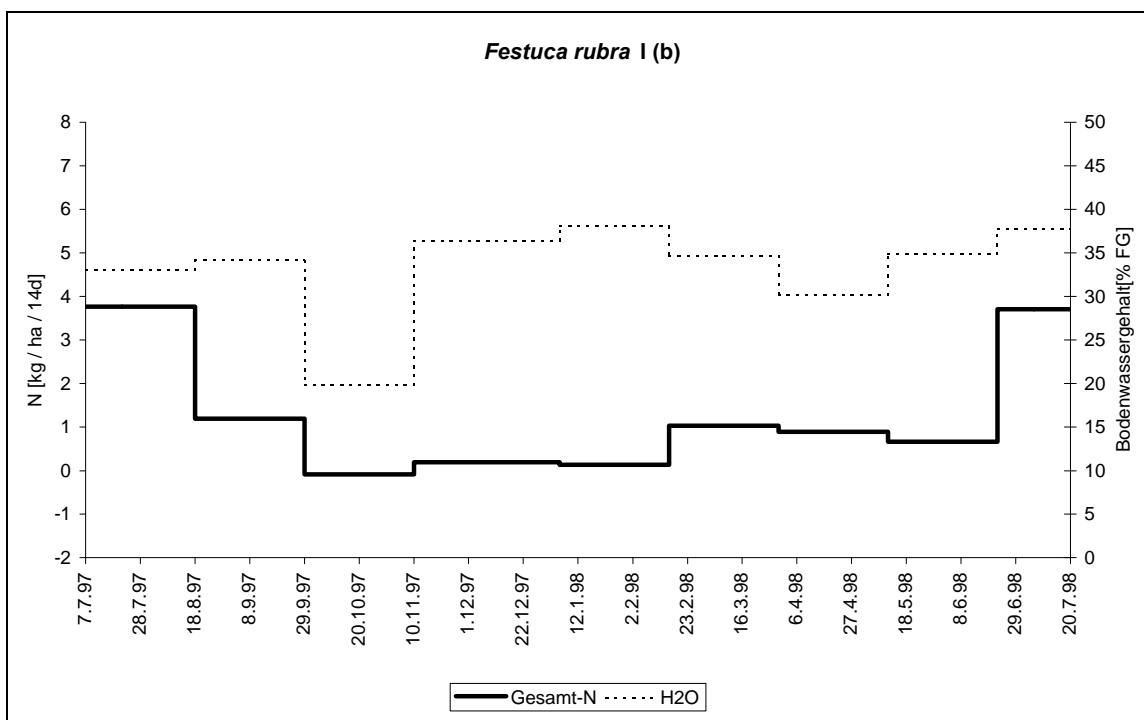
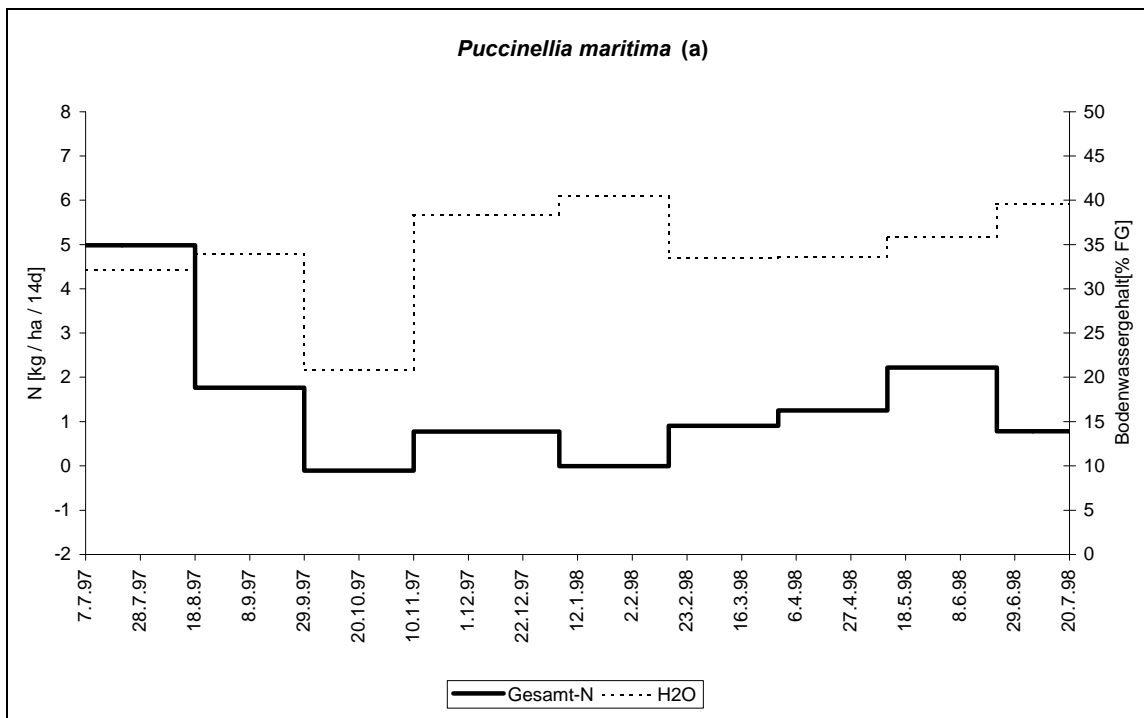
Die Mineralisationsraten korrelierten in fast allen Untersuchungsflächen signifikant mit der Bodentemperatur. Lediglich unter den Dominanzbeständen von *Festuca rubra* II in der oberen Salzwiese (im Friedrichskoog-Vorland) konnten keine signifikanten Korrelationen festgestellt werden (Tab. 10). Die Mineralisationsraten und der Bodenwassergehalt zeigten keine signifikanten Korrelationen. Dennoch war ein Zusammenhang zwischen der Mineralisationsrate und den Bodenwassergehalten

zu beobachten. Sowohl bei besonders hohen als auch bei besonders niedrigen Bodenwassergehalten fiel die Mineralisationsrate ab; zeitweilige anaerobe Verhältnisse und Trockenheit hemmen diese offensichtlich. Niedrige Bodenwassergehalte unter 25 %, wie sie im Zeitraum vom 29.9.-10.11.1997 im Friedrichskoog-Vorland unter allen Beständen und im Sönke-Nissen-Koog-Vorland unter den Beständen der oberen Salzwiese festgestellt wurden, führten jeweils zu niedrigen Mineralisationsraten Abb. 13 u. 14c,d). Ein hemmender Einfluß von hohen Bodenwassergehalten auf die Mineralisationsrate ist unter den Beständen von *Puccinellia maritima*, *Festuca rubra* II und *Elymus athericus* im Friedrichskoog-Vorland und unter den Beständen von *Atriplex portulacoides* und *Festuca rubra* im Sönke-Nissen-Koog-Vorland im Zeitraum vom 29.6- 20.7.1998 festzustellen. Die Bodenwassergehalte lagen im Friedrichskoog-Vorland über 35 % und im Sönke-Nissen-Koog-Vorland bei über 40 % (Abb. 13a, c, d u. Abb. 14 b, c).

Tabelle 10: Einfluß der Bodentemperatur auf die Mineralisationsraten.

Koog	Dominanzbestand	Bodentemperatur vs. Min. Rate NO ₃ -N r _s
FK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	0,80 *
FK	<i>Festuca rubra</i> I ∇	0,83 *
FK	<i>Festuca rubra</i> II	n.s.
FK	<i>Elymus athericus</i>	0,92 **
SNK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	0,75 *
SNK	<i>Atriplex portulacoides</i> ∇	0,76 *
SNK	<i>Festuca rubra</i>	0,73 *
SNK	<i>Elymus athericus</i>	0,71 *

r_s: Spearman-Rangkorrelationskoeffizient, *: p<0,05, **: p<0,01, n.s.: nicht signifikant
 ∇: untere Salzwiese, : obere Salzwiese.



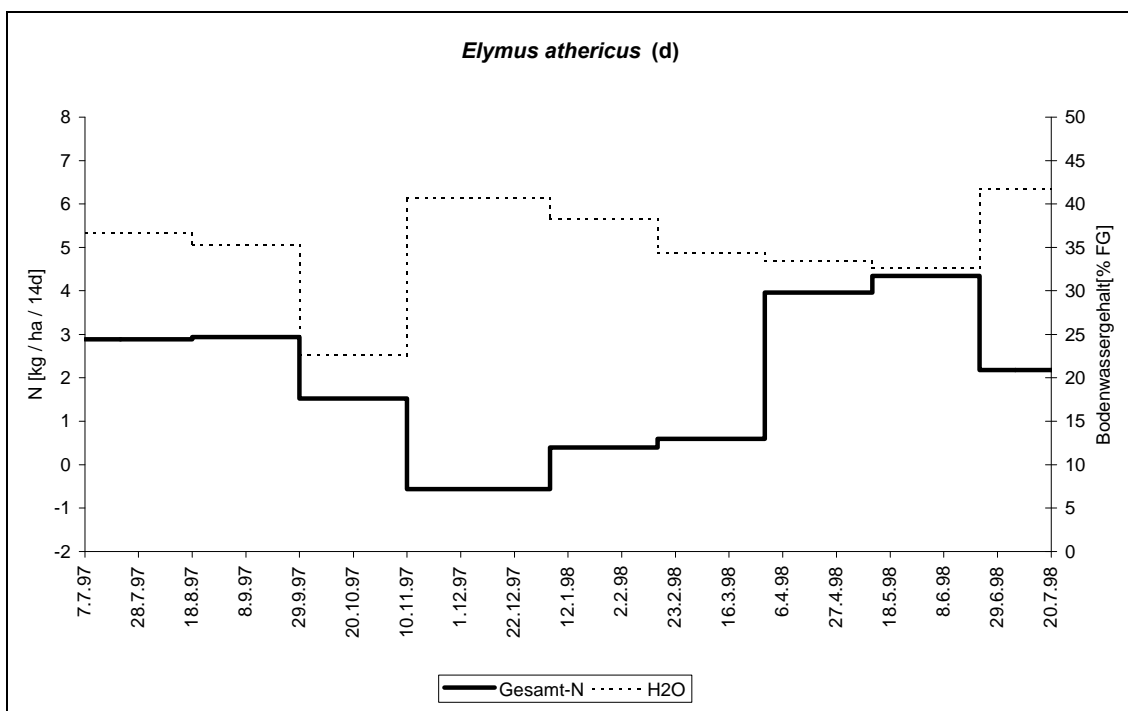
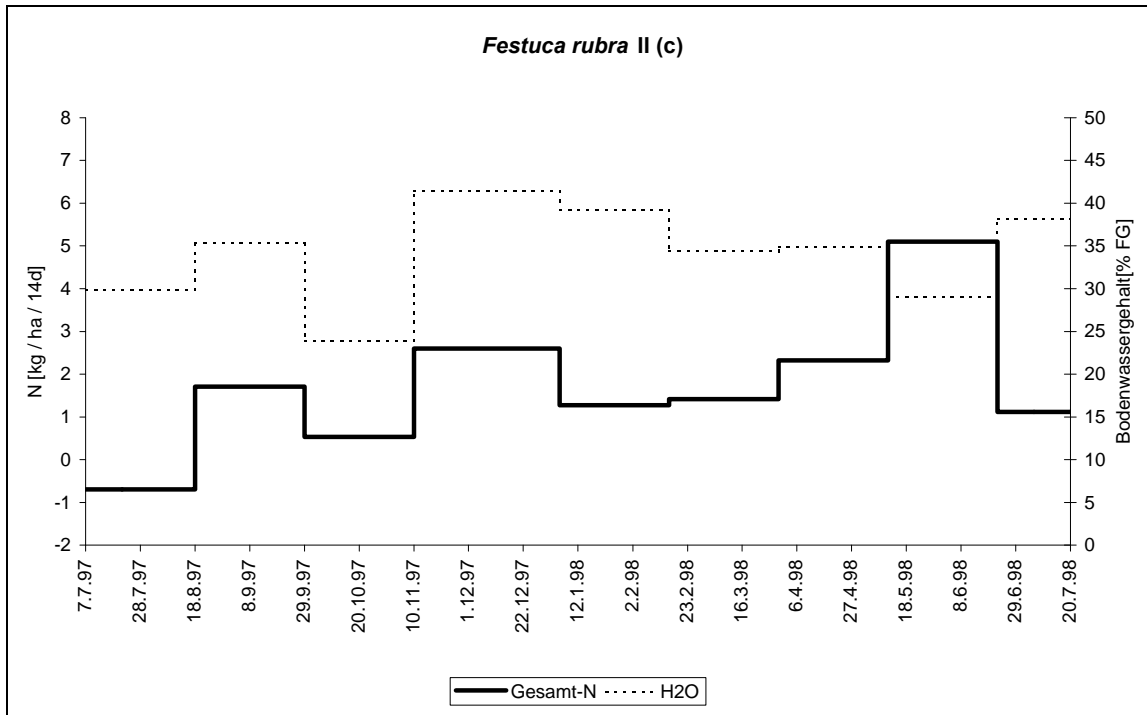
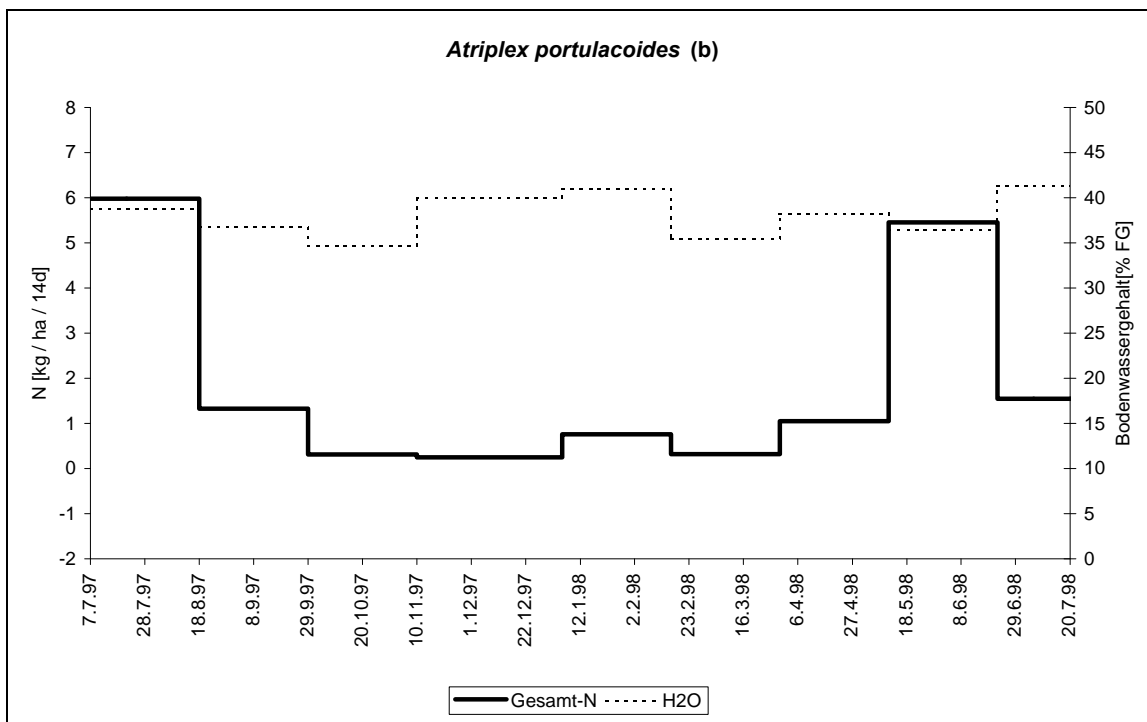
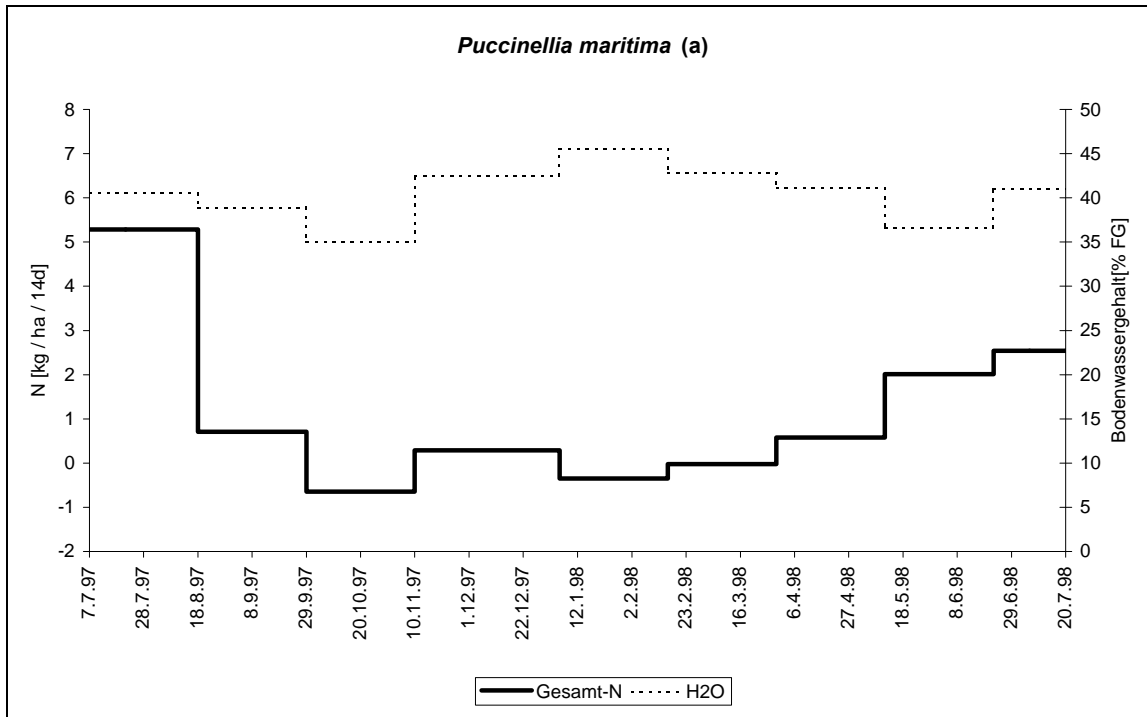


Abbildung 13 (a – d): Stickstoffnettomineralisationsraten und Wassergehalte im Zeitraum vom 7.7.1997 – 3.8.1998 im Friedrichskoog-Vorland (14-tägige Nachlieferungsraten).

4 Ergebnisse und Diskussion



4 Ergebnisse und Diskussion

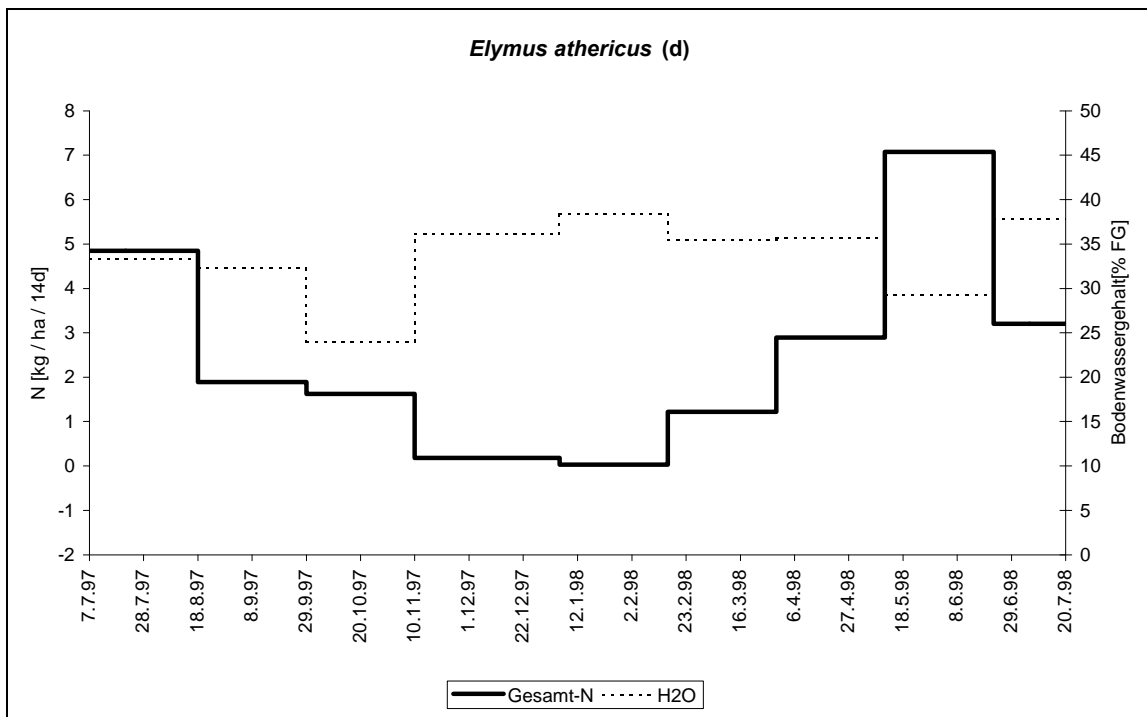
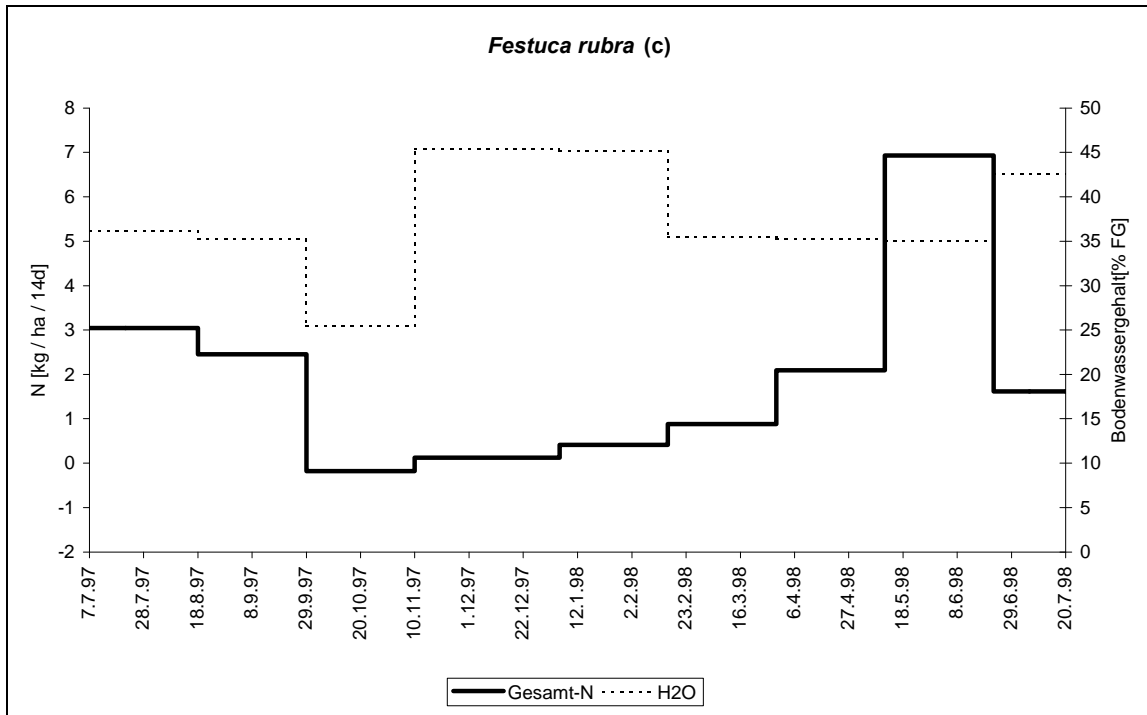


Abbildung 14 (a – d): Stickstoffnettomineralisationsraten und Wassergehalte im Zeitraum vom 7.7.1997 – 3.8.1998 im Sönke-Nissen-Koog-Vorland (14-tägige Nachlieferungsraten).

4.2.3 Diskussion

Stickstoffnettomineralisation

Die in der vorliegenden Untersuchung ermittelten jährlichen Nettomineralisationsraten sowie der jahreszeitliche Verlauf sind mit Ergebnissen aus diesen Gebieten von KIEHL et al. (unveröffentlicht) vergleichbar. BOCKELMANN & NEUHAUS (1999) geben aus der Tümmelauer Bucht für die obere Salzwiese eine Netto-Mineralisationsrate von $57,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für die untere Salzwiese von $27,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an. Die Ergebnisse aus der oberen Salzwiese entsprechen den Werten, die in der vorliegenden Arbeit für beide *Elymus athericus*-Dominanzbestände ermittelt wurden. Die Nettomineralisationsraten unter dem *Atriplex portulacoides*-Dominanzbestand sind allerdings in der vorliegenden Untersuchung deutlich höher. Die Mineralisationsraten aus den *Puccinellia maritima*-Beständen entsprechen ungefähr den von BOCKELMANN & NEUHAUS (1999) für die untere Salzwiese ermittelten Werten. Weitere Freilanduntersuchungen über die Mineralisationsraten liegen bislang nur für natürliche Salzwiesen vor (ROZEMA et al. 1977); SCHERFOSE 1987; VIVIER 1997, CARTAXANA et al. 1999, WIJNEN 1999), und ein direkter Vergleich der Ergebnisse ist auf Grund der unterschiedlichen abiotischen Faktoren kritisch.

In den höher gelegenen Standorten findet in beiden Gebieten eine stärkere Nettomineralisation statt (EISCHEID et al. 1998; KIEHL et al. unveröffentlicht). Dafür können zum einen die abiotischen Bedingungen, wie eine geringere Bodenfeuchte und eine bessere Durchlüftung der Böden und zum anderen höhere aktuellen Ammonium- sowie Nitratgehalte als Erklärung herangezogen werden. Wie sich in Untersuchungen der niederländischen Kollegen zeigt, steigt mit wachsender Streubildung der höher gelegenen Salzwiesen auch der positive N-pool (WIJNEN et al. 1999); dies erhöht automatisch die Umsatzrate und damit die aktuellen Stickstoffgehalte bzw. die Mineralisationsrate. In den unteren Salzwiesen sind die Böden generell feuchter, und auch die aktuellen Stickstoffgehalte sind im Jahresmittel niedriger (Tab. 3, Kap. 4.1.4 u. Tab. 8, Kap. 4.2.1).

HEMMINGA et al. (1991) und GILL et al. (1995) beschreiben auch, daß die Bedingungen für den Abbau von organischer Substanz in den oberen Salzwiesen

generell besser sind, weil die Böden durch ihre höhere Lage weniger häufig überflutet und daher geringere Bodenwassergehalte aufweisen. Signifikante Korrelationen zwischen dem Bodenwassergehalt und den Mineralisationsraten haben BERENDSE et al. (1994) im Feuchtgrünland und KIEHL et al. (unveröffentlicht) in den hier untersuchten Salzwiesen (Oktober 1992 – Oktober 1993) festgestellt. In der vorliegenden Untersuchung konnten dies nicht bestätigt werden. Die Unterschiede der in dieser Untersuchung festgestellten Bodenwassergehalte zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen sind relativ gering. Im Friedrichskoog-Vorland wurden Bodenwassergehalte von 28,5 % bzw. 33, % und im Sönke-Nissen-Koog-Vorland von 30,9 bzw. 38,8 % für die obere bzw. untere Salzwiese festgestellt (Mittelwerte über den gesamten Untersuchungszeitraum, Tab. 3, Kap. 4.1.4). CARTAXANA et al. (1999) beschreiben für Untersuchungen in portugiesischen Salzwiesen allerdings, daß dort die Mineralisationsraten in den unteren Salzwiesen signifikant höher sind als in den oberen Salzwiesen. Sie geben Nettomineralisationsraten von $45 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. $24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei Bodenwassergehalten von 44 % bzw. 34 % für die untere bzw. obere Salzwiese an. Diese hohen Mineralisationsraten für die untere Salzwiese können zum einen mit den generell höheren Temperaturen zusammenhängen aber auch mit einer starken Mikroalgenauflage, die die Autoren nur für die untere Salzwiese beschreiben. Die Temperaturen in Portugal liegen deutlich über den hiesigen. Von April bis Oktober wurden Maximaltemperaturen von über 30° C erreicht, und die Minimaltemperaturen sanken nur in den Monaten Dezember, Januar und Februar unter 5° C (CARTAXANA et al. 1999).

Die jährlichen Mineralisationsraten sind im Sönke-Nissen-Koog-Vorland höher als im Friedrichskoog-Vorland. Dieses Ergebnis kann mit den unterschiedlichen Bodensubstraten erklärt werden, der tonige Boden im Sönke-Nissen-Koog-Vorland enthält im Vergleich zum sandigen Boden des Friedrichskoog-Vorlandes mehr organische Substanz. EISCHEID et al. (1998) haben allerdings in den gleichen Untersuchungsgebieten in den Jahren 1992/1993 höhere jährliche Mineralisationsraten im Friedrichskoog-Vorland festgestellt. In wieweit das Alter und die Sukzession in diesen beiden Gebieten auf die Mineralisationsraten wirken, kann nicht abschließend beantwortet werden. VAN WIJNEN (1999) stellt auf Schiermonnikoog eine deutliche Zunahme der Mineralisationsraten mit

zunehmendem Alter bzw. fortschreitender Sukzession der Salzwiesen fest. Seine Untersuchungen fanden in 10, 25 und 100 Jahren alten Salzwiesen statt. Der Autor argumentiert, daß mit zunehmendem Alter und fortschreitender Sukzession der Salzwiesen die Mineralisationsraten steigen. VITOUSEK et al. (1989), BERENDSE (1990) und GERLACH et al. (1994) beschreiben für verschiedene terrestrische Ökosysteme, daß die Mineralisationsraten geknüpft an Bodenbildungsprozesse während der Primärsukzession zunimmt. In der hier vorliegenden Untersuchung sind die deutlich höheren Mineralisationsraten allerdings in dem jüngeren Vorland des Sönke-Nissen-Koogs festgestellt worden. Dieser Koog ist seit ca. 76 Jahren eingedeicht, das Friedrichskoog-Vorland dagegen bereits seit 146 Jahren. Es ist also anzunehmen, daß in dieser Untersuchung nicht das Alter bzw. die Zunahme der organischen Substanz während des Sukzessionsverlaufes der ausschlaggebende Faktor ist, sondern die unterschiedlichen Bodenarten.

Der jahreszeitliche Verlauf der Mineralisationsraten wird stark von den Wetterbedingungen sowie den Überflutungsereignissen bestimmt, die wiederum auf die Bodentemperatur und den Bodenwassergehalt einwirken. Die Mineralisationsraten steigen mit zunehmender Temperaturen (ABD. AZIZ & NEDWELL 1979, HENRIKSEN & JENSEN 1979). Die in fast allen Flächen zu beobachtende hohe Mineralisationsrate von Juli bis Mitte August 1997 sind gekennzeichnet durch warmes, trockenes Wetter ohne Überflutungen. Die Abnahme der Mineralisationsraten im Spätsommer kann mit den sinkenden Bodentemperaturen und mit den niedrigeren Ausgangsgehalten (Ammonium- und Nitratgehalten) erklärt werden. Vor allem unter den *Elymus athericus*-Beständen (Abb. 13d u. 14d) ist dieser Zusammenhang auffällig. Zwischen der Mineralisationsrate und der Bodentemperatur konnte eine signifikante Korrelation festgestellt werden (HENRIKSEN & JENSEN 1979, SCHERFOSE 1987).

ABD. AZIZ & NEDWELL (1986) und UPDEGRAFF et al. (1995) führen an, daß die Gehalte an leicht mineralisierbarem Stickstoff ein limitierender Faktor für die Mineralisationsraten sind. Im Sommer wird der Stickstoff von den Pflanzen aufgenommen und durch Bakterien immobilisiert (VIVIER 1997), d.h. leicht zu mineralisierende Stickstoffvorräte sind im Spätsommer nicht mehr vorhanden. Desweiteren haben viele Pflanzen gerade im Spätsommer einen erhöhten Bedarf an

Stickstoff, da Samen gebildet werden bzw. ausreifen. In dieser Zeit bildet *Elymus athericus* auch noch unterirdische Rameten aus, in denen Stickstoff gespeichert wird. Im Herbst und in den Wintermonaten, wenn ein Stickstoffeintrag durch abgestorbene Pflanzenteile stattfindet, wird die Mineralisation durch hohe Bodenwassergehalte und niedrige Bodentemperaturen gehemmt oder verhindert. Bei Temperaturen unter 4°C wird die Nitrifikation stark gehemmt (ABD. AZZIZ & NEDWELL 1979; HENRIKSEN & JENSEN 1979; SCHERFOSE 1987). Im Frühjahr steigen die Mineralisationsraten wieder an. Sie erreichen ihre maximalen Werte im Mai 1998 bzw. im Juni 1998. Dieser Anstieg läßt sich mit den steigenden Temperaturen und den fallenden Bodenwassergehalten erklären. Ein sogenannter „Frosteffekt“, wie er von ALEXANDER (1977) beschrieben wird, konnte in dieser Untersuchung nicht festgestellt werden, da die Bodentemperaturen nie unter 0° C lagen.

4.3 Experimente

Um die Einflüsse eines möglichen Klimawandels (Temperaturerhöhung und veränderte Bodenwassergehalte) auf die Stickstoffmineralisation sowie auf die Primärproduktion zu untersuchen wurden Experimente im Freiland sowie in der Klimakammer und im Brutschrank durchgeführt (Kap. 3.2).

4.3.1 Potentielle Nettomineralisationsraten

Die Mineralisationsraten bei + 25° C lagen abhängig vom Vegetationstyp zwischen 144,0 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und 299,8 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Tab. 11). Im Friedrichskoog-Vorland war ein deutlicherer Unterschied zwischen der unteren und der oberen Salzwiese zu erkennen als im Sönke-Nissen-Koog-Vorland. Im Vergleich der Dominanzbestände bzw. der Bestände der unteren bzw. oberen Salzwiese zwischen den beiden Gebiete zeigte sich, daß die Mineralisationsraten im Sönke-Nissen-Koog-Vorland immer höher als die im Friedrichskoog-Vorland waren (Tab. 11, Abb. 15).

Tabelle 11: Mineralisationsraten bei unterschiedlichen Temperaturen im Brutschrank.

Koog	Dominanzbestand	N min kg N ha ⁻¹ a ⁻¹			Faktor	
		5° C	15° C	25° C	5°/15° C	15°/25° C
FK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	5,1	21,0	144,0	4	7
FK	<i>Festuca rubra</i> I ∇	5,5	22,2	160,3	4	7
FK	<i>Festuca rubra</i> II	7,2	48,9	184,5	7	4
FK	<i>Elymus athericus</i>	11,1	63,4	211,8	6	3
SNK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	6,7	22,8	151,2	3	7
SNK	<i>Atriplex portulacoides</i> ∇	9,1	46,9	228,1	5	5
SNK	<i>Festuca rubra</i>	8,5	53,4	254,2	6	5
SNK	<i>Elymus athericus</i>	13,0	66,2	299,8	5	5

∇: untere Salzwiese, : obere Salzwiese.

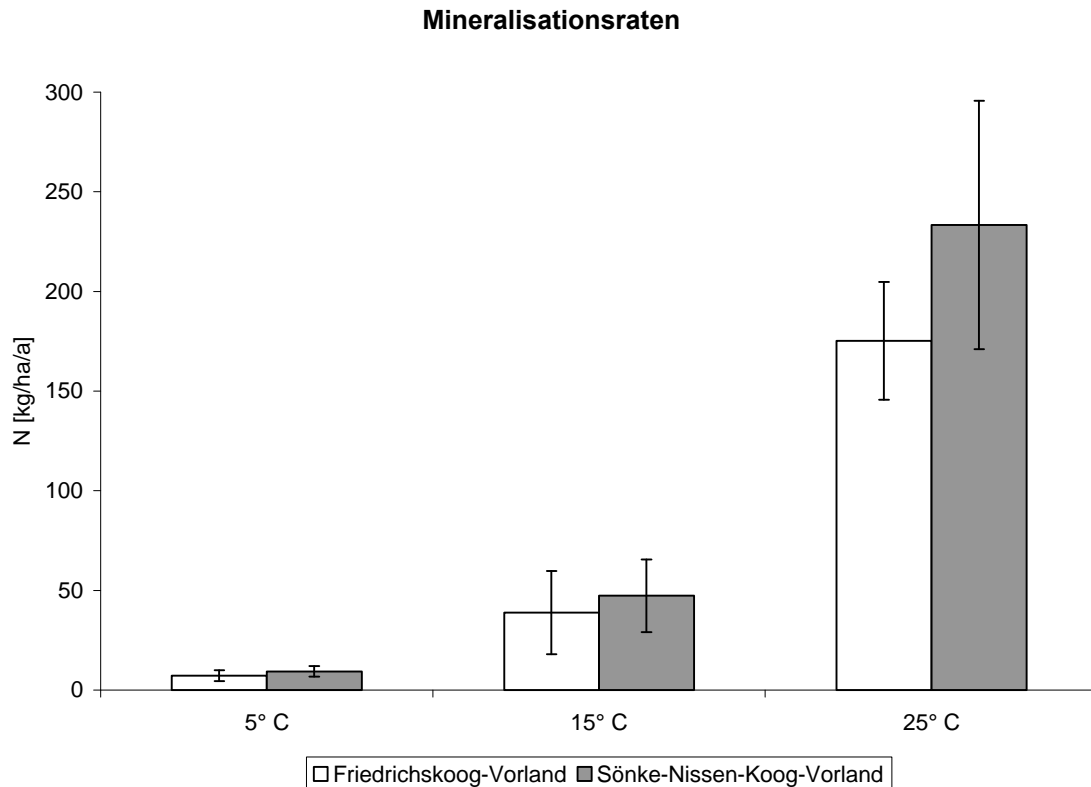


Abbildung 15: Mineralisationsraten bei 5° C, 15° und 25° C im Brutschrank, gemittelte Werte pro Untersuchungsgebiet und Standardabweichungen.

4.3.2 Temperaturerhöhung

Für dieses Experiment wurden je Standort fünf Bodenproben in den Inkubationszylindern genommen und in Brutschränken sechs Wochen bei Temperaturen inkubiert, die um 2° C über den langjährigen monatlichen Mitteltemperaturen lagen (Daten: Deutscher Wetterdienst). Für den Zeitraum im Spätsommer / Herbst 1997 betrug die Inkubationstemperatur 17° C und im Frühjahr 1998 11° C. Der tatsächliche Temperaturunterschied zwischen den Inkubationstemperaturen und den gemessenen Bodentemperaturen betrug im Durchschnitt im Herbst 1997 jedoch nur 1,3° C und im Frühjahr 1998 nur 0,8° C. Im Frühjahr waren die mittleren Bodentemperaturen im Friedrichskoog-Vorland unter den *Puccinellia maritima*- und *Festuca rubra* II-Beständen sogar etwas höher als die Inkubationstemperaturen (Tab. 12).

Tabelle 12: Mittlere Bodentemperaturen am Standort während der Inkubationszeiträume [°C].

Koog	Dominanzbestand	18.8.-29.9.1997	30.3.-11.5.1998
FK	<i>Puccinellia maritima</i> ▽	16,2	11,1
FK	<i>Festuca rubra</i> I ▽	16,0	~
FK	<i>Festuca rubra</i> II	15,9	11,3
FK	<i>Elymus athericus</i>	16,1	9,6
SNK	<i>Puccinellia maritima</i> ▽	16,3	10,6
SNK	<i>Atriplex portulacoides</i> ▽	15,3	9,4
SNK	<i>Festuca rubra</i>	15,9	10,0
SNK	<i>Elymus athericus</i>	15,5	9,6
Inkubationstemperatur im Labor		17,0	11,0

~: keine Daten

▽: untere Salzwiese, ◻: obere Salzwiese.

Die Bodenwassergehalte der Proben, die im Brutschrank inkubiert waren, lagen im Herbst 1997 signifikant unter den in situ inkubierten Proben. Dies muß auf einen artifiziellen Fehler zurückgeführt werden, der aber unter den gegebenen Umständen keinen negativen Einfluß auf die Mineralisationsraten hat. Denn die Werte bewegen sich in Größenordnungen, die auch für die in situ inkubierten Proben ermittelt wurden (Kap. 4.1.4). Außerdem zeigten die Ergebnisse der Stickstoffnettomineralisation im Gelände (Kap. 4.2.2), daß der Bodenwassergehalt in der angegebenen Größenordnung keinen signifikanten Einfluß auf die Mineralisationsrate hat. Im Frühjahr 1998 zeigten die erwärmten und nicht erwärmten Proben hinsichtlich ihrer Bodenfeuchte keine signifikanten Unterschiede (Tab. 13, Tab. 14).

Das C/N-Verhältnis und der Anteil an organischer Substanz wiesen keine signifikanten Unterschiede zwischen den erwärmten und den in situ inkubierten Proben auf (Tab. 13, Tab. 14). Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland waren die C/N-Verhältnisse in den erwärmten Proben durchweg etwas weiter und der Gehalt an organischer Substanz war geringer als in den in situ inkubierten Proben. Im Friedrichskoog-Vorland waren die Anteile der organischen Substanz in den erwärmten Proben höher als in den in situ inkubierten Proben.

Tabelle 13: Ergebnisse der Varianzanalyse des Temperatur-Erhöungs-Experimentes auf die Bodenfeuchte, das C/N-Verhältnis und den Anteil der organischen Substanz.

		Bodenfeuchte in % FG		C/N-Verhältnis		Anteil organischer Substanz in % TG	
		29.9.1997	11.5.1998	29.9.1997	11.5.1998	29.9.1997	11.5.1998
Koog	Dominanzbestand						
FK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	***	n.s.	n.s.	k.D.	n.s.	n.s.
FK	<i>Festuca rubra</i> I ∇	***	n.s.	n.s.	k.D.	n.s.	n.s.
FK	<i>Festuca rubra</i> II	***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
FK	<i>Elymus athericus</i>	***	n.s.	n.s.	k.D.	n.s.	n.s.
SNK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	n.s.	n.s.	n.s.	k.D.	n.s.	n.s.
SNK	<i>Atriplex portulacoides</i> ∇	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
SNK	<i>Festuca rubra</i>	***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
SNK	<i>Elymus athericus</i>	***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

*: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$, n.s.: nicht signifikant, k.D.: Daten für eine statistische Auswertung unzulänglich ∇: untere Salzwiese, : obere Salzwiese.

Da die Meßergebnisse für Ammonium sehr niedrig waren bzw. z.T. unterhalb der Nachweisgrenze lagen, wird im folgendem nur auf die Mineralisationsrate von Nitratstickstoff eingegangen. Die Inkubation im Brutschrank führte bis auf eine Ausnahme immer zu erhöhten Mineralisationsraten gegenüber den in situ inkubierten Proben (Abb. 16), *Puccinellia maritima* zeigte im Friedrichskoog-Vorland im Zeitraum vom 18.8.-29.9.1997 keine erhöhte Mineralisationsrate (Abb. 16a). Die statistische Auswertung ergab, daß sich die Mineralisationsraten der im Brutschrank inkubierten Proben von den in situ inkubierten Proben aus den Standorten der unteren Salzwiese bis auf den *Puccinellia maritima*-Standort im Friedrichskoog-Vorland signifikant voneinander unterscheiden. Die Unterschiede zwischen den erwärmten und in situ inkubierten Proben aus Standorten der oberen Salzwiese waren im Friedrichskoog-Vorland nur unter dem *Festuca rubra* II-Bestand signifikant. Im Sönke-Nissen-Koog-Vorland lagen alle Mineralisationsraten aus den Standorten der oberen Salzwiese, bis auf die aus dem *Festuca rubra*-Bestand, im Herbst signifikant über den in situ inkubierten Proben (Tab. 15).

Tabelle 14: Mittelwerte und Standardabweichungen des Temperatur-Erhöungs-Experimentes auf die Bodenfeuchte (H₂O [% FG]), das C/N-Verhältnis und den Anteil der organischen Substanz (Corg [%]).

Datum	Koog	Dominanzbestand	H ₂ O [% FG] in situ		H ₂ O [% FG] erwärmt		C/N in situ		C/N erwärmt		Corg [%] in situ		Corg [%] erwärmt	
			M	stdw	M	stdw	M	stdw	M	stdw	M	stdw	M	stdw
29.09.97	FK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	34,72	1,92	25,09	1,49	30,59	6,13	26,09	2,72	8,08	1,73	8,22	0,81
29.09.97	FK	<i>Festuca rubra</i> I ∇	34,72	1,92	24,49	1,92	32,17	3,82	29,65	6,26	7,58	0,61	7,45	0,42
29.09.97	FK	<i>Festuca rubra</i> II	34,09	1,21	20,64	2,58	22,69	2,83	16,71	1,11	9,71	1,06	9,87	0,72
29.09.97	FK	<i>Elymus athericus</i>	35,00	2,05	24,66	1,61	20,09	2,99	16,44	1,56	9,97	0,72	9,25	0,77
29.09.97	SNK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	38,88	0,86	34,41	0,91	22,53	2,64	16,11	1,71	10,00	0,39	8,97	0,67
29.09.97	SNK	<i>Atriplex portulacoides</i> ∇	37,14	1,47	32,98	1,35	18,92	2,76	18,05	1,61	10,10	0,63	9,81	0,31
29.09.97	SNK	<i>Festuca rubra</i>	35,50	1,82	22,95	1,80	19,90	2,09	17,38	1,34	10,17	0,62	8,35	0,94
29.09.97	SNK	<i>Elymus athericus</i>	32,25	2,04	23,40	0,93	21,07	4,15	17,50	1,46	8,13	0,37	7,63	0,39
11.05.98	FK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	33,53	2,33	34,78	1,73	18,11	1,28	35,25	11,24	7,77	1,81	9,20	0,66
11.05.98	FK	<i>Festuca rubra</i> I ∇	30,20	5,99	29,19	2,68	21,00	3,23	41,02	6,81	6,95	1,25	6,30	0,50
11.05.98	FK	<i>Festuca rubra</i> II	34,89	1,41	31,12	2,00	19,09	1,77	18,87	1,29	8,35	1,38	8,46	0,84
11.05.98	FK	<i>Elymus athericus</i>	33,46	2,98	30,15	2,12	21,24	3,58	19,61	2,67	8,21	0,67	8,62	0,92
11.05.98	SNK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	41,11	1,61	38,68	1,97	18,66	2,02	18,74	2,27	10,39	1,36	9,07	0,63
11.05.98	SNK	<i>Atriplex portulacoides</i> ∇	38,24	2,34	36,01	0,93	20,71	1,41	18,92	1,69	9,36	0,61	8,36	0,30
11.05.98	SNK	<i>Festuca rubra</i>	35,21	2,78	36,32	1,53	20,42	3,91	17,85	1,81	11,19	2,87	9,11	0,53
11.05.98	SNK	<i>Elymus athericus</i>	35,69	2,09	32,87	1,24	24,47	4,67	21,50	2,02	8,69	0,47	7,49	0,51

M= Mittelwert, stdw= Standardabweichung

∇: untere Salzwiese, : obere Salzwiese.

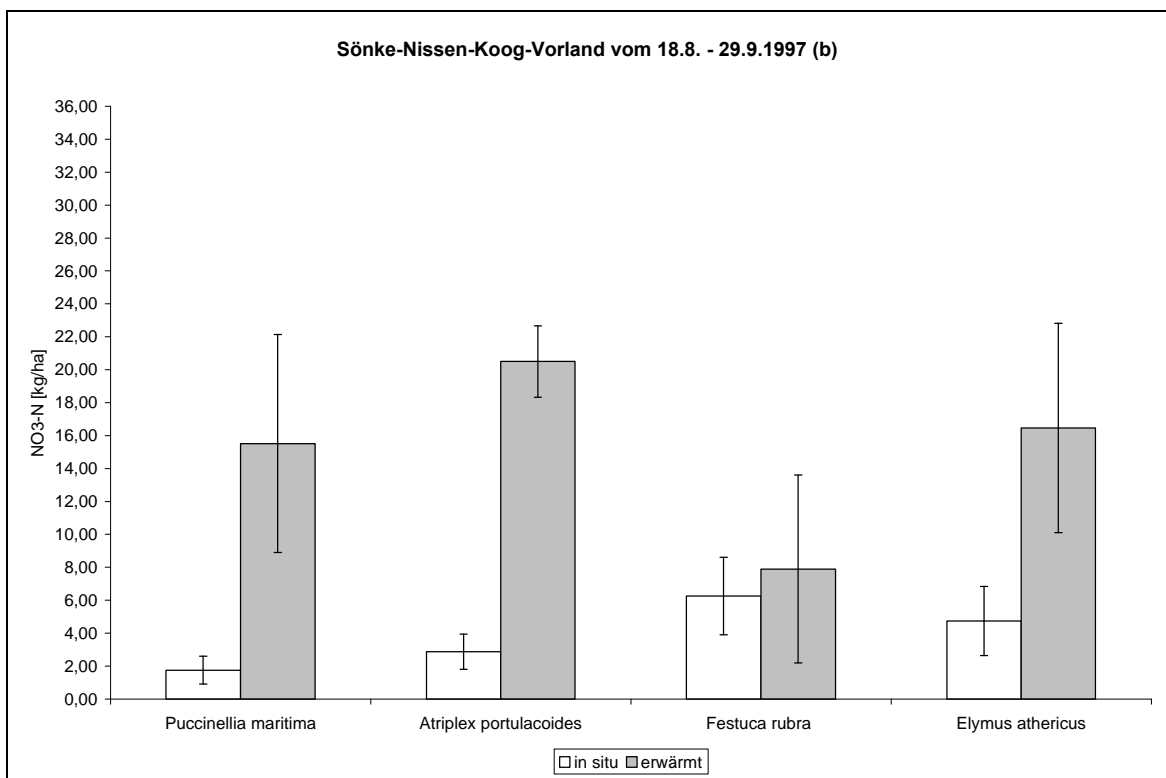
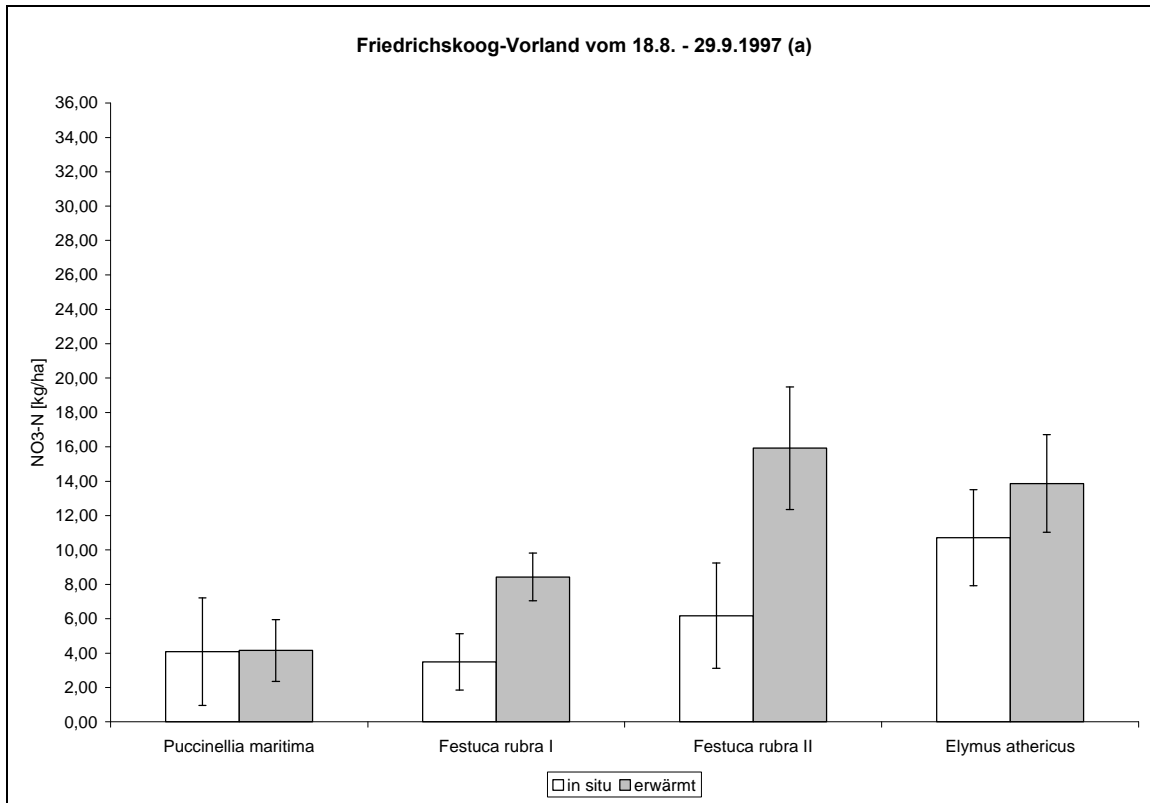
Tabelle 15: Ergebnisse der Varianzanalyse der Stickstoffmineralisationsraten des Temperatur-Erhöhungsexperimentes.

Koog	Dominanzbestand	18.8.-29.9.1997 (+1,3 °C)	30.3.-11.5.1998 (+0,8 °C)
		NO ₃ -N	NO ₃ -N
FK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	n.s.	***
FK	<i>Festuca rubra</i> I ∇	*	**
FK	<i>Festuca rubra</i> II	**	*
FK	<i>Elymus athericus</i>	n.s.	n.s.
SNK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	***	***
SNK	<i>Atriplex portulacoides</i> ∇	***	***
SNK	<i>Festuca rubra</i>	n.s.	*
SNK	<i>Elymus athericus</i>	***	***

*: p<0,05, **: p<0,01, ***: p<0,001, n.s.: nicht signifikant

∇: untere Salzwiese, : obere Salzwiese.

4 Ergebnisse und Diskussion



4 Ergebnisse und Diskussion

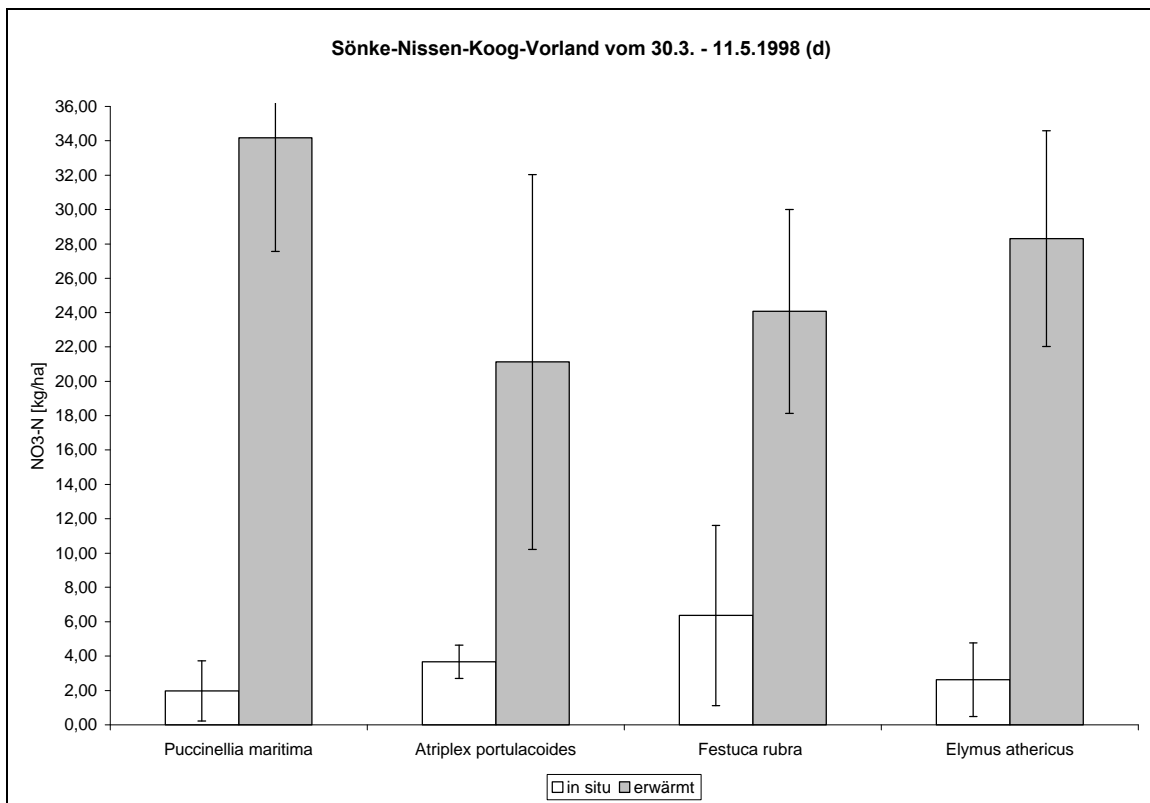
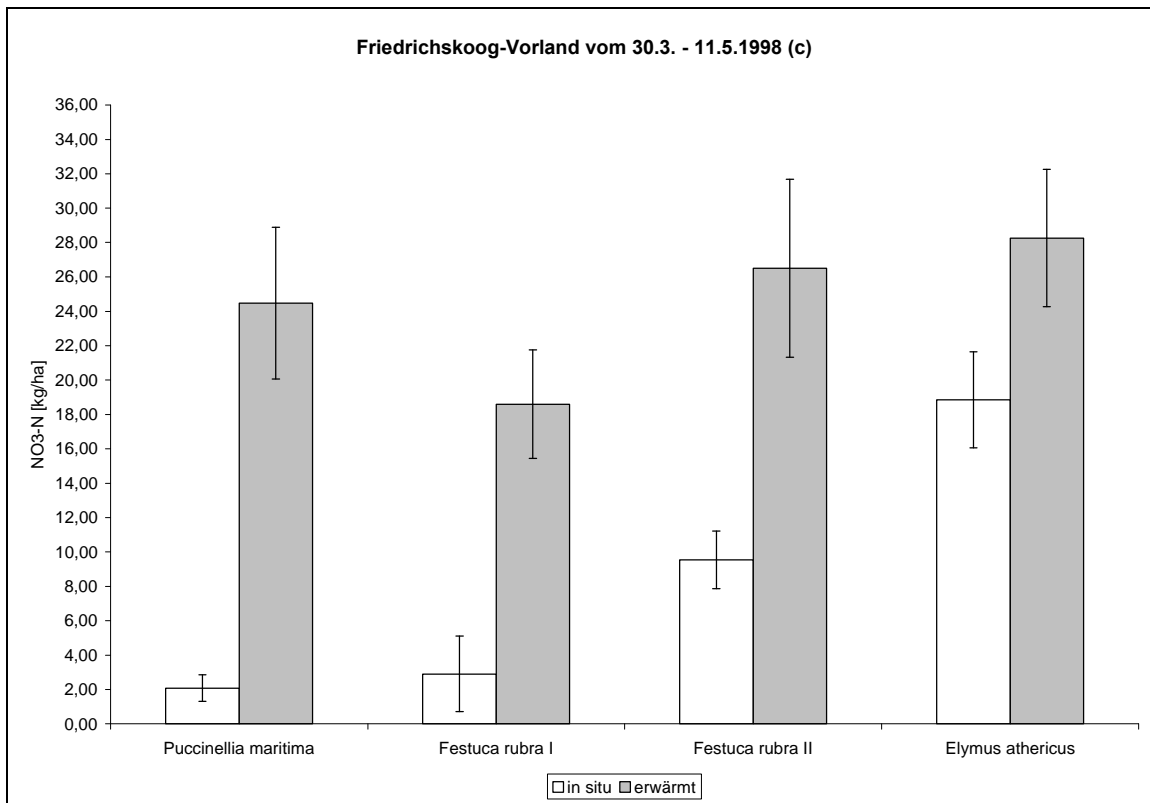


Abbildung 16: Stickstoffmineralisationsraten der in situ und der erwärmten Bodenproben, Mittelwerte und Standardabweichungen.

4.3.3 Freiland-Experiment

Das reziproke Vertauschen und Inkubieren der Proben in der unteren und oberen Salzwiese hat zu keinen signifikanten Unterschieden geführt, weder bei den Bodenwassergehalten, den C/N-Verhältnissen, den Gehalten an organischer Substanz noch bei den Mineralisationsraten (Tab. A 5 im Anhang).

Das Inkubieren der Proben aus der oberen Salzwiese in der unteren Salzwiese und umgekehrt führte im Mittel aber dazu, daß die Bodenwassergehalte im ersten Fall etwas höher und im zweiten Fall etwas niedriger waren, als die der Proben die jeweils in situ inkubiert wurden (Tab. 16). Betrachtet man die Bodenwassergehalte im Verlauf des Untersuchungszeitraumes, so folgt, daß die Proben, die aus der unteren Salzwiese in der oberen Salzwiese inkubiert wurden in beiden Gebieten an jeweils vier Terminen unter und an fünf Terminen über den Werten der in situ inkubierten Proben lagen (Abb.17). Die Proben, die aus der oberen in der unteren Salzwiese inkubiert wurden, lagen im Friedrichskoog-Vorland insgesamt sieben mal über den in situ inkubierten Proben und im Sönke-Nissen-Koog-Vorland drei mal darüber (Abb.18). Die C/N-Verhältnisse sind in der Regel in den vertauschten Proben etwas enger als in den in situ inkubierten Proben. Sie liegen mit minimal 12,41 und maximal 28,56 in dem in Kap. 4.1.6 beschriebenen Bereich (Tab A 5 im Anhang).

Tabelle 16: Mittlere Bodenwassergehalte [% FG] der in situ und der vertauschten Bodenproben.

Koog	Dominanzbestand	in situ	vertauscht
FK	<i>Puccinellia maritima</i> ∇	34,1	34,0
FK	<i>Festuca rubra</i>	32,4	33,0
SNK	<i>Atriplex portulacoides</i> ∇	37,7	37,0
SNK	<i>Festuca rubra</i>	37,6	38,0

∇: untere Salzwiese, : obere Salzwiese.

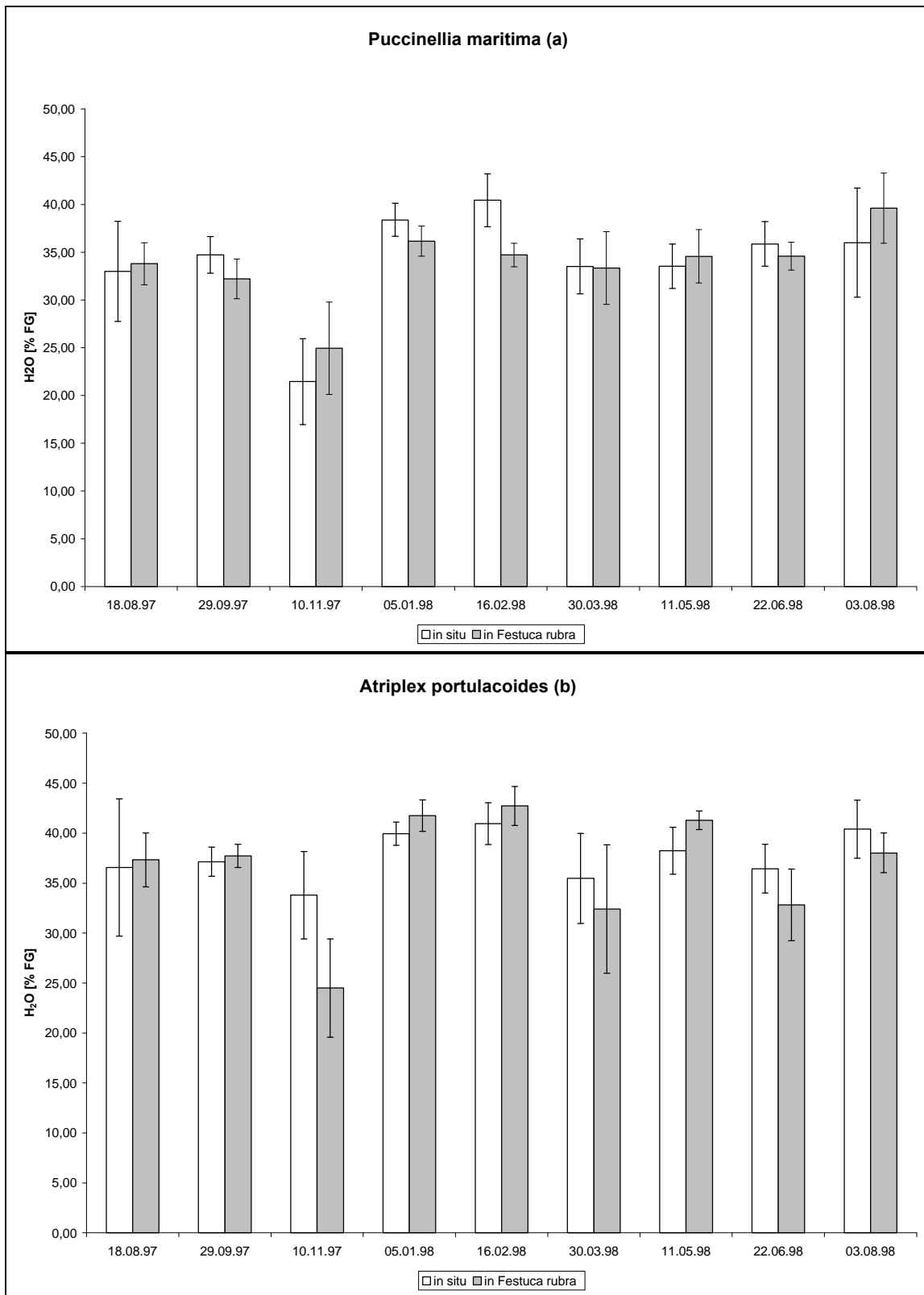


Abbildung 17: Vergleich der Bodenwassergehalte der Proben, die aus der unteren Salzwiese in der oberen Salzwiese inkubiert wurden a) Friedrichskoog-Vorland, b) Sönke-Nissen-Koog-Vorland, Mittelwerte und Standardabweichungen.

4 Ergebnisse und Diskussion

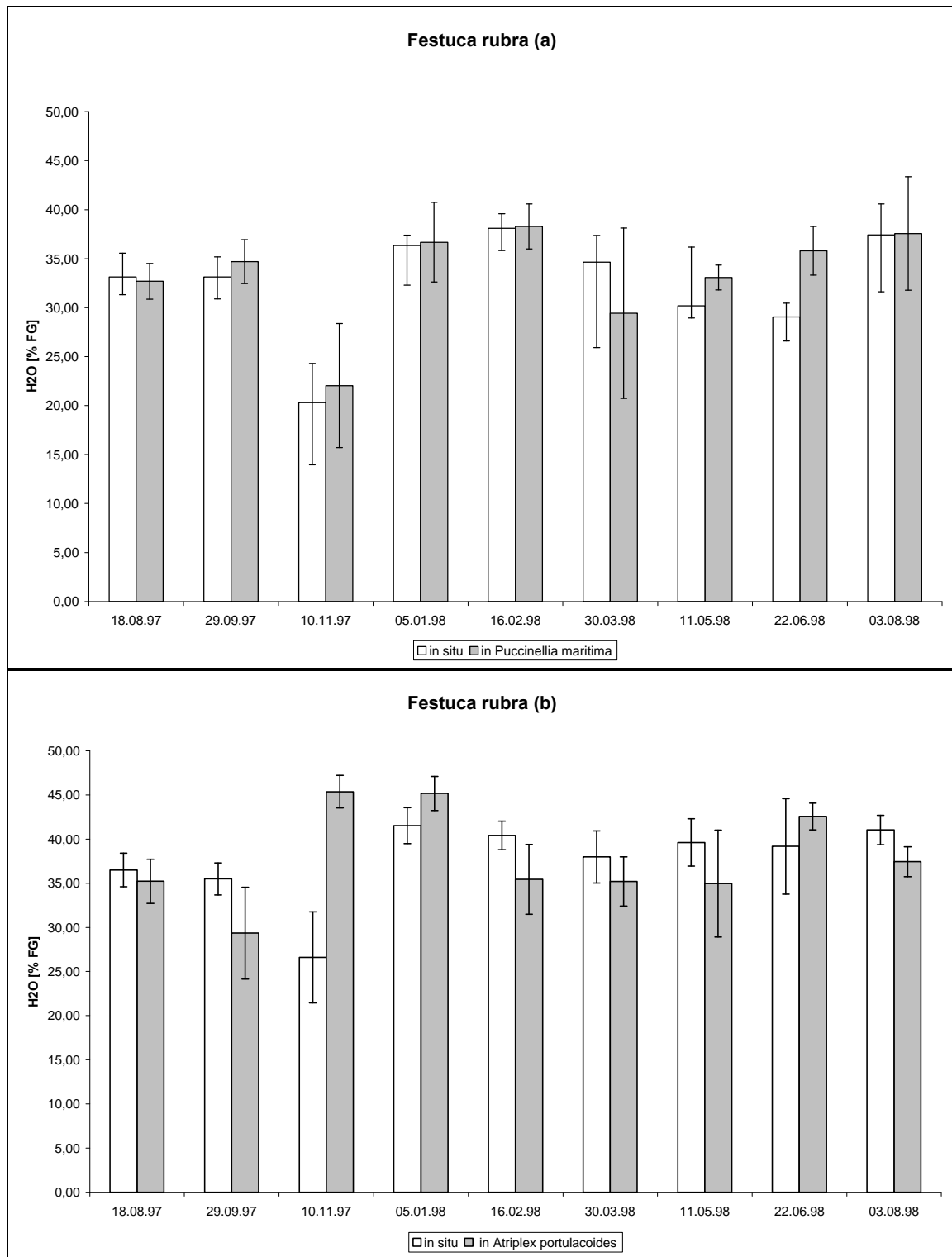


Abbildung 18: Vergleich der Bodenwassergehalte der Proben, die aus der oberen Salzwiese in der unteren Salzwiese inkubiert wurden a) Friedrichskoog-Vorland, b) Sönke-Nissen-Koog-Vorland, Mittelwerte und Standardabweichungen.

Die Summe der mineralisierten Stickstoffmengen ergibt Nachlieferungen zwischen 37,4 und 65,1 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Tab. 17). Dabei ist auffällig, daß das Vertauschen der Inkubationsröhren von der oberen in die untere Salzwiese in beiden Gebieten zu höheren Nachlieferungsraten führte. Im umgekehrten Fall, bei der Inkubation von Proben aus der unteren in der oberen Salzwiese lagen die Mineralisationsraten unter den Raten der in situ inkubierten Proben (Tab. 17).

Tabelle 17: Summe der nachgelieferten Stickstoffmengen vom 7.7.1997 bis 20.7.1998 in den vertauschten Zylinder [kg N /ha].

	Friedrichskoog-Vorland				Sönke-Nissen-Koog-Vorland			
	<i>Puccinellia maritima</i> ∇		<i>Festuca rubra</i>		<i>Atriplex portulacoides</i> ∇		<i>Festuca rubra</i>	
	in situ	in <i>Festuca rubra</i>	in situ	in <i>Puccinellia maritima</i> ∇	in situ	in <i>Festuca rubra</i>	in situ	in <i>Atriplex portulacoides</i> ∇
N-Gesamt	38,6	37,7	37,4	46,1	50,0	65,1	50,8	37,6
NO ₃ -N	28,1	26,3	19,1	31,2	43,7	36,8	46,1	12,7
NH ₄ -N	10,5	11,4	18,3	14,9	6,3	28,3	4,7	24,9

∇: untere Salzwiese, : obere Salzwiese.

Im Jahresverlauf war demzufolge zu erkennen, daß die Mineralisationsraten der Proben aus der oberen Salzwiese, die in der unteren Salzwiese inkubiert waren, häufiger, d.h. in mehreren Inkubationszeiträumen über den in situ inkubierten Proben lagen. Im Friedrichskoog-Vorland konnte dies in acht und im Sönke-Nissen-Koog-Vorland in sechs von neun Inkubationszeiträumen festgestellt werden (Abb. 19 u. 20). Die Inkubation der Proben aus der unteren in die obere Salzwiese führte dagegen in nur drei (Friedrichskoog-Vorland) bzw. in vier (Sönke-Nissen-Koog-Vorland) Fällen zu höheren Mineralisationsraten (Abb. 19 u. 20). Die im Jahresverlauf ermittelte Gesamtmineralisationsrate lag hier auch unter den Werten, der in situ inkubierten Proben.

Die Bodentemperaturen unter den reziprok vertauschten Dominanzbeständen zeigten keine signifikanten Unterschiede im Untersuchungszeitraum (Abb. 6, Kap. 4.1.3).

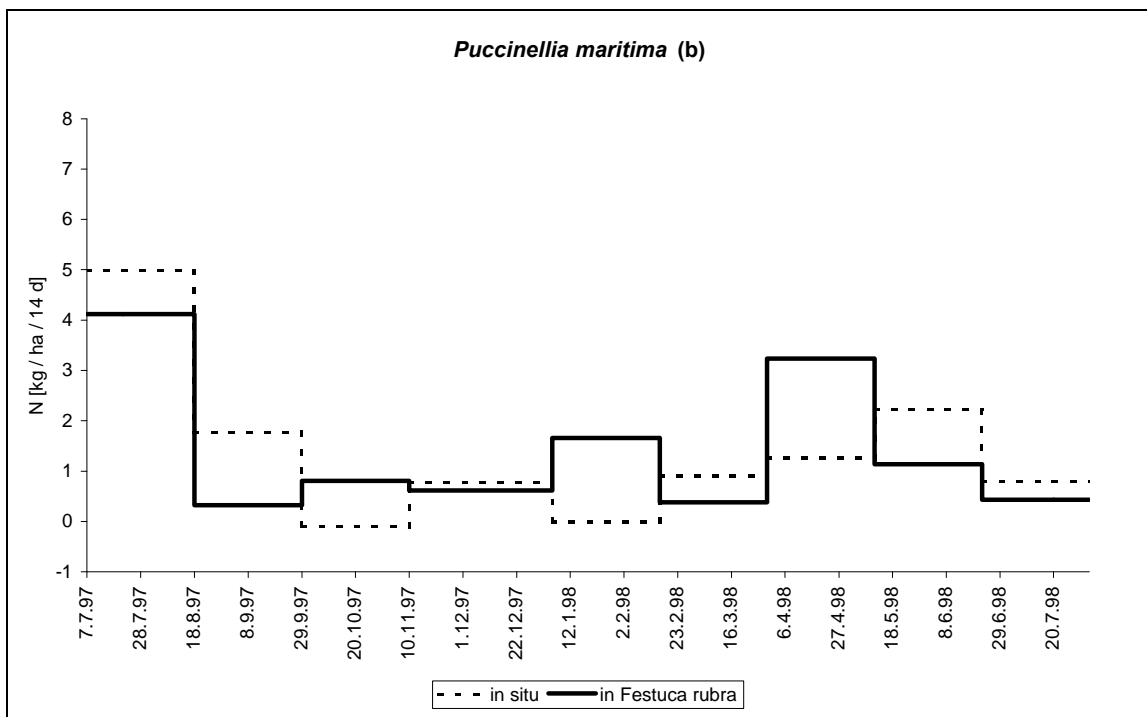
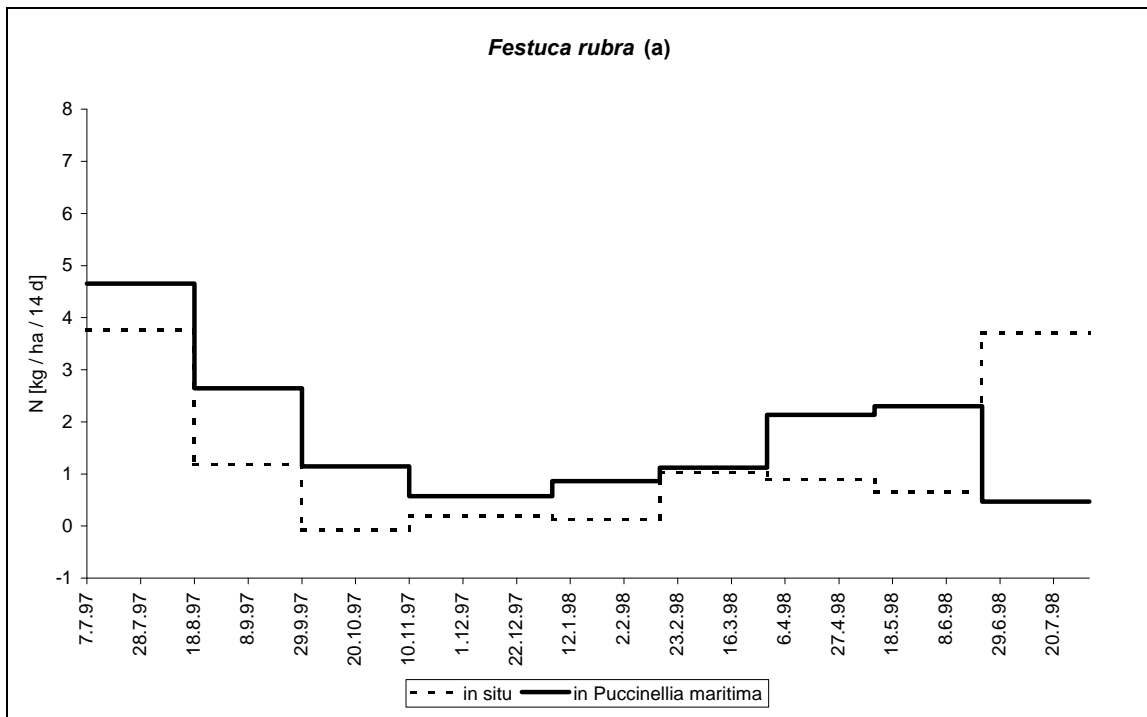


Abbildung 19: Stickstoffnetto-mineralisationsraten im Zeitraum vom 7.7.1997 – 3.8.1998 im Friedrichskoog-Vorland a) *Festuca rubra* in situ und in *Puccinellia maritima*, b) *Puccinellia maritima* in situ und in *Festuca rubra*.

4 Ergebnisse und Diskussion

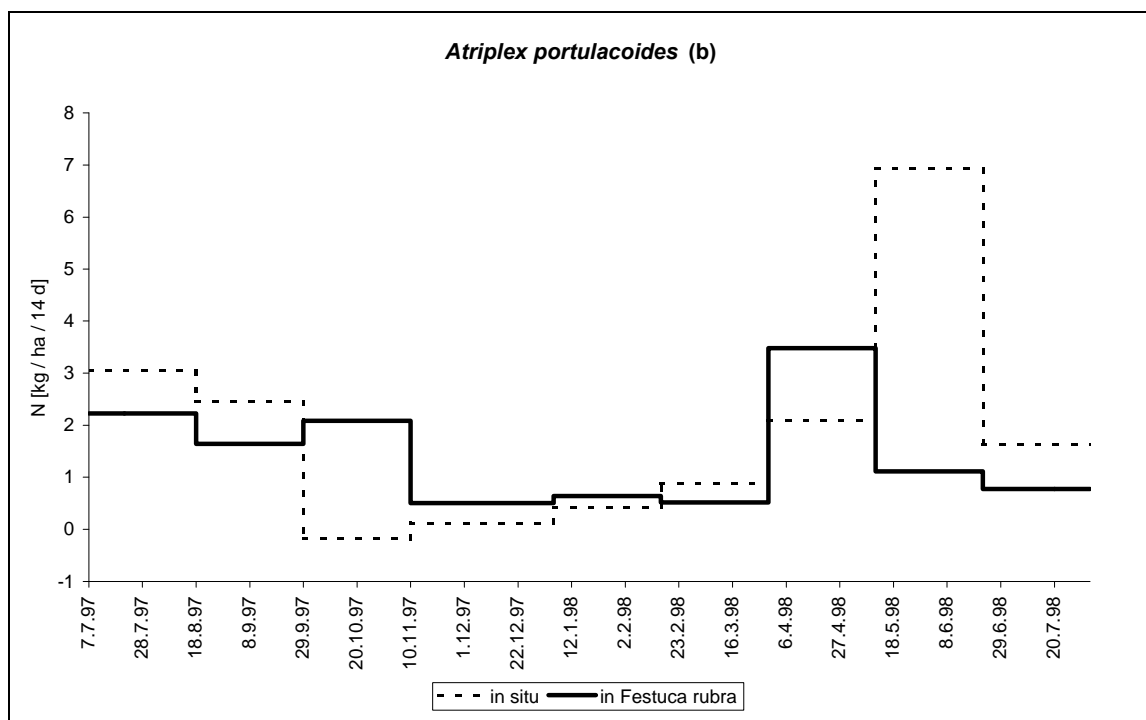
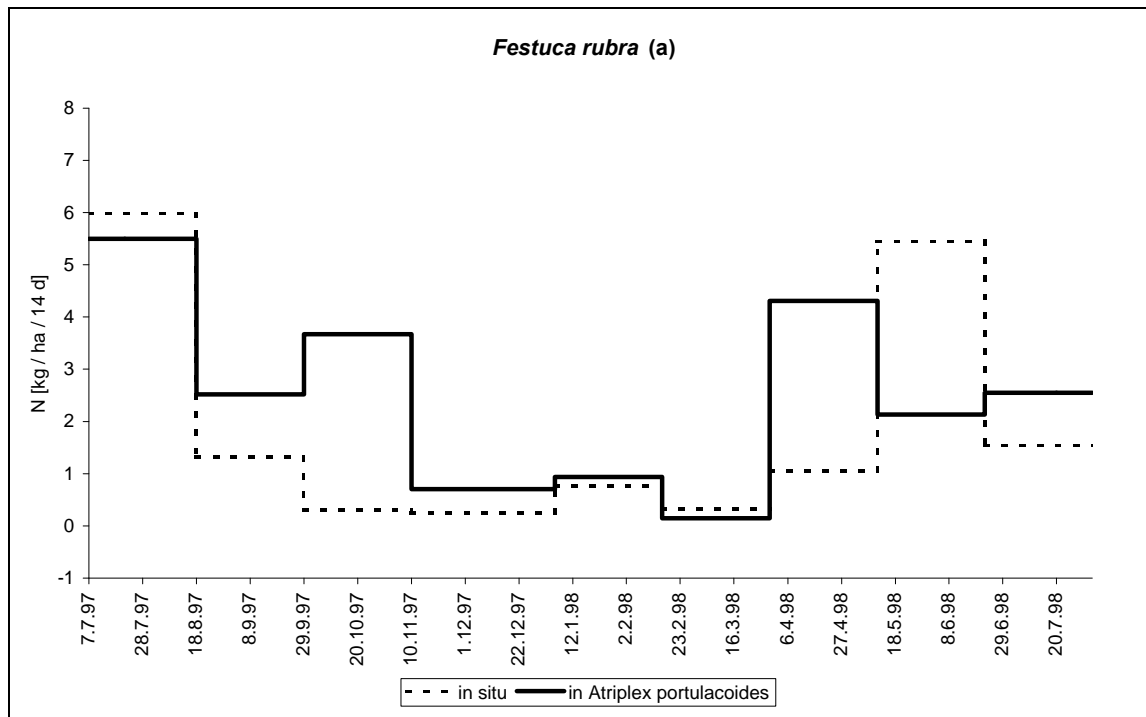


Abbildung 20: Stickstoffnetto-mineralisationsraten im Zeitraum vom 7.7.1997 – 3.8.1998 im Sönke-Nissen-Koog-Vorland a) *Festuca rubra* in situ und in *Atriplex portulacoides*, b) *Atriplex portulacoides* in situ und in *Festuca rubra*

4.3.4 Diskussion

Potentielle Mineralisationsraten

Die in dieser Arbeit durchgeführten Experimente belegen, daß der Faktor Temperatur ein wesentlicher, wenn nicht sogar der Haupteinflußfaktor ist, der auf die Stickstoffmineralisationsrate wirkt. Unter den experimentellen Bedingungen sind die Mineralisationsraten erwartungsgemäß bei 25° C am höchsten. Die Mineralisationsraten bei 25° C erreichen Größenordnungen, die auch von HENRIKSEN & JENSEN (1979) in Salzwiesen in Dänemark ermittelt wurden. Unter Beständen von *Atriplex portulacoides* haben sie potentielle Mineralisationsraten von jährlich 185 – 226 kg N ha⁻¹ a⁻¹ festgestellt. Die Mineralisationsraten bei 25° C sind in beiden Gebieten in den oberen Salzwiesen deutlich höher als in den unteren Salzwiesen. Für die *Puccinellia maritima*-Bestände im Friedrichskoog-Vorland wie auch im Sönke-Nissen-Koog-Vorland liegen die Mineralisationsraten bei jährlich 144 bzw. 151 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Unter den *Elymus athericus*-Beständen sind sie mit 211,8 bzw. 299,9 kg N ha⁻¹ a⁻¹ im Friedrichskoog- bzw. Sönke-Nissen-Koog-Vorland fast doppelt so hoch wie unter den Beständen der unteren Salzwiese. Diese Ergebnisse korrespondieren gut mit den im Gelände gemessenen Mineralisationsraten. Auch dort sind die höchsten Werte unter den Beständen der oberen Salzwiese gemessen worden (Kap. 4.2.2).

Der Faktor, um den sich die Mineralisationsrate in der unteren Salzwiese zwischen 5° C und 15° C erhöht, beträgt im Mittel vier und zwischen 15° C und 25° C sieben. In der oberen Salzwiese beträgt der Faktor zwischen 5° C und 15° C sechs, und zwischen 15° C und 25° C liegt er bei vier (Tab. 11, Kap. 4.3.1).

Die Unterschiede der Mineralisationsraten zwischen den beiden Untersuchungsgebieten werden mit zunehmender Temperatur größer (Abb. 15, Kap. 4.3.1). Das könnte mit den unterschiedlichen Bodenarten (Kap. 4.1.2) und mit den C/N-Verhältnissen sowie den Gehalten an organischer Substanz zusammenhängen. In den tonigen Böden des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes sind die C/N-Verhältnisse enger und der Gehalt an organischer Substanz höher als in den sandigen Böden des Friedrichskoog-Vorlandes (Tab. 6, Kap. 4.1.6). Der positive Einfluß einer Temperaturerhöhung ist in den tonreichen Böden des Sönke-Nissen-Koog-Vorlandes deutlich ausgeprägter als im Friedrichskoog-Vorland.

Temperaturerhöhung

Die Ergebnisse dieses Experiments zeigen, daß erhöhte Temperaturen im Brutschrank zu signifikant höheren Mineralisationsraten führen können (Tab. 15, Kap. 4.3.2). KOLB (1995) und LÜCKEWILLE & WRIGHT (1997) beschreiben dies beispielsweise auch für Waldökosysteme in den bayrischen Voralpen bzw. in Südnorwegen. Die höheren Mineralisationsraten der im Brutschrank inkubierten Proben hängen wahrscheinlich nicht nur von den erhöhten Temperaturen ab, sondern sind unter anderem auf die konstanten Bedingungen in den Brutschränken und auf die unterschiedlichen Termine im Jahr zurückzuführen. KOLB (1995) stellte in seinen Untersuchungen in Fichtenwäldern bei Temperaturerhöhungen von $+1^{\circ}\text{C}$ Steigerungen der Mineralisationsrate um den Faktor 1,3 fest. Desweiteren ermittelte er, daß die Steigerung der Mineralisationsraten nicht linear verläuft. Bei einer Temperaturerhöhung von $+2^{\circ}\text{C}$ stellte er Steigerungsraten um den Faktor 1,7 fest. WILSON & Jefferies (1996) und NADELHOFFER et al. (1991) geben Steigerungsraten um den Faktor 2,9 bei Temperaturunterschieden von $3,6^{\circ}\text{C}$ von $15,3^{\circ}\text{C}$ auf $18,9^{\circ}\text{C}$ bzw. um den Faktor > 2 bei einem Temperaturunterschied von 6°C von $9 - 15^{\circ}\text{C}$ für arktische Salzwiesen an. Diese Untersuchungen wurden alle in situ durchgeführt. In der vorliegenden Untersuchung sind die höchsten Steigerungen bei $+0,8^{\circ}\text{C}$ gemessen worden. Der Faktor, um den die Mineralisationsrate bei $+0,8^{\circ}\text{C}$ ansteigt, beträgt bei den Proben aus dem Friedrichskoog-Vorland 5,6 und aus dem Sönke-Nissen-Koog-Vorland 9,4. Bei einer Temperaturerhöhung von $1,3^{\circ}\text{C}$ steigt die Mineralisationsrate bei den Proben aus dem Friedrichskoog-Vorland um den Faktor 1,8 und aus dem Sönke-Nissen-Koog-Vorland um den Faktor 5,2. Diese deutlich höheren Steigerungsraten können dadurch erklärt werden, daß die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Mineralisationsraten im Brutschrank und nicht in situ ermittelt wurden. Desweiteren können die deutlich höheren Mineralisationsraten bei der geringeren Temperaturerhöhung auf die jahreszeitlichen Unterschiede zurückgeführt werden. Im Frühjahr liegen mehr leicht zu mineralisierende Stickstoffvorräte im Boden vor. Dies führt generell zu höheren Mineralisationsraten (ABD. AZIZ & NEDWELL 1986, UPDEGRAF et al. 1995 und VIVIER 1997). Auch die Mineralisationsraten der in situ gemessenen Proben sind im Frühjahr deutlich höher als im Herbst (Kap. 4.2.2).

Weitere Faktoren, die auf die Mineralisationsraten wirken können und untersucht wurden, sind die aktuellen Stickstoffgehalte vor den Inkubationsterminen, die C/N-

Verhältnisse, der Gehalt an organischer Substanz und der Wassergehalt. Alle genannten Faktoren haben in diesem Versuch keinen signifikanten Einfluß auf die Mineralisationsraten. Die Nitrat- und Ammoniumwerte liegen in beiden Kögen zwischen 0 und maximal $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wobei die Gehalte in der oberen Salzwiese im Friedrichskoog-Vorland höher sind als im Sönke-Nissen-Koog-Vorland. Die aktuellen Stickstoffgehalte erlauben allerdings keine eindeutige Aussage darüber, wieviel leicht zu mineralisierender Stickstoff im Boden vorliegt (ABD. AZIZ & NEDWELL 1986, UPDEGRAF et al. 1995 und VIVIER 1997).

Freiland - Experiment

Dieses Experiment diente vornehmlich der Erfassung von Mineralisationsraten unter veränderten abiotischen Bedingungen, insbesondere veränderten Bodenwassergehalten. Das Inkubieren der Proben aus der oberen Salzwiese in der unteren Salzwiese kann Aufschluß darüber geben, wie sich die Mineralisationsraten unter veränderten Klimabedingungen verändern könnten, wenn der Meeresspiegel klimabedingt ansteigt und die Sedimentationsrate nicht im gleichen Maße steigt (SPIEGEL 1997). Die Ergebnisse zeigen, daß das Inkubieren der Proben aus der oberen Salzwiese in der unteren Salzwiese zu höheren und daß die Inkubation von Proben aus der unteren in die obere Salzwiese zu niedrigeren Mineralisationsraten führt (Tab.17). Die Bodenwassergehalte, um die es in diesem Experiment hauptsächlich ging, veränderten sich durch das reziproke Vertauschen wie angenommen: Proben aus der oberen Salzwiese, die in der unteren Salzwiese inkubiert wurden, hatten höhere Bodenwassergehalte als die in situ inkubierten Proben, und solche die aus der unteren Salzwiese in der oberen Salzwiese inkubiert wurden, wiesen niedrigere Bodenwassergehalte als die in situ inkubierten Proben auf (Tab. 16, Kap. 4.3.3). Diese Ergebnisse sind indessen nicht signifikant. Das das reziproke Vertauschen der Proben keine signifikanten Unterschiede der Bodenwassergehalte nach sich zog, kann auf die geringe Anzahl der Überflutungen und auf die größtenteils geringen Niederschlagssummen in den letzten zehn Tagen vor den Beprobungsterminen zurückgeführt werden (Abb. 4b, 5b Kap. 4.1.1 u. Abb. 7b, Kap. 4.1.4). Ein weiterer Grund könnten die Konstruktion der Inkubationszylinder sein. Bei Überflutungsereignissen soll Wasser durch vier seitliche Löcher eindringen. Inwieweit dies hier geschehen ist, kann nicht abschließend beantwortet werden.

Obwohl die Bodenwassergehalte in den Freilanduntersuchungen keine signifikante Korrelation mit den Mineralisationsraten haben (Kap. 4.2.2), ist doch zu erkennen, daß die Mineralisationsraten in diesem Experiment positiv von den höheren Bodenwassergehalten beeinflußt werden. Die Proben, die von der oberen Salzwiese in der unteren Salzwiese inkubiert wurden, wiesen sowohl höhere Mineralisationsraten als auch höhere Bodenwassergehalte auf. Bei den Proben, die von der unteren Salzwiese in der oberen Salzwiese inkubiert wurden, sind beide Parameter niedriger.

4.4. Ergebnisse aus dem Klimakammer-Experiment

Einfluß erhöhter Chloridkonzentrationen

Die Chloridkonzentrationen des Bodens lagen vor Versuchsbeginn im Mittel bei 16,07 mg Cl/100g FG (Minimum: 10,55 mg Cl/100g FG, Maximum: 20,98 mg Cl/100g FG). Nach dem Versuch lagen die Chloridkonzentrationen der Proben, die mit der Salzlösung gegossen wurden („Salz“) signifikant über den Ausgangswerten und denen solcher Proben, die mit Regenwasser bzw. Nährlösung ohne Salz („Kontrolle“) gegossen wurden. Die Chloridkonzentrationen der Kontrollen unterschieden sich nach Versuchsende nicht signifikant von den Ausgangswerten (Tab. 18). Die 2-faktorielle Varianzanalyse zeigte, daß nur der Faktor Salz einen signifikanten Effekt auf die Chloridkonzentration hatte, die Temperatur und die Interaktion der beiden Faktoren führte zu keinen weiteren signifikanten Unterschieden (Tab. 19).

Tabelle 18: Chloridkonzentrationen in mg Cl/100 g Frischgewicht am Versuchsende.

Temperatur	15°C	18°C	21°C	Mittelwerte
Kontrolle	17,7	19,3	17,2	18,1
Salz	44,1	42,9	40,3	42,4
	*	*	**	***

*: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$.

Tabelle 19: Ergebnisse der 2-faktoriellen Varianzanalyse für die Chloridkonzentrationen.

	df	Mean Square	F	p-Wert
Temperatur	2	51,47	0,54	0,587
Salz	1	3371,45	35,72	0,0001
Temperatur * Salz	2	29,42	0,31	0,735

df: Freiheitsgrade, F: Varianzquotient.

Oberirdische Phytomasse

Vor Versuchsbeginn lag das Trockengewicht der oberirdischen Phytomasse im Mittel bei 0,768 g mit einer Standardabweichung von 0,189 g und einem Minimal- und Maximalwert von 0,34 g bzw. 1,33 g.

Nach Versuchsende zeigte sich erwartungsgemäß, daß der Salzgehalt einen deutlichen negativen Effekt auf das Wachstum der Pflanzen hat. Die Pflanzen hatten weniger Gesamtphytomasse, lebende und tote Phytomasse (standing dead), als die Pflanzen aus

den Kontrollen (Abb. 21). Die 2-faktorielle Varianzanalyse der Daten ergab für die oben genannten Faktoren (Gesamtphytomasse, lebende und tote Phytomasse (standing dead)) ebenfalls nur signifikante Effekte mit einem p-Wert von $< 0,001$ für den Faktor Salzgehalt. Der Faktor Temperatur sowie die Interaktion beider Faktoren führten in diesen Analysen zu keinen signifikanten Unterschieden (Tab. 20).

Tabelle 20: Ergebnisse der 2-faktoriellen Varianzanalyse für die Gesamtphytomasse, lebende und tote Phytomasse, angegeben ist der p-Wert.

	lebende Phytomasse	standing dead	Gesamtphytomasse
Temperatur	0,105	0,637	0,642
Salz	0,0001	0,0001	0,0001
Temperatur * Salz	0,089	0,453	0,235

Weitere Analysen zeigten, daß sich die Pflanzen der Kontrollansätze bei 18° C am besten entwickelten. Sie zeigten die höchsten Werte für die lebende und Gesamtphytomasse (Tab.21). Bei der lebenden Phytomasse war hier der Wert signifikant ($p = 0,046$) höher als bei 15° C. Die Gesamtphytomassewerte der Kontrollansätze war bei allen drei Temperaturen signifikant höher bei jenen der Salzansätze. Für die lebende Phytomasse und das standing dead konnten für 15° C und 18° C jeweils zwei mal signifikante Unterschiede festgestellt werden (Tab. 21).

Tabelle 21: Einfluß der Faktoren Salz und Temperatur auf die oberirdische Phytomasse.

Temperatur	lebende Phytomasse			standing dead			Gesamtphytomasse		
	Kontrolle	Salz		Kontrolle	Salz		Kontrolle	Salz	
	TG [g]	TG [g]		TG [g]	TG [g]		TG [g]	TG [g]	
15 ° C	0,44	0,25	n.s.	1,03	0,61	*	1,46	0,87	**
18 ° C	0,69	0,25	***	1,04	0,52	**	1,73	0,77	***
21 ° C	0,58	0,2	**	1,02	0,73	n.s.	1,59	0,93	**

TG = Trockengewicht der Pflanzen pro Röhre, *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$, n.s: nicht signifikant.

4 Ergebnisse und Diskussion

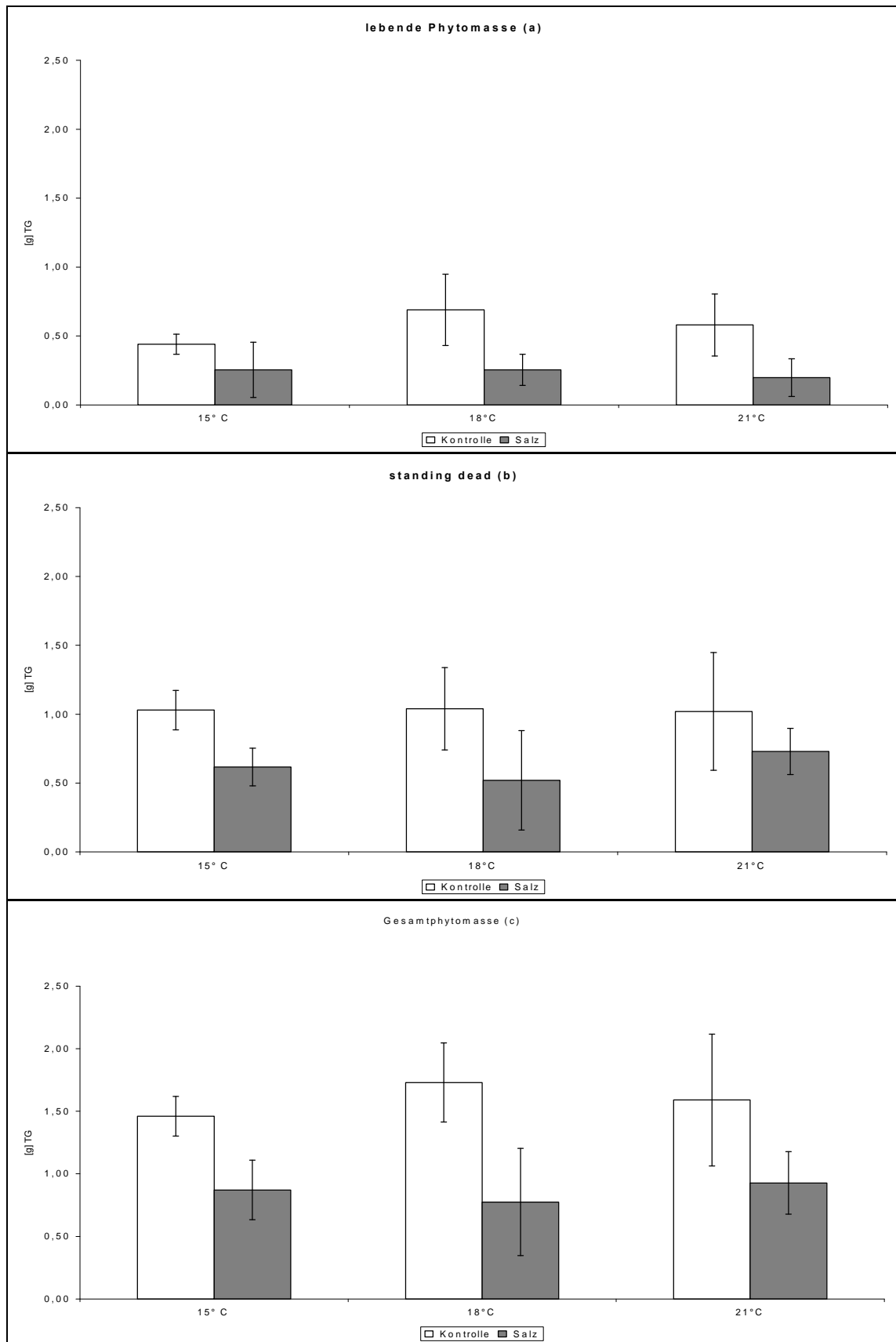


Abbildung 21: Oberirdische Phytomasse aus dem Klimakammerversuch (a) lebende Phytomasse, (b) standing dead und (c) Gesamtphytomasse, Mittelwerte und Standardabweichungen.

C/N-Verhältnisse der oberirdischen Phytomasse

Zu Beginn des Versuches lag das C/N-Verhältnis der oberirdischen Phytomasse bei 23, nach Ende des Versuches zwischen 16 und 22. Die Werte nach Versuchsende unterschieden sich nicht signifikant von den Ausgangswerten. Die 2-faktorielle Varianzanalyse zeigte für das C/N-Verhältnis einen signifikanten Effekt für den Faktor Temperatur. Der Faktor Salz und die Interaktion der beiden Faktoren führten zu keinen weiteren signifikanten Unterschieden der C/N-Verhältnisse (Tab. 22). Das C/N-Verhältnis war bei 15° C im Kontrollansatz signifikant enger als bei 21° C im Kontrollansatz (Abb. 22).

Tabelle 22: Ergebnisse der 2-faktoriellen Varianzanalyse für das C/N-Verhältnis der oberirdischen Phytomasse

	df	Mean Square	F	p
Temperatur	2	76,99	6,82	0,003
Salz	1	27,31	2,42	0,127
Temperatur * Salz	2	9,88	0,87	0,423

df: Freiheitsgrade, F: Varianzquotient.

Das C/N-Verhältnis korrelierte signifikant negativ mit den am Versuchsende gemessenen Salzgehalten (-,64, $p < 0,05$, Pearsons r) und positiv mit der Temperatur, wobei dieses Ergebnis nicht signifikant war (0,45 Spearman r).

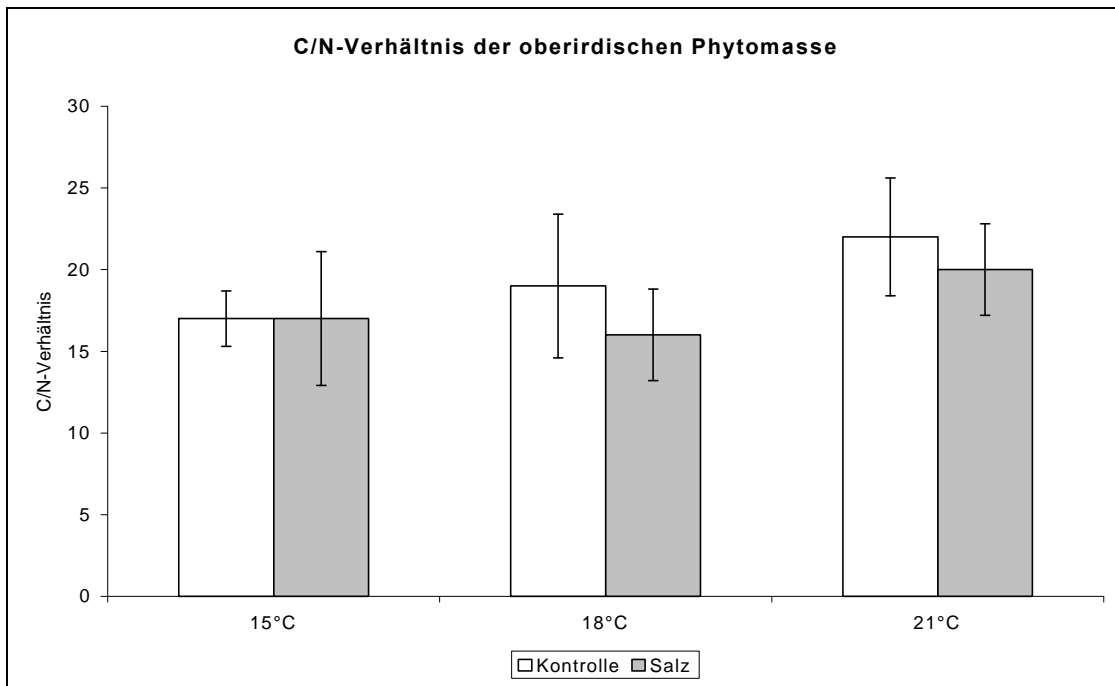


Abbildung 22: C/N-Verhältnis der oberirdischen Phytomasse. Mittelwerte und Standardabweichungen

C/N-Verhältnis des Bodens

Zum Zeitpunkt der Ernte ließen sich zwischen den C/N-Verhältnissen der Bodenproben keine statistischen Unterschiede feststellen. Die Mittelwerte lagen zwischen 9,5 und 7,3. Die C/N-Verhältnisse waren aber am Ende des Versuches signifikant enger als vor Versuchsbeginn (11,6). Der Gesamtstickstoff betrug vor Versuchsbeginn 3,0 g N/kg Boden. Nach Versuchsende war die Gesamtstickstoffmenge höher, sie lag zwischen 3,3 und 4,1 g N/kg Boden. Die einzelnen Versuchsansätze zeigten aber keine signifikanten Unterschiede (Tab. 23).

Tabelle 23: C/N-Verhältnis und Gesamtstickstoff im Boden am Versuchsende

Temperatur	C/N-Verhältnis		Gesamtstickstoff [gN/kg]	
	Kontrolle	Salz	Kontrolle	Salz
15 ° C	8,5	8,0	3,6	4,1
18 ° C	7,3	8,0	4,1	3,4
21 ° C	9,3	8,5	3,9	3,3

Organische Substanz des Bodens

Vor Versuchsbeginn lag der Gehalt an organischer Substanz bei 11,4 % (Minimum: 10,6 %, Maximum: 12,4 %). Nach dem Versuch waren die Gehalte mit Werten

zwischen 9,2 % und 10,4 % geringer als die Ausgangswerte (Tab. 24). Die Unterschiede waren nicht signifikant.

Tabelle 24: Gehalt an organischer Substanz im Boden am Versuchsende

Temperatur	Organische Substanz [% TG]	
	Kontrolle	Salz
15 ° C	9,4	10,4
18 ° C	9,9	9,8
21 ° C	9,6	9,2

4.4.1 Diskussion

Klimakammer-Experiment

Allgemein sind Ergebnisse von Experimenten nicht ohne Einschränkungen auf die Situation in der Natur anzuwenden. Sie können aber dazu dienen, bestimmte ökologische Faktoren gezielt zu untersuchen und zu manipulieren. In diesem experimentellen Ansatz sollte die Wirkung einer Temperaturerhöhung und eines erhöhten Salzgehaltes auf die Entwicklung von *Puccinellia maritima* und auf abiotisch Parameter des Bodens untersucht werden. Bedingt durch das Versuchsdesign, bzw. durch das Gießen der Pflanzen in den Röhren mit Salzwasser akkumulierte der Salzgehalt im Laufe des Versuches auf Werte, die mehr als doppelt so hoch waren wie zu Versuchsbeginn (Tab. 18, Kap. 4.4). Die Nährlösung wurde nicht ausgewaschen, wie es z.B. bei CHRISTIANSEN (1999) beschrieben wird, weil sie nur sehr langsam in die Bodenmonolithen eindrang und ein Durchfließen, wie es für sandige Böden beschrieben, wird nicht vorkam. Die Varianzanalyse der Daten ergab, daß der Faktor Salz in der 2-faktoriellen Anova so stark wirkt, daß diese nicht nur allein angewendet werden konnte, um die Ergebnisse darzustellen und zu diskutieren. Daher wurden um die Unterschiede der Temperaturvarianten zu berechnen einfaktorielle Varianzanalysen benutzt

Das Experiment zeigte, daß sich hohe Chloridkonzentrationen stark hemmend auf die Entwicklung der oberirdischen Phytomasse auswirken. Das Trockengewicht der oberirdischen Phytomasse lag bei den Ansätzen mit Salz immer signifikant unter den Werten der Kontrollansätze (Tab. 20, 21 u. Abb. 21). Das Verhältnis von lebender zu toter Phytomasse ist bei den Varianten mit Salz deutlich geringer. Dies kann mit der

insgesamt gehemmten Entwicklung erklärt werden. COOPER (1982), ROZEMA & DIGGELEN (1991) und LENSSEN et al. (1995) beschreiben auch eine starke Hemmung des Wachstums und der Photosyntheseleistung bei steigenden Salzkonzentrationen. *Puccinellia maritima* wird ab 300 mMol NaCl stark im Wachstum gehemmt (COOPER 1982). Diese Behinderungen werden hauptsächlich durch eine Wasserunterversorgung hervorgerufen, die durch ein niedriges osmotisches Potential im Wurzelbereich entsteht (ROZEMA & DIGGELEN 1991). Für fast alle Halophyten gilt, daß sie bei null oder nur sehr geringen NaCl-Konzentrationen am besten wachsen (GREENWAY & MUNNS 1980). Am natürlichen Standort kann *Puccinellia maritima* im ausgewachsenem Zustand hypersalinen Bedingungen allerdings tolerieren und zeigt keine oder nur unwesentliche Produktionseinbußen (DIERBEN et al. 1994, KIEHL 1997). Diese Art hat mit ihrem hohen Sproß-Wurzel-Verhältnis einen physiologischen Vorteil auf den wassergesättigten Böden der unteren Salzwiese, der aber in höheren, trockeneren Bereichen der Salzwiese zum Nachteil werden kann (COOPER 1982).

Für diesen Versuch kann festgestellt werden, daß *Puccinellia maritima* bei 18° C ihr Wachstumsoptimum hat. Die oberirdische Phytomasse entwickelt sich bei 18° C am besten und unterscheidet sich signifikant von den Ergebnissen bei 15° C. Bei 21° C verringert sich der Anteil der lebenden Phytomasse um fast 20 %. Auch das C/N-Verhältnis der oberirdischen Phytomasse war bei 21° C signifikant weiter als bei 15° C. Dies deutet darauf hin, daß die Pflanzen bei 21° C keine optimalen Lebensbedingungen mehr haben und ihre Fähigkeit eingeschränkt ist, den zur Verfügung stehenden Stickstoff aufzunehmen und umzusetzen.

Die bodenkundlichen Parameter C/N-Verhältnis, Gehalt an organischer Substanz und der Gesamtstickstoff unterscheiden sich nach Versuchsende nicht signifikant voneinander. Die Behandlungsvarianten hatten keine signifikanten Effekte. Allerdings war die Gesamtstickstoffmenge nach Versuchsende durch die Nährstoffgabe bedingt höher als vor Versuchsbeginn; dementsprechend war das C/N-Verhältnis am Versuchsende enger.

4.5 Abschlußdiskussion

Zur Zeit existiert eine Vielzahl an Modellen und Szenarien über globale und regionale Klimaveränderungen. Die Vorhersage des Klimas der nächsten Jahrhunderte ist eine große Herausforderung für die Wissenschaft. Einige Veränderungen wie z.B. solche des globalen Wasserkreislaufs, Veränderung der großen Eisschilde und der Wasserverfügbarkeit, Rückgang der Gebirgsgletscher, Anstieg des Meeresspiegels und Ausbreitung der Wüstenregionen können zur Zeit in Anfängen festgestellt werden (LOZÁN et al. 1998). Detaillierte Prognosen über einen künftigen, regionalen Klimaverlauf sind aber gegenwärtig noch nicht möglich (MAHLMAN 1997, BÁRDOSSY 1998, GERSTENGARBE 1998).

Prognostizierte Klimaänderungen mit einem Temperaturanstieg von 1° C bis 3,5° C bis zum Jahr 2100, wie sie von KATTENBERG et al. (1996) vorhergesagt werden, wirken nach PRENTICE (1992) und DIERBEN (1993) wahrscheinlich eher indirekt als direkt auf die Vegetationszonierung in den Salzwiesen. Zu den direkten Faktoren zählen die Temperaturerhöhung, die Zunahme der Niederschläge und eine Veränderung der Windverteilung. Eine veränderte Tidedynamik, ansteigende mittlere Wasserstände und damit eventuell einhergehende Flächenverluste in der unteren Salzwiese gehören genauso zu den indirekten Faktoren wie eine veränderte Nährstoffverfügbarkeit durch höhere oder niedrigere Mineralisationsraten, veränderte Bodenwassergehalte und Salzkonzentrationen im Boden oder veränderte Sedimentationsraten. Die Art und Weise, wie diese Parameter auf die Vegetation bzw. die Vegetationszonierung wirken, ist unterschiedlich.

Die Wechselwirkungen zwischen klimatischen Faktoren und dem Ökosystem Salzwiese lassen sich wie folgt schematisch darstellen (Abb.23). Eine **Temperaturerhöhung** bei gleichbleibenden bzw. erhöhten Niederschlägen kann zum einen direkt zu einer erhöhten Primärproduktion (s. Kap. 4.4), zum anderen zu höheren Mineralisationsraten (Kap. 4.2.2, 4.3.1 und 4.3.2) führen. **Niederschlag** und **Tidegeschehen** können dagegen negativ auf die Stickstoffnetton mineralisation (Kap. 4.2.2, 4.3.3) und damit auf die Primärproduktion und Biomasse wirken. Bei hohen Niederschlagsmengen und häufigen bzw. langandauernden Überflutungen sind die Böden wassergesättigt (Kap. 4.1.4). Aerobe Stoffwechselaktivitäten, zu denen auch

die Nitrifikation gehört, sind dann nicht möglich (Kap. 4.2.2, 4.2.3). Der dritte wichtige Faktor in diesem Modell ist die **Sedimentations-** bzw. **Erosionsrate**, die wiederum stark von dem Überflutungsgeschehen und der Sedimentbilanz in den Tidebecken abhängen (SPIEGEL 1997, NEUHAUS et al. 1998). Bei einem konstanten Meeresspiegel strebt die Sedimentation einem theoretischen Grenzwert zu, da die Überflutungen und somit die Sedimentnachlieferungen an einem Standort mit der steten Erhöhung des Bodens abnehmen. Steigt der Meeresspiegel an, können ohne ausreichende Sedimentnachlieferung Flächenverluste in den Salzwiesen auftreten. Bei einer ausgewogenen Bilanz zwischen Sedimentation und Meeresspiegelanstieg können die Salzwiesen in ausreichendem Maße mitwachsen, und es tritt kein Flächenverlust auf (DIKEMA et al. 1990, NEUHAUS et al. 1998, ESSELINK et al. 1998, WIJNEN 1999). Durch Sedimentation wird die Schlickauflage vergrößert, und Nährstoffe werden aus dem Meer in das System eingetragen. Dies führt zu einer erhöhten Primärproduktion und verstärkter Bildung von Phytomasse, in der sich wiederum mehr Schlick anlagern kann. Bei vorherrschenden Erosionsvorgängen werden demgegenüber Nährstoffe aus dem Sediment ausgetragen. Im folgenden wird auf die einzelnen Faktoren näher eingegangen.

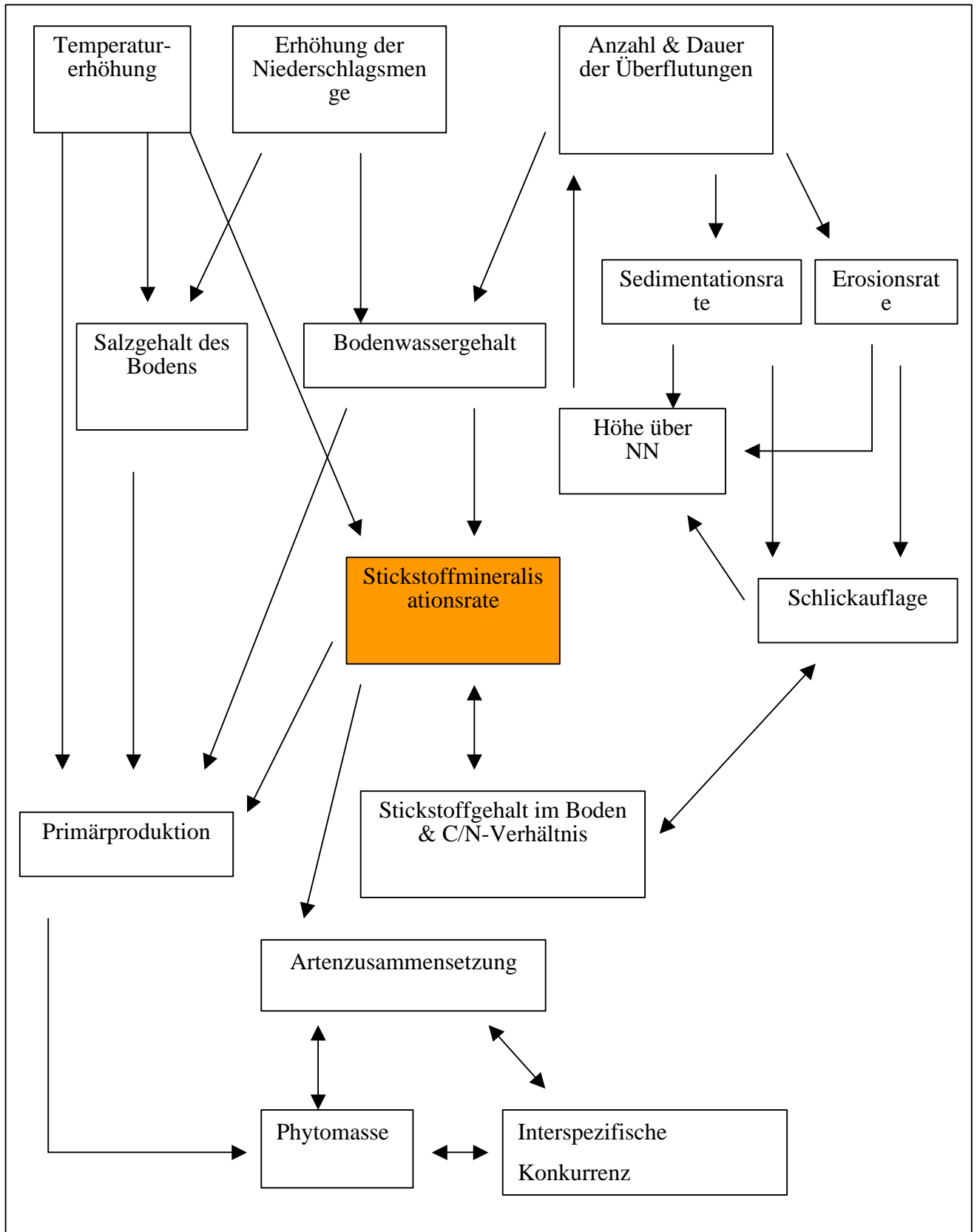


Abbildung 23: Schematische Darstellung der Wechselwirkungen zwischen Klima, Überflutungsgeschehen, Bodenentwicklung, Mineralisation und Vegetationsentwicklung (verändert nach Olff et al. 1997).

Einfluß einer Temperaturerhöhung auf das Ökosystem Salzwiese

Temperaturerhöhungen wirken sich direkt auf die Primärproduktion (u.a. KEEFE 1972, GILLHAM & PERRY 1995, BELINDA et al. 2000) und die Keimung (EGAN & UNGAR 1999) sowie auf die Stickstoffnettonitralisationsrate, die mit steigenden Temperaturen ebenfalls zunimmt, aus (u.a. ABD. AZZIZ & NEDWELL 1979, HENRIKSEN & JENSEN 1979, SCHERFOSE 1987, KOLB 1995, GILLHAM & PERRY 1995, HART & PERRY 1999). Der Einfluß der Temperatur auf die Primärproduktion von *Puccinellia maritima* konnte im Klimakammer-Experiment (Kap. 4.4) gezeigt werden. Bei 18° C zeigt diese Art ihre höchste Produktivität. Eine Erhöhung der Temperatur auf 21° C bei ausreichender Stickstoffzufuhr führt zu keiner weiteren Phytomasseerhöhung (Tab. 21, Kap. 4.4). Vielmehr sinkt die Gesamtphytomasse. Es kann davon ausgegangen werden, daß eine Temperaturerhöhung über einen Grenzwert hinaus die Vitalität und Konkurrenzfähigkeit der Art einschränkt. Da in der vorliegenden Arbeit nur für diese eine Art Untersuchungen über den Einfluß erhöhter Temperaturen durchgeführt wurden, sind die Werte nicht übertragbar. Aus der Literatur ist bekannt, daß Temperaturerhöhungen auch auf die Primärproduktion von *Spartina anglica* einen deutlich positiven Effekt haben (KEEFE 1972, LONG & WOOLHOUSE 1979).

Wie gezeigt werden konnte, führen höhere Mineralisationsraten dazu, daß mehr pflanzenverfügbarer Stickstoff umgesetzt wird (Kap. 4.2.2). Bei höherem Stickstoffangebot werden Arten mit einem hohen Nährstoffaufnahmevermögen gefördert. Dazu zählen in der unteren Salzwiese *Suaeda maritima* (JEFFERIES 1977, JEFFERIES & PERKINS 1977, KIEHL et al. 1997), *Atriplex portulacoides* und *Aster tripolium* (JEFFERIES 1977, JEFFERIES & PERKINS 1977, SCHOLTEN et al. 1987) und in der oberen Salzwiese die klonal wachsende Art *Elymus athericus* (LEENDERTSE 1995, HENNINGS 1995, WIJNEN et al. 1999). Die Pflanzen können bei erhöhtem Stickstoffangebot mehr Osmotika wie Prolin und Betain produzieren und dadurch erhöhte Salzgehalte tolerieren (STEWART et al. 1979, JENSEN 1985, ROZEMA et al. 1985). *Atriplex portulacoides* und *Elymus athericus* produzieren diese osmotisch wirksamen Stoffe, wenn sie auf nitratreichen Standorten wachsen (STEWART et al. 1979, JENSEN 1985, ROOZEN & WESTHOFF 1985).

Durch eine verbesserte Stickstoffversorgung verschiebt sich die Konkurrenzsituation von einem stickstofflimitierten System zu einem System, in dem die Pflanzen um

Licht und Raum konkurrieren (u.a. TILMAN 1988, GOLDBERG & MILLER 1990). Konkurrenz in Salzwiesen und deren Zonierung ist ein kontrovers diskutiertes Thema (BERTNESS & ELLISON 1987, BERTNESS 1991). Die Veränderung der Konkurrenzsituation durch ein verändertes Nährstoffangebot wird von LEVINE et al. (1998) anhand eines Modells veranschaulicht. Die Autoren beschreiben, daß die derzeitige Zonierung der Salzwiesen dadurch entsteht, daß konkurrenzschwache Arten in Bereiche mit hohem physikalischen Streß (z.B. hoher Salzgehalt, Staunässe) abgedrängt werden. Bei besserer Nährstoffverfügbarkeit kann die Konkurrenzfähigkeit dieser Arten gefördert werden, je nachdem, wie effektiv sie ihre Stickstoffaufnahme steigern können. Dadurch sind sie dann in der Lage, für sie günstiger gelegene Bereiche zu besiedeln. LEVINE et al. (1998) nehmen an, daß die typische Zonierung der untersuchten Salzwiesen (in New England, USA) ohne Nährstofflimitierung verschwinden könnte, weil *Spartina alternifolia* durch ihre „starke“ Konkurrenzfähigkeit und höchste Toleranz gegenüber physikalischem Streß die gesamte Salzwiese dominieren könnte. Für Salzwiesen an der deutschen Festlandküste werden die Auswirkungen einer erhöhten Stickstoffverfügbarkeit z.B. von KIEHL et al. (1997) und BOCKELMANN & NEUHAUS (1999) beschrieben. In der unteren Salzwiese wird der Konkurrenzvorteil von *Puccinellia maritima* bei sich verstärkendem Stickstoffangebot vermindert. Diese Art wird dabei von *Suaeda maritima* verdrängt (KIEHL et al. 1997). JEFFERIES (1977), JEFFERIES & PERKINS (1977) und SCHOLTEN et al. (1987) beschreiben, daß auch *Aster tripolium* und *Atriplex portulacoides* durch ein erhöhtes Stickstoffangebot gefördert werden. *Elymus athericus* wird nicht nur in der oberen Salzwiese durch ein erhöhtes Stickstoffangebot gefördert (LEENDERTSE 1995, HENNINGS 1996), sondern kann auch in Bereiche der unteren Salzwiese vordringen (BOCKELMANN & NEUHAUS 1999). Sie hat bereits in verschiedenen Gebieten der europäischen Nordseeküste Bereiche der unteren Salzwiese erfolgreich besiedelt (BAKKER et al. 1998, BOCKELMANN & NEUHAUS 1999). Als klonal wachsende Pflanze kann sie durch ihr Rametensystem physikalische Streßsituation ausgleichen, Nährstoffe und - bei Stickstoffüberangebot - osmotisch wirksame Proteine speichern und innerhalb des Klons verschieben (SALZMAN & PARKER 1985, FRIEDMAN & ALPERT 1991, JEFFERIES & RUDMIK 1991, BIRCH & HUTCHINGS 1994, DAHL 1995). Diese Art wird sich vermutlich in der gesamten

Salzwiese verstärkt ausbreiten, und damit werden die Bedingungen für Neuansiedlungen anderer Arten ungünstig. .

Einfluß eines veränderten Tidegeschehens und veränderter Niederschlagsmengen auf das Ökosystem Salzwiese

Nach STORCH et al. (1998) wird künftig der Anstieg der Niederschlagshäufigkeiten und –summen sowie der Überflutungshäufigkeiten vermutlich gerade in den Zeiten der höchsten Mineralisationsraten im Frühsommer am deutlichsten ausfallen. Das bedeutet, daß vor allem der Boden der unteren Salzwiese dann häufiger und / oder länger unter Staunässeeinfluß steht (Kap. 4.1.4). Die dadurch entstehende Sauerstoffarmut und das Auftreten von toxischen Substanzen wie Sulfiden im Wurzelraum wirkt sich negativ auf das Wachstum der meisten Pflanzen aus (u.a. PIGOTT 1969, CRAWFORD 1989, CHAPMAN 1974, DIGGELEN 1988, ARMSTRONG et al. 1994). Die Mineralisation und die Zersetzung organischer Substanz wird unter anaeroben Bedingungen gehemmt bzw. reduziert (Kap. 4.2.2, SCHERFOSE 1987, HEMMINGA et al. 1991, EISCHEID et al. 1998), und das Pflanzenwachstum wird so limitiert. Auf das Wachstum und die Entwicklung der meisten Pflanzen in den Bereichen der unteren Salzwiese wirkt also eine Erhöhung der Bodenwassergehalte negativ. *Puccinellia maritima* zeigte in der Untersuchung von COOPER (1982) als einzige Art eine Präferenz für wassergesättigte Böden. Die Produktivität und damit die Konkurrenzfähigkeit von *Festuca rubra* wird durch Staunässe und durch Salinität stark vermindert (COOPER 1982). Auch *Atriplex portulacoides* wächst bevorzugt auf gut durchlüfteten Böden ohne Staunässe (JENSEN 1985, AEGETER 1993). Sie bildet an Prielrändern Dominanzbestände und verdrängt dort andere Arten (DIJKEMA et al. 1984, JENSEN 1985). Einige Arten der unteren Salzwiese besitzen allerdings Durchlüftungsgewebe (Aerenchyme) in den Wurzeln. Durch diese morphologische Anpassung ist es ihnen möglich, im anaeroben Milieu aerobe Grenzschichten aufzubauen und Nährstoffe aufzunehmen (ARMSTRONG et al. 1991, ERNST 1990, KUTSCHERA & LICHTENEGGER 1992). ARMSTRONG et al. (1991) beschreiben, daß *Elymus athericus*, eine Art, die eigentlich der oberen Salzwiese zugeordnet wird, auch ein Aerenchym ausbildet und dadurch in Phasen von Staunässe keine Beeinträchtigung erlebt.

JEFFERIES & PERKINS (1977) geben an, daß die Mineralisation in Bereichen der oberen Salzwiese im Sommer durch Trockenheit limitiert sein könnte. Die Ergebnisse der hier durchgeführten Untersuchungen bestätigen dies (Kap. 4.2.2 und Kap. 4.3.3). Eine Erhöhung der Bodenwassergehalte durch häufigere Überflutungen und häufigere Niederschlagsereignisse könnte demnach in der oberen Salzwiese eine positive Auswirkung auf die Mineralisationsraten und damit auch auf die Primärproduktion haben. Ein weiterer positiver Effekt wäre, daß hypersaline Zustände der Böden, wie sie von KIEHL (1997) beschrieben werden, seltener auftreten. Bei extremen Veränderungen der Bodenwassergehalte, dahingehend, daß die Bereiche der oberen Salzwiese vermehrt unter Staunässe Einfluß stehen, würde sich dies allerdings negativ auf die Mineralisation und auch auf die Vitalität der Pflanzen auswirken. BOORMAN (1971) gibt für Arten der oberen Salzwiese an, daß sie generell empfindlicher gegenüber Staunässe sind als Arten der unteren Salzwiese. Sie durchwurzeln auch nur die oberen Bodenschichten, in denen eine Wassersättigung nur selten vorkommt (Kap. 4.1.2, GRAY & SCOTT 1977, KIEHL 1997).

Einfluß von Erosion und Sedimentation auf das Ökosystem Salzwiese

Sedimentations- und Erosionsereignisse werden vor allem durch Überflutungen und die Windrichtungen bestimmt. Sofern nicht genügend Sediment im Wattenmeer vorhanden ist, kann ein starker Meeresspiegelanstieg zu einer Erosion der Salzwiesen führen (DIKEMA et al. 1991). An der norddeutschen Festlandsküste betragen die Sedimentationsraten durchschnittlich 1-2 cm pro Jahr und liegen damit über dem Meeresspiegelanstieg, wie er aufgrund von STORCH et al. (1998) erwartet wird. Nur an lokal besonders exponierten Standorten können auch an den Festlandssalzwiesen Erosionsereignisse auftreten und Flächenverluste vor allem in der unteren Salzwiese auslösen (NEUHAUS et al. 1998). Wenn durch stärkere Überflutungsereignisse Bereiche der unteren Salzwiesen erodieren, wirkt sich dies direkt auf die Vegetationszonierung und die Artenzusammensetzung aus. Verschwindet die Pionierzone der Salzwiesen, so kann die Energie der folgenden Sturmfluten ungebremst auf die noch vorhandene Salzwiese und ihre Vegetation treffen (DIKEMA et al. 1991; NEUHAUS et al. 1998). Dadurch können potentiell weitere Bereiche durch Erosion verloren gehen. Es ist anzunehmen, daß niedrigwüchsige Arten der unteren Salzwiese wie z.B. *Puccinellia maritima*, *Salicornia* sp. und *Spergularia maritima* durch höherwüchsige Arten wie *Elymus athericus*, *Atriplex portulacoides* und

Artemisia maritima bei gleichzeitig guter Stickstoffversorgung ersetzt werden (s.o., OLFF et al. 1997).

Wenn jedoch die Sedimentationsraten ausreichen, um die Salzwiesen im gleichen Maße wachsen zu lassen, wie der Meeresspiegel ansteigt, so verändert sich der Lebensraum für die einzelnen Arten nur unwesentlich. Inwiefern trotz des Mitwachsens der Salzwiesen häufigere und längere Überflutungen und damit wiederum Staunässe auftreten kann, kann an dieser Stelle nicht beantwortet werden. Sedimentationsuntersuchungen von STELTER (1996) zeigen, daß die jährlichen Sedimentationsraten in den beiden untersuchten Gebieten stark von den Überflutungsereignissen abhängig sind. Sie lagen 1995 im Durchschnitt zwischen 1 und 2 cm (STELTER 1996).

Höhere Sedimentationsraten führen zu einem Nährstoffeintrag in den Boden und können wie schon oben diskutiert, positiv auf die Primärproduktion der dort wachsenden Arten wirken. Eine hohe und dichte Vegetationsdecke kann zu einer vermehrten Sedimentation und einem starken Anwachsen der Bodenoberfläche führen. Dadurch werden auf lange Sicht die Überflutungshäufigkeiten und damit auch die Sedimentationsraten reduziert (OLFF et al. 1997). Eine Abschätzung, ob in den untersuchten Gebieten die Sedimentationsrate mit dem vorhergesagten Meeresspiegelanstieg mithalten kann, ist derzeit nicht möglich.

Die hier zusammengetragenen Ergebnisse lassen den Schluß zu, daß ein möglicher Klimawandel, der durch eine Erhöhung der Durchschnittstemperatur sowie durch eine veränderte Wassersättigung der Böden gekennzeichnet ist, zu einer erhöhten Stickstoffmineralisation und damit zu mehr pflanzenverfügbaren Nährstoffen in den oberen Salzwiesen sowie zu geringeren Mineralisationsraten in den unteren Salzwiesen führen kann. Dies könnte erhebliche Verschiebungen in der Zonierung der Salzwiesenvegetation und damit auch in der Artenzusammensetzung und Artenvielfalt zur Folge haben.

Ein höheres Stickstoffangebot kann dazu führen, daß Arten, wie z.B. *Atriplex portulacoides* und *Elymus athericus* mehr Osmotika bilden können und so salztoleranter werden. Dadurch können sie in Konkurrenz mit Arten der unteren Salzwiese treten. Diese Arten, (z.B. *Puccinellia maritima*) sind gegenüber solchen, die

auf höher gelegenen Bereichen wachsen konkurrenzschwach und können aufgrund ihrer höheren Salz- und Staunässetoleranz auf den Flächen der unteren Salzwiese wachsen. *Elymus athericus* und *Atriplex portulacoides* sind aufgrund ihrer Größe und Lebensstrategie den Arten der unteren Salzwiesen überlegen. Großflächig wäre als Folge der geschilderten Verhältnisse dadurch mit der Ausbreitung artenarmer Bestände zu rechnen.

5 Schlußfolgerung

Eine mögliche Temperaturerhöhung kann sich positiv auf die Stickstoffmineralisationsrate und damit auch auf die Phytomasseproduktion in Salzwiesen auswirken. Ein erhöhtes Stickstoffangebot könnte in der Folge die Konkurrenzsituation in dem eigentlich stickstofflimitierten System Salzwiese verändern. Bei einem höheren Nährstoffangebot tritt die Konkurrenz um Licht und die Toleranz gegenüber hoher Salinität in den Vordergrund. Hochwüchsige Arten mit raschem Wachstum und der Fähigkeit, osmotisch wirksame Stoffe zu synthetisieren, hätten in diesem Fall einen Konkurrenzvorteil.

Der Faktor Bodenfeuchte, der durch das Überflutungsgeschehen und die Niederschlagssummen bestimmt wird, wirkt sich z.T. antagonistisch auf die Mineralisationsrate aus. Hohe Bodenfeuchte bzw. Staunässe vermindert bzw. hemmt die Mineralisation. In Bereichen der oberen Salzwiese, die während der Sommermonate durch Trockenheit charakterisiert sind, kann demgegenüber eine Erhöhung der Bodenfeuchte ein Anstieg der Mineralisationsleistung nach sich ziehen. Dieses würde wiederum zu den oben schon erwähnten Veränderungen der Konkurrenzsituation zwischen den Arten führen, und konkurrenzstarke Arten würden gefördert.

Die Veränderung der Erosions- bzw. Sedimentationsraten und deren Einfluß auf die Mineralisationsrate läßt sich schwer prognostizieren. Es ist bekannt, daß eine stärkere Sedimentation mehr Nährstoffe in das System einträgt (OLFF et al. 1997) und damit

wiederum auf den Nährstoffhaushalt der Salzwiese wirkt. Eine stärkere Erosion führt zu einem Austrag von Sediment und damit auch von Nährstoffen.

Derzeit ist unbekannt, inwieweit die Sedimentation und der Meeresspiegelanstieg miteinander korrespondieren. Einige Autoren vermuten, daß die Sedimentationsraten mit dem Meeresspiegelanstieg mithalten können, so daß kein Flächenverlust entsteht (DIKEMA et al. 1991, NEUHAUS et al. 1998, ESSELINK et al. 1998). Andere Autoren widersprechen dem (z.B. FLEMMING 1995). An der Küste von Louisiana (USA) sind durch einen Meeresspiegelanstieg bereits große Flächenverluste aufgetreten (BOESCH et al. 1994). Die Sedimentationsrate hängt vor allem von den Sedimentvorräten in den Tidebecken und den lokalen Strömungsverhältnissen ab (SPIEGEL 1997).

6 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurden die möglichen Folgen eines Klimawandels für die Stickstoffdynamik zweier Salzwiesen an der schleswig-holsteinischen Westküste (Sönke-Nissen-Koog-Vorland, Friedrichskoog-Vorland) untersucht. Der Einfluß einer Temperaturerhöhung sowie veränderte Bodenwassergehalte durch höhere Niederschlagsmengen und häufigere Überflutungen auf die abiotischen Standortfaktoren und somit auch auf die Stickstoffmineralisationsraten wurden dargestellt. Als status quo wurden die Stickstoffmineralisation und die jährliche Stickstoff-Nachlieferungsrate für den Zeitraum Juli 1997 bis August 1998 in Bereichen der oberen und unteren Salzwiesen untersucht. Ergänzende Untersuchungen anhand von Freiland- und Laborexperimenten wurden ebenfalls durchgeführt und zur Interpretation herangezogen.

Die jährlichen Stickstoffmineralisationsraten sind im Sönke-Nissen-Koog-Vorland mit $40,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in der unteren Salzwiese und $58,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in der oberen Salzwiese deutlich höher als im Friedrichskoog-Vorland (untere Salzwiese: $38 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und obere Salzwiese: $49 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die Mineralisationsraten zeigen einen deutlichen saisonalen Verlauf, der zum einen mit den Schwankungen der Begleitparameter Bodentemperatur und Bodenwassergehalt und zum anderen mit den aktuellen Stickstoffgehalten erklärt werden kann.

Um den Einfluß einer Temperaturerhöhung auf die Stickstoffmineralisation zu ermitteln, wurden zwei Experimente durchgeführt. Dabei zeigte sich, daß die Stickstoffmineralisationsraten bei einer Temperaturerhöhung von ca. 1° C im Mittel im Frühjahr von $6,5 \text{ kg ha}^{-1}$ auf $24,7 \text{ kg ha}^{-1}$ bzw. im Herbst von $4,5 \text{ kg ha}^{-1}$ auf $12,3 \text{ kg ha}^{-1}$ steigen. Die Mineralisationsraten sind im Sönke-Nissen-Koog-Vorland immer höher als im Friedrichskoog-Vorland. Außerdem sind sie in den Flächen der oberen Salzwiese höher als in der unteren Salzwiese. Dieses kann mit der besseren Durchlüftung der Böden und dem geringeren Staunässeinfluß in diesen Bereichen erklärt werden.

In einem zweiten Experiment wurde die Mineralisationsrate bei 25° C bestimmt. Diese ist wiederum im Sönke-Nissen-Koog-Vorland um 25 % höher als im Friedrichskoog-Vorland.

Der Einfluß einer Temperaturerhöhung und des Salzgehaltes auf die Primärproduktion von *Puccinellia maritima* wurde experimentell in der Klimakammer untersucht. Die Ergebnisse zeigen, daß eine Temperaturerhöhung von 15° C auf 18° C einen signifikanten Effekt hat: Die oberirdische Phytomasse nimmt bei dieser Temperaturerhöhung um den Faktor 1,5 zu. Eine weitere Erhöhung auf 21° C führt zu keiner weiteren Erhöhung der oberirdischen Phytomasse, sondern zu einer Abnahme um den Faktor 1,2. Hohe Chloridkonzentrationen von durchschnittlich 42,4 mg Cl/100g FG führen zu einer signifikanten Abnahme der oberirdischen Biomasse und gleichzeitig zu signifikant höheren Anteilen an toter Phytomasse (standing dead).

Der Einfluß veränderter Bodenwassergehalte auf die Stickstoffmineralisationsrate wurde im Freiland experimentell untersucht. Es wurde ein Jahresverlauf der Bodenwassergehalte und der Stickstoffmineralisationsraten anhand der in situ inkubierten Proben erstellt. Diese Ergebnisse zeigen, daß sowohl sehr hohe als auch niedrige Bodenwassergehalte die Stickstoffmineralisationsraten stark hemmen bzw. gegen Null gehen lassen. In einem weiteren Freiland-Experiment, in dem Inkubationsröhren aus den Bereichen der oberen bzw. unteren Salzwiese reziprok vertauscht wurden, konnten diese Ergebnisse bestätigt werden.

Zusammenfassend gilt unter den Bedingungen der hier angenommenen klimatischen Veränderungen, daß bei einer erhöhten Stickstoffverfügbarkeit Arten mit einem hohen Stickstoffaufnahme- und Speichervermögen (z.B. *Elymus athericus* und *Atriplex portulacoides*) gefördert werden. Es ist anzunehmen, daß diese Arten wegen ihrer Wuchsform (Größe und klonal wachsend) gegenüber den eher kleinerwüchsigen und zum Teil auch annuellen Arten der unteren Salzwiese konkurrenzkräftiger sind. Dies könnte dazu führen, daß sie vermehrt in Bereiche der unteren Salzwiese eindringen und dort großflächige Bestände ausbilden, wie es heute schon vielerorts beobachtet wird. Dies wiederum kann zu einer Verschiebung der Zonierung und zu einer Artenverarmung führen.

Der Einfluß eines veränderten Tidegeschehens kann auf zweierlei Weise auf die Vegetation wirken: Zum einen können durch Erosion Bereiche der unteren Salzwiese verloren gehen, zum anderen wird die Stickstoffmineralisation durch erhöhte Bodenwassergehalte verändert. Im Sommer können in Trockenphasen höhere Bodenwassergehalte positiv auf die Stickstoffmineralisationsraten wirken. Im Frühjahr sind die Bö-

den häufig schon wassergesättigt, und häufigere Überflutungen wirken dann durch Übersättigung der Böden hemmend auf die Stickstoffmineralisationsraten.

7 Literatur

- ABD. AZIZ, S.A.; NEDWELL, D.B. (1979): Microbial nitrogen transformations in the salt-marsh environment. In: JEFFERIES, R.L.; DAVY, A.J. (Eds.): Ecological processes in coastal environment. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 385-398.
- ABD. AZIZ, S.A.; NEDWELL, D.B. (1986): The Nitrogen Cycle of an East Coast, U.K. Saltmarsh: II. Nitrogen Fixation, Nitrification, Denitrification, Tidal Exchange. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 22, 689-704.
- ADAM, P. (1990): Saltmarsh Ecology. Cambridge University Press, Cambridge, 461 S.
- AEGETER, E. (1993): Vegetationskundliche und bodenkundliche Analyse von Gradienten in lang- und kurzfristig unbeweideten Salzwiesen Schleswig-Holsteins. Julius-Maximilians-Universität Würzburg, Diplomarbeit, 128 S.
- AG BODENKUNDE (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. Hannover, 331 S.
- ALEXANDER, M. (1977): Introduction to soil microbiology. New York, 416 S.
- ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl. Hannover, 331 S.
- ARMSTRONG, W.; WRIGHT, E.J.; LYTHER, S. & GAYNARD, T.J. (1985): Plant succession and the effects of spring-neap tidal cyclon aeration in a Humber salt marsh. *J. Ecol.* 73, 323-339
- ARMSTRONG, W.; BECKETT, P.M. JUSTIN, S.H.F.W. & Lythe., S. (1991): Root adaptation to soil waterlogging. *Aquat. Bot.* 39, 57-73.
- ARMSTRONG, W.; BRÄNDLE, R.; JACKSON, M.B. (1994): Mechanisms of flood tolerance in plants In: *Acta Bot. Neerl.* 43 (4), 307-358.
- BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W. & WEIBER, R. (1994): Multivariate Analysemethoden. 7. Aufl. Springer Verlag, Berlin, 594 S.
- BAKKER, J.P.; ESSLINK, P.; WAL, R. VAN DER & DIJKEMA, K.S. (1998): Options for Restorations and Management of Coastal Salt Marshes in Europe. In: URBANSKA, K.M.; WEBB, N.R.; EDWARDS, P.J. (Eds.): *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge University Press, Cambridge, 286-322.
- BAKKER, J.P.; LEEUW, J. DE; DIJKEMA, K.S., LEENDERTSE, P.C.; PRINS, H.H.T. & ROZEMA, J. (1993): Salt marsh along the coast of Netherlands. *Hydrobiologia* 265, 73-95.

- BÁRDOSSY, A. (1998): Statistische Untersuchung der Niederschlagsänderungen aus hydrologischer Sicht. In: LOZÁN, J.L., GRASSL, H. & HUPFER, P.: Warnsignal Klima, Wissenschaftliche Auswertung, Hamburg, 179-181.
- BAZELY, D.R. & JEFFERIES, R.L. (1989): Lesser snow geese and the nitrogen economy of a grazed salt marsh. *J. Ecol.* 77, 24-34.
- BEEFTINK, W.G. (1966): Vegetation and habitat of the salt marshes and beach plains in the south-western parts of the Netherlands. *Wentia* 15, 83-108.
- BEEFTINK, W.G. (1977): The coastal salt marshes of western and northern Europe: an ecological and phytosociological approach. In: Goodall, D.W. (Ed.): *Wet coastal ecosystems*. Elsevier Amsterdam, 109-155.
- BELINDA, E.M.; MCMURTRIE R.E.; DEWAR R.C. & JEFFREYS M.P. (2000): Soil processes dominate the long-term response of forest net primary productivity to increased temperature and atmospheric CO₂ concentration. *Can. J. For. Res.* 30, 873-888.
- BERENDSE, F. (1990): Organic matter accumulation and nitrogen mineralisation during secondary succession in heathland ecosystems. *J. Ecol.* 78: 413-427.
- BERENDSE, F., BELTMAN, B., BOBBINK, R., KWANT, R. & SCHMITZ, M. (1987): Primary production and nutrient availability in wet heathland ecosystems. *Oecologia Planetarum*, 8, 265.-279.
- BERENDSE, F.; OOMES, M.J.; ALTENA, H.J. et al. (1994): A comparative Study of Nitrogen Flows in two similar Meadows affected by different Groundwater Levels. *J. Appl. Ecol.* 31, 40-48.
- BERTNESS, M.D. (1991): Zonation of *Spartina patens* and *Spartina alterniflora* in a New England Salt Marsh. *Ecol.* 72, 138-148.
- BERTNESS, M.D.; ELLISON, A.M. (1987): Determinants of pattern in a New England salt marsh plant community. *Ecol. Mon.* 57 (2), 129-147.
- BEUKEMA, J.J.; WOLFF, W.J. & BROUNS, J.J.W.M. (1990): Expected effects of climatic change on marine coastal ecosystems. *Developements in hydrobiology* 57, Dordrecht.
- BIRCH, C.P. & HUTCHINGS, M.J. (1994) Exploitation of patchily distributed soil resources by the clonal herb *Glechom hederacea*. *J. Ecol.* 82, 635-664.
- BLINKEY, D. & VITOUSEK, P.M. (1989): Soil nutrient availability. In: PERCY R.W. EHLERINGEN, J, MOONEY, H.A. & RUNDEL, P.W. (Eds): *Plant Physiological Ecology*. Chapman & Hall, London, 75-96.

- BOCKELMANN, A. & NEUHAUS, R. (1999): Competitive exclusion of *Elymus athericus* from a highstress habitat in a European salt marsh. *J. Ecol.* 87, 503-513.
- BOCKELMANN, A.; BAKKER, J.P.; NEUHAUS, R. & LAGE, J. (eingereicht): A comparison of measured and estimated inundation frequency in a salt marsh.
- BOESCH, D.F.; JOSSELYN, M.N.; MEHTA, A.J.; MORRIS, J.T.; NUTTEL, W.K.; SIMENSTAD, C.A. & SWIFT, D.J.P. (1994): Scientific assessment of coastal wetland loss, restoration and management in Louisiana. *J.coastl. Res. Special Issue 20*, 103 S.
- BRÜMMER, G. (1968): Untersuchungen zur Genese der Marschen. Universität Kiel, Dissertation, 350 S.
- CARTAXANA, P.; CACADOR, I.; VALE, C.; FALCAO, M. & CATARINO, F. (1999): Seasonal variation of inorganic nitrogen and net mineralization in a salt marsh ecosystem. *Mangroves and Salt Marshes* 3, 127-134.
- CHAPMAN, V.J. (1974): Salt marshes and salt deserts of the world. Cramer, Leutershausen, 352 S.
- CHRATIENSEN, U. (1999): Zur Bedeutung der Stickstoffversorgung für den Sukzessionsverlauf von sandig-trockenen Ackerbrachen zu Sandmagerrasen. Dissertation, Universität Kiel, 139 S.
- COOPER, A. (1982): The effects of salinity and waterlogging on the growth and cation uptake of salt marsh plants. *New Phytol.* 90, 263-275.
- CRAWFORD, R.M.M. (1989): Studies in plant survival. Blackwell, Oxford, 196 S.
- DAHL, M. (1995): Populationsbiologische Untersuchungen zur Dichteregulation und zum Regenerationsvermögen von *Elymus repens*, *E.pycnanthus* und *E. x oliveri*. Universität Kiel, Diplomarbeit, 70 S.
- DELAUNE, R.D., SMITH, C.J. & PATRICK, W.H. (1983): Nitrogen losses from a Louisiana Gulf Coast salt marsh. *Estuaries, Coastal Shelf Science* 19, 143-165.
- DIEL-CHRISTIENSEN, S. & CHRISTIENSEN, B. (1999): Climate patterns and ambient temperatures . In: JONG, F. DE; BAKKER, J.; BERKEL, C. VAN; DAHL, K.; DANKERS, N.; GÄTJE, C.; MARENCIC, H. & POTEI, P.(EDS.): Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No.9. Common Wadden Sea Secretariat. Wilhelmshaven, Germany, 80-83.
- DIERBEN, K. (1993): Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Vegetationsentwicklung in Küsten-Salzwiesen. In: SCHELLNHUBER, H.J. & STERR, H. (Eds.): Klimaänderung und Küste. Einblick ins Treibhaus. Springer, Berlin, 189-195.

- DIERBEN, 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): Wachstum und Produktion in der Salzwiese und ihre Veränderung durch Beweidung. Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilbericht C.
- DIERBEN, K.; GLAHN, H.; HÄRDTLE, W.; HÖPER, H.; MIERWALD, U.; SCHRAUTZER, J. & WOLF, A. (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig- Holsteins. Schriftenreihe Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein 6, 157 S.
- DIGGELEN, J. VAN (1988): A comparative study on the ecophysiology of salt marsh halophytes. Frije Universitat Amsterdam, Dissertation, 208 S.
- DIJKEMA, K. S.; BOSINADE, J.H. & BERGS, J. VAN DER (1991): Natuurtechnisch beheer van kwelderwerken in d Friese en Groninger Waddenzee greppeöonderhoud en overig grondwerk. Arnhem, Leersum, Texel, 156 S.
- DIJKEMA, K.S. & TIENEN, G. VAN (1989): Habitats of the Netherlands, German and Danish Wadden Sea. Texel, Leiden, 24 Karten.
- DIJKEMA, K.S. (1987): Geography of the salt marshes in Europe. Z. Geomorph. N. F. 31 (4), 489-499.
- DIJKEMA, K.S. (1997): Impact prognosis for salt marshes from subsidence by gas extraction in the Wadden Sea. J. Coastal Res. 13, 1294-1304.
- DIJKEMA, K.S.; BEEFTING, W.G.; DOODY, J.P.; Gehu, J.M.; Heydemann, B. & Rivas-Martinez, S. (1984): Salt marshes in Europe. Council of Europe, Strasbourg, 180 S.
- DIJKEMA, K.S.; BOSINADE, J.H.; BOUWSEMA, P & 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. (Eds.): Expected effects of climatic change on marine coastal ecosystems. Kluwer, Dordrecht, 173-188.
- EGAN, T.P. & UNGAR, I.A. (1999): The effects of temperature and seasonal change on the germination of two salt marsh species, *Atriplex prostrata* and *Salicornia Europaea*, along a salinity gradient. Int. J. Plant. Sci. 160 (5), 861-867.
- EISCHEID, I.; GETTNER, S.; HAMANN, U. Kiehl, K & Walter, J. (1998): Bioindikatoren im Supralitoral. Die Beweidungsexperimente im Sönke-Nissen-Koog und Friedrichskoog-Vorland. Ökosystemforschung Wattenmeer, Band A. Berlin, 201 S.
- ELBERSE, W.T. & BERENDSE, F. (1993): A comparative study of the growth and morphology of eight grass species from habitats with different nutrient availabilities. Funct. Ecol. 7, 37-44.

- ELEUTRIUS, L.N. & ELEUTRIUS, C.K. (1979): Tide levels and salt marsh zonation. Bull. Mar. Sci. 29, 394.
- ENQUETE KOMMISSION. DES DEUTSCHEN BUNDESTAGES (1992): Schutz der Erdatmosphäre Zukunft sichern – Jetzt handeln. Bonn.
- ERNST, W.H.O. (1990): Ecophysiology of plants in waterlogged and flooded environments. Aquat. Bot. 38, 73-90.
- ESSELINK, P.E.; DIJKEMA, K.S.; REENTS, S. & HAGEMANN, G. (1998): Vertical accretion and profile changes in abandoned man-made tidal marshes in the Dollard estuary, the Netherlands. J. Coast. Res. 14, 570-582.
- FLEMMING, B.W. (1995): Morphological and Sedimentological responses to the Wadden Sea coast to an accelerated sea level rise. In: Global change and marine geology, 85. Jahrestagung der Geologischen Vereinigung e.V.; Zusammenfassung der Tagungsbeiträge.
- FRAHM, G. (1971): Die Lage des Andelrasens zum Mitteltidehochwasser in Abhängigkeit von der Bodenart an der schleswig-holsteinischen Westküste. Kieler Notizen 3, 37-44.
- FRIEDMAN, D. & ALPERT, P. (1991): Reciprocal transport between ramets increases growth of *Fragaria chiloensis* when light and nitrogen occur in separate patches but only if patches are rich. Oecol. 86, 76-80.
- GERLACH, A., ALBERS, E.A. & BROEDLIN W. (1994): Development of the nitrogen cycle in the soils of a coastal dune succession. Acta Bot. Neerl. 43, 189-203.
- GERSTENGARBE, F.-W. (1998): Möglichkeiten und Voraussetzungen für eine Klimavorhersage. In: LOZÁN, J.L., GRASSL, H. & HUPFER, P. (Eds): Warnsignal Klima, Wissenschaftliche Auswertung, Hamburg, 161-169.
- GIANI, L. (1991): Entwicklung und Eigenschaften von Marschböden im Deichvorland der südlichen Nordseeküste. Oldenburg, Habilitation, 189 S.
- GIANI, L., KEUCHEL, B., NAY, M. & WIDZGOWSKI, S. (1993): Periodische und aperiodische Veränderungen in den Eigenschaften junger Marschenböden im Deichvorland. Z. Pflanzenernähr, Bodenk. 156, 323-331.
- GILL, K; JARVIS, S.-C. & HATCH, D.J. (1995): Mineralization of nitrogen in long-term pasture soils: Effects of management. Plant and Soil 172 (1), 153-162.
- GILLHAM, M.L.; PERRY, D.A. (1995): Response of forest seedling/soil microcosms to elevated CO₂ and soil temperature, water, and light: Carbon and nitrogen mineralization and allocation. Bull. Ecol. Soc. Am. 76, 332-339.

- GISI, U. & OERTLI, J. (1981): Ökologische Entwicklungen im Brachland verglichen mit Kulturwiesen. IV Veränderungen im Mikroklima. *Ökol. Plant.* 2 (16), 233-249.
- GOLDBERG, D.E. & MILLER, T.E. (1990): Effects of different resource additions on species diversity in an annual plant community. *Ecol.* 71, 213-225.
- GRAY, A.J. & SCOTT, R. (1977): The ecology of Morecambe Bay. The Distribution of *Puccinella maritima*, *Festuca rubra* and *Agrostis stolonifera* in the saltmarshes. *J. Appl. Ecol.* 14, 229-241.
- GREENWAY, H. & MUNNS, R. (1980): Mechanisms of salt tolerance in non-halophytes. *Ann. Rev. Plant Phys.* 31, 377-384.
- GRIME, J.P. & HUNT, R. (1975): Relative growth rate: Its range and adaptive significance in a local flora. *J. Ecol.* 63, 393-422.
- HART, S.C.; PERRY, D.A. (1999): Transferring soils from high- to low-elevations forests increases nitrogen cycling rates: climate change implications. *Global Change Biology* 5 (1), 23-32.
- HAYNES, R.J. (1986): Mineral nitrogen in the plant-soil system. Academic press, Orlando. 483 S.
- HEMMINGA, M.A.; LEEUW, J. DE; MUNCK, W. DE & KOUSTAAL, B.P. (1991): Decomposition in Estuarine Salt Marshes: The Effect of Soil Salinity and Soil Water Content. *Vegetatio* 94, 25-33.
- HENNINGS, I. (1995): Die Wirkung von Stickstoff auf *Elymus repens*, *Elymus pycnanthus* und ihre Hybriden an der schleswig-holsteinischen Westküste. Christian-Albrechts-Universität Kiel, Diplomarbeit, 83 S.
- HENRIKSEN, K. & JENSEN, A. (1979): Nitrogen mineralization in a salt marsh ecosystem dominated by *Halimione portulacoides*. In: JEFFERIES, R. L. & DAVY, A. J. (Eds.): Ecological Processes in coastal environments. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 373-384.
- HORN, R. & ZHANG, H. (1995): Bewertung von Vorlandbewirtschaftungsverfahren nach bodenphysikalischen Kriterien. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, 117 S.
- IPCC (1995): Climate Change 1994: Radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC IS 92a Emission Scenario, Edited by HOUGHTON, J.T.; MEIRA FILHO, L.G.; BRUCE, J.P.; YI, H.-S.; CALLANDER, B.A.; HAITES, E.; HARRIS, N. & MASKELL, K. Cambridge University Press, 339 S.

- JEFFERIES, R. L. & PERKINS, N. (1977): The effects on the vegetation of the additions of inorganic nutrients to salt marsh soils at Stiffkey, Norfolk. *J. Ecol.* 65, 867-882.
- JEFFERIES, R. L. (1977): Growth responses of coastal halophytes to inorganic nitrogen. *J. Ecol.* 65, 847-865.
- JEFFERIES, R.L. & RUDMIK, T. (1991): Growth, reproduction and resource allocation in Halophytes. *Aquat. Bot.* 39, 3-16.
- JENSEN, A. (1985): On the ecophysiology of *Halimione portulacoides*. *Vegetatio* 61, 231-240.
- JENSEN, A.; HENRIKSEN, K.; RASMUSSEN, M.B. (1985): The distribution and interconversion of ammonium and nitrate in the Skallingen salt marsh (Denmark) and their exchange with the adjacent coastal water. *Vegetatio* 62, 357-366.
- JOHNSON, B.G.; STOUT, P.R.; BROYER, T.C. & CARTON, A.B. (1957): Comparative chlorine requirements of different plant species. *Plant Soil* (8), 337-353.
- KATTENBERG, A., GIORGI, F. & GRASSL, H. (1996): Climate Models – projections of future climate. In: HOUGHTON, J.J., MEIRO FILHO, L.G., CALLANDER, B.A. & Bruce, J.P. (Eds.). *Climate change 1995, the science of climatic changes*. Cambridge University Press, Cambridge, 258-357.
- KEEFE, C.W. (1972): Marsh production: A summary of the literature. *Contributions in Marine Science*, 16, 163-181.
- KEMPF, N.; LAMP, J.; PROKOSCH, P. (1987): *Salzwiesen. Geformt von Küstenschutz, Landwirtschaft oder Natur?* Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum, 476 S.
- KIEHL, K. & STOCK, M. (1994): Natur- oder Kulturlandschaft. Wattenmeersalzwiesen zwischens den ansprüchen von Naturschutz, Küstenschutz und Landwirtschaft. In: LOZÁN, J., RACHOR, E., REISE, K., WESTERNHAGE, H. V. & LENZ, W. (Eds.): *Warnsignale aus dem Wattenmeer*. Blackwell, Berlin, 190-196.
- KIEHL, K. (1997): Vegetationsmuster in Vorlandsalzwiesen in Abhängigkeit von Beweidung und abiotischen Standortfaktoren. *Mitteilungen Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein & Hambg.* 52, Kiel, 143 S.
- KIEHL, K.; ESSELEINK, P.; BAKKER, J. P. (1997): Nutrient limitation and plant species composition in temperate salt marshes. *Oecol.* 111, 325-330.
- KIEHL, K.; ESSELINK, P.; GETTNER, S. & BAKKER, J.P. (unveröffentlicht): the impact of sheep grazing and elevation on net nitrogen mineralization rate in two temperate salt marshes.

- KOLB, E. (1995): Einfluß einer Klimaerwärmung auf den Stickstoffhaushalt von Waldböden. Forstl. Forschungsab. München 149, 151 S.
- KUSCHNER, D.J. (1978): Microbial life in extreme environments. New York.
- KUTSCHERA, L. & LICHTENEGGER, E. (1992): Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen. Band 2, Stuttgart.
- LARCHER, W. (1994): Ökophysiologie der Pflanzen. 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart, 394 S.
- LEENDERTSE, P.C. (1995): Impact of nutrients and heavy metals on salt marsh vegetation in the Wadden Sea. Universität Amsterdam, Dissertation, 160 S.
- LEENDERTSE, P.C.; ROZEMA, J.; ANDREA, A. (1997): Effects of nitrogen addition on the growth of the salt marsh grass *Elymus athericus*. J. of Coast. Conserv. 3, 35-40.
- LEEUW, J. DE; OLFF, H.; BACKER, J.P. (1990): Year-to-year variation in peak above-ground biomass of six salt-marsh angiosperm communities as related to rainfall deficit and inundation frequency. Aquat. Bot. 36, 139-151.
- LEEUW, J. VAN DE ; DOOL, A. VAN DE; MUNCK, W. DE & BAKKER, J.P. (1991): Factors influencing the soil salinity regime along an intertidal gradient. Estuarine, Coast. Shelf Science 32, 139-151.
- LENSSEN, G.M.; DUIN, W.E. VAN; JAK, P. & ROZEMA, J. (1995): The response of *Aster tripolium* and *Puccinellia maritima* to atmospheric carbon dioxide enrichment and their interaction with flooding and salinity. Aquat. Bot. 50 (2), 181-192.
- LEONARD, L.A.; HINE, A.C. & LUTHER, M.C. (1995): Surficial sedimentation transport and deposition processes in a *Juncus roemerianus* marsh, West-Central Florida. J. Coast. Res. 11, 322-336.
- LEVINE, J. M.; BREWER, J. S.; BERTNESS, M.D. (1998): Nutrients, competition and plant zonation in a New England salt marsh. J. Ecol. 86, 285-292.
- LONG, S. P. & MASON, C.F. (1983): Saltmarsh ecology. Blackie & Son Ltd., Glasgow. 160 S.
- LONG, S.P. & WOOLHOUSE, H.W. (1979): Primary production in *Spartina* marshes. In: JEFFERIES, R.L. & DAVY, A.J. (Eds.): Ecological Processes in coastal environments. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- LOZÁN, J.L. (1992): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. Parey, Berlin / Hamburg, 237 S.
- LOZÁN, J.L., RACHOR, E., REISE, K., WESTERNHAGE, H. v. & LENZ, W. (1994): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin, 387 S.

- LOZÁN, J.L.; GRABL, H. & HUPFER, P. (1998) *Wissenschaftliche Auswertungen*, Hamburg, 464 S.
- LÜCKEWILLE, A & WRIGHT, R.F. (1997): Experimentally increased soil temperature causes release of nitrogen at boreal forest catchment in southern Norway. *Global Change Biology* 3, 13–21.
- MAHLMAN, J.D. (1997): Uncertainties in projections of human-caused climate warming. *Science* 278, 1416-1417.
- MORRIS, J.T. (1991): Effects of nitrogen loading on wetland ecosystems with particular reference to atmospheric deposition. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 22, 257-279.
- MULDER, J.; NILSEN, P.; STUANES, A.O. & HUSE, M. (1997): Nitrogen pools and transformations in Norwegian Forest Ecosystems with different atmospheric inputs. *Ambio* 26 (5), 273-281.
- MÜLLER-THOMSEN, U. (1997): *Wasser-, Gas-, Salz- und Nährstoffdynamik zweier Standorte im Deichvorland Norddeutschlands (Sönke-Nissen-Koog)*. Berichte, Forschungs – und Technologiezentrum Westküste der Universität Kiel, Büsum, 143 S.
- NADELHOFFER, K.J.; GIBLIN, A.E.; SHAVER, G.R.; LAUNDRE, J.A. (1991): Effects of temperature and substrate quality on element mineralization in six arctic soils. *Ecol.* 72, 242-253.
- NEUHAUS, R.; DIJKEMA, K.S.; REINKE, H.-D. (1998): Die Gefährdung der Flora und Fauna an Küsten durch den Meeresspiegelanstieg. In: *Warnsignale Klima: Wissenschaftliche Fakten*. LOZÁN, J.L. ; GRABL, H. & HUPFER, P. (Eds.) *Wissenschaftliche Auswertungen*, Hamburg, 313-317.
- OLFF, H.; LEEUW, J. DE; BAKKER, J.P.; PLATERINK, R.J.; WIJEN, H.J. VAN & MUNCK, W. (1997): Vegetation succession and herbivory in a salt marsh: changes induced by sea level rise and silt deposition along an elevational gradient. *J. Ecol.* 85, 799-814.
- OSTERTHUN, M. & PARTENSKY, H.-W. (1991): Changing salt-marshes along the southern north sea coast. *Third international conference on coastal & port engineering in developing countries, COPEDEC III, Mombasa*.
- PENNINGS, S.C. & CALLAWAY, R.M. (1992): Salt marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. *Ecol.* 73 (1), 681-690.
- PERNETTA, J. LEEMANS, R.; ELDER, D. & HUMPHREY, S. (1994): *Impacts of climate change on ecosystems and species: Marine and coastal ecosystems*. IUCN, Cambridge, 108 S.

- PIGOTT, C.D. (1969): Influence of mineral nutrition on the zonation of flowering plants in coastal salt-marshes. RORISON, I.H. (Ed.): Ecological aspects of the mineral nutrition of plants. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 25-35.
- PRENTICE, I.C.; CRAMER, W.; HARRISON, S.P., LEEMANS, R.; MONSERUD, R.A.; & SOLOMAN, A.M. (1992): Global Biome Model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. In *J. Biogeo.* 19, 117-134.
- RANWELL, D.S. (1972): Ecology of salt marshes and sand dunes. Chapman & Hall, London, 258 S.
- ROOZEN, A.J.M. & WESTHOFF, V. (1985): A long term study on salt marsh succession using permanent plots. *Vegetatio* 61, 23-32.
- ROSSWALL, T. & GRANHALL, U. (1980): Nitrogen cycling in a subarctic ombrotrophic mire. Ecology of a Subarctic Mire (Ed. M. SONESSON). *Ecol. Bull.*, Stockholm, 30, 209-234.
- ROZEMA, J. & DIGGELEN, J. VAN (1991): A comparative study of growth and photosynthesis of four halophytes in response to salinity. *Acta Ecol.* 5, 673-681.
- ROZEMA, J., NELISSEN, H.J.M., KROFT, M. VAN DER & ERNST, W.H.O. (1977): Nitrogen mineralization in sandy salt marsh soils of the Netherlands. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 140, 707-717.
- ROZEMA, J.; BIJWAARD, P.; PRAST, G. & BROEKMAN, R. (1985): Ecophysiological adaptations of coastal halophytes from foredunes and salt marshes. *Vegetatio* 69, 499-521.
- SALZMAN, A.G. & PARKER, M.A. (1985): Neighbors ameliorate local salinity stress for a rhizomatous plant in a heterogeneous environment. *Oecol.* 65, 273-277.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER, G., HARTGE K.-H. & SCHWERTMANN, U. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke, Stuttgart, 491 S.
- SCHARPF, H.C. (1977): Der Mineralstickstoffgehalt des Bodens als Maßstab für den Stickstoffdüngerbedarf. Entwicklung und Überprüfung eines Verfahrens zur N-Düngerbedarfsprognose am Beispiel von Winterweizen. Technische Universität Hannover, Dissertation.
- SCHIEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart, Enke, 494 S.
- SHELLNHUBER, H.J. & STERR, H. (1993): Klimaänderung und Küste, Einblicke ins Treibhaus. Springer Verlag Berlin, 400 S.

- SCHERFOSE, V. (1987): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Salzrasen der Nordseeinsel Spiekeroog. I. Die Pflanzengesellschaften. *Tuexenia* 6, 219-248.
- SCHLICHTING, E.; BLUME, H.-P.; STAHR, K. (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 295 S.
- SCHMEISKY, H. (1974): Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen in Strandrasen des Graswarders vor Heiligenhafen/Ostsee. Göttingen, Dissertation, 103 S.
- SCHMÖLKE, K. (1998): Untersuchungen zum Einfluß der Salz- und Grundwasserdynamik auf die Vegetationszonierung in Salzwiesen Schleswig-Holsteins. Diplomarbeit, Universität Kiel, 141 S.
- SCHOLTEN, M.; BLAAUW, P.A; STROETENGA, M. & Rozema, J. (1987): The impact of competitive interactions on the growth and distribution of plant species in salt marshes. In: HUISKES, A.H.L.; BLOM, C.W.P.M.; ROZEMA, J. (Eds.): *Vegetation between land and sea*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht/Boston/Lancaster, 270-283.
- SCHRÖDER, H.(1998): Der Einfluß biotischer und abiotischer Standortfaktoren auf die Entwicklung der Salzrasenvegetation der Hamburger Hallig (Nordfriesland). Diplomarbeit Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg, 132 S.
- SHILO, M. (1979): *Strategies of life in extreme environments*. Weinheim.
- SILVERTOWN, J.W. & LOVETT DOUST, J. (1993): *Introduction to plant population biology*. Blackwell Scientific Publications Ltd. Oxford, 210 S.
- SPIEGEL, F. (1997): Die Tidebecken des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres: Morphologische Strukturen und Anpassungsbedarf bei weiterem Meeresspiegelanstieg. Berichte, Forschungs – und Technologiezentrum Westküste der Universität Kiel, Büsum, 255 S.
- STELTER, T. (1996): Untersuchung der Höhenveränderung in Salzwiesen bei unterschiedlichen Beweidungsintensitäten an der schleswig-holsteinischen Westküste. Eine neue GIS-gestützte Auswertungsmethode. Diplomarbeit Universität Kiel, 58 S.
- STEWART, G.R.; Larher, F.; Ahmand, I. & Lee, J.A. (1979): Nitrogen metabolism and salt tolerance in higehr plant halophytes. In JEFFERIES, R.L. & DAVY, A.J. (Eds.): *Ecological processes in coastal environments*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 211-241.
- STOCK, M.; KIEHL, K.; REINKE, H.-D. (1995): *Salzwiesenschutz im schleswig-holsteinischen Wattenmeer; Grundlagen, Zielsetzungen und bisherige Umsetzungen*.

- Abschlußbericht des Teilprojektes Ökosystemforschung A6.3 „Schutz- und Managementkonzepte für Salzwiesen“. Kiel. 126 S.
- STORCH, H. VON, SCHNUR, R. & ZORITA, E. (1998): Szenarien und Beratung. Anwenderorientierte Szenarien für den norddeutschen Küstenbereich. Unveröffentlichter Abschlußbericht des BMBF-Projektes 01 LK 9510/0.
- TILMAN, D. (1988): Plant strategies and the dynamics and structures of plant communities. Princeton University Press, Princeton, 360 S.
- UNDERWOOD, A.J. (1981): Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanographic Mar. Ann. Rev.*, 513-605.
- UPDEGRAFF, K.; PASTOR, J. & BRIDGHAM, S.D. (1995): Environmental and substrate controls over carbon and nitrogen mineralization in northern wetlands. *Ecol. Appl.* 5, 151-163.
- VALIELA, I. & TEAL, J.M. (1974): Nutrient limitation in salt marsh vegetation. In: REIMOLD R.J., QUEEN, W.H. (Eds.) *Ecology of halophytes*. Academic Press, New York, 547-563.
- VALIELA, I. & TEAL, J.M. (1977): Inputs, outputs and interconversions of nitrogen in a salt marsh ecosystem. In: JEFFERIES, R. DAVIS, A.J. (Eds.): *Ecological Processes in coastal environments*. Blackwell, Oxford. 399-414.
- VALIELA, I. & TEAL, J.M. (1979): The nitrogen budget of a salt marsh ecosystem. *Nature* 280, 652-656.
- VITOUSEK, P.M., MATSON, P.A. & CLEVE, K. VAN (1989): Nitrogen availability and nitrification during succession: primary, secondary and old field seres. *Plant Soil*, 115, 229-239.
- VIVIER, J.P. (1997): Influence du pâturage sur la disponibilité de l'azote pour l'exploration dans un marais salé. Rennes, Dissertation.
- WAL, R. VAN DE (1998): Defending the marsh: herbivores in a dynamic coastal ecosystem. PhD thesis, University of Groningen.
- WIJNEN, H.J. VAN; BAKKER, J.P.; VRIES, Y. (1997): Twenty years of salt marsh succession on a Dutch coastal barrier island. *J. Coast. Conserv.* 3, 9-18.
- WIJNEN, H.J. VAN & BAKKER, J.P. (1997): Nitrogen accumulation and plant species replacement in three salt marsh systems in the Wadden Sea. *J. Coast. Conserv.* 3, 19-26.
- WIJNEN, H.J. VAN (1999): Nitrogen dynamics and vegetation succession in salt marshes. PhD thesis, University of Groningen, 154 S.

- WIJNEN, H.J. VAN; BAKKER, J.P. (1999): Nitrogen and phosphorous limitation in a coastal barrier salt marsh: the implication for vegetation succession. *J. Ecol.* 256-272.
- WIJNEN, H.J.VAN; WAL, R. VAN DER; BAKKER, J. P. (1999): The impact of herbivores on nitrogen mineralization rate: consequences for salt-marsh succession. *Oecol.* 118, 225-231.
- WILSON, D.J.; JEFFERIES, R.L. (1996): Nitrogen mineralization, plant growth and goose herbivory in an Arctic coastal ecosystem. *J.Ecol.* 84, 841-851.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der farn- und Blütenpflanzen Deutschlands, Band 1, Hrsg. vom Bundesamt für Naturschutz. Stuttgart, Ulmer 765 S.
- WOLAVER, T.G., WHITING G.J., DAME, R.F., WILLIAMS, T.M. & SPURIER, J.D. (1988): Bly Creek ecosystem study – nitrogen exchange within a euhaline salt marsh basin of North Inlet, South Carolina. *Marine Ecol. Progr. Series* 49, 107-116.

Anhang

Abbildungen:

Abb. A 1: Lage der Untersuchungsflächen im Friedrichskoog-Vorland

Abb. A 2: Lage der Untersuchungsfläche im Sönke-Nissen-Koog-Vorland

Tabellen:

Tab. A 1: Bodenprofile Friedrichskoog- Vorland

Tab. A 2: Bodenprofile Sönke-Nissen-Koog-Vorland

Tab. A 3: Vegetationsaufnahmen im Friedrichskoog-Vorland

Tab. A 4: Vegetationsaufnahmen im Sönke-Nissen-Koog-Vorland

Tab. A 5: Mittelwerte, Standardabweichungen, Anzahl der Stichprobe für Bodenwassergehalt, C/N-Verhältnis und Gehalt an organischer Substanz des reziproken Vertauschungsversuches

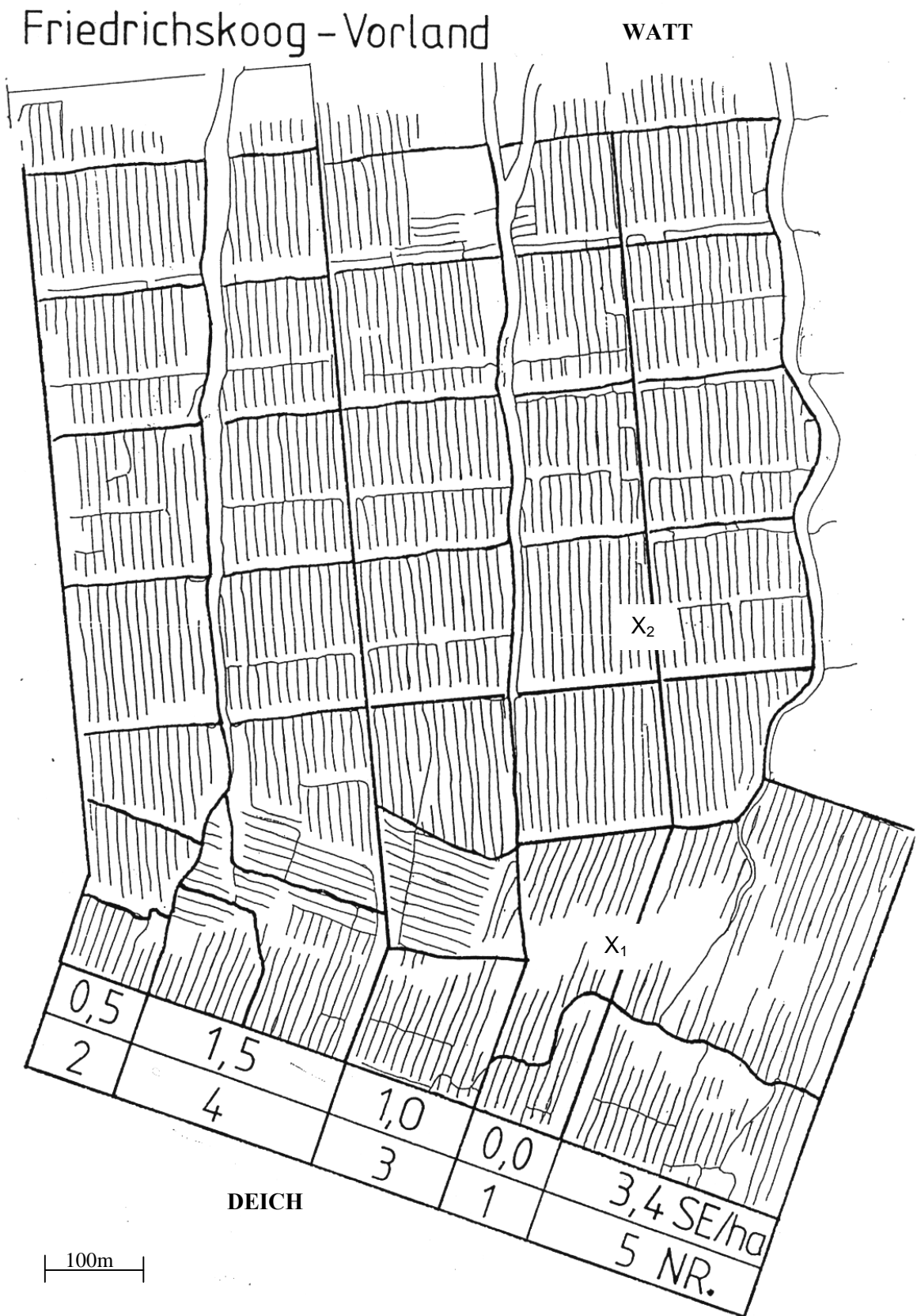


Abb. A 1: Lage der Untersuchungsflächen im Friedrichskoog-Vorland;
 X₁: *Festuca rubra* II - und *Elymus athericus* - Dominanzbestände,
 X₂: *Puccinellia maritima* - und *Festuca rubra* I - Dominanzbestände
 SE/ha: Schafeinheit pro ha (Beweidungsintensität).



Abb. A 2: Lage der Untersuchungsfläche im Sönke-Nissen-Koog-Vorland, SE/ha: Schafeinheit pro ha (Beweidungsintensität).

Legende:

Horizontsymbole:

- A(h)** mineralischer Oberbodenhorizont
- Go** Mineralbodenhorizont mit Stauwassereinfluß, oxidiert: > 10 % Rostflecken
- Gro** Go-Horizont, teilweise reduziert: mit 5 – 10 % Rostflecken
- Gor** Gr-Horizont mit < 5 % Rostflecken außerhalb von Wurzelbahnen
- Gr** Mineralbodenhorizont mit Stauwassereinfluß, reduziert: < 5 % Rostflecken an Wurzelbahnen, sonst keine Rostflecken

Symbole für Bodenarten, Carbonatgehalt und Durchwurzelungsintensität:

- S, s** Sand, sandig
- U, u** Schluff, schluffig
- T, t** Ton, tonig
- L, l** Lehm, lemig

- c0** carbonat frei 0 %
- c1** sehr carbonatarm < 0,5 %
- c2** carbonatarm 0,5 – 2 %
- c3** carbonathaltig 2 – 10 %
- c4** carbonatreich 10 – 25 %
- c5** sehr carbonatreich 25 – 50 %
- c6** extrem carbonatreich 50 – 75 %

- W0** ohne Wurzeln
- W1** sehr schwach durchwurzelt
- W2** schwach durchwurzelt
- W3** mittel durchwurzelt
- W4** stark durchwurzelt
- W5** sehr stark durchwurzelt
- W6** extrem stark durchwurzelt

Tab. A 1: Tabellarische Darstellung der Bodenprofil-Ansprache aus dem Friedrichskoog-Vorland (16.5.1997).**Puccinellia maritima, 2,01 m über NN, untere Salzwiese.**

Bodentiefe (cm)	Horizont	Bodenart	Munsell-Farben	Durchwurz. Intensität (W 1 – W6)	Carbonatanteil (C1 – C6)
0 - 3	Ah	Lt	10YR 3/2	W6	c1
3 - 20	Ah	Lt	10YR 3/2 15% 10YR 5/6 10% 10YR 5/1 Band 10 YR 5/1	W5	c1
10 - 11 20 - 50	GoAh	Su	10YR 4/1 10% 10YR 4/6 5% 5Y 4/6 Band 5Y 5/2 Band 5Y 5/2	W4	c1
34,5-36 40-41					
50 - 56	Go	Us	5Y 5/1 25% 5YR 4/6	W3	
56 - 81	Go	Ltu	5Y 4/1 10% 10YR 5/6	W0	c1
81 - 88	Gro	Us	5Y 4/1	W0	c1
88		Us	5Y 3/1	W0	c2

Festuca rubra I, 2,15 m über NN, untere Salzwiese.

Bodentiefe (cm)	Horizont	Bodenart	Munsell-Farben	Durchwurz. Intensität (W 1 – W6)	Carbonatanteil (C1 – C6)
0 - 2	Ah	Lt	10YR 3/2	W6	c1
2 - 14	Ah	Us	10YR 3/3 20% 10YR 5/1 5% 10YR 4/6	W5	c1
14 - 63	Go	Us	5Y 5/1 15% 10YR 4/6 5% 10YR 4/1	W4 bis 40 cm	c1
63 - 71	Gro	Us	5Y 5/1 15% 5YR 4/6	W0	c1
71 - 85	Go	Us	5Y 5/2 20% 10YR 4/6 10% 5Y 5/1	W0	c2
85	Gro	Us	5Y 5/1	W0	c2

Festuca rubra II, 2,46 m über NN, obere Salzwiese.

Bodentiefe (cm)	Horizont	Bodenart	Munsell-Farben	Durchwurz. Intensität (W 1 – W6)	Carbonatanteil (C1 – C6)
0 – 2,5	Ah	Ltu	10YR 3/3	W5	c1
2 – 8	Ah	Us	10YR 3/3 10% 10YR 4/6 3% 5Y 5/1	W4	c1
8 – 16,5	GoAh	Us	10YR 3/3 1 10% 5Y 4/2 5% 10YR 4/6	W3	c1
16,5 - 44	Go	Us	10YR 3/3 30% 5Y 5/1 3% 5YR 4/6	W2 bis 30 cm	c1
44 – 53,5	Go	Us	10YR 4/2 20% 10YR 5/6 10% 5Y4/1	W0	c2
53,5 - 58	Go	Lt	10YR 4/1	W0	c2
58 - 70	Go	Us	10YR 4/1 10% 5Y 5/2 10% 10YR 5/6	W0	c2

Ansprache nur bis 70 cm, Kern im Marschenlöffel nicht vollständig extrahiert, Ansprache ab 30 cm mit dem Pürkhauer-Bohrer.

Elymus athericus, 2,51 m über NN, obere Salzwiese.

Bodentiefe (cm)	Horizont	Bodenart	Munsell-Farben	Durchwurz. Intensität (W 1 – W6)	Carbonatanteil (C1 – C6)
0 – 6	Ah	Ls	10YR 3/3	W6	c1
6 - 21	Ah	Ls	10YR 3/3 15% 10YR 4/2 1% 10YR 5/6	W5	c1
21 - 36	GoAh	Us Ls	10YR 3/3 25% 10YR 4/2 10% 10YR 4/6 2% 5YR 4/6	W4 bis 36 cm	c2
36 - 48	Go	Ls	10YR 3/3 25% 5Y 5/2 10% 10YR 4/6	W0	c2
48 - 90	Go	Lt	10YR 4/2 20% 5Y 5/2 10% 5YR 4/6	W0	c2
90 - 99	Gro	Lu	5Y 4/1 10% 10YR 4/2 5% 5YR 4/6	W0	c2
99 - 112	Gr	Us	5Y 5/1 30% 5Y 4/1 5% 10YR 4/6	W0	c3
112	Gr	Us	5Y 5/1 Us	W0	c3

Tab. A 2: Tabellarische Darstellung der Bodenprofil-Ansprache aus dem Sönke -Nissen – Koog –Vorland (15.5.1997).

Puccinellia maritima, 1,89 m über NN, untere Salzwiese.

Bodentiefe (cm)	Horizont	Bodenart	Munsell-Farben	Durchwurz. Intensität (W 1 – W6)	Carbonatanteil (C1 – C6)
0 - 2	Ah	Lt	10YR 3/2	W6	c1
2 - 18	Ah	Lt	10YR 3/2 5% 5YR 4/6	W5	c2
18 – 31	GoAh	Lt	5Y 4/1 35% 5YR 4/6	W5	c2
31 – 45	Go	Ltu	5Y 4/1 3% 5YR 4/6	W4	c2
45 - 63	Gor	Lt	5Y 4/1 2% 5YR 4/6	W0	c2
63	Gr	Ltu	2,5Y 2/0	W0	c2

Atriplex portulacoides, 1,91 m über NN, untere Salzwiese.

Bodentiefe (cm)	Horizont	Bodenart	Munsell-Farben	Durchwurz. Intensität (W 1 – W6)	Carbonatanteil (C1 – C6)
0 - 6	Ah	Lt	10YR 3/3	W1	c1
6 - 22	GoAh	Lt	10YR 3/1 15% 5YR 4/6	W6	c1
22 – 27	GoAh	Lt	10YR 3/1	W4	c1
23-24 25,5-26,5			30% 5YR 4/6 Band 10YR 5/1 Band 10YR 5/1		
27 – 42,5	GoAh	Tl	10YR 3/1 30% 5YR 4/6 1% 10YR 5/1	W4	c1
42,5 – 62 46,5-47,5 47,5-48,5	Go	Lt Us	5Y 4/1 Band 10YR 5/1 Band 5YR 4/6	W4	c2
62 – 108,5	Gor	Ls	2,5Y 4/0 7% 2,5Y 5/6	W2 bis 72 cm	c3
108,5	Gr	Us	5Y 3/1	W0	c3

Anhang

Festuca rubra, 2,04 m über NN, obere Salzwiese.

Bodentiefe (cm)	Horizont	Bodenart	Munsell-Farben	Durchwurz. Intensität (W 1 – W6)	Carbonatanteil (C1 – C6)
0 – 7,5 2,0-2,5 4,0-4,5	Ah	Lt	10YR 3/2 Band 10YR 5/3 Band 10YR 5/3	W5	c1
7,5 - 18	GoAh	Lt	10YR 3/2 10% 10YR 5/1 5% 5YR 4/6	W4	c1
18 – 86 41,5-43,5	Gor	Tl	10YR 5/1 35% 7,5YR 4/6 Band 10YR 6/1	W3 bis 52 cm	c1
86 - 113	Gr	Us	5Y 5/1 1% 5YR 3/3 1% 5YR 5/8	W4	c3
113	Gr	Us	2,5 YR 3/0	W4	c3

Elymus athericus, 2,12 m über NN, obere Salzwiese.

Bodentiefe (cm)	Horizont	Bodenart	Munsell-Farben	Durchwurz. Intensität (W 1 – W6)	Carbonatanteil (C1 – C6)
0 – 5	Ah	Lt	10YR 3/3	W5	c3
5 – 12	GoAh	Lt	10YR 3/1 10% 5YR 5/8	W4	c3
12 – 39	Go	Lt	10YR 3/1 20% 10YR 5/1 20% 5YR 5/8	W3	c3
39 – 97,5	Go	Ltu	10YR 4/1 10% 10YR 5/1 15% 5YR 5/8 1% 10R 2,5/2	W3 bis 58 cm	c3
97,5 – 105	Gor	Us	5Y 5/1	W0	c3
105	Gr	Us	2,5 Y 3/0	W0	c3

Anhang

Tab. A 3: Vegetationsaufnahmen im Friedrichskoog-Vorland, Deckung in %.

Datum	07.05.97	07.05.97	07.05.97	07.05.97	10.05.98	10.05.98	10.05.98	10.05.98	22.06.98	22.06.98	22.06.98	22.06.98	03.08.98	03.08.98	03.08.98	03.08.98
Dominanzbestand	Pucc. mar	Fest. rub. I	Fest. rub. II	Elym. ath.	Pucc. mar	Fest. rub. I	Fest. rub. II	Elym. ath.	Pucc. mar	Fest. rub. I	Fest. rub. II	Elym. ath.	Pucc. mar	Fest. rub. I	Fest. rub. II	Elym. ath.
Aufnahme	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Höhe über NN (cm)	201	215	246	251	201	215	246	251	201	215	246	251	201	215	246	251
Fläche (m²)	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Gesamtdeckung (%)	95	99	95	100	98	98	95	98	98	95	98	100	98	98	95	100
mittlere Vegetationshöhe (cm)	15	20	20	60	15	15	20	65	25	30	35	95	25	35	35	100
Artenzahl	2	4	5	2	3	4	5	2	3	4	5	2	3	4	5	2
<i>Puccinellia maritima</i>	92				95				95	1			95	1		
<i>Festuca rubra</i> agg.		95	90	1		95	88	2		90	92	3		95	90	2
<i>Elymus athericus</i>			1	99			1	98			2	98			2	98
<i>Spergularia media</i>																
<i>Aster tripolium</i>	3	3				3	3			5	2			3	3	
<i>Aster</i> Keimlinge						2										
<i>Salicornia</i> Keimlinge																
<i>Glaux maritima</i>		1	3			1	2		1	2	3		2	3	2	
<i>Ameria maritima</i>																
<i>Atriplex</i> Keimlinge		1	2			1	3									
<i>Agrostis stolonifera</i>			2				2				1				1	
<i>Atriplex hastata</i>											1				1	

Tab. A 5: Mittelwerte, Standardabweichungen, Anzahl der Stichprobe für Bodenwassergehalt, C/N-Verhältnis und Gehalt an organischer Substanz des reziproken Vertauschungsversuches.

Datum	Koog	Dominanz bestand	Inkubationsort	H ₂ O [% FG]			C/N-Verhältnis			Corg [%]		
				M	Valid N	stdw	M	Valid N	stdw	M	Valid N	stdw
18.08.97	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in situ	32,99	10	5,23	18,91	10	2,42	6,67	7	1,49
18.08.97	FK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	33,13	10	2,43	20,92	10	2,31	6,99	7	1,19
18.08.97	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in Festuca rubra	33,79	9	2,19	14,72	7	2,89	6,91	7	1,12
18.08.97	FK	<i>Festuca rubra</i>	in Puccinellia maritima	32,68	10	1,82	12,14	10	8,96	5,86	7	0,75
18.08.97	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	36,50	10	1,90	12,58	10	0,44	10,24	7	0,89
18.08.97	SNK	<i>Atriplex portulacoide s</i>	in situ	36,56	10	6,87	13,16	10	0,60	9,32	7	0,55
18.08.97	SNK	<i>Atriplex portulacoide s</i>	in Festuca rubra	37,33	10	2,70	13,45	10	0,54	8,95	7	0,51
18.08.97	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in Atriplex portulacoides	35,22	10	2,50	13,69	10	0,87	8,65	7	0,50
29.09.97	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in situ	34,72	10	1,92	26,09	6	2,72			
29.09.97	FK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	33,13	10	2,06	20,92	10	2,13	6,99	7	1,08
29.09.97	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in Festuca rubra	32,21	10	2,08	28,50	7	5,81			
29.09.97	FK	<i>Festuca rubra</i>	in Puccinellia maritima	34,70	10	2,25	24,53	7	4,00			
29.09.97	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	35,50	10	1,82	17,38	7	1,34			
29.09.97	SNK	<i>Atriplex portulacoide s</i>	in situ	37,14	10	1,47	18,05	7	1,61			
29.09.97	SNK	<i>Atriplex portulacoide s</i>	in Festuca rubra	37,71	9	1,16	17,14	7	1,06			
29.09.97	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in Atriplex portulacoides	37,45	10	1,70	15,94	7	1,05			
10.11.97	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in situ	21,45	10	4,49	16,03	7	2,86	7,98	7	3,40
10.11.97	FK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	20,31	10	3,99	14,54	6	1,49	6,32	7	1,24
10.11.97	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in Festuca rubra	24,96	10	4,84	16,74	6	3,22	6,76	8	3,14
10.11.97	FK	<i>Festuca rubra</i>	in Puccinellia maritima	22,04	10	6,34	16,43	5	0,85	7,15	7	1,08
10.11.97	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	29,35	10	5,19	14,45	7	3,33	9,93	6	1,81
10.11.97	SNK	<i>Atriplex portulacoide s</i>	in situ	33,79	10	4,38			1,56	9,84	7	4,27
10.11.97	SNK	<i>Atriplex portulacoide s</i>	in Festuca rubra	24,49	10	4,92	12,22	6	0,19	10,90	7	1,78
10.11.97	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in Atriplex portulacoides	26,60	10	5,14	14,03	3	3,80	8,58	7	1,14

Fortsetzung von Tab. A 5: Mittelwerte, Standardabweichungen, Anzahl der Stichprobe für Bodenwassergehalt, C/N-Verhältnis und Gehalt an organischer Substanz des reziproken Vertauschungsversuches.

Datum	Koog	Dominanz bestand	Inkubationsort	H ₂ O [% FG]			C/N-Verhältnis			Corg [%]		
				M	Valid N	stdw	M	Valid N	stdw	M	Valid N	stdw
05.01.98	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in situ	38,38	10	1,73						
05.01.98	FK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	36,34	9	1,07						
05.01.98	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in Festuca rubra	36,17	10	1,57						
05.01.98	FK	<i>Festuca rubra</i>	in Puccinellia maritima	36,67	10	4,06						
05.01.98	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	45,36	10	1,84						
05.01.98	SNK	<i>Atriplex portulacoide s</i>	in situ	39,94	10	1,17						
05.01.98	SNK	<i>Atriplex portulacoide s</i>	in Festuca rubra	41,74	9	1,58						
05.01.98	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in Atriplex portulacoides	41,52	10	2,04						
16.02.98	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in situ	40,43	10	2,76	27,59	7	5,10	8,04	7	1,29
16.02.98	FK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	38,11	10	1,49	33,06	7	7,51	7,01	7	0,71
16.02.98	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in Festuca rubra	43,28	9	3,31	21,62	7	3,85	10,72	7	1,32
16.02.98	FK	<i>Festuca rubra</i>	in Puccinellia maritima	38,30	10	2,29	31,07	7	3,71	7,27	7	0,74
16.02.98	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	45,18	10	1,94	18,54	7	3,25	10,48	7	0,87
16.02.98	SNK	<i>Atriplex portulacoide s</i>	in situ	40,95	10	2,09	22,73	7	3,28	9,28	7	0,83
16.02.98	SNK	<i>Atriplex portulacoide s</i>	in Festuca rubra	42,73	10	1,95	19,08	7	1,45	9,83	7	0,65
16.02.98	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in Atriplex portulacoides	40,42	10	1,62	18,34	7	1,42	8,21	7	0,74
30.03.98	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in situ	33,52	10	2,88						
30.03.98	FK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	34,63	10	2,74						
30.03.98	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in Festuca rubra	33,35	10	3,81						
30.03.98	FK	<i>Festuca rubra</i>	in Puccinellia maritima	29,43	10	8,71						
30.03.98	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	35,45	10	3,97						
30.03.98	SNK	<i>Atriplex portulacoide s</i>	in situ	35,47	10	4,51						
30.03.98	SNK	<i>Atriplex portulacoide s</i>	in Festuca rubra	32,40	10	6,42						
30.03.98	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in Atriplex portulacoides	37,99	10	2,95						

Fortsetzung von Tab. A 5: Mittelwerte, Standardabweichungen, Anzahl der Stichprobe für Bodenwassergehalt, C/N-Verhältnis und Gehalt an organischer Substanz des reziproken Vertauschungsversuches.

Datum	Koog	Dominanz bestand	Inkubationsort	H ₂ O [% FG]			C/N-Verhältnis			Corg [%]		
				M	Valid N	stdw	M	Valid N	stdw	M	Valid N	stdw
11.05.98	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in situ	33,53	10	2,33	35,25	7	11,24	7,77	7	1,81
11.05.98	FK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	30,20	10	5,99	41,02	6	6,81	6,95	7	1,25
11.05.98	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in Festuca rubra	34,58	10	2,80	31,65	8	9,37	7,30	7	0,68
11.05.98	FK	<i>Festuca rubra</i>	in Puccinellia maritima	33,07	10	1,27	30,69	7	5,20	5,86	7	0,75
11.05.98	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	35,21	10	2,78	17,85	7	1,81	11,19	7	2,87
11.05.98	SNK	<i>Atriplex portulacoides</i>	in situ	38,24	10	2,34	18,92	7	1,69	9,36	6	0,61
11.05.98	SNK	<i>Atriplex portulacoides</i>	in Festuca rubra	41,28	10	0,93	23,17	7	5,22	8,95	7	0,51
11.05.98	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in Atriplex portulacoides	39,63	10	2,68	18,32	7	2,03	8,65	7	0,50
22.06.98	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in situ	35,87	10	2,34						
22.06.98	FK	<i>Festuca rubra</i>	in situ		0	0,00						
22.06.98	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in Festuca rubra	34,58	9	1,45						
22.06.98	FK	<i>Festuca rubra</i>	in Puccinellia maritima	35,81	10	2,48						
22.06.98	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	34,97	6	6,04						
22.06.98	SNK	<i>Atriplex portulacoides</i>	in situ	36,44	9	2,45						
22.06.98	SNK	<i>Atriplex portulacoides</i>	in Festuca rubra	32,82	10	3,59						
22.06.98	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in Atriplex portulacoides	39,18	10	5,41						
03.08.98	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in situ	36,00	10	5,72	25,56	6	6,29	6,85	7	0,84
03.08.98	FK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	37,43	10	3,16	28,56	7	8,85	6,95	7	1,88
03.08.98	FK	<i>Puccinellia maritima</i>	in Festuca rubra	39,61	10	3,68			1,65	8,33	7	2,88
03.08.98	FK	<i>Festuca rubra</i>	in Puccinellia maritima	37,57	10	5,79			2,77	7,64	7	3,22
03.08.98	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in situ	42,57	9	1,51	16,08	7	1,03	8,98	7	1,57
03.08.98	SNK	<i>Atriplex portulacoides</i>	in situ	40,40	10	2,91	16,96	7	1,85	9,58	7	0,59
03.08.98	SNK	<i>Atriplex portulacoides</i>	in Festuca rubra	38,02	10	1,99			1,49	7,72	7	0,56
03.08.98	SNK	<i>Festuca rubra</i>	in Atriplex portulacoides	41,03	10	1,66	13,39	7	1,90	9,27	7	0,32

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich an Eides statt, daß ich die vorgelegte Dissertation mit dem Titel

„Mögliche Effekte eines Klimawandels auf die Stickstoffnetton mineralisation in
Vorlandsalzwiesen -

Temperaturanstieg, Meeresspiegelanstieg
und verändertes Überflutungsgeschehen“

selbständig und ohne unerlaubte Hilfe angefertigt habe und daß ich die Arbeit noch
keinem anderen Fachbereich bzw. noch keiner anderen Fakultät vorgelegt habe. Sie ist
bisher weder veröffentlicht noch zur Veröffentlichung eingereicht worden. Ich habe keine
früheren Promotionsversuche unternommen.

Kiel, den

.....

Unterschrift