

Auswirkungen ausgewählter abiotischer Standortparameter  
auf die Vegetationszonierung  
in Salzmarschen Schleswig-Holsteins

Dissertation  
zur Erlangung des Doktorgrades  
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät  
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

vorgelegt von

Eveline Aegerter

Kiel

2011



Referent:

Prof. Dr. Klaus Dierßen

Korreferentin:

Prof. Dr. Kathrin Kiehl

Tag der mündlichen Prüfung:

18.07.2011

Zum Druck genehmigt:

18.07.2011

gez. (Prof. Dr. Lutz Kipp), Dekan



## **Inhaltsverzeichnis**

|   |           |
|---|-----------|
| <b>1 Einleitung</b> .....   | <b>1</b>  |
| <b>2 Untersuchungsgebiete</b> .....   | <b>3</b>  |
| 2.1 Tümlauer Bucht .....  | 4         |
| 2.2 St. Peter-Ording .....  | 6         |
| <b>3 Material und Methoden</b> .....  | <b>7</b>  |
| 3.1 Untersuchungskonzept.....   | 7         |
| 3.2 Vegetationskundliche Untersuchungen .....   | 9         |
| 3.2.1 Vegetationsanalyse .....  | 9         |
| 3.2.2 Vegetationsstruktur .....   | 11        |
| 3.3 Analyse abiotischer Standortparameter .....   | 12        |
| 3.3.1 Ermittlung der Höhe über NN .....   | 12        |
| 3.3.2 Tidegeschehen .....   | 12        |
| 3.3.3 Bodenprofile .....  | 14        |
| 3.3.4 Wasserhaushalt .....  | 15        |
| 3.3.4.1 Grundwasserdynamik.....   | 15        |
| 3.3.4.1.1 Diskontinuierliche Messungen.....   | 15        |
| 3.3.4.1.2 Kontinuierliche Messungen .....   | 16        |
| 3.3.4.2 Bodenfeuchte.....   | 17        |
| 3.3.5 Redoxpotenziale.....  | 17        |
| 3.3.6 Salzkonzentrationen.....  | 18        |
| 3.3.7 Luft- und Bodentemperatur .....   | 19        |
| 3.4 Statistische Auswertung .....   | 20        |
| 3.4.1 Mittelwert- und Medianvergleiche .....  | 20        |
| 3.4.2 Korrelationsanalysen.....   | 20        |
| 3.4.3 Ordinationsanalysen.....  | 21        |
| <b>4 Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum</b> .....   | <b>22</b> |
| <b>5 Ergebnisse und Diskussion der Einzelergebnisse</b> .....   | <b>24</b> |
| 5.1 Charakterisierung der Vegetation .....  | 24        |
| 5.1.1 Kurzcharakterisierung der Vegetation und Zonierung der Vegetationstypen .....                               | 25        |
| 5.1.2 Veränderungen der Vegetationstypen von 1996 bis 1997 .....  | 27        |
| 5.1.3 Räumliche Verteilung der dominanten mehrjährigen Arten in Abhängigkeit von<br>der Höhe über NN (1997) ..... | 28        |
| 5.1.4 Artenvielfalt .....   | 29        |
| 5.1.5 Vegetationsstruktur .....   | 30        |
| 5.1.5.1 Vegetationshöhe .....   | 30        |
| 5.1.5.2 Lichteinfall .....  | 31        |

|   |     |
|---|-----|
| 5.1.6 Diskussion .....  | 33  |
| 5.1.6.1 Syntaxonomische Einordnung der Vegetation und Vegetationszonierung .....  | 33  |
| 5.1.6.2 Bedeutung der Vegetationsstruktur für die Lichtverhältnisse .....   | 36  |
| 5.2 Höhenlage und Tidegeschehen.....  | 37  |
| 5.2.1 Höhenlage der verschiedenen Vegetationstypen.....   | 38  |
| 5.2.2 Lokales Tidegeschehen.....  | 39  |
| 5.2.3 Jährliche Überflutungsfrequenzen und –dauern .....  | 42  |
| 5.2.4 Saisonales und tägliches Tidegeschehen .....  | 44  |
| 5.2.5 Vergleich der lokalen Überflutungsfrequenzen mit denen der amtlichen Pegel .....  | 48  |
| 5.2.6 Diskussion .....  | 49  |
| 5.2.6.1 Methodendiskussion .....  | 49  |
| 5.2.6.2 Bedeutung der Höhe zum MThw für die Zonierung .....   | 51  |
| 5.2.6.3 Einfluss der Standortverhältnisse auf das lokale Tidegeschehen .....  | 52  |
| 5.2.6.4 Auswirkungen der Überflutungsfrequenz und Dauer auf die Zonierung .....   | 54  |
| 5.3 Luft- und Bodentemperaturen .....   | 56  |
| 5.3.1 Bodentemperaturen in der Tümlauer Bucht I.....  | 57  |
| 5.3.1.1 Bodentemperatur und Überflutungsgeschehen.....  | 59  |
| 5.3.2 Diskussion .....  | 60  |
| 5.4 Böden der Salzmarschen .....  | 62  |
| 5.4.1 Lage der Horizonte .....  | 63  |
| 5.4.2 Bodenprofile .....  | 66  |
| 5.4.3 Diskussion .....  | 71  |
| 5.4.3.1 Bodenart und Sedimentation .....  | 71  |
| 5.4.3.2 Lage der Horizonte .....  | 73  |
| 5.5 Wasserhaushalt.....   | 75  |
| 5.5.1 Grundwasserdynamik .....  | 77  |
| 5.5.1.1 Gang- und Dauerlinien der verschiedenen Vegetationstypen.....   | 77  |
| 5.5.1.2 Erfassung der Grundwasserdynamik in der Tümlauer Bucht im Juli und August 1997 mit Hilfe kontinuierlicher Wasserstandsmessungen ..... | 82  |
| 5.5.1.3 Erfassung der saisonalen Grundwasserdynamik in St. Peter-Ording mit Hilfe kontinuierlicher Grundwassermessungen .....                 | 84  |
| 5.5.1.4 Tagesgänge verschiedener Vegetationstypen .....   | 86  |
| 5.5.1.5 Tagesdynamik des Grundwassers .....   | 88  |
| 5.5.1.6 Zusammenhang der Grundwasserdynamik mit dem Tidegeschehen.....  | 90  |
| 5.5.2 Bodenwassergehalte .....  | 92  |
| 5.5.2.1 Saisonaler Verlauf und Tiefenverteilung der Bodenfeuchte.....   | 92  |
| 5.5.2.2 Räumliche Variabilität der Bodenwassergehalte .....   | 96  |
| 5.5.3 Korrelationen der Grundwasserstände sowie Bodenwassergehalte .....  | 101 |
| 5.5.4 Diskussion .....  | 103 |

|  |            |
|--|------------|
| 5.5.4.1 Methodendiskussion .....   | 103        |
| 5.5.4.2 Der Einfluss der Tide, der Bodentextur und Witterung auf die<br>Grundwasserstände .....    | 105        |
| 5.5.4.3 Saisonale Variabilität der Bodenfeuchte .....  | 108        |
| 5.5.4.3 Einfluss der ehemaligen Begrüpfung auf den Wasserhaushalt.....                             | 110        |
| 5.5.4.4 Einfluss des Wasserhaushaltes auf die Vegetationszonierung .....                           | 111        |
| 5.6 Redoxpotenziale .....  | 112        |
| 5.6.1 Saisonaler Verlauf der Redoxpotenziale.....  | 114        |
| 5.6.2 Ausgewählte Tagesgänge .....   | 117        |
| 5.6.3 Korrelation der Redoxpotenziale .....  | 120        |
| 5.6.4 Diskussion.....  | 124        |
| 5.6.4.1 Methodendiskussion.....  | 124        |
| 5.6.4.2 Auswirkungen der Standortverhältnisse auf die Redoxpotenziale.....                         | 127        |
| 5.6.4.3 Tagesdynamik der Redoxpotenziale .....   | 129        |
| 5.6.4.4 Einfluss der Redoxpotenziale auf die Vegetationszonierung .....                            | 131        |
| 5.7 Salzdynamik .....  | 132        |
| 5.7.1 Saisonaler Verlauf und Tiefenverteilung der Salzkonzentrationen .....                        | 134        |
| 5.7.1.1 Chloridkonzentrationen.....  | 134        |
| 5.7.1.2 Sulfatkonzentrationen .....  | 137        |
| 5.7.2 Räumliche Variabilität der Bodensalinität.....   | 137        |
| 5.7.2.1 Chloridkonzentrationen.....  | 137        |
| 5.7.2.2 Sulfatkonzentrationen .....  | 141        |
| 5.7.3 Korrelationen der Salzkonzentrationen .....  | 141        |
| 5.7.4 Diskussion.....  | 143        |
| 5.7.4.1 Saisonale Dynamik und räumliche Variabilität der Salinität .....                           | 143        |
| 5.7.4.2 Einfluss der Bodensalinität auf die Vegetationszonierung.....                              | 146        |
| 5.8 Zusammenfassende Ordination .....  | 148        |
| <b>6 Abschlussdiskussion .....</b>   | <b>152</b> |
| 6.1 Beziehungen der Standortparameter zueinander .....   | 152        |
| 6.2 Auswirkungen der abiotischen Standortparameter auf die Vegetationszonierung.....               | 154        |
| 6.2.1 Bedeutung der Standortfaktoren für die Zonierung in natürlichen Salzmarschen.                | 154        |
| 6.2.2 Bedeutung verschiedener Standortparameter für die einzelnen Vegetationstypen                 | 157        |
| 6.2.3 Einfluss der Standortparameter auf die Zonierung in einer ehemals<br>gegrüpften Fläche ..... | 161        |
| <b>7 Zusammenfassung .....</b>   | <b>163</b> |
| <b>8 Summary .....</b>   | <b>166</b> |
| <b>9 Literaturverzeichnis .....</b>  | <b>169</b> |
| <b>10 Anhang</b>   |            |



## 1 Einleitung

Die Salzmarschen unterliegen im Gegensatz zu rein terrestrischen Habitaten dem Einfluss der Tiden. Entlang von Höhengradienten bildet sich hier aufgrund eines Komplexes aus biotischen und abiotischen Faktoren eine charakteristische Zonierung der Vegetation aus (vgl. Adam 1990, Dierßen 1996, Ungar 1998, Silvestri et al. 2005, He et al. 2009). Von entscheidender Bedeutung für die Artenzusammensetzung der Salzmarschen sind die physiologische Toleranz der Pflanzenarten sowie die interspezifische Konkurrenz (Vince & Snow 1984, Bertness & Ellison 1987, Bertness & Ewanchuk 2002, Pennings et al. 2005). Als wichtigste abiotische Faktoren für die Zonierung werden die Überflutungshäufigkeit und -dauer angesehen, die in Verbindung mit anderen Faktoren, wie Salinität, Durchlüftung und Wassergehalt, die Verteilung der Arten kontrollieren (u. a. Adams 1963, Chapman 1974, Jensen 1974, Cooper 1982, Adam 1990, Caçador et al. 2007, Apaydin et al. 2009, Ji et al. 2009). Mit zunehmender Höhenlage, abfallender Überflutungsfrequenz und kürzerer Überflutungsdauer gewinnen Niederschlag und Evapotranspiration an Einfluss (de Leeuw et al. 1991). Auf die Verteilung der Pflanzen wirken sich edaphische Faktoren aber stärker aus als klimatische (Ji et al. 2009). Allgemein wird davon ausgegangen, dass die untere Verbreitungsgrenze einer Art durch ihre physiologische Anpassung an stressauslösende Standortfaktoren und die obere durch ihre Konkurrenzkraft bestimmt wird (Pielou & Routledge 1976, Russell et al. 1985, Bertness & Ewanchuk 2002, Pennings et al. 2005).

Das Tidegeschehen, das andere abiotische Parameter steuert, wird als Signalgeber für die Zonierung betrachtet (Adams 1963, Cooper 1982, Rogel et al. 2001). Mit abnehmender Höhe über MThw (Mittleres Tidenhochwasser) steigen die Überflutungshäufigkeit und -dauer und führen zu Veränderungen der Bodensalinität, des Wasserhaushaltes und der Nährstoffverfügbarkeit, die sich aufgrund der unterschiedlichen Staunässe- und Salztoleranz der Arten auf die Vegetationszonierung auswirken. Weitere Untersuchungen haben gezeigt, dass die Verteilung der Salzwiesenarten mit der Salinität korreliert (Rozema et al. 1985, van Diggelen 1988), der eine entscheidende Rolle für die Musterbildung in den Salzmarschen zugesprochen wird (Caçador et al. 2007, Apaydin et al. 2009). Die Wassersättigung des Bodens wird als weiterer wichtiger Faktor für die Zonierung betrachtet (Cooper 1982, Rozema et al. 1985, Armstrong et al. 1985, Silvestri et al. 2005). Sie wirkt sich auf die Sauerstoffversorgung und die Bildung toxischer Stoffe (z.B. Sulfid) aus (Pezeshki 2001). Unterschiedliche Bodentexturen führen zu unterschiedlichen physiko-chemischen Eigenschaften, die sich auf den Wasser-, Luft-, Wärme-, Nährstoff- und Salzhaushalt auswirken (u. a. Wang et al. 2007, Blume et al. 2010).

Zahlreiche Untersuchungen zur Staunäsetoleranz und Salztoleranz von Pflanzenarten der Salzmarschen unter Labor- oder kontrollierten Freilandbedingungen (Groenendijk 1987, van Diggelen 1988, Crawford 1989) liegen vor; die Ergebnisse lassen sich aber nicht ohne weiteres auf Geländesituationen übertragen (Groenendijk 1987). Aus einzelnen Gebieten

liegen Untersuchungen über die Standortansprüche bestimmter Pflanzenarten oder Gesellschaften vor (u. a. Gray & Bunce 1984, Armstrong et al. 1985, van Diggelen 1988, Silvestri et al. 2005, Apaydin et al. 2009). Da die lokal wirkenden abiotischen Faktoren jedoch stark von küstengenetischen und morphodynamischen Prozessen abhängig sind, sind sie nicht ohne weiteres generalisierbar. Für Schleswig-Holstein liegen nur wenige Untersuchungen vor, die abiotische Standortbedingungen direkt aneinandergrenzender Vegetationstypen erfassen (Aegerter 1993, Kiehl 1997, Schmöcke 1998, Müller 1999). Diese Arbeiten wurden entweder in gegruppten, ehemals beweideten Salzmarschen durchgeführt, beschränken sich auf wenige Parameter oder enthalten nur Ergebnisse kurzzeitiger Untersuchungen.

In der vorliegenden Arbeit ist die Vegetationszonierung in natürlichen Salzmarschen der schleswig-holsteinischen Festlandsküste untersucht worden. Es wurden für Vegetationstypen, die sich in unterschiedlicher Lage zum MThw befinden, die für die Zonierung wichtigsten abiotischen Standortparameter über einen längeren Zeitraum mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung erfasst. Dabei soll die Beziehung der Standortfaktoren zueinander sowie ihr Einfluss auf die Vegetationszonierung abgeschätzt werden.

Untersuchungen des Tideverlaufs am Standort haben gezeigt, dass das lokale Tidegeschehen bedingt durch kleinräumige Besonderheiten erheblich von den Verhältnissen an den amtlichen Pegelstandorten abweichen kann, die in der Regel zur Berechnung der Überflutungsfrequenz herangezogen werden (Aegerter 1993, Bockelmann et al. 2002). Detaillierte, längerfristige Erhebungen standen bislang aus. Deshalb soll in dieser Arbeit das Überflutungsgeschehen in unmittelbarer Nähe der Untersuchungsflächen erfasst werden. Neben den Überflutungsfrequenzen, die bislang überwiegend für verschiedene Vegetationstypen in schleswig-holsteinischen Salzmarschen angegeben werden (z.B. Dierßen et al. 1994, Müller-Thomsen 1997, Schmöcke 1998, Dahl 2000), soll die für die Vegetation vermutlich entscheidende Überflutungsdauer ermittelt werden. Ein weiterer Schwerpunkt liegt auf der Erfassung der Variabilität des Wasserhaushaltes. Dabei sollen die saisonale Grundwasserdynamik und die Variabilität der Bodenfeuchte unter den verschiedenen, direkt aneinander grenzenden Vegetationstypen analysiert werden. Zusätzlich werden unter ausgewählten Vegetationstypen kontinuierlich Grundwasserstände erfasst, die Rückschlüsse auf die Tagesdynamik des Grundwassers und die laterale Perkolation erlauben. Als Maß für die Durchlüftung sollen exemplarisch in der Pionierzone und der oberen Salzmarsch die Redoxpotenziale bestimmt werden. Bislang existieren nur wenige Untersuchungen zur Bodendurchlüftung in Salzmarschen der Deutschen Bucht (Müller-Thomsen 1997). Außerdem sollen die saisonale Variabilität und räumliche Verteilung der Chlorid- und Sulfatkonzentrationen der Bodenlösung, die als vorherrschende Anionen über das Meerwasser eingetragen werden (Long & Mason 1983), entlang der Höhengradienten untersucht werden.

Da die Korngrößenzusammensetzung des Bodens einen entscheidenden Einfluss auf den Wasser-, Luft- und Salzhaushalt ausübt, sollen die Untersuchungen in Gebieten mit unterschiedlichen Bodenarten durchgeführt werden. Zum einen wird die Tümlauer Bucht als Untersuchungsgebiet gewählt. Mit ihren feinkörnigen, ton- und schluffreichen Böden repräsentiert sie die Vorlandsalzmarschen (Dijkema & van Tienen 1989, Stock et al. 2005). Als anderes Untersuchungsgebiet werden die Salzmarschen in St. Peter-Ording gewählt, deren sandig-schluffige Böden charakteristisch für Sandsalzmarschen sind (vgl. Dijkema & van Tienen 1989, Stock et al. 2005). Die Untersuchungen sollen in den natürlichen Salzmarschen dieser Gebiete vorgenommen werden, in denen sich die charakteristische Zonierung von der Pionierzone bis zur oberen Salzmarsch entlang eines Höhengradienten abzeichnet.

Um Rückschlüsse auf den Einfluss ehemaliger Begrüppung auf die abiotischen Standortfaktoren verschiedener Vegetationstypen und die Zonierung ziehen zu können, wird in der Tümlauer Bucht zusätzlich eine Fläche in einem ehemals gegrüppten Bereich gewählt, der zum Zeitpunkt der Untersuchungen seit etwa 15 Jahren aufgelassen war und in dem Beet- und Gruppenstrukturen immer noch kennzeichnend waren.

Ziel dieser Arbeit ist es, folgende Fragen zu klären:

- Lassen sich die verschiedenen Vegetationstypen aufgrund einzelner abiotischer Parameter voneinander abgrenzen, und welchen Einfluss besitzen diese auf die Vegetationszonierung?
- Wie wirken sich unterschiedliche Bodenarten auf die Standortparameter und Vegetationszonierung aus?
- In welcher Beziehung stehen die einzelnen Standortfaktoren zueinander?
- Unterscheiden sich die Standortbedingungen, insbesondere der Wasserhaushalt, in aufgelassenen früher gegrüppten Flächen von denen natürlicher Salzmarschen?
- Sind die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchungen auf andere Flächen übertragbar?

## **2 Untersuchungsgebiete**

Als Untersuchungsgebiete wurden die Tümlauer Bucht und St. Peter-Ording ausgewählt. Beide Gebiete liegen an der schleswig-holsteinischen Westküste im Kreis Nordfriesland auf der Halbinsel Eiderstedt (s. Abb. 1). In diesen Gebieten sind größere Bereiche als "natürliche" Salzmarschen anzusehen, da sie weder durch Beweidung noch durch Landgewinnungsmaßnahmen nachhaltig geprägt wurden. Hier sind sowohl stabile Standortverhältnisse als auch eine Vegetationszonierung zu erwarten, die sich aufgrund abiotischer Parameter und interspezifischer Konkurrenz ausgebildet haben und kaum anthropogen geprägt sind.

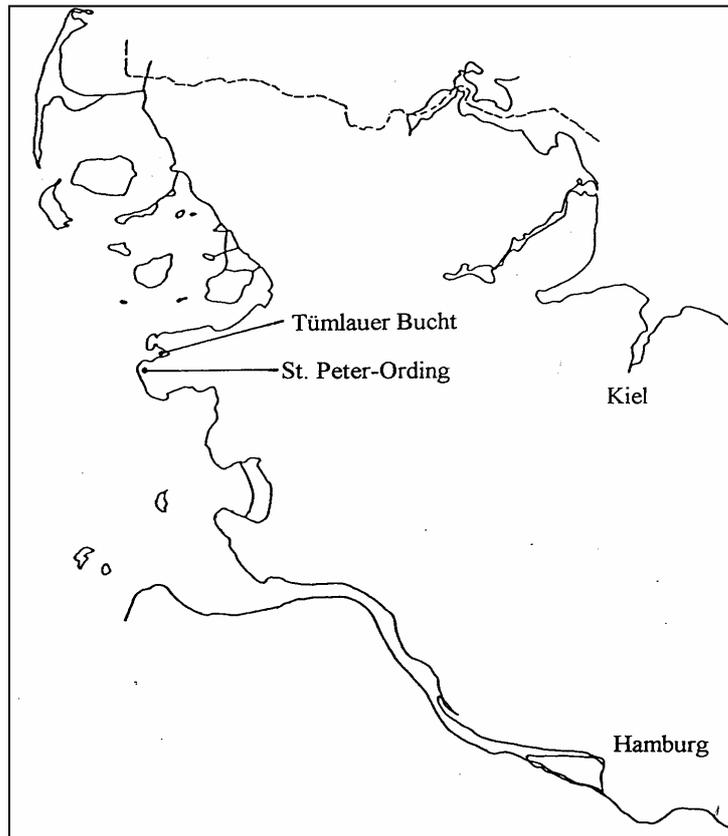


Abb. 1: Lage der zwei Untersuchungsgebiete an der Westküste Schleswig-Holsteins.

## 2.1 Tümlauer Bucht

Bei der Tümlauer Bucht handelt es sich um eine natürliche Großbucht mit unterdurchschnittlicher vertikaler Sedimentation, da hydrologische und geomorphologische Gegebenheiten im äußeren Bereich der Bucht eine Verlagerung von grobem Material in die Bucht behindern und zur Ablagerung von feinen Fraktionen zum Teil bereits im weiten Vorfeld führen (vgl. Wienholdt 1987). Küstenschutzmaßnahmen wurden vor allem in den dreißiger Jahren durchgeführt und Mitte der Siebziger weitgehend eingestellt (Wienholdt 1987). Aufgrund der erschwerten Zugänglichkeit für Schafe bedingt durch die tiefe Lage der Flächen und der Durchtrittigkeit des Substrates wurden die Salzmarschen großflächig extensiv bis gar nicht beweidet (Wienholdt 1987).

Die Salzmarschen der Tümlauer Bucht gehören mit ihren tonigen, schluffigen Böden und ihrer Entstehung zu den Vorlandsalzmarschen (Dijkema 1987, Stock et al. 2005), denen etwa 75 % der schleswig-holsteinischen Festlandsalzmarschen zuzuordnen sind (Prokosch und Kempf 1987, Stock et al. 1996).

### Auswahl der Untersuchungsflächen

Im nordöstlichen Bereich der Tümlauer Bucht wurde 1996 eine 11 m × 17 m große Fläche ausgewählt, die entlang eines Höhengradienten eine charakteristische Vegetationszonierung

von der Pionierzone bis zur oberen Salzmarsch aufweist (s. Anhang Tab. A1). Sie wird im weiteren Text Untersuchungsfläche **Tümlauer Bucht I** oder **TB I** genannt. Diese Fläche befindet sich an dem Hauptpriel, über den der nordöstliche Teil der Tümlauer Bucht geflutet wird (s. Abb. 2). So ist eine natürliche Be- und Entwässerungssituation der Untersuchungsfläche gegeben, die nicht durch Grüppenstrukturen beeinflusst wird.

Der nördliche Rand der Fläche liegt auf einem kleinen Wall, der durch Aufschüttung im Rahmen der Küstenschutzmaßnahmen in den dreißiger Jahren für den Deichbau entstanden ist (Bockelmann 1996, Bockelmann & Neuhaus 1999). Die Fläche befindet sich in dem Bereich der Tümlauer Bucht, der 1985 komplett aus der Beweidung genommen wurde. Bedingt durch die Nähe zum Hauptpriel, die sicherlich zu einer erschwerten Zugänglichkeit für Schafe führte, ist von einer ungestörten Vegetationsentwicklung bereits nach Aufschüttung des Walls auszugehen.

Eine weitere 22 m × 5 m große Untersuchungsfläche, die im Folgenden als Untersuchungsfläche **Tümlauer Bucht II** oder **TB II** bezeichnet wird, wurde ebenfalls im nordöstlichen Teil der Tümlauer Bucht in einem Bereich ausgewählt, der früher beweidet und durch regelmäßige Begrüppung geprägt wurde (s. Abb. 2). Dieser Bereich wurde seit Mitte/Ende der siebziger Jahre (Begrüppung) beziehungsweise seit 1985 (Beweidung) aufgelassen (Wienholdt 1987). Die durch Begrüppung entstandene regelmäßige Struktur von Beeten und Grüppen war zum Zeitpunkt der Untersuchungen weiterhin erkennbar. Die Fläche erstreckt sich von der ehemaligen Gruppe bis zur Beetmitte (vgl. Dierßen et al. 1994 A) und weist eine charakteristische Vegetationszonierung von der Pionierzone bis zur oberen Salzmarsch auf (s. Anhang Tab. A2).



Abb. 2: Lage der Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I) und Tümlauer Bucht II (TB II) sowie Übersicht über den Verlauf der Priele im Untersuchungsgebiet, Ausschnitt aus dem IR-Luftbild (1:5000) der Tümlauer Bucht 1995 (Str. 55 287). Das Luftbild wurde vom LKN-SH (Nationalparkverwaltung) zur Verfügung gestellt.

## 2.2 St. Peter-Ording

Das Gebiet St. Peter-Ording, in das überwiegend sandiges Substrat eingetragen wird, ist das einzige Vorland an der Westküste Schleswig-Holsteins, das ohne technische Maßnahmen an der Luv-Seite des Festlandes entstanden ist (König 1983). Es weist eine natürliche Morphologie sowie ein natürlich entstandenes Entwässerungssystem auf (Stock et al. 1997, Gettner et al. 1998, Stock et al. 2005). Niedrige sandige Strandwälle mit Primärdünenvegetation wechseln sich ab mit sandigen Salzmarschenbereichen (Ehlers 1988, Daumann 1990). Diese Salzmarschen sind den Sandsalzmarschen zuzuordnen (Dijkema 1987), die insgesamt einen Flächenanteil von 10 % der Salzmarschen Schleswig-Holsteins ausmachen und ansonsten auf den Inseln Sylt, Amrum und Trischen zu finden sind (Prokosch & Kempf 1987, Stock et al. 1996 & 1997).

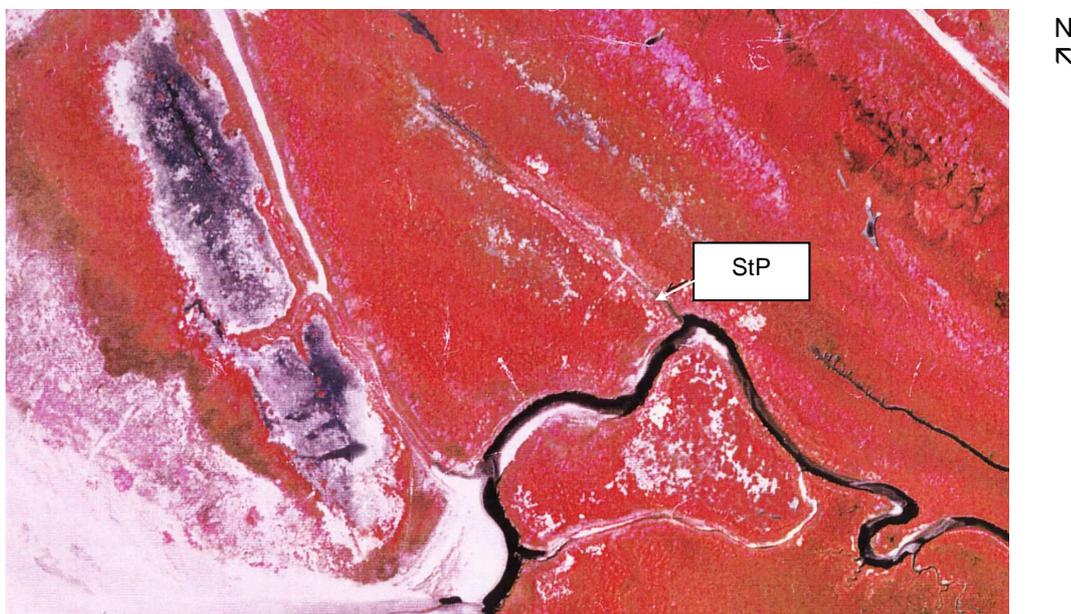


Abb. 3: Lage der Untersuchungsfläche St. Peter-Ording (StP) sowie Übersicht über den Verlauf der Priele im Untersuchungsgebiet, Ausschnitt aus dem IR-Luftbild (1:5000) von St. Peter-Ording 1995 (Str. 58 303), vergrößert auf etwa 1:3250. Das Luftbild wurde vom LKN-SH (Nationalparkverwaltung) zur Verfügung gestellt.

### Auswahl der Untersuchungsfläche

1996 wurde südlich des Strandüberganges "Köhlbrand" (südl. Ording) in den Sandsalzmarschen entlang eines Höhengradienten eine 18 m × 18 m große Fläche mit charakteristischer Vegetationszonierung von der Pionierzone bis zur oberen Salzmarsch ausgewählt, die direkt an einen Priel und Graben grenzt (s. Abb. 3, Anhang Tab. A3). Im weiteren Text wird diese Fläche als Untersuchungsfläche **St. Peter-Ording** oder **StP** bezeichnet. Das Gebiet zwischen dem Strandübergang und der Fußgängerbrücke St. Peter-Bad wird seit mindestens 1957 nicht mehr beweidet (Jungjohann 1997, mündl. Mittlg, zitiert in Gettner et al. 1997) und wird über ein weit verzweigtes natürliches Prielsystem nach Süden entwässert (Gettner et al. 2003).

### 3 Material und Methoden

#### 3.1 Untersuchungskonzept

Entlang der Höhengradienten wurden 1996 auf jeder Untersuchungsfläche Dominanz- und Übergangstypen der Vegetation definiert, die sich in unterschiedlicher Lage zum MThw befinden.

Für jeden definierten Vegetationstyp wurden sechs oder räumlich bedingt in St. Peter-Ording für die Dominanztypen *Elymetum* und *Festucetum* sowie dem Übergangstyp *Elymus-Festuca-Atriplex* nur vier Probenahmestellen eingerichtet, deren Größe je nach Steilheit des vorhandenen Höhengradienten entweder 1 m × 1 m oder 2 m × 0,5 m betrug (s. Anhang Tab. A1 bis A4). An diesen Stellen wurden Vegetationsaufnahmen und die Analyse der Standortparameter durchgeführt (s. Tab. 1, 3.3). Zusätzlich wurden auf der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* jeweils zwei weitere Probestellen eingerichtet, an denen Tensiometer (s. 3.3.4.1.2) oder Redoxsonden (s. 3.3.5) gesetzt wurden.

Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag auf dem Vergleich der unbeweideten und ungegrüpften Flächen der Vorlandsalzmarschen der Tümlauer Bucht I (s. 2.1) und den Sandsalzmarschen in St. Peter-Ording (s. 2.2). Um Erkenntnisse zur Übertragbarkeit dieser Ergebnisse auf früher intensiv beweidete und regelmäßig gegrüpfte Flächen zu gewinnen, wurden vergleichende Untersuchungen auf der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht II durchgeführt (s. 2.1).

Tab. 1: Jeweils an den verschiedenen Untersuchungsflächen durchgeführte Erhebungen und erfasste Parameter.

|                              | Tümlauer Bucht I | Tümlauer Bucht II   | St. Peter-Ording |
|------------------------------|------------------|---------------------|------------------|
| Nivellierung                 | X                | X                   | X                |
| Lokales Tidegeschehen        | X                | von TB I übertragen | X                |
| Lage der Horizonte           | X                | X                   | X                |
| Bodenprofil                  | X                | X                   | X                |
| Lagerungsdichte              | X                | X                   | X                |
| Bodenwassergehalt            | X                | X                   | X                |
| Grundwasser (14tägig)        | X                | X                   | X                |
| Grundwasser (Tagesgänge)     | X                |                     | X                |
| Grundwasser (kontinuierlich) | X                |                     | X                |
| Redoxpotenziale              | X                |                     | X                |
| Salzkonzentrationen          | X                |                     | X                |
| Lufttemperatur               | X                |                     | X                |
| Bodentemperatur              | X                |                     |                  |
| Anzahl der Probeflächen      | 40               | 24                  | 48               |

Die Eckpunkte der Probenahmestellen sowie die Schnittpunkte eines Quadratmeterrasters, das zu Beginn der Untersuchungen über jede Fläche gelegt wurde, wurden jeweils mit

Kunststoffstäben markiert, sodass sie während des gesamten Untersuchungszeitraumes zu erkennen waren.

Definition der Vegetationstypen

Die Abundanz – und Dominanzverhältnisse der Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 1996 bildeten die Grundlage für die Definition der zu untersuchenden Dominanz- und Übergangstypen (s. 3.2.1, Anhang Tab. A1 bis A4). Ein Dominanztyp wurde definiert, wenn eine Art mindestens 60 % und keine weitere Art über 25 % der Aufnahme­fläche bedeckte. Besaßen zwei oder mehrere Arten einen Deckungsanteil von über 25 % oder waren mehrere Arten mit geringen Deckungen vertreten, wurde die betroffene Fläche als Übergangstyp bezeichnet. Die daraus resultierenden Vegetationstypen für die verschiedenen Untersuchungsflächen sowie die in den weiteren Tabellen und Abbildungen verwendeten Abkürzungen sind Tabelle 2 zu entnehmen. Die Bezeichnung der verschiedenen Typen richtet sich für Dominanztypen nach der jeweils dominanten Art und für Übergangstypen nach den Arten mit den höchsten Deckungen oder nach den sich jeweils unmittelbar anschließenden Dominanzbeständen, zwischen denen sich der entsprechende Typ befindet. Die Vegetationstypen sind dem abnehmenden Höhengradienten folgend angeordnet.

Tab. 2: Auftretende Vegetationstypen sowie deren Abkürzungen der Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I, Tümlauer Bucht II und St. Peter-Ording.

**Tümlauer Bucht I - TB I:**

| Dominanztypen  | Übergangstypen  |
|--|---|
| Elymus athericus – <b>E</b><br>Atriplex portulacoides – <b>A</b><br>Spartina anglica – <b>Sp</b> | Elymus athericus - Atriplex portulacoides – <b>E-A</b><br>Atriplex portulacoides - Triglochin maritimum – <b>A-T</b><br>Triglochin maritimum - Spartina anglica – <b>T-Sp</b> |

**Tümlauer Bucht II - TB II:**

| Dominanztypen   |
|---|
| Elymus athericus – <b>E</b><br>Atriplex portulacoides – <b>A</b><br>Triglochin maritimum – <b>T</b><br>Spartina anglica – <b>Sp</b> |

**St. Peter-Ording - StP:**

| Dominanztypen  | Übergangstypen   |
|--|--|
| Elymus athericus – <b>E</b><br>Festuca rubra agg. – <b>F</b><br>Atriplex portulacoides – <b>A</b><br>Triglochin maritimum – <b>T</b><br>Spartina anglica – <b>Sp</b> | Elymus athericus - Festuca rubra agg. - Atriplex portulacoides – <b>E-F-A</b><br>Festuca rubra agg. - Atriplex portulacoides – <b>F-A</b><br>Atriplex portulacoides - Puccinellia maritima – <b>A-P</b><br>Triglochin maritimum - Spartina anglica – <b>T-Sp</b> |

An der Untersuchungsfläche TB II beschränken sich die Untersuchungen aufgrund der sehr kleinräumigen Abfolge der Vegetationstypen bedingt durch die Beet-Gruppenstruktur auf die Dominanztypen.

Die Nomenklatur richtet sich nach Wisskirchen & Haeupler (1998), die syntaxonomische Zuordnung der Dominanztypen lehnt sich an Dierßen et al. (1988) an. Der *Elymus athericus*-Dominanztyp wird als *Elymetum*, der *Festuca rubra* agg.-Dominanztyp als *Festucetum*, der *Atriplex portulacoides*-Dominanztyp als *Atriplicetum*, und der *Spartina*-Dominanztyp als *Spartinetum* definiert.

Statt "unter" oder "an dem Bestand des *Elymus athericus*-Dominanztyp oder des *Elymetum*" wird der Begriff *Elymetum*-Standort verwendet. Entsprechendes gilt auch jeweils für die anderen Dominanztypen.

Der jeweils höher gelegene Bereich der Untersuchungsflächen mit Dominanzbeständen von *Elymus athericus* in der Tümlauer Bucht bzw. von *Elymus athericus* und *Festuca rubra* agg. sowie den zugehörigen Übergangstypen in St. Peter-Ording wird als obere Salzmarsch, der tiefer gelegene Bereich mit dem *Atriplicetum* und den jeweils entsprechenden Übergangstypen als untere Salzmarsch und der Bereich mit dem *Spartinetum* als Pionierzone bezeichnet (s. 5.1.1, Tab. 4).

## 3.2 Vegetationskundliche Untersuchungen

### 3.2.1 Vegetationsanalyse

Da die überwiegende Anzahl der Salzwiesenarten ihr Entwicklungsmaximum im Vergleich zu Pflanzen anderer Vegetationstypen erst relativ spät erreicht (Döscher et al. 1997), wurde die Artenzusammensetzung und Struktur der Vegetation in den Jahren 1996 und 1997 im August oder September untersucht.

Zu Beginn der Untersuchungen wurden 1996 an jeder der in Tabelle 1 aufgeführten Probestelle Vegetationsaufnahmen je nach Höhengradient auf einer Fläche von 1 m × 1 m oder 2 m × 0,5 m durchgeführt. Um die Abundanz- und Dominanzverhältnisse der Vegetation möglichst genau zu erfassen, erfolgte die Schätzung der Deckungen nach der erweiterten Schätzskala von Londo (1975, s. Tab. 3). Die Vegetationsaufnahmen wurden 1997 wiederholt.

Tab. 3: Schätzskaala nach Londo, aus Gorteria No. 7 (1975).

| DECIMALE SCHAAL |           |  | symbolen<br>schaal<br>Braun-<br>Blanquet |
|-----------------|-----------|--|--|
| symbool         | bedekking | aanvulling   |  |
| .1              | <1%       | . = r (raro) = sporadisch<br>p (paululum) = weinig talrijk<br>a (amplius) = talrijk<br>m (multum) = zeer talrijk | +  |
| .2              | 1— 3%     |  | 1  |
| .4              | 3— 5%     |  |  |
| 1               | 5— 15%    | 1— = 0,7 = bedekking 5—10%<br>1+ = 1,2 = bedekking 10—15%  | 2  |
| 2               | 15— 25%   |  |  |
| 3               | 25— 35%   |  |  |
| 4               | 35— 45%   |  | 3  |
| 5               | 45— 55%   | 5— = bedekking 45—50%<br>5+ = bedekking 50—55%   |  |
| 6               | 55— 65%   |  | 4  |
| 7               | 65— 75%   |  |  |
| 8               | 75— 85%   | bedekking > 5%:<br>aantal individuen<br>willekeurig  |  |
| 9               | 85— 95%   |  | 5  |
| 10              | 95—100%   |  |  |

Außerdem erfolgte 1997 auf jeder Untersuchungsfläche eine Kartierung der dominanten mehrjährigen Arten auf Artniveau mit den Deckungsstufen 0 %, <10 %, 10-25 % und 26-50 %. Die Karten wurden mit Hilfe des Geographischen Informationssystems (GIS) ArcViewGIS 3.1 (Esri 1998) dargestellt.

Zur Berechnung der Artenzahlen für die verschiedenen Vegetationstypen (s. 5.1.4) wurden für 1996 jeweils die Artenzahlen aller Probestellen des jeweiligen Vegetationstyps herangezogen (s. Anhang Tab. A1 bis A4). Aufgrund der nicht zu vermeidenden Störungen der Probestellen, an denen das Grundwasser für jeden Vegetationstyp abgelesen wurde (3.4.1.1.1), wurden die Artenzahlen dieser Probestellen bei der Berechnung der Artenzahlen für 1997 nicht berücksichtigt.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wurde keine Differenzierung nach Kleinarten durchgeführt. Folgende Arten werden als Aggregationen (Sammelarten) behandelt: *Agrostis stolonifera* agg., *Armeria maritima* agg., *Festuca rubra* agg., *Plantago maritima* agg., *Salicornia europaea* agg. Im weiteren Text wird zur besseren Lesbarkeit auf die Kennzeichnung durch den Zusatz "agg." verzichtet.

### 3.2.2 Vegetationsstruktur

#### Vegetationshöhe

1997 wurde ebenfalls die mittlere Vegetationshöhe der Untersuchungsflächen jeder Probestelle mit Hilfe einer Styroporscheibe (Durchmesser: 50 cm; Gewicht: 315 g) bestimmt. Durch diese verläuft senkrecht ein mit der Scheibe nicht fest verbundener skaliertes Stab. Zur Messung wird der Stab auf die Erdoberfläche der entsprechenden Probestelle gestellt und die Scheibe fallen gelassen. Da die Scheibe nur mit einem geringen Gewicht ( $0,2 \text{ g/cm}^2$ ) auf die Vegetation trifft, bleibt die mittlere Vegetationshöhe unbeeinflusst, auch wenn einzelne hoch stehende Halme niedergedrückt werden.

Diese Methode bietet den Vorteil, die vertikale Struktur und Verteilung der Pflanzen zu erfassen, da besonders die Gräser in den Salzwiesen, abhängig von ihrer Spross- und Blattlänge und dem lokalen Überflutungsgeschehen, häufig nicht aufrecht, sondern liegend anzutreffen sind.

#### Lichtmessungen

Um den Einfluss der Vegetation auf den Lichteinfall an der Erdoberfläche unter einem Bestand und somit auf die dort auftretende Strahlungsintensität und deren Auswirkungen auf verschiedene Standortparameter wie Wasser- oder Salzgehalt abschätzen zu können, wurden im September 1997 an den Parallelstellen der Untersuchungsflächen Messungen mit einem Lichtschwert durchgeführt ("licht-meetstook", Anfertigung der Universität Groningen, EDB: Elektronischer Dienst Biologie). Bei diesem sind zehn jeweils zehn Zentimeter lange und etwa zwei Zentimeter hohe Lichtsensoren (PhAR-Lichtsensoren) unmittelbar nebeneinander angeordnet, die unabhängig voneinander den Lichteinfall erfassen können. Neben dem Datalogger, auf dem die Messwerte gespeichert werden, wird eine Referenzsonde eingesetzt, die bei den Messungen so platziert wird, dass dort ein ungehinderter Lichteinfall von 100 % möglich ist. Unter Einbeziehung der Werte der Referenzsonde ergibt sich aus den Felddaten die Lichtintensität in % der Lichtintensität an der Referenzsonde.

An jeder Probestelle wurden einmalig fünf oder sechs Parallelmessungen jeweils im Abstand von 20 oder 15 cm an der Erdoberfläche durchgeführt. Da einige Probestellen (Tümlauer Bucht II: *Spartina*; St. Peter-Ording: zum Teil *Triglochin*, *Triglochin-Spartina*, *Spartina*) zum Messzeitpunkt unter Wasser standen, musste dort auf eine Messung verzichtet werden.

Auf der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I wurden an zwei Tagen mit unterschiedlichen Strahlungsintensitäten Daten erhoben.

Bei der Auswertung der Daten zeigte sich, dass die Lichtsensoren 9 und 10 bei der Messung defekt waren, sodass diese Werte bei der Berechnung der Lichtintensität nicht berücksichtigt wurden. Ebenso wurden nach Umrechnung in die Lichtintensität Werte über 100 eliminiert, da diese als Messfehler betrachtet werden können.

### 3.3 Analysen abiotischer Standortparameter

#### 3.3.1 Ermittlung der Höhe über NN

Zum Abschluss der Untersuchungen wurde im September 1998 auf den Untersuchungsflächen für die Eck- und Mittelpunkte jeder Probestelle, die Grundwasserröhren, die Sonden sowie die Schnitt- und Eckpunkte des Quadratmeter-Rasters (s. 3.1) mit Hilfe eines Nivelliergerätes der Firma Zeiss (NI 30) jeweils die Höhe über NN ermittelt. Als Referenzpunkte dienten sowohl in der Tümlauer Bucht als auch in St. Peter-Ording vom Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein (LKN-SH, früher u. a. ALR Husum) eingemessene und zur Verfügung gestellte Festpunkte.

Zur Berechnung der Überflutungsparameter und der Korrelationen der Höhenlage mit verschiedenen Standortparametern werden im Folgenden die sich für jede Probenahmestelle und für jeden Vegetationstyp ergebenden Mittelwerte der Höhe über NN pro Quadratmeter verwendet.

Unter Einbeziehung der Mittleren Tidehochwassers (MThw) ergibt sich aus den Höhen über NN für jeden Vegetationstyp die Lage über MThw. Bei den Berechnungen der Lage über MThw wird jeweils das MThw verwendet, das sich aus den Abflussjahren 1991 bis 2000 ergibt. Für diesen Zeitraum lag das MThw in der Tümlauer Bucht bei 144 cm über NN und in St. Peter-Ording bei 146 cm über NN (LKN-SH mündl. Mittlg.).

#### 3.3.2 Tidegeschehen

Das lokale Überflutungsgeschehen wurde von Juli 1997 bis September 1998 (TB I) bzw. bis März 1998 (StP) in unmittelbarer Nähe der Untersuchungsflächen TB I und StP mit Hilfe von Relativ-Drucksonden des Typs PDCR 830 und Campbell-Dataloggern CR 10 in zehnmündigen Intervallen erfasst. Die Drucksonden befanden sich jeweils in einer im Boden befindlichen Hart-PVC-Röhre, die für den Wassereintritt mit Durchbohrungen versehen ist, gleichzeitig durch einen Nylonstrumpf aber vor Sedimenteintrag geschützt und nach oben mit einem Gummistopfen verschlossen war.

In der Tümlauer Bucht wurde die Drucksonde in den an die niedrig gelegenen Bereiche der Fläche Tümlauer Bucht I angrenzenden Priel, über den die Fläche geflutet wird, und in St. Peter-Ording jeweils unmittelbar neben den tiefst gelegenen Bereichen der Untersuchungsfläche installiert. Unter Einbeziehung der jeweiligen Höhendaten, lassen sich so für jeden Punkt der Flächen die Überflutungshäufigkeit und -dauer bestimmen. Zur Berechnung der Überflutungsparameter für die Fläche Tümlauer Bucht II werden die Messergebnisse der Fläche Tümlauer Bucht I herangezogen. Die Sohle des Priels in der Tümlauer Bucht und der Boden in St. Peter-Ording fallen bei ablaufendem Wasser trocken, sodass die erhobenen Daten nur zur Berechnung der Hoch- und nicht der Niedrigwasserzeiten

geeignet sind. Weil sich die Drucksonden jeweils unterhalb der Erdoberfläche und somit auch im Grundwasserbereich befinden, zeigen in der Tümlauer Bucht erst Werte ab 128,6 cm über NN und in St. Peter-Ording erst Werte ab 159,8 cm über NN Überflutungen an.

Da sich die Datalogger auch in den hoch gelegenen Bereichen der Untersuchungsflächen im Einflussbereich des Meerwassers befanden, wurden sie durch eine spezielle Konstruktion, entwickelt von der Werkstatt des Botanischen Institutes und der Messtechnik des Projektzentrums Ökosystemforschung der C.A.U. Kiel, vor Salzwasser und Auftrieb geschützt. Zum Schutz vor Wasser befanden sich die Datalogger in jeweils zwei ineinander geschachtelten und die externen Stromversorgungen in einem ABS-Euromas-Gehäuse (IP 65, Polycarbonat, s. Aegerter 1993). Gegen auftretende Auftriebskräfte waren diese Gehäuse mit einer  $50 \times 50 \text{ cm}^2$  Beton-Gehwegplatte gesichert. Die Anschlüsse der Messsensoren und die Durchbohrungen für die verschiedenen Kabel waren mit Silikon abgedichtet.

Um den notwendigen Druckausgleich der Relativdrucksonden zu gewährleisten, führte jeweils ein etwa drei Meter langer Luftschlauch vom Inneren der Gehäuse ins Innere einer Gazebox über deren Filter ein Luftaustausch gegeben war. Die Box war etwa 1,50 m über der Erdoberfläche an einem Pfahl befestigt, sodass Überflutungen vermieden werden konnten.



Abb. 4: Datalogger auf einer Gehwegplatte und der Pfahl, an dem die zum Druckausgleich benötigte Gazebox angebracht worden ist, in der zum Teil überfluteten Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I.

Für die Berechnung der Überflutungsfrequenzen vor Inbetriebnahme der lokalen Pegelsonden wurden die vom LKN-SH bereitgestellten Pegelstandsdaten vom Adamssiel (Tümlauer Bucht) und St. Peter-Ording verwendet.

Während des Messzeitraumes traten bei den Sonden zu unterschiedlichen Zeitpunkten technische Probleme auf, die zu Datenlücken führten (z.B. 22.10.-22.12.97 an TB I). Um die Überflutungsfrequenzen und -dauern für ein Jahr angeben zu können, wurden die fehlenden

Überflutungsdauern aus den Werten der Sonde des jeweils anderen Standortes, die fehlenden Überflutungsfrequenzen aus den Werten der nächstgelegenen Pegelstandorten berechnet, die vom LKN-SH bereit gestellt wurden. Unter Einbeziehung von Zeiträumen, in denen Daten beider Sonden sowie Daten vom LKN-SH vorliegen (15.07.-22.10.97, 22.12.97-16.03.98), wurde für jede Höhe jedes Vegetationstyps einer Untersuchungsfläche jeweils ein Faktor ermittelt, mit dem fehlende Daten hochgerechnet werden konnten.

Als Beispiel für die Bestimmung eines Faktors und der fehlenden Werte wird die Berechnung der fehlenden Überflutungsfrequenzen für die Tümlauer Bucht näher erläutert.

Für gemeinsam gemessene Zeiträume lagen die Überflutungsfrequenzen der Drucksonden von TB höher als die mit Hilfe der LKN-SH-Daten ermittelten Werte. Daraus ergab sich für die **jeweiligen Höhen jedes Vegetationstyps** folgende Rechnung:

$LKN-SH / TB = a$  (Faktor). Für fehlende Zeiten für TB I folgt daher:  $TB = LKN-SH \times 1/a$

Ähnliche Rechnungen ergeben sich für die fehlenden Überflutungsfrequenzen der Fläche in St. Peter-Ording sowie für die fehlenden Dauern beider Flächen.

### 3.3.3 Bodenprofile

#### Bodenprofilansprachen

Im Oktober 1997 (TB I, StP) und im September 1998 (TB II) erfolgte jeweils an einer Probestelle jedes Dominanz- und Übergangstyps eine Bodenprofilansprache anhand von Bohrkernen, um die Störung der Fläche zu minimieren.

Die Bohrkern der oberen 50 cm des Bodens wurden mit Hilfe eines konisch zulaufenden Marschenlöffels von neun bis sechs Zentimeter Durchmesser genommen. Die weitere Beprobung bis zum Reduktionshorizont wurde mit einem ein Meter langen Pürckhauer-Bohrer durchgeführt. Die so gewonnenen Bohrkern bieten einen ausreichenden Überblick über die Horizonte.

Neben der Lage der Horizonte wurde jeweils die Bodenart, der Flächenanteil der Rost- und Eisensulfidflecken, die Bodenfarbe (Munsell-Farbtafeln), der Kalkgehalt und der Durchwurzelungsgrad nach der Kartieranleitung von Schlichting et al. (1995) bestimmt. Die Bezeichnung der Horizonte folgt der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Ad-hoc-AG Boden 2005).

#### Lage der Bodenhorizonte

Für jeden Vegetationstyp wurde an jeder Fläche im Frühjahr, Sommer und Herbst oder Winter 1997 sowie zusätzlich im Herbst 1998 an der Untersuchungsfläche TB II jeweils an einer Probestelle jedes Dominanz- und Übergangstyps die Lage der Horizonte untersucht, sodass Aussagen zu Veränderungen der aeroben und anaeroben Verhältnisse möglich werden. An den Bohrkernen, die mit Hilfe eines ein Meter langen Pürckhauer-Bohrers

gewonnen wurden, wurden für jeden Horizont der Flächenanteil der Rost- und Eisensulfidflecken sowie die Bodenfarbe ermittelt.

Die Zuordnung der Horizonte folgt der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Ad-hoc-AG Boden 2005). Reichen Rostflecken bis an die Oberfläche und folgt unmittelbar ein  $G_o$ -Horizont, so wird der Bereich bis zum  $G_o$ -Horizont als  $A_hG_o$ -Horizont angesprochen.

In der grafischen Darstellung der Abfolge der Horizonte wird zur besseren Übersicht auf jeweils eine eigene Signatur für auftretende  $G_{o1}$ - bzw.  $G_{o2}$ - oder  $G_{r1}$ - bzw.  $G_{r2}$ -Horizonte verzichtet (s. 5.4.2). Die Signatur folgt der allgemeinen Signatur für  $G_o$ -Horizonte und  $G_r$ -Horizonte.

Zur Berechnung von Korrelationen (s. 3.4.2) werden die Angaben "Abstand der Horizonte von der Erdoberfläche" eingegeben, wie im folgenden Beispiel für den  $G_{or}$ -Horizont aufgeführt: liegt der  $G_{or}$  an der Erdoberfläche, wird die Zahl "0" verrechnet, liegt er 10 cm unter der Erdoberfläche wird mit der Zahl "-10" gerechnet. D.h. je tiefer der  $G_{or}$  unter der Erdoberfläche liegt desto kleiner wird die eingegebene Zahl.

### Lagerungsdichte

Mit Hilfe von Stechzylindern ( $100\text{ cm}^3$ ) wurde im Oktober 1997 an jeweils einer Probestelle jedes Dominanz- und Übergangstyps in 0 bis 10 cm sowie 20 bis 30 cm Bodentiefe eine Bodenprobe genommen und bei  $105\text{ °C}$  bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Lagerungsdichte [ $\text{g}/\text{cm}^3$ ] ergibt sich aus dem Trockengewicht multipliziert mit 0,01 (Schlichting et al. 1995).

## 3.3.4 Wasserhaushalt

### 3.3.4.1 Grundwasserdynamik

#### 3.3.4.1.1 Diskontinuierliche Messungen

Um die saisonale und räumliche Variabilität der Grundwasserstände zu erfassen, wurde im Oktober 1996 an jeweils einer Probestelle jedes Vegetationstyps ein Grundwassermessbrunnen gesetzt und bis Ende September 1998 in etwa 14-tägigen Abständen abgelesen. An den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I) und St. Peter-Ording (StP) wurden an jeweils zwei Terminen Tagesgänge der Grundwasserstände erstellt, um den direkten Einfluss des Tidegeschehens auf die Grundwasserstände zu ermitteln.

Bei den Brunnen handelte es sich um unten geschlossene, 1,20 m lange Hart-PVC-Rohre mit einem Innendurchmesser von 3,2 cm. Diese besaßen spiralig angeordnete schlitzförmige Durchbohrungen, die einen problemlosen Wassereintritt garantieren. Vor Sedimenteintrag wurden sie durch Nylonstrümpfe geschützt und nach oben durch einen Stopfen verschlossen. Um Verfälschungen der Grundwasserstände durch seitlich an der Röhre hinablaufendes Meerwasser bei Überstauungen zu vermeiden, wurden die Grundwasserrohre jeweils mit

einer etwa 20 cm tief eingegrabenen 40 x 40 cm<sup>2</sup> großen PVC-Platte umgeben. In der Mitte dieser Platte befand sich eine PVC-Manschette, die die Brunnen zur Erdoberfläche hin mit Hilfe von zwei O-Ringen wasserdicht umschloss.

Die Messwerte werden in der Regel als negative Werte in [cm unter Flur] angegeben, da diese Angabe eher Rückschlüsse auf die Auswirkungen der Wasserstände auf das Pflanzenwachstum erlaubt als eine Angabe in [cm ü. NN]. Positive Werte der Grundwasserstände in Diagrammen bedeuten, dass die Probestellen überstaut waren. Werte, die in den Grafiken mit "\*" gekennzeichnet sind, liegen unterhalb des erfassten Bereichs, werden aber jeweils mit dem Minimalwert des Messbereichs dargestellt.

Zur statistischen Auswertung und Erstellung von Dauer- und Ganglinien werden sowohl die positiven als auch die unterhalb des Messbereichs liegenden Werte (mit Minimalwert) berücksichtigt, da sie jeweils Hinweise auf höhere oder niedrigere Grundwasserstände geben und andernfalls diese feuchten oder trockenen Phasen unterrepräsentiert wären.

#### 3.3.4.1.2 Kontinuierliche Messungen

##### Tümlauer Bucht I

An der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I wurden von Juli bis September 1997 unter einem *Elymus*- und *Spartina*-Dominanzbestand die Wasserstände mit je zwei parallelen Tensiometern, die an einen Squirrel Serie 1200 Datalogger angeschlossen waren, in zehnminütigen Intervallen kontinuierlich gemessen. Die Parallelen am *Elymetum*-Standort werden im Folgenden mit **T-E1** und **T-E2**, am *Spartinetum*-Standort mit **T-Sp1** und **T-Sp2** bezeichnet. Die Tensiometer waren wie die Grundwassermessbrunnen vor Verfälschungen durch seitlich an den Rohren hinablaufendes Meerwasser bei Überflutungen mit einer Manschette und einer eingegrabenen PVC-Platte geschützt (s. 3.3.4.1). Der Squirrel war wie der Campbell-Datalogger CR 10 vor Salzwassereintritt mit ABS-Euromas-Gehäusen (IP 65) und vor Auftrieb mit einer Beton-Gehwegplatte gesichert (s. 3.3.2). In den Gehäusen befanden sich neben dem Logger der für die Tensiometer notwendige Gleichspannungsregler sowie die Stromversorgung.

Die 120 cm (*Elymus*-Probestelle) und 70 cm langen (*Spartina*-Probestelle) Tensiometer wurden so gesetzt, dass sich die Saugkerzen der vier Tensiometer etwa auf der gleichen Höhe über MThw befanden. Das entgaste Wasser in der Keramikzelle wurde alle zwei bis drei Wochen erneuert. Dazu wurden die Tensiometer aus dem Boden herausgezogen und nach Befüllung der Keramikzelle wieder in das sich bereits in dem Boden befindende Loch eingesetzt.

Da in der vorliegenden Arbeit das besondere Interesse der Dynamik des Grundwassers gilt, werden die Ergebnisse in [cm WS] (WS=Wassersäule) umgerechnet und unter Einbeziehung der Höhe über NN in Wasserstand unter Flur [cm] angegeben.

### St. Peter-Ording

Zusätzlich wurde von Juli 1997 bis September 1998 an der Untersuchungsfläche StP unter dem *Elymus-Festuca-Atriplex*-Mischbestand ein Absolutdrucksensor (PTX 630) installiert, sodass die Grundwasserdynamik und die Reaktion auf das Tidegeschehen dieses Standortes kontinuierlich erfasst werden konnte. Der Sensor befand sich ebenfalls, wie es unter 3.3.2 für die Relativdrucksensoren beschrieben ist, in einer PVC-Röhre und war mit dem Campbell-Datalogger CR 10 verbunden. Die Daten wurden in zehnmütigen Intervallen gespeichert. Da der Sensor den Absolutdruck erfasst, musste zur Berechnung der tatsächlichen Grundwasserstände neben den gespeicherten Werten der herrschende Luftdruck herangezogen werden. Dieser wurde in einer Höhe von 6,90 m über NN in St. Peter-Ording vom September 1997 bis zum September 1998 mit einem Relativdrucksensor (DK-Log 200 Datalogger) in 10-minütigen Intervallen ermittelt.

Für Zeiten, in denen Daten des lokal herrschenden Luftdrucks fehlten, wurde zur Berechnung der Grundwasserstände der gemittelte Tagesluftdruck der Station Schwesing verwendet.

Die berechneten Grundwasserstände werden ebenfalls in der Regel als negative Werte in [cm unter Flur] angegeben.

#### 3.3.4.2 Bodenfeuchte

Um die saisonale und räumliche Variabilität der Bodenfeuchte zu ermitteln, wurde für jeden Vegetationstyp ein vollständiger Jahresgang dieses Parameters in zwei Bodentiefen erfasst.

Von November 1996 bis November 1997 wurden jeweils an fünf oder drei Parallelstellen (s. 3.1) eines jeden Vegetationstyps in vier- oder sechswöchigem Abstand in 0 bis 10 cm und in 20 bis 30 cm Bodentiefe Bodenproben entnommen. Der Wassergehalt wurde durch Differenzwägung der frischen und bei 65 °C bis zur Gewichtskonstanz getrockneten Probe bestimmt.

Die Angabe im weiteren Text erfolgt in Prozent bezogen auf das Frischgewicht; im Folgenden kurz: [% FG].

#### 3.3.5 Redoxpotenziale

Um den Wechsel von aeroben und anaeroben Verhältnissen im Boden zu charakterisieren, wurden von Juli 1997 bis September 1998 an den beiden Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording jeweils unter einem *Elymus*- und einem *Spartina*-Dominanzbestand die Redoxpotenziale in stündlichen Intervallen in 0 bis 10 cm Bodentiefe erfasst.

Verwendet wurden nach Pfisterer & Gribbohm (1989) gebaute Platinelektroden, deren Potenziale gegen eine Ag/AgCl-Bezugselektrode (Ingold Nr. 363-S7/120) abgegriffen

wurden. Die Messwerte werden jeweils durch die Addition von 207 mV auf die Standardwasserstoffelektrode bei 25°C bezogen und dargestellt.

Platinelektroden können über einen langen Zeitraum im Feld eingesetzt werden (Armstrong et al. 1985, Schlichting et al. 1995). Störungen können so auf die Installation zu Beginn der Messungen begrenzt werden. Weiterhin ermöglicht dies eine kontinuierliche Messung der Redoxpotenziale an ein und derselben Stelle und der Kontakt zur Bodenlösung muss sich nicht immer wieder neu einstellen, sondern ist nach der Installation der Sonden jederzeit gegeben.

An jedem Standort wurden jeweils fünf Parallelsensoren (StP: *Spartina*-Standort - vier Parallelen) kreisförmig angeordnet sowie eine Vergleichselektrode in die Mitte der Sonden unter dem *Elymus*-Standort gesetzt. Die Elektroden waren ebenso wie ein Erdungskabel, das zur Abschirmung diente, an einen Campbell-Datalogger CR 10 angeschlossen (s. 3.3.2).

Die Vergleichselektrode war in eine 3 mol KCl-Agar-Agar-Salzbrücke in einem perforierten Plexiglas eingegossen und wurde am 12.01.98 ausgewechselt.

Die angegebenen Werte beziehen sich jeweils auf die stündlichen Mittelwerte der Parallelsensoren pro Standort. In Anbetracht der in einigen Zeiträumen auftretenden extremen Schwankungen (s. 5.6), die innerhalb eines Tages erhebliche Veränderungen der stündlichen Mittelwerte zur Folge haben, und der zum Teil hohen Standardabweichungen (s.5.6.4.1) wird auf die Darstellung, Korrelation und Diskussion von Monats- oder Jahresmittelwerten verzichtet.

### 3.3.6 Salzkonzentrationen

Da über das Meerwasser als vorherrschende Anionen Chlorid und Sulfat in die Salzmarschen eingetragen werden (Long & Mason 1983), werden ihre Konzentrationen als Maß für die Bodensalinität bestimmt.

Wie auch bei der Bodenfeuchte liegt das Interesse besonders bei der räumlichen und saisonalen Dynamik. An den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording wurden deshalb bei den Bodenproben (s. 3.3.4.3) vom Dezember 1996, März, April, Anfang und Ende Juni sowie September 1997 sowohl die Konzentration des Chlorids als auch des Sulfats erfasst (Ausnahme: keine Sulfatmessung im März an Untersuchungsfläche StP).

Die frischen Bodenproben wurden im Verhältnis 1:4 mit H<sub>2</sub>O<sub>bidest</sub> (20 g Boden, 80 ml Wasser) 30 Minuten lang extrahiert. Anschließend wurde das Extrakt zur Sedimentation der Bodenartikel fünf Minuten bei 10000 Umdrehungen pro Minute in einer Kühlzentrifuge bei 4°C zentrifugiert und der abgenommene Überstand eingefroren. Mit Hilfe von zwei C<sub>18</sub>-Kartuschen (Baker spe 7020-03) wurde die Probe von Huminstoffen gereinigt, anschließend entgast und an einem Ionenchromatographen der Firma Sykam analysiert. Mit Hilfe eines Anionenfließmittels (5 % Acetonitril, 50 mg/l 4-Hydroxybenzonitril, 5 mM wasserfreies Natriumcarbonat) wurden die Ionen mit einer Fließgeschwindigkeit von 1,5 ml/min bei 40°C

eluiert. Nach anschließender Detektion mit einem Leitfähigkeitsdetektor konnte ihre Konzentration mit Hilfe eines externen Standards errechnet werden.

Die Konzentrationen werden in [%] oder [g/l] angegeben, bezogen auf die anhand des Wassergehalts berechnete Bodenlösung (vgl. Kiehl 1997) und auf das jeweilige Element. Die Nachweisgrenze für Chlorid liegt bei 0,4 ‰ und für Sulfat-S bei 0,03 ‰. Im weiteren Text wird die Sulfat-S-Konzentration zur besseren Lesbarkeit teilweise auch als Sulfatkonzentration bezeichnet.

### 3.3.7 Luft- und Bodentemperatur

#### Lufttemperatur

An den Untersuchungsflächen TB I und StP wurde von Juli 1997 bis September 1998 die Lufttemperatur mit Hilfe wasserdichter (IP 68) Temperatursensoren mit integriertem Datalogger (Tinytalk II Datalogger) in 30-minütigen Intervallen in einer Höhe von 1,30m über der Erdoberfläche protokolliert. Um ein Aufheizen der Datenmessgeräte zu vermeiden, wurden sie mit einem Aluminiumblech vor Sonneneinstrahlung geschützt.

#### Bodentemperatur

Um den Einfluss der Bodentemperaturen auf die Bodenwassergehalte und Salzkonzentrationen sowie die Auswirkungen verschiedener Vegetationstypen auf die Bodentemperatur selbst abschätzen zu können, wurden die Bodentemperaturen an der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I (TB I) von Juli 1997 bis zum Februar 1998 in 10-minütigen Intervallen unter einem *Elymus*-, *Atriplex*-, *Spartina*-Dominanzbestand sowie einem *Atriplex-Triglochin*-Übergangstyp mit Katheter-Fühlern (Typ EF-U-V5) in 0 bis 1cm Bodentiefe kontinuierlich aufgezeichnet. Die Temperatursensoren waren an einen Squirrel Serie 1200 Datalogger angeschlossen (s. 3.3.2 und 3.3.4.2). Durch hohe Überflutungen wurden teilweise einzelne Temperaturfühler freigespült, sodass sich Messlücken für einzelne Bestände ergeben. Aufgeführt sind die Zeiträume, in denen Werte für die jeweiligen Bestände vorliegen:

|  |   |
|--|---|
| <i>Elymus</i> -Dominanzbestand           | vom 14.07.97 bis 22.08.97                           |
| <i>Atriplex</i> -Dominanzbestand         | vom 14.07.97 bis 15.12.97 und 06.01.98 bis 25.02.98 |
| <i>Spartina</i> -Dominanzbestand         | vom 14.07.97 bis 08.09.97 und 25.11.97 bis 25.02.98 |
| <i>Atriplex-Triglochin</i> -Übergangstyp | vom 14.07.97 bis 13.09.97 und 14.01.98 bis 25.02.98 |

Da der Schwerpunkt der Auswertung der Bodentemperaturen auf den Unterschieden zwischen den verschiedenen Vegetationstypen liegt, wurden besonders die Zeiträume berücksichtigt, in denen Bodentemperaturen jedes Vegetationstyps vorhanden sind.

## 3.4 Statistische Auswertung

### 3.4.1 Mittel- und Medianvergleiche

Die statistische Auswertung wurde mit dem Programm Statistica 5.0 (Statsoft 1998) durchgeführt. Die Daten wurden zunächst auf Abweichungen von der Normalverteilung geprüft (Shapiro-Wilks-Test). Bei normalverteilten Daten wurde anschließend die Homogenität der Varianzen (Cochran-Test) als Voraussetzung für die Durchführung von Varianzanalysen (Anova) geprüft. Die Variabilität der Artenzahlen, der Höhe über MThw sowie der jährlichen Überflutungsfrequenz und -dauer für die jeweiligen Vegetationstypen wird in Box-Whisker-Plots mit Hilfe des Mittelwertes, der Standardabweichung und des Standardfehlers wiedergegeben. Zur Darstellung der saisonalen und räumlichen Variabilität der Vegetationshöhe, der Lichtintensitäten, der Bodentemperaturen, der Grundwasserstände, der Wassergehalte, der Redoxpotenziale und Chlorid- und Sulfat-S-Konzentrationen werden dagegen die Mediane, Quartile und Amplituden verwendet. Um signifikante Unterschiede zwischen den verschiedenen Vegetationstypen für die Parameter zu erfassen, wurde bei Erfüllung der Voraussetzungen für die Varianzanalyse als Post-hoc-Test der Tukey-Test (vgl. Lozán 1992), anderenfalls der nichtparametrische Mann-Whitney U-Test angewendet. Beim Mann-Whitney U-Test wurde auf eine Bonferroni-Korrektur der p-Werte für multiple Mittelwertvergleiche verzichtet, da neuere Arbeiten zeigen, dass diese die statistische Aussagekraft unangemessen stark reduzieren (Perneger 1998, Nakagawa 2004). Welcher Test bei welchen Parametern durchgeführt wurde, ist den Abbildungsunterschriften oder den Tabellenüberschriften in den jeweiligen Kapiteln zu entnehmen. Für alle Auswertungen wurden Unterschiede als signifikant angesehen, wenn die Irrtumswahrscheinlichkeit unter fünf Prozent lag ( $p < 0,05$ ).

### 3.4.2 Korrelationsanalysen

Um die Beziehungen zwischen den Standortparametern zu erfassen, wurden Korrelationsanalysen durchgeführt. Bei normalverteilten Daten und linearen Zusammenhängen wird der Korrelationskoeffizient nach Pearson ( $r$ ) angegeben. Bei Abweichungen von der Normalverteilung und nichtlinearen Zusammenhängen wird ein nichtparametrisches Verfahren angewendet und der Spearman-Rangkorrelationskoeffizient ( $r_s$ ) berechnet (vgl. Lozán 1992). In den Tabellenüberschriften oder den Tabellen, in denen Korrelationskoeffizienten aufgeführt werden, ist jeweils angegeben, welcher Koeffizient berechnet wurde. Als signifikant werden Korrelationen mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von  $p < 0,05$  angesehen. Um die Auswirkungen des Wetters und der Überflutungshäufigkeit und -dauer auf die abiotischen Standortparameter zu ermitteln, wurden zusätzlich Korrelationsanalysen der Wetter- und Überflutungsdaten der dem Probenahmetermin vorausgegangenen 10, 7, 5, 3 Tage sowie des vorausgegangenen Tages mit den Werten der Bodenfeuchten,

Grundwasserstände, Chlorid- und Sulfat-S-Konzentrationen des jeweiligen Termins durchgeführt. Da für einen Termin für alle Vegetationstypen einer Untersuchungsfläche dieselben Wetterdaten vorlagen, wurden die Korrelationen mit den Wetterdaten für die Vegetationstypen getrennt berechnet. Für die Mächtigkeit der Oxidations- und die Tiefe der Reduktionshorizonte konnten solche Korrelationsanalysen nur mit den Überflutungsfrequenzen durchgeführt werden. Korrelationen mit den Dauern und dem Wettergeschehen konnten nicht berechnet werden, da nur Daten für wenige Termine vorlagen.

Zur Analyse der Korrelation der Werte der diskontinuierlichen mit den kontinuierlichen Grundwassermessungen (s. 3.3.4.1, 5.5.1.3) wurden jeweils die Wasserstände herangezogen, die zum selben Zeitpunkt erhoben wurden. Diese Analyse konnte nur für die Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording durchgeführt werden, da für die Tümlauer Bucht bedingt durch den begrenzten Zeitraum der kontinuierlichen Messungen zu wenige Daten für eine sinnvolle Analyse vorlagen. Korrelationsanalysen zwischen den Redoxpotenzialen und der Höhe der Tide an ausgewählten Tagen (s. 5.6.3), an denen hohe Tagesamplituden der Redoxpotenziale und teilweise Überflutungen der Vegetationstypen auftraten, können nur für die Tümlauer Bucht I durchgeführt werden. Entsprechende Korrelationen für die Fläche in St. Peter-Ording können nicht berechnet werden, da für den Zeitraum mit den höchsten Tagesschwankungen der Redoxpotenziale keine Daten der Drucksonde zur Messung der Überflutung vorlagen (s. 3.3.2).

### 3.4.3 Ordinationsanalysen

Um Ähnlichkeiten und Unterschiede hinsichtlich der Artenzusammensetzung der verschiedenen Vegetationszonen in den drei Untersuchungsgebieten zu analysieren, wurde von der Verfasserin an der Hochschule Osnabrück in der Arbeitsgruppe Vegetationsökologie und Botanik eine DCA (Detrended Correspondence Analysis) mit dem Programm PC-ORD 5.1 durchgeführt (Mc Cune & Mefford 2006). Für die Analyse wurden die gemittelten Deckungen der Arten jedes Vegetationstyps verwendet ("main matrix"). Zur Durchführung der DCA wurden die Deckungen der Arten wurzeltransformiert. Zusätzlich wurden seltene Arten herabgewichtet und nur Arten berücksichtigt, die mindestens zweimal in den verschiedenen Vegetationstypen anzutreffen waren. Die Gradientenlänge der ersten Achse zeigte, dass die DCA als Ordinationsverfahren geeignet war (Ergebnisse s. Kap. 5.8). Um den Anteil der durch die Ordinationsachsen erklärten Varianz zu ermitteln, wurde nach der Methode Mc Cune & Mefford (2006) in einer "after-the fact evaluation" der Zusammenhang zwischen den Distanzen im Ordinationsraum und der auf der "main matrix" basierenden Distanzmatrix ermittelt. Die erste DCA wurde nur für die natürlichen Salzmarschen Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording berechnet. In einer zweiten DCA wurde auch der gegruppte Standort in die Analyse mit einbezogen, um dessen Vegetationszonierung mit der der natürlichen Salzmarschen zu vergleichen.

Um Zusammenhänge zwischen der Artenzusammensetzung und den untersuchten Standortvariablen sowie weiteren Variablen (z.B. Gesamtdeckung der Vegetation, Treibseldeckung im Jahr 1996) zu ermitteln, wurden in der "second matrix" die Werte der jährlichen Überflutungsfrequenzen und -dauern, die Mittelwerte der Tiefe der anstehenden Reduktionshorizonte, der Mächtigkeiten der Oxidationshorizonte, der Bodenfeuchten, der Chlorid- und Sulfat-S-Konzentrationen sowie der Median des Grundwassers für die jeweiligen Vegetationstypen verwendet. Zusätzlich wurden die jeweiligen Minimal-, und Maximalwerte sowohl der Bodenwassergehalte als auch der Salzkonzentrationen herangezogen. Um Zusammenhänge mit den Bodenarten zu beschreiben, wurde jeweils der gemittelte prozentuale Anteil von Ton, Schluff oder Sand der unter dem jeweiligen Vegetationstyp anstehenden Bodenarten in die Analyse mit einbezogen. Die Zusammenhänge zwischen Vegetationsdaten und Standortvariablen werden einerseits graphisch in "jointplots" dargestellt (ausgewählte Parameter als Vektoren). Andererseits wurden Korrelationen zwischen den Ordinationswerten ("ordination scores") und den Variablen berechnet. In Abhängigkeit von der Verteilung der Daten und der Linearität des Zusammenhangs (vgl. 3.4.2) wurden entweder der Korrelationskoeffizient Pearson's  $r$  oder der Spearman-Rangkorrelationskoeffizient  $r_s$  berechnet.

#### **4 Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum**

Im Vergleich zum langjährigen Mittel ist das Jahr **1996** durch deutlich geringere Niederschläge und niedrigere Temperaturen gekennzeichnet. Die jährliche Niederschlagssumme lag um 200 bis 250 mm unter dem Durchschnitt, da es in allen Monaten mit Ausnahme der Monate Februar, Mai und November weniger als im langjährigen Mittel geregnet hat. Die Temperaturen waren abgesehen vom April und August ebenfalls niedriger oder ähnlich wie die langjährigen Durchschnittstemperaturen (s. Abb. 5).

**1997** war vor allem in den Sommermonaten durch überdurchschnittlich hohe Temperaturen geprägt. Während der Juli warm und bedingt durch die ebenfalls über dem Durchschnitt liegenden Niederschläge feucht war, war der August heiß und trocken. Die Temperatur lag um 5°C höher als im Durchschnitt; gleichzeitig fielen mit 20 mm in diesem Monat nur 1/3 der üblichen Niederschläge. Im Januar, April, September und November lagen die Niederschläge ebenfalls deutlich unter dem langjährigen Mittel.

**1998** fielen mit Ausnahme weniger Monate deutlich mehr Niederschläge als im Mittel, so dass die Jahresniederschlagssumme in St. Peter-Ording bei 1156 mm (Abb. 5) und in der Tümlauer Bucht bei 1030 mm (Anhang Abb. A1) lag. Im August und Dezember weichen die Werte nur geringfügig vom langjährigen Mittel ab und nur im Februar und Mai fielen weniger Niederschläge als im Mittel. Die Temperaturen lagen vor allem in den Winter- und Frühjahrsmonaten über dem Durchschnitt (s. Abb. 5).

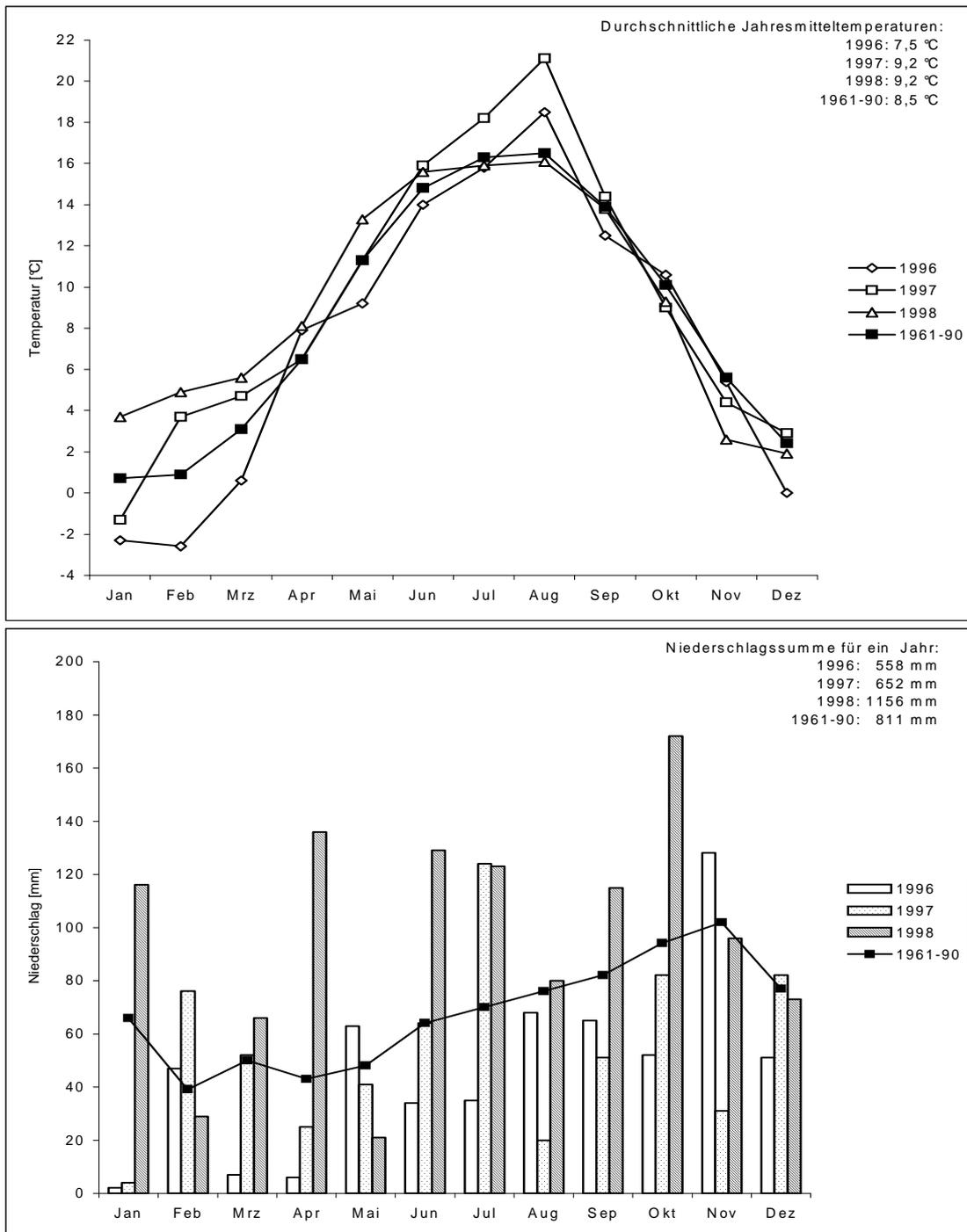


Abb. 5: Monatliche Durchschnittstemperaturen und Niederschlagssummen in St. Peter-Ording in den Jahren 1996, 1997 und 1998 im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten von 1961-1990 (Daten: Deutscher Wetterdienst (DWD)). Monatliche Niederschlagssummen für die Tümlauer Bucht und potenzielle Evapotranspirationssummen für St. Peter-Ording finden sich im Anhang (Abb. A1, A2).

Die täglichen Niederschläge, Temperaturen sowie potenziellen Evapotranspirationsraten, die notwendig sind, um Rückschlüsse des Einflusses der Witterung auf abiotische Standortfaktoren zu ziehen, sind für den Untersuchungszeitraum, in denen Bodenproben genommen wurden (s. 3.3.4.3, 3.3.6) im Anhang dargestellt (s. Abb. A3 und A4).

## 5 Ergebnisse und Diskussion der Einzelergebnisse

### 5.1 Charakterisierung der Vegetation

Natürliche Salzmarschen zeigen entlang von Höhengradienten eine charakteristische Zonierung der Vegetation, die sich aufgrund eines Faktorenkomplexes aus abiotischen und biotischen Standortparameter ausgebildet hat (u. a. Adam 1990, Dierßen 1996). Die interspezifische Konkurrenz sowie die physiologische Toleranz der Arten sind generelle Mechanismen (Pennings et al. 2005).

Die Arten siedeln sich entsprechend ihrer Salz- und Überflutungs- sowie Staunässetoleranz entlang eines Reliefgradienten und damit verbundenen unterschiedlichen Salinitäten und anaeroben Verhältnissen an (u. a. Caçador et al. 2007). Überschneiden sich die ökologischen Amplituden von Populationen zweier Arten, so bestimmt die interspezifische Konkurrenz das Vegetationsmuster der Marschen. Es wird davon ausgegangen, dass die untere Verbreitungsgrenze einer Art durch ihre physiologische Anpassung an stressauslösende Standortfaktoren und die obere durch ihre Konkurrenzkraft bestimmt wird (Pielou & Routledge 1976, Russell et al. 1985, Pennings et al. 2005). Fehlt die Konkurrenz, so limitieren abiotische Faktoren die Zonierung (Castillo & Figueroa 2007). Je günstiger dagegen die Umweltbedingungen sind, desto stärker tritt die Konkurrenzkraft in den Vordergrund (Bertness & Ewanchuk 2002).

Im Allgemeinen werden die Salzmarschen in eine Pionierzone, eine untere und eine obere Salzmarsch unterteilt, die sich jeweils in ihrer Artzusammensetzung, Höhe über MThw und Überflutungshäufigkeit unterscheiden (vgl. Beeftink 1977, Dierßen et al. 1988, Bakker et al. 2005). Die Differenzierung in die verschiedenen Zonen erfolgt aufgrund jeweils für die bestimmten Zonen charakteristischer Vegetationstypen (Bakker et al. 2005, Stock et al. 2005), da sowohl die Zusammensetzung der Phytozönosen als auch die Standortparameter, wie die Lage zu MThw oder das Überflutungsgeschehen, lokal sehr variabel sein können. Die in der vorliegenden Arbeit definierten (s. 3.1) und untersuchten Vegetationstypen werden den verschiedenen Zonen zugeordnet.

Veränderungen des Überflutungsgeschehens sowie der Witterung können zu jährlichen Verschiebungen der Populationen einzelner Arten führen (u. a. Beeftink 1979, Callaway et al. 1994, Thomson et al. 2004). An zeitliche und räumliche Veränderungen der Umgebungsbedingungen passen sich vor allem Annuelle modifikativ an (Beeftink 1986 zitiert in Janssen 2001, Tessier et al. 2002).

Die Analyse der kleinräumigen Vegetationsmuster liegt auf den in bestimmten Höhenbereichen dominanten, perennierenden Arten, die das Vegetationsbild der Untersuchungsflächen prägen. Fehlinterpretationen aufgrund jährlicher Schwankungen werden so minimiert und vorhandene Zusammenhänge zwischen der Vegetation und den lokalen Standortparameter klarer gefasst. Da der räumlichen Verteilung der ausdauernden Arten das besondere Interesse gilt, werden die ausgewählten Arten auf den

Untersuchungsflächen kartiert. Etwaige jährliche Schwankungen der Vegetationszusammensetzung werden durch die Wiederholung der Vegetationsaufnahmen erfasst, die 1996 zur Definition der Vegetationstypen durchgeführt wurden.

Licht wird eine wichtige Rolle für die Zonierung in der Salzmarsch zugeschrieben (Janssen 2001, Silvestri & Marani 2004). Ist in der Salzmarsch eine ausreichende Nährstoffversorgung gegeben, gewinnt die Konkurrenz der Arten um Licht für die Musterbildung in der Salzmarsch an Bedeutung (Levine et al. 1998). Die Lichtintensität ist abhängig von der Überflutung und von der Vegetationsstruktur. Während das Licht in den untersten Bereichen der Salzmarschen durch einen hohen Anteil an suspendierten Sedimenten im Meerwasser bei Überflutung limitiert werden kann, beeinflusst in der oberen Salzmarsch zunehmend die Vegetationsstruktur den Lichteinfall (Bakker & de Vries 1992, Huisman et al. 1999). Andere Untersuchungen belegen einen negativen Einfluss perennierender Arten durch Beschattung auf die Morphologie, Größe und Samenproduktion von Annuellen (Ellison 1987). Ist die Lichtintensität am Standort gering, so sind niedrige Bodentemperaturen zu erwarten, die einer Salzanreicherung entgegenwirken. Ist sie hoch, so können hohe Bodentemperaturen zu hohen Salzgehalten des Bodens führen. Andere Arten können sich so abhängig von ihrer Salztoleranz leichter oder aber schwerer ansiedeln (Bertness & Hacker 1994, Bertness & Ewanchuk 2002).

Obwohl verschiedene Vegetationstypen aufgrund ihrer jeweiligen Vegetationsstruktur einen unterschiedlichen Lichteinfall auf den Boden und somit einen unterschiedlichen Einfluss auf andere Standortparameter erwarten lassen, liegen Lichtmessungen im Gelände bislang kaum vor. In der vorliegenden Arbeit werden unter den Vegetationstypen der Pionierzone, der unteren sowie der oberen Salzmarsch sowohl die Vegetationshöhe als auch die unter dem jeweiligen Bestand auf den Boden einfallende Lichtintensität gemessen.

### 5.1.1 Kurzcharakterisierung der Vegetation und Zonierung der Vegetationstypen

Im Folgenden werden zunächst die Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 1996 zusammenfassend dargestellt. Anschließend wird auf Veränderungen von 1996 bis 1997 eingegangen (5.1.2). Die Artenzusammensetzungen sowie Deckungsverhältnisse der verschiedenen Vegetationstypen sind im Detail den Tabellen A1 bis A4 im Anhang zu entnehmen (s. 3.1, 3.2.1).

Die Zuordnung der einzelnen Vegetationstypen zu verschiedenen Zonen (Tab. 4) orientiert sich an der TMAP-Zonierung (Bakker et al. 2005) und wird durch Übergangsbereiche zwischen den Zonen ergänzt (vgl. Stock et al. 2005).

Auf allen Untersuchungsflächen treten mit dem *Spartinetum* für die Pionierzone, mit dem *Atriplicetum* für die untere Salzmarsch und mit dem *Elymetum* und/ oder *Festucetum* für die obere Salzmarsch charakteristische Pflanzengesellschaften der Wattenmeersalzmarschen auf (s. Tab. 4, Beeftink 1977, Dierßen et al. 1988, Stock et al. 2005).

Tab. 4: Zuordnung der verschiedenen Vegetationstypen zu den unterschiedlichen Zonen (vgl. Stock et al. 2005). Die Abkürzungen für die Vegetationstypen sind Tab. 2 (s. 3.1 zu entnehmen).

|       | Pionierzone | Übergang<br>untere Salzmarsch/<br>Pionierzone | untere Salzmarsch |     |   | Übergang<br>obere/ untere<br>Salzmarsch | obere Salzmarsch |       |   |
|-------|-------------|---|-------------------|-----|---|---|------------------|-------|---|
| TBI   | Sp          | T-Sp  |                   | A-T | A | E-A                                     |                  |       | E |
| TB II | Sp          |   | T                 |     | A |   |                  |       | E |
| StP   | Sp          | T-Sp  | T                 | A-T | A | F-A                                     | F                | E-F-A | E |

### Tümlauer Bucht I - TB I

In der Pionierzone wird *Spartina* häufig von *Puccinellia maritima* und *Suaeda maritima* begleitet; beide erreichen 1996 aber keine nennenswerten Deckungen (Anhang Tab. A1). Im sich zur unteren Salzmarsch anschließenden Übergangstyp *Triglochin-Spartina* sind neben den zwei namensgebenden Arten sowohl *Atriplex* als auch *Suaeda* mit Deckungen bis maximal 25 % vertreten. Zusätzlich finden sich weitere Arten, z.B. *Limonium vulgare* und *Aster tripolium*, die dem Puccinellion zuzuordnen sind (Dierßen et al. 1988). Alle genannten Arten sowie *Salicornia europaea* sind ebenfalls in den beiden Vegetationstypen der unteren Salzmarsch, dem Übergangstyp *Atriplex-Triglochin* und dem *Atriplex*-Dominanztyp, vorhanden. Sie treten aber nur vereinzelt auf oder bleiben unter 5 % Deckung. Nur *Suaeda maritima* kann im Zentrum oder am Rand der kreisförmig wachsenden *Triglochin*-Pflanzen maximal 15 % Deckung erreichen. Mit *Elymus* und *Festuca* sind im *Atriplicetum* erste Vertreter der oberen Salzmarsch zu finden. Im Übergangsbereich zur oberen Salzmarsch nimmt der Deckungsanteil von *Elymus* zu und der Anteil der Arten der unteren Salzmarsch rapide ab. Der obere Bereich der Untersuchungsfläche wird von *Elymus* dominiert. Andere Arten sind nur noch vereinzelt zu finden.

### Tümlauer Bucht II - TB II

In der ehemaligen Gruppe wird *Spartina* immer vom Andelgras begleitet, das 1996 Deckungen von maximal 15 % erreicht (Anhang Tab. A2). Andere Arten, wie *Suaeda maritima*, *Atriplex portulacoides* und *Aster tripolium* treten nur vereinzelt auf. Im Bereich des *Triglochin*-Dominanztyps treten weitere Arten des Puccinellion hinzu, erreichen aber selten über 5 %. Ähnliches gilt für das *Atriplicetum*, in dem neben den Arten der unteren Salzmarsch mit *Elymus athericus* und *Artemisia maritima* Vertreter der oberen Salzmarsch zu finden sind. Die ehemalige Beetmitte wird dominiert von *Elymus*, *Atriplex* tritt in diesem Bereich noch mit Deckungen von 10 maximal 20 % auf. Weitere Arten wie *Festuca rubra* und *Artemisia maritima* erreichen keine nennenswerten Deckungen.

### St. Peter-Ording - StP

In den verschiedenen Zonen der Salzmarschen befinden sich in St. Peter-Ording im Vergleich zur Tümlauer Bucht jeweils neben dem *Spartinetum*, *Atriplicetum* und *Elymetum*

noch weitere Vegetationstypen (Anhang Tab. A3 und A4). Im Bereich der unteren Salzmarsch sind zusätzlich der *Triglochin*-Dominanztyp und der *Atriplex-Puccinellia*-Übergangstyp anzutreffen. Im Bereich der oberen Salzmarsch bildet *Festuca rubra* auf der Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording neben *Elymus athericus* artenarme Dominanzbestände. Der oberen Salzmarsch ist ebenfalls der *Elymus-Festuca-Atriplex*-Übergangstyp zuzuordnen.

In der Pionierzone wird *Spartina anglica* immer von *Puccinellia maritima*, *Suaeda maritima*, *Aster tripolium* und *Atriplex portulacoides* begleitet. Diese erreichen aber selten Deckungen über 15 %. Im Übergangsbereich zur unteren Salzmarsch erhöhen sich die Deckungsanteile dieser Arten sowie von *Triglochin maritimum*, während die Dominanz von *Spartina* abnimmt. Mit zunehmender Höhe treten weitere Arten des Puccinellion hinzu, z.B. *Plantago maritimum* und *Limonium vulgare*. Aber nur *Aster tripolium* und *Puccinellia* erreichen im *Triglochin*-Dominanztyp Deckungen bis maximal 15 %. Im sich anschließenden *Atriplex-Puccinellia*-Übergangstyp sind beide namensgebenden Arten mit hohen Deckungen vertreten, während die anderen Arten der unteren Salzmarsch vereinzelt vorkommen und nur selten Deckungen über 5 % erreichen. Die Anzahl der Arten des Puccinellion nimmt im *Atriplicetum* deutlich ab, nur *Puccinellia* und *Aster* sind noch regelmäßig anzutreffen. Gleichzeitig ist in diesem Bereich bereits *Festuca* zum Teil mit über 5 % Deckungsanteil vorhanden. Eine vergleichbare Artzusammensetzung aber mit einem deutlich erhöhten Deckungsanteil von *Festuca* findet sich im Übergangsbereich zur oberen Salzmarsch. Die obere Salzmarsch ist geprägt von artenarmen *Elymus*- und *Festuca*-Dominanzbeständen und Mischbeständen der drei Arten *Elymus*, *Festuca* und *Atriplex*.

### 5.1.2 Veränderungen der Vegetationstypen von 1996 bis 1997

Die jeweiligen Dominanzverhältnisse und Artenzusammensetzungen bleiben 1997 im Vergleich zu 1996 weitgehend erhalten (s. Anhang Tab. A1 bis A4). Dies deutet auf eine relativ konstante Vegetationszusammensetzung und auf eine in diesen Gebieten nur noch sehr langsam ablaufende Sukzession der Vegetation und stabile Standortverhältnisse hin.

Nur in der Tümlauer Bucht kommt es im Bereich der Pionierzone und der unteren Salzmarsch von 1996 bis 1997 zu Veränderungen. Während die Deckungsanteile für *Spartina anglica* abnehmen, erhöhen sie sich für *Puccinellia maritima* sowie die Annuellen *Suaeda maritima* und *Salicornia europaea*. Beim *Spartina*-Dominanztyp der Untersuchungsfläche TB I bleibt *Spartina* jedoch bis auf zwei Ausnahmen die Art mit der höchsten Deckung. Beim *Spartina*-Dominanzbestand der Untersuchungsfläche TB II weist 1997 dagegen *Puccinellia maritima* teilweise höhere Deckungen als *Spartina* auf.

### 5.1.3 Räumliche Verteilung der dominanten mehrjährigen Arten in Abhängigkeit von der Höhe über NN (1997)

Auf allen drei Untersuchungsflächen ist zu beobachten, dass die Arten in einem begrenztem Höhenbereich Dominanzbestände ausbilden (Anhang Abb. A5 bis A6). Wird dieses Höhenniveau unter- oder überschritten, nehmen die Deckungsverhältnisse deutlich ab oder aber die Art ist nicht mehr anzutreffen. Unter 5.2.1 sind für die verschiedenen Vegetationstypen die Höhen über MThw zu finden.

#### Tümlauer Bucht I - TB I

Im unteren, etwa sechs bis sieben Meter breiten Teil der Untersuchungsfläche, der im Bereich des MThw liegt, ändert sich die Höhe, abgesehen von einer vegetationslosen Senke, jeweils nur um wenige Zentimeter. Daran schließt sich Richtung Norden ein steilerer Reliefgradient mit einer Erhöhung von 55 cm innerhalb von etwa vier Metern an (s. Anhang Abb. A5).

Im Bereich des MThw und etwas darüber findet sich großflächig ein mosaikartiges Vegetationsmuster. *Atriplex*, *Puccinellia*, *Spartina* und *Triglochin* bilden jeweils nur in kleinen Teilbereichen Dominanzbestände aus. *Spartina* ist überwiegend im Bereich zwischen 125 cm und 145 cm über NN mit Dominanzbeständen anzutreffen, während sich die Dominanzbestände von *Triglochin* mit ihrer charakteristischen kreisförmigen Wuchsform in Bereichen zwischen 145 cm und 155 cm über NN befinden. Daran schließt sich mit zunehmender Höhe ein bis in eine Höhe von 175 cm über NN über die gesamte Länge der Untersuchungsfläche erstreckender *Atriplex*-Dominanzbestand an, der nach einer kurzen Übergangszone ab einer Höhe von 180 cm über NN von einem dichten *Elymus*-Bestand abgelöst wird (Anhang Abb. A5).

#### Tümlauer Bucht II - TB II

Der Verlauf der Höhenlinien deutet in der Untersuchungsfläche TB II auf die ehemalige Beet-Gruppenstruktur hin. Während die Höhenlinien auf der ehemaligen Beetseite mehr oder weniger parallel verlaufen, sind in der ehemaligen Gruppe kleine Senken und in der Beetmitte kleine Erhebungen bedingt durch den Grüppenaushub zu finden, der in der Beetmitte abgelagert wurde (Anhang Abb. A6).

Während *Spartina* überwiegend im ehemaligen Grüppenbereich zwischen 135 cm und 150 cm über NN kleine unzusammenhängende Dominanzbestände bildet, sind auf der Beetseite vor allem in einem Bereich von 155 cm und 170 cm über NN *Triglochin*-Dominanzbestände anzutreffen. Daran schließt bis in eine Höhe von ungefähr 180 cm ein fast geschlossener *Atriplex*-Dominanzbestand an, der in den höher gelegenen Bereichen der Beetmitte von einem *Elymus*-Dominanzbestand abgelöst wird.

Während *Atriplex portulacoides* in lockeren Beständen bereits ab einer Höhe von 155 cm über NN anzutreffen ist, tritt *Elymus* nicht unterhalb von 165 cm auf.

#### St. Peter-Ording - StP

Die gesamte Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording ist im Vergleich zur Tümlauer Bucht durch einen flachen Höhengradienten gekennzeichnet. Im unteren Bereich der Fläche verändert sich die Höhe über eine Länge von 8 bzw. 11 m nur um maximal 10 cm. Ab 175 cm über NN steigt die Fläche auf den nächsten 10 bzw. 7 m kontinuierlich bis in eine Höhe von 200 cm, maximal 230 cm über NN im südwestlichen Bereich der Fläche an (Anhang Abb. A7).

Unterhalb von 165 cm über NN bilden *Spartina*, *Puccinellia* und *Triglochin* jeweils in Teilbereichen zusammenhängende Dominanzbestände, sodass ein mosaikartiges Vegetationsmuster zu beobachten ist (Anhang Abb. A7). Während *Spartina* abgesehen von minimalen Ausnahmen auf diesen Bereich beschränkt bleibt, erstrecken sich *Triglochin*- und *Puccinellia*-Dominanzbestände bis in eine Höhe von 175 cm oder 180 cm über NN. *Puccinellia* bildet dabei große flächendeckende Bestände, die mit ansteigender Höhe ausdünnen. *Atriplex portulacoides* ist auf der gesamten Untersuchungsfläche zu finden, bildet jedoch nur zwischen einer Höhe von 175 und 195 cm über NN zusammenhängende Dominanzbestände, die mit ansteigender Höhe von einem dichten *Festuca*-Rasen abgelöst werden und in der südwestlichen Ecke der Untersuchungsfläche in einen *Elymetum*-Dominanzbestand übergehen. *Festuca* bleibt auf Bereiche oberhalb von 175 cm und *Elymus* auf Bereiche oberhalb von 185 cm über NN beschränkt.

#### 5.1.4 Artenvielfalt

Sowohl 1996 als auch 1997 weisen auf allen drei Untersuchungsflächen mit Ausnahme des *Atriplicetum* in St. Peter-Ording die Vegetationstypen der unteren Salzmarsch oder des Übergangs zur Pionierzone die höchsten Artenzahlen auf (s. Abb. 6).

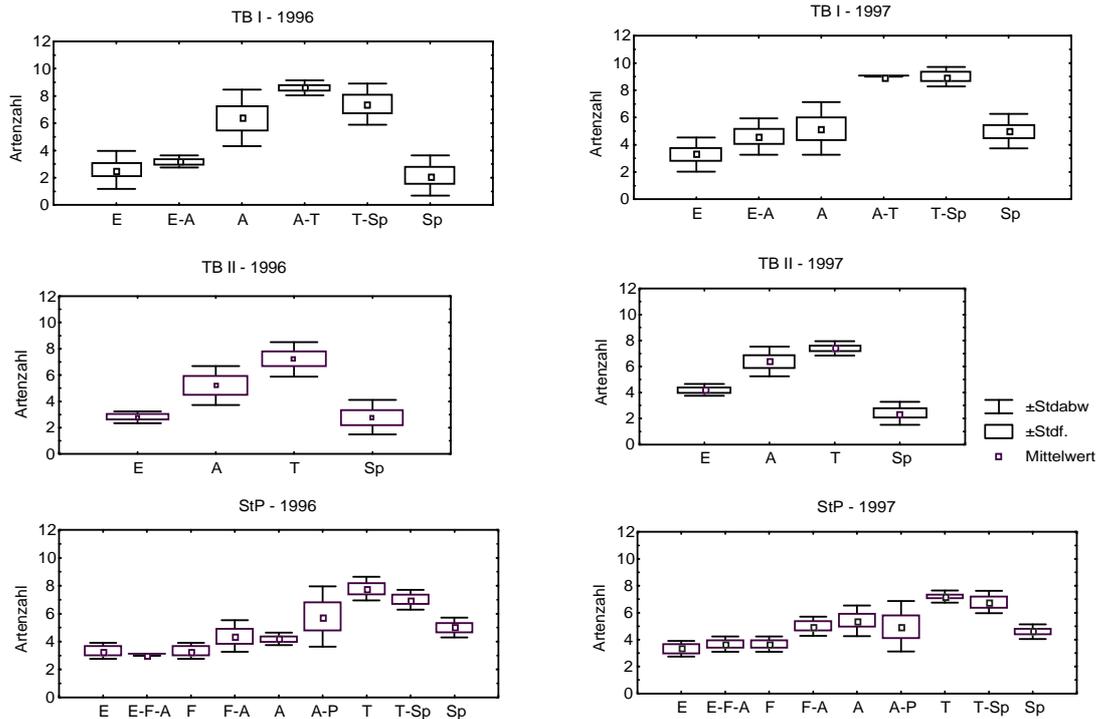


Abb. 6: Artenzahlen pro Quadratmeter der verschiedenen Vegetationstypen auf den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I), Tümlauer Bucht II (TB II) sowie in St. Peter-Ording (StP) in den Jahren 1996 und 1997. Die Abkürzungen für die Vegetationstypen sind der Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen.

## 5.1.5 Vegetationsstruktur

### 5.1.5.1 Vegetationshöhe

Auf jeder Untersuchungsfläche ist eine hohe Variabilität der Vegetationshöhe sowohl innerhalb der jeweiligen Fläche als auch innerhalb eines jeden Vegetationstyps zu beobachten (s. Abb. 7).

Während in der Tümlauer Bucht jeweils die größten Quartile und Amplituden beim *Spartinetum* auftreten und an der Untersuchungsfläche TB I jeweils die Vegetationshöhen der Dominanztypen über denen der Übergangstypen liegen, sind in St. Peter-Ording sowohl beträchtliche Spannbreiten als auch große Streuungen der Vegetationshöhe von der Pionierzone bis zur oberen Salzmarsch zu finden.

In St. Peter-Ording sind mit 8 cm beim *Festucetum* der minimale und mit 44 cm beim *Spartinetum* der maximale Median aller Untersuchungsflächen anzutreffen.

Während für vergleichbare Vegetationstypen die Vegetationshöhen an allen Untersuchungsflächen jeweils in etwa einer Größenordnung liegen, weist das *Spartinetum* und der *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp in St. Peter-Ording deutliche höhere Werte auf.

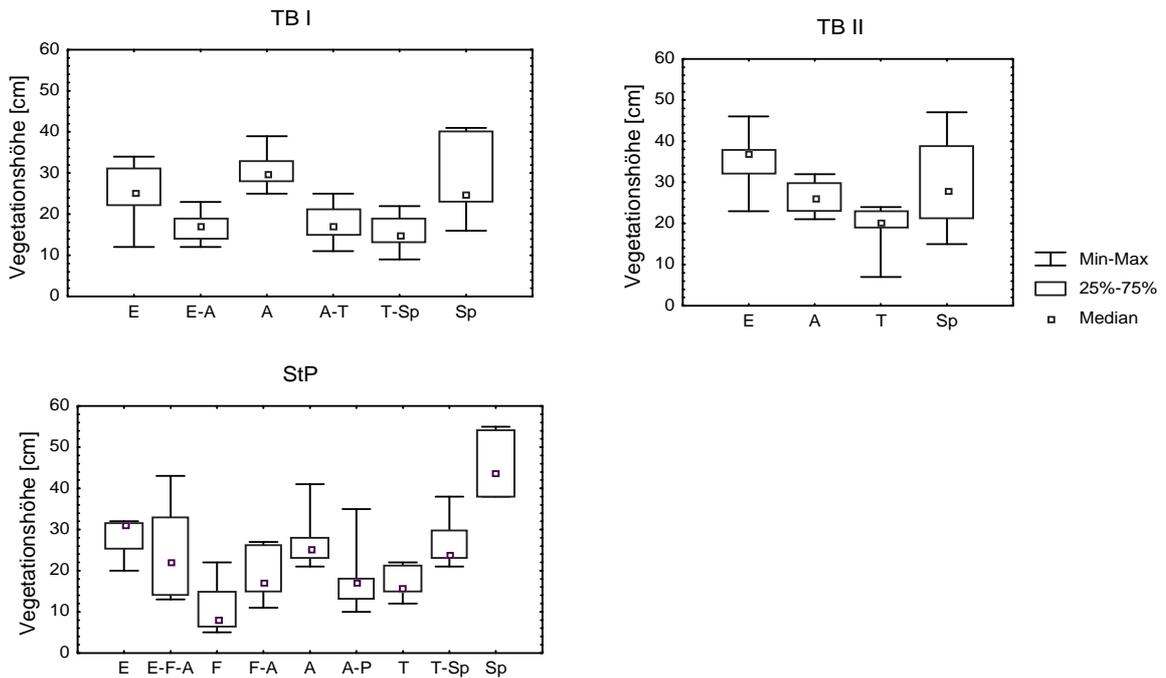


Abb. 7: Vegetationshöhe [cm] der verschiedenen Vegetationstypen an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I), Tümlauer Bucht II (TB II) und St. Peter-Ording (StP) im September 1997. Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind Tab. 2 zu entnehmen (s. 3.1).

### 5.1.5.2 Lichteinfall

Da die Messungen an den Untersuchungsflächen zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführt wurden, muss von jeweils differierenden Strahlungsintensitäten ausgegangen werden (Abb. 8, s. 3.2.2). Daher erscheint nur ein Vergleich der Lichtintensitäten der Vegetationstypen innerhalb einer Fläche sinnvoll, nicht aber zwischen vergleichbaren Vegetationstypen verschiedener Flächen.

Auf den drei Untersuchungsflächen ist unter dem *Atriplicetum* jeweils die niedrigste Lichtintensität, die geringste Streuung und Amplitude des Standortes zu finden.

#### Tümlauer Bucht - TB I

Unabhängig vom Messzeitpunkt unterscheiden sich die Lichtintensitäten der verschiedenen Vegetationstypen bis auf wenige Ausnahmen signifikant voneinander (s. Abb. 8). Unter dem *Elymus-Atriplex*-Übergangstyp und dem *Atriplicetum* sind an beiden Terminen die signifikant niedrigsten Lichtintensitäten und die geringsten Amplituden, im *Spartinetum* die höchsten Lichtintensitäten und größten Spannbreiten zu finden.

Am 18.09.97 liegen die Lichtintensitäten für jeden Vegetationstyp im Vergleich zum 16.09.1997 höher und weisen jeweils eine größere Variabilität und vor allem eine deutlich

erhöhte Spannweite auf. Die Lichtintensitäten unter dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp und dem *Spartinetum* unterscheiden sich am 18.09.97 nicht mehr signifikant.

### Tümlauer Bucht - TB II

Im *Elymetum* und dem *Atriplicetum* sind die signifikant niedrigsten Lichtintensitäten zu finden. Während die Quartile beider Vegetationstypen ähnlich sind, weist das *Elymetum* die höchste Amplitude der Untersuchungsfläche auf. Sie liegt auch deutlich über der Spannweite der Lichtintensitäten des *Triglochin*-Dominanzbestandes, unter dem ein höherer Median und größere Streuungen der Werte als bei den beiden anderen Vegetationstypen auftreten.

### St. Peter-Ording - StP

In dieser Untersuchungsfläche zeigt sich ebenfalls eine deutliche Variabilität der Lichtintensitäten der verschiedenen Vegetationstypen. Während die Werte und Streuungen am *Elymetum*, *Festuca-Atriplex*-Übergangstyp, *Atriplicetum*- und *Atriplex-Puccinellia*-Übergangstyp etwa in einer Größenordnung liegen, sind unter dem *Elymus-Festuca-Atriplex*-Übergangstyp und dem *Festucetum* sowohl deutlich höhere Werte als auch Streuungen und Amplituden zu finden.

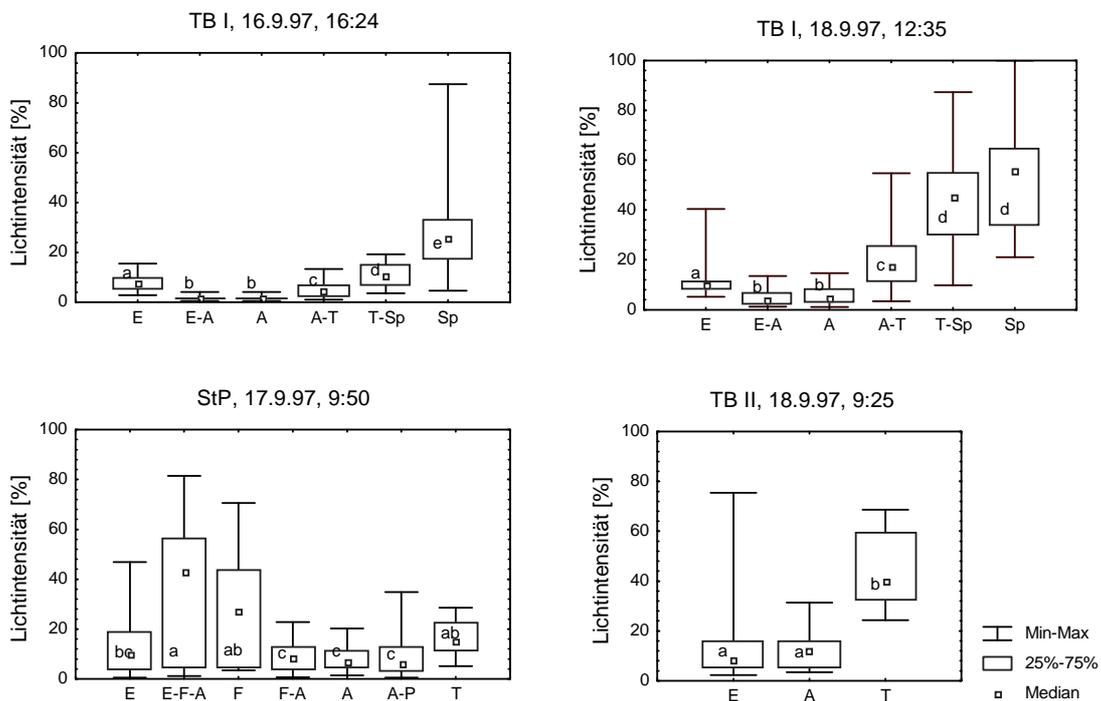


Abb. 8: Lichtintensität in [%] der Lichtintensität an der Referenzsonde an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I), Tümlauer Bucht II (TB II) und St. Peter-Ording (StP) zu jeweils unterschiedlichen Messzeitpunkten sowie signifikante Unterschiede zwischen den Vegetationstypen einer Untersuchungsfläche und eines Termins. Die Buchstaben geben die Ergebnisse des U-Tests wieder, gleiche Buchstaben bedeuten keine signifikanten Unterschiede. Die Lichtintensitäten der jeweils fehlenden Vegetationstypen konnten nicht erfasst werden (s. 3.2.2). Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen.

## Zusammenhang Vegetationshöhe und Lichtintensität

Weder an der Untersuchungsfläche TB I noch an der Untersuchungsfläche StP beeinflusst die Vegetationshöhe die Lichtintensität. Nur am Standort TB II nehmen die Lichtintensitäten mit sinkender Vegetationshöhe zu ( $r=0,72^{**}$ ), allerdings fehlen hier Lichtmessungen unter dem *Spartinetum*.

### 5.1.6 Diskussion

#### 5.1.6.1 Syntaxonomische Einordnung der Vegetation und Vegetationszonierung

##### Syntaxonomische Einordnung der Vegetation

Die in den drei Untersuchungsgebieten mit zunehmender Höhenlage vorhandene Abfolge der verschiedenen Vegetationstypen vom *Spartinetum* über das *Atriplicetum* bis zum *Elymetum* oder *Festucetum* entspricht weitgehend der charakteristischen Zonierung, wie sie für unbeweidete natürliche Salzmarschen unter anderem von Chapman (1974), Dierßen et al. (1988), Gettner et al. (2003) von der Pionierzone, über die untere bis zur oberen Salzmarsch (Bakker et al. 2005) beschrieben werden. Mehrjährige hochwüchsige Kräuter und Gräser sind typisch für unbeweidete naturnahe Salzmarschen (Kiehl 1997, Heinze et al. 1999, Bos et al. 2002, Kiehl et al. 2003). Ein ausgeprägtes *Puccinellietum*, das als beweidete Ersatzgesellschaft des *Atriplicetum* betrachtet werden kann (Dierßen et al. 1988), fehlt in beiden Gebieten. In der Tümlauer Bucht ist *Puccinellia maritima* zwar im tief gelegenen Bereich der Untersuchungsfläche vertreten, weist aber nur geringe Deckungswerte auf. In St. Peter-Ording bildet *Puccinellia* Vegetationskomplexe mit *Triglochin* oder *Atriplex portulacoides*, wie sie auch in anderen natürlichen, langfristig unbeweideten Flächen z.B. in Süderhafen (Nordstrand) oder großflächig in St. Peter-Ording gefunden wurden (Heinze 1997, Heinze et al. 1999, Gettner et al. 2003).

Im Gegensatz zur Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording, wo das *Festucetum* den Hauptteil der oberen Salzmarsch einnimmt, spielt *Festuca rubra* in der Tümlauer Bucht im Vergleich zu *Elymus athericus* nur eine untergeordnete Rolle (Anhang Tab. A1). Ein Grund könnte der kleine Wall sein (s. 2.1, Bockelmann 1996), auf dem sich das *Elymetum* befindet und durch den die Bodenoberfläche innerhalb von zwei Metern um 35 cm ansteigt (s. Anhang Abb. A5). Dies führt wahrscheinlich zu einer vermehrten Ablagerung von Streu und Treibsel (s. Anhang Tab. A1). Die Folge ist vermutlich ein erhöhtes Angebot an leicht zersetzbarem organischem Material, sodass bei gleichzeitig guter Durchlüftung von einem hohen Stickstoffangebot und einer hohen Stickstoffmineralisation ausgegangen werden kann, die das Wachstum von *Elymus* begünstigen (Hennings 1995, Dahl 2000, Bockelmann 2002). Zum anderen könnte das fehlende *Festucetum* in der Tümlauer Bucht mit dem feinkörnigerem Boden im Vergleich zum sandigen Boden in St. Peter-Ording zusammenhängen (s. 5.4.2), da *Festuca rubra* sandigen Boden bevorzugt (Kiehl et al. 2003)

und tonreichere Böden aufgrund seiner Staunässe- und Salzempfindlichkeit meidet (Gray & Scott 1977, van Diggelen 1991).

Für die höhere Anzahl von Vegetationstypen und die zum Teil andere Artzusammensetzung in St. Peter-Ording dürfte neben der unterschiedlichen Bodenart ein weiterer Grund die im Vergleich zur Tümlauer Bucht größere Entfernung zwischen Pionierzone und oberer Salzmarsch sowie ein unterschiedlicher Sameneintrag sein (vgl. Wolters et al. 2005).

Die Vegetationstypen der unteren Salzmarsch weisen in beiden Untersuchungsgebieten die höchsten Artenzahlen auf (s. Kiehl et al. 2003, Kiehl 2005). Während in der Pionierzone die Standortbedingungen so extrem zu sein scheinen, dass einige Arten, wie zum Beispiel *Triglochin*, aufgrund ihrer Physiologie dort nicht mehr anzutreffen sind, führt wahrscheinlich im Bereich der oberen Salzmarsch die Konkurrenzkraft von *Elymus* und *Festuca* zur Ausbildung relativ artenarmer Vegetationstypen, wie sie auch von anderen Gebieten beschrieben werden (Adam 1990, Bakker 1985, van Wijnen et al. 1997). Selten werden diese Arten aber absolut dominant (Bos et al. 2002).

### Zonierung und Musterbildung

Bis in eine Höhe von etwa 16 cm über MThw in der Tümlauer Bucht und etwa 29 cm über MThw in St. Peter-Ording zeigt sich keine eindeutige Zonierung (s. Anhang Abb. A5 und A7), sondern ein mosaikartiges Muster, wie es für Flächen mit geringen Höhenunterschieden typisch ist (Gray & Bunce 1984, Kiehl 1997, Kiehl et al. 2003). *Atriplex portulacoides*, *Triglochin maritimum*, *Puccinellia maritima* sowie *Spartina anglica* zeigen aufgrund ihrer charakteristischen Wuchsformen kaum Überlappungsbereiche und grenzen sich deutlich voneinander ab. In diesem Bereich scheint eine hohe standörtliche Variabilität, wie sie vor allem auf ungegrüpften und wieder vernässten Flächen ohne Gruppenunterhaltung zu finden ist, eine Dominanz einer einzelnen Art zu verhindern (Kiehl 1997, Kiehl et al. 2007), sodass die Artverteilung wahrscheinlich auf die geringen Höhenunterschiede, die Wuchsformen der Arten, die Keimungsbedingungen sowie auf interspezifische Konkurrenz zurückzuführen ist (Scholten et al. 1987, Pennings & Callaway 1992).

Mit zunehmender Höhe über MThw bildet *Atriplex portulacoides* in beiden Gebieten einen zusammenhängenden Dominanzbestand im Bereich des oberen *Puccinellion* (Bockelmann & Neuhaus 1999), der innerhalb eines kurzen Übergangsbereiches in ein *Elymetum* oder *Festucetum* übergeht; ab 41 cm (TB) bzw. 49 cm über MThw (StP) unterliegt *Atriplex* vermutlich der Konkurrenzkraft dieser Arten. Da weder *Elymus* unter 16 cm (TB I) oder 37 cm über MThw (StP) noch *Festuca* unter 29 cm anzutreffen ist (s. Anhang Abb. A5 und A7), scheint die obere Verbreitungsgrenze einer Art durch die Konkurrenzkraft und die untere durch die Physiologie der betreffenden Art bestimmt zu werden (u. a. Dierßen 1996, Pennings et al. 2005). Bockelmann & Neuhaus (1999) konnten allerdings mit Feldexperimenten nachweisen, dass *Elymus athericus* durchaus in der Lage ist, in tiefer gelegenen Bereichen der Salzmarsch zu wachsen, wenn *Atriplex* entfernt wurde. Somit wäre

auch die untere Verbreitungsgrenze nicht allein auf die physiologische Toleranzgrenze einer Art, sondern ebenfalls auf interspezifische Konkurrenz zurückzuführen (Ungar 1998).

### Veränderungen der Vegetation

1997 nimmt die Deckung von *Puccinellia maritima* im Vergleich zu 1996 zu. Dies könnte zum einen auf den im Vergleich zu 1996 früheren Ablesestermin (s. Anhang, Tab. A1 bis A4) zurückzuführen sein, da *Puccinellia* bereits von Juni bis Juli sein Entwicklungsoptimum erreichen kann (Döscher et al. 1997). Zum anderen könnten die unterschiedlichen Witterungsverhältnisse der beiden Jahre zu einer Zunahme von *Puccinellia* und gleichzeitig zu einer Abnahme von *Spartina* geführt haben. 1997 ermöglichte wahrscheinlich das relativ warme und feuchte Frühjahr einen frühen Vegetationsbeginn von *Puccinellia maritima*. Da *Spartina* sein Biomasseoptimum je nach Witterung erst von Juli bis Oktober erreicht (Dierßen et al. 1994, Döscher et al. 1997, Kiehl 1997) und auf feuchte Standorte angewiesen ist, könnte der sehr warme und trockene August 1997 (s. 4, Abb. 5) zu einem Rückgang von *Spartina* geführt haben. Das Wachstum von *Puccinellia* wird häufig von Staunässe limitiert, die zur Einschränkung der Stickstoffmineralisation führt (Kiehl et al. 2001). Durch die trockenen Bedingungen könnte es einen Mineralisationsschub gegeben haben, sodass die Art von der relativen Trockenheit (s. 4., 5.5.2.1) besonders im Bereich der Pionierzone und des Übergangsbereichs zur unteren Salzmarsch profitiert haben dürfte. Das wärmere und feuchtere Frühjahr scheint 1997 zudem das Wachstum von *Suaeda maritima* begünstigt zu haben, da die Entwicklung der Annuellen von Niederschlägen abhängt (Callaway & Sabraw 1994). Im Gegensatz zu *Salicornia* benötigt *Suaeda* keine offenen Stellen zum Keimen, sondern kann sich auf einer Streuauflage entwickeln, so dass *Suaeda* 1997 besonders in der Tümlauer Bucht trotz der vorhandenen mehrjährigen Arten Deckungen von über 25 % erreichen kann.

### Einfluss der ehemaligen Begrüppung auf die Zonierung

15 Jahre nach Auflassung unterscheidet sich die Untersuchungsfläche TB II hinsichtlich der Artenzusammensetzung, Zonierung und den auftretenden Veränderungen der Vegetation nur geringfügig von den beiden anderen Untersuchungsflächen. Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass sich auch hier die Vegetation mittlerweile aufgrund von Standortfaktoren und interspezifischer Konkurrenz zonierte hat, und die dynamische Vegetationsentwicklung nach Beweidungsaufgabe abgeschlossen sein dürfte (Dierßen et al. 1994, Müller 1999). Die ehemalige Begrüppung dürfte allerdings weiterhin einen Einfluss auf die abiotischen Standortfaktoren haben, da auch nach 20 Jahren noch eine Beet-Gruppenstruktur erkennbar ist. Die relativ kleinräumigen Reliefunterschiede in der Beetmitte sind wahrscheinlich auf die ehemaligen Ablagerungen des Aushubs in der Beetmitte zurückzuführen (s. Anhang Abb. A6).

### 5.1.6.2 Bedeutung der Vegetationsstruktur für die Lichtverhältnisse

Die differierenden Lichtintensitäten unter den verschiedenen Vegetationstypen verdeutlichen den erheblichen Einfluss unterschiedlicher Vegetationsbestände auf die auf den Boden einfallende Lichtmenge, die sich auf andere abiotische Standortparameter, wie die Bodentemperaturen und daraus folgend z.B. den Salzgehalt, auswirken dürften (Bertness et al. 1992). Die auf den Untersuchungsflächen unter dem *Atriplicetum* niedrigen Lichtintensitäten sind wahrscheinlich auf das strauchförmige Wachstum sowie die im Vergleich zu anderen Arten breiteren Laubblätter zurückzuführen. Eine flächige Abschattung des Bodens ist die Folge, die eine Ausbreitung anderer Arten verhindern könnte, da bei einer ausreichenden Nährstoffversorgung die Konkurrenz um Licht für die Zonierung in den Salzmarschen verantwortlich ist (Levine et al. 1998). *Atriplex portulacoides* hat als wintergrüner Chamaephyt den Vorteil, bereits Anfang April mit dem vegetativen Wachstum beginnen und sich vegetativ vermehren zu können, da sich ihre Sprosse bei Bodenkontakt bewurzeln (Strutz-Fischer & Eber 1990, Dierßen et al. 1994).

Die unter dem *Elymetum* ebenfalls relativ niedrigen Lichtintensitäten, die weite Amplituden aufweisen, sind wahrscheinlich auf die zum Teil nicht mehr aufrecht stehenden, sondern liegenden Halme zurückzuführen. Die Ansiedlung anderer Arten wird durch die Beschattung in den dichten Sprosskolonien erschwert. Sowohl *Elymus athericus* als auch *Atriplex portulacoides* haben durch die relativ geringen Lichtmengen, die unter ihren Beständen auf den Boden gelangen, einen Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Arten besonders gegenüber Annuellen (Silvestri & Marani 2004). Die geringen Lichtintensitäten dürften gleichzeitig sowohl unter dem Dominanzbestand von *Elymus* als auch *Atriplex* zu geringen Bodentemperaturen führen, die einer Salzanreicherung entgegenwirken (s. 5.3, 5.7).

Obwohl *Festuca rubra* in St. Peter-Ording einen dicht verfilzten Bestand ausgebildet hat (Berg et al. 1997; s. Anhang Tab. A3 und A4) und so eine starke Abschattung der Erdoberfläche zu erwarten wäre, sind dort hohe Lichtintensitäten zu beobachten. Die Halme und Blätter des Rotschwingels sind sehr dünn und der *Festuca*-Rasen liegt so dicht auf der Erdoberfläche auf, dass wahrscheinlich die Lichtstrahlen direkt bis auf den Boden gelangen. Wahrscheinlich erschwert im Bereich des *Festucetum* ebenfalls die Dichte der Sprosskolonien die Ansiedlung anderer Arten.

In der Tümlauer Bucht weisen die Bestände von *Spartina anglica* trotz ähnlicher Vegetationshöhen wie *Elymus* oder *Atriplex* die höchsten Lichtintensitäten auf. Das horstförmige, immer aufrechte Wachstum der Stängel verhindert eine flächige Abschattung des Bodens, die wahrscheinlich nur mit einer entsprechenden Dichte der Horste einsetzen würde.

Der fehlende Zusammenhang zwischen Vegetationshöhe und Lichtintensität auf den Untersuchungsflächen TB I und StP verdeutlicht, dass nicht allein die Höhe, sondern vermutlich vor allem die Dichte des Bestandes Rückschlüsse auf die auf den Boden

einfallende Lichtmenge erlauben würde (vgl. Silvestri & Marani 2004). Die Korrelation zwischen Höhe und Lichtintensität auf der Untersuchungsfläche TB II ist wahrscheinlich auf die fehlenden Werte der Lichtintensitäten unter dem *Spartinetum* zurückzuführen. Es ist davon auszugehen, dass hier in der Pionierzone ebenso die höchsten Lichtintensitäten auftreten würden, wie an den beiden Messterminen in der Tümlauer Bucht I. Damit wäre ein Zusammenhang zwischen Vegetationshöhe und Lichtintensität auch auf der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht II nicht mehr gegeben.

## 5.2 Höhenlage und Überflutungsgeschehen

Der Geländehöhe bzw. der Lage der Vegetationstypen zum MThw wird eine entscheidende Rolle für die Zonierung zugesprochen, da in den Salzmarschen die Verteilung einzelner Arten und Vegetationstypen auf bestimmte Höhenbereiche beschränkt ist (s. 5.1, Vince & Snow 1984, Sanchez et al. 1996, Schröder et al. 2002, Kiehl 2005). Geringe Höhenveränderungen im Bereich der Pionierzone können Veränderungen des Lebenszyklus von *Spartina* verursachen (Castillo & Figueroa 2007). Häufig wird von einer direkten Korrelation zwischen Höhe und Überflutungsfrequenz sowie -dauer ausgegangen (Schnaidt & Kreeb 1993). Das Tidegeschehen, das andere abiotische Faktoren, wie die Salinität, das Redoxpotenzial und die Nährstoffversorgung steuert, wird als Signalgeber für die Zonierung der Salzmarschen angesehen (Adams 1963, Cooper 1982, Rogel et al. 2001, Caçador et al. 2007, Apaydin et al. 2009, Broome & Craft 2009). Vor allem die Überflutungsfrequenz wird für die Verteilung der Arten verantwortlich gemacht (Olf et al. 1988, 1997).

Die Überflutungsdauer, die bislang nur in wenigen Untersuchungen exakt ermittelt wurde, spielt für die Vegetationszonierung vermutlich eine noch entscheidendere Rolle (Jensen 1974, Adam 1990, Rogel et al. 2001). Die Pflanzenarten der Salzmarschen sind unterschiedlich gut an Überflutungsperioden angepasst (u. a. Groenendijk et al. 1987, Ernst 1990, Bouma et al. 2001, Colmer & Flowers 2008). Bedeutsam sind vermutlich vor allem längere Überflutungsperioden, da in Abhängigkeit von der Überflutungshöhe und -dauer der Boden komplett von der Sauerstoffzufuhr ausgeschlossen werden kann (Boto 1984). Bei kurzfristigen Überflutungen zeigen sich dagegen weder Veränderungen der Wasser- und Salzgehalte noch Zu- und Abnahmen von luftgefüllten Poren (Giani 1991, Aegerter 1993, Giani et al. 1993).

Trotz der großen Bedeutung der Überflutung für die Salzmarschenvegetation wird in den meisten Untersuchungen zwar die Höhenlage vor Ort bestimmt, zur Berechnung der Überflutungshäufigkeit werden aber Daten von amtlichen Pegelmessungen herangezogen und auf die von diesen Pegeln entfernt liegenden Untersuchungsgebiete übertragen (u. a. Raabe 1981, Olf et al. 1988, Schnaidt & Kreeb 1993). Die lokalen Entwässerungsbedingungen können jedoch zu deutlich längeren Überstauungszeiten führen als sie sich bei Übertragung von weiter entfernt liegenden offiziellen Tidenkurven ergeben würden (Jensen 1974).

Direkte Messungen des Tidegeschehens am Standort, die lokale Besonderheiten, wie die Morphologie der vorgelagerten Wattflächen, die Verzweigkeit des Prielsystems sowie die Windexposition berücksichtigen, wurden bislang erst vereinzelt durchgeführt (Jensen 1974, Aegerter 1993, Bockelmann et al. 2002). Diese Untersuchungen haben gezeigt, dass das lokale Tidegeschehen erheblich von den Verhältnissen an den Pegelstandorten abweichen kann (Aegerter 1993, Dahl 2000, Bockelmann et al. 2002).

Sowohl die Höhenlage der Wuchsorte einzelner Arten als auch das Tidegeschehen können von Standort zu Standort variieren (Aegerter 1993, Bockelmann & Neuhaus 1999, Bockelmann et al. 2002, Silvestri et al. 2005) und erschweren eine Übertragung von Ergebnissen auf andere Gebiete. Für die schleswig-holsteinische Westküste liegen aber bislang nur wenige Ergebnisse von Untersuchungen vor, die die lokalen Verhältnisse erfassen (u. a. Aegerter 1993, Dierßen et al. 1994 A, Müller-Thomsen 1997, Dahl 2000).

Um die lokalen Gegebenheiten in der Tümlauer Bucht und in St. Peter-Ording zu berücksichtigen, werden deshalb in der vorliegenden Arbeit sowohl die Höhen der verschiedenen Vegetationstypen direkt am Standort als auch das Tidegeschehen in unmittelbarer Nähe der Untersuchungsflächen erfasst (s. 3.3.2). Dabei wird für jeden definierten Vegetationstyp die charakteristische Überflutungsfrequenz und -dauer für ein Jahr sowie für bestimmte Perioden berechnet.

### 5.2.1 Höhenlage der verschiedenen Vegetationstypen

Die Untersuchungsflächen umfassen von der Pionierzone bis zur oberen Salzmarsch jeweils einen Höhengradienten von etwa 50 cm. In der Tümlauer Bucht unterscheiden sich die Höhenlagen der Vegetationstypen innerhalb einer Fläche signifikant (s. Abb. 9). In St. Peter-Ording differieren die Werte der Vegetationstypen der unteren Salzmarsch und Pionierzone (s. Tab. 4) ebenfalls signifikant von denen der anderen, während die der oberen Salzmarsch keine signifikanten Unterschiede zum jeweils angrenzenden Vegetationstyp aufweisen (s. Abb. 9).

Die Höhe des MThws beider Untersuchungsgebiete liegt mit 144 cm über NN in der Tümlauer Bucht und mit 146 cm über NN in St. Peter-Ording eng beieinander (LKN-SH mündl. Mittlg.), die Höhenlage vergleichbarer Vegetationstypen differiert aber zwischen den Gebieten signifikant (s. Tab. 5). Nur die Werte des *Spartinetum* in der Tümlauer Bucht I und II sind ähnlich. Die Vegetationstypen in St. Peter-Ording liegen mit Ausnahme des *Triglochin*-Dominanztyps etwa 20 cm und damit signifikant über denen der Tümlauer Bucht. Während sich in St. Peter-Ording auch das *Spartinetum* 14 cm oberhalb des MThws befindet, erstreckt sich die Pionierzone in der Tümlauer Bucht bis unterhalb des MThws.

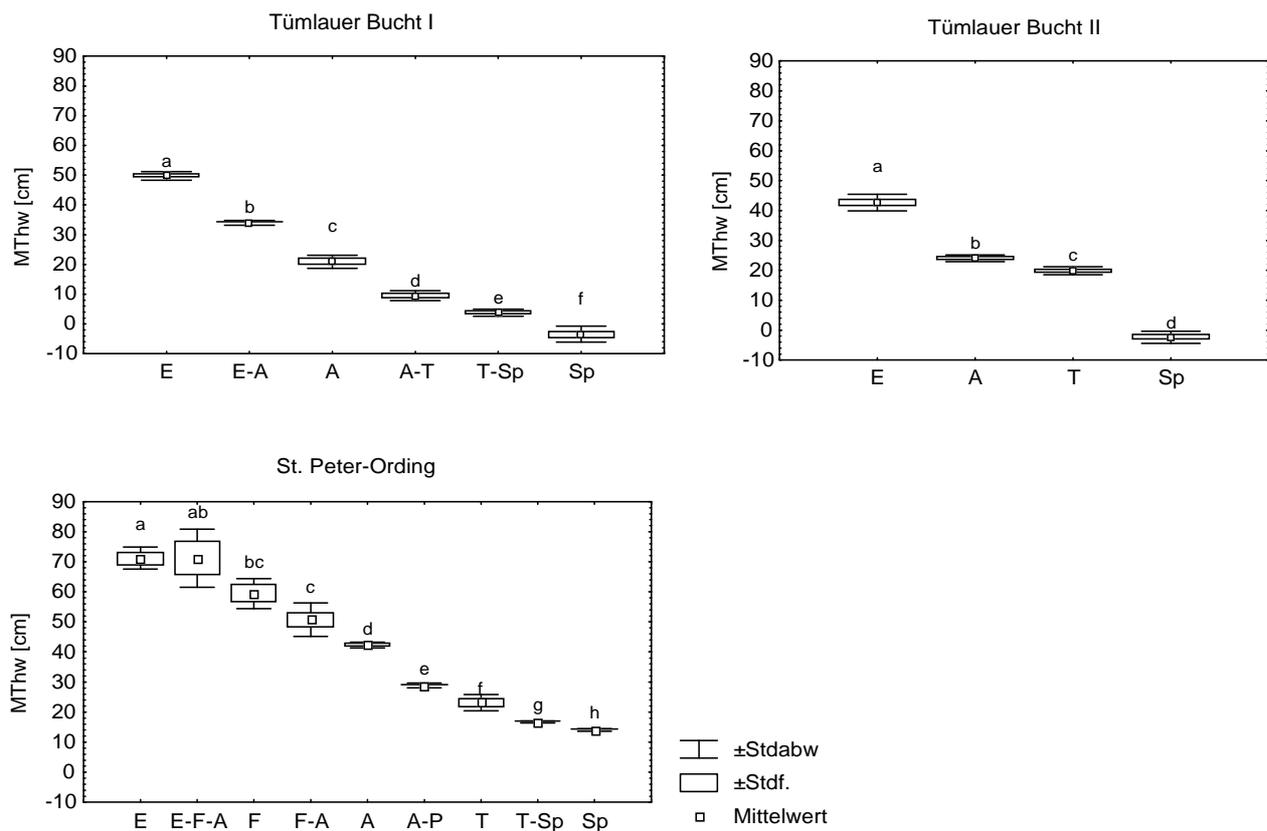


Abb. 9: Höhe der Standorte der untersuchten Vegetationstypen in cm über MThw sowie signifikante Unterschiede zwischen den Vegetationstypen an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I), Tümlauer Bucht II (TB II) und St. Peter-Ording (StP). Gleicher Buchstabe bedeutet keine signifikanten Unterschiede zwischen den Vegetationstypen einer Fläche, getrennt zu lesen für jeweils eine Fläche (TB I, TB II: Tukey-Test; StP: U-Test;  $p < 0,05$ ). Die Abkürzungen für die verschiedenen Vegetationstypen sind Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen.

### 5.2.2 Lokales Tidegeschehen

Die für die Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording exemplarisch dargestellten Tidenzyklen (s. Abb. 10, 11) verdeutlichen die extremen Bedingungen, denen die Vegetation bei unterschiedlichen Wasserständen ausgesetzt ist.

#### Tümlauer Bucht I - TB I

Unabhängig von den Jahreszeiten können je nach Höhe des auflaufenden Wassers die Hochwasser abhängig von der Höhenlage der Vegetationstypen (s. Abb. 10) zu einmaligen und kurzzeitigen oder aber zu ein- oder zweimal täglichen, teilweise mehrstündigen Überflutungen führen. Anfang Januar 1998 treten mehrere Tiden auf, bei denen alle Vegetationstypen überflutet werden. Am 04.01.98, dem höchsten Hochwasser während des gesamten Untersuchungszeitraums (LKN-SH amtlicher Pegel: Adamsiel 343 cm ü. NN),

befindet sich die obere Salzmarsch für etwa sechs Stunden unter einer maximal 109 cm hohen Wassersäule.

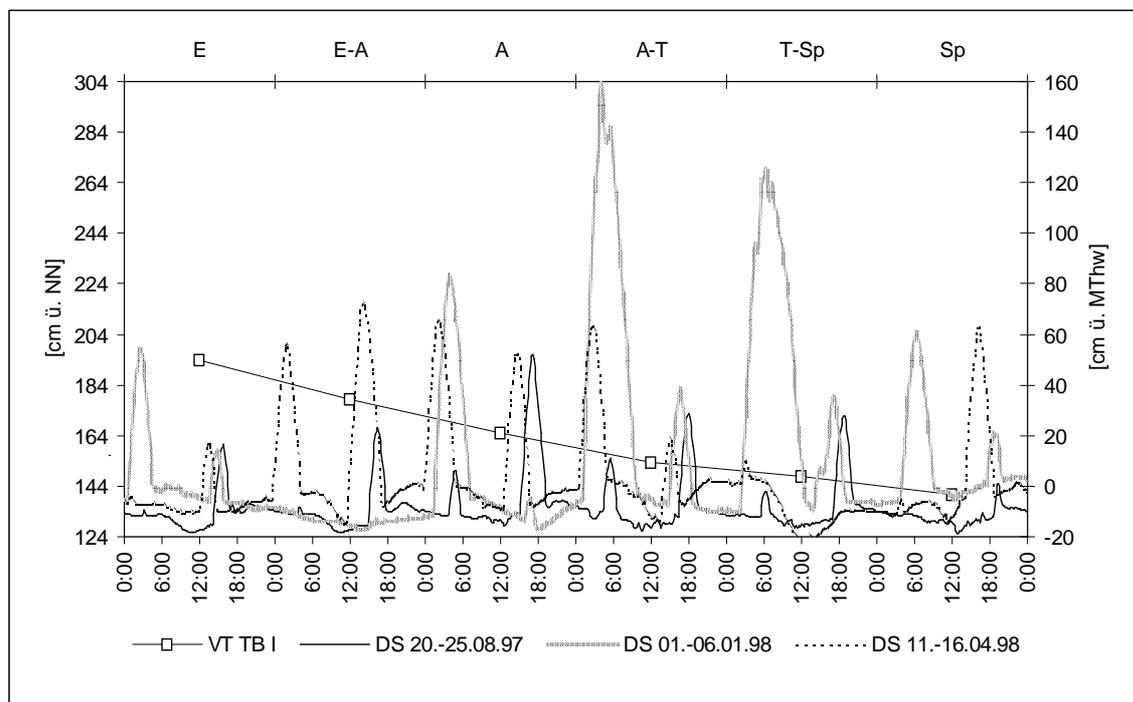


Abb. 10: Höhe der Tiden in cm über NN aufgezeichnet mit der Drucksonde (DS) in der Tümlauer Bucht im Sommer 1997, Winter 1997/98 und Frühjahr 1998 sowie die jeweiligen Mittelwerte der Höhenlage der verschiedenen Vegetationstypen (VT) der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I (TB I) in cm über MThw. Die Abkürzungen für die verschiedenen Vegetationstypen sind Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen.

### St. Peter-Ording - StP

Im August führen die Tiden in St. Peter-Ording zu mehrstündigen Überflutungen der niedrig gelegenen Vegetationstypen, da das Meerwasser zwar relativ schnell auf-, aber nur sehr langsam wieder abläuft (s. Abb. 11). Anfang Januar treten mehrere Hochwasser auf, die mehrstündige Überstauungen der gesamten Untersuchungsfläche zur Folge haben. Vom 04.01. bis zum 06.01.98 sind die Vegetationstypen der Pionierzone sowie der unteren Salzmarsch mit Ausnahme des *Atriplicetum* einer Dauerüberflutung ausgesetzt. Das Meerwasser kann nicht abfließen und bleibt in einer Höhe von etwa 180 cm über NN auf der Untersuchungsfläche stehen.

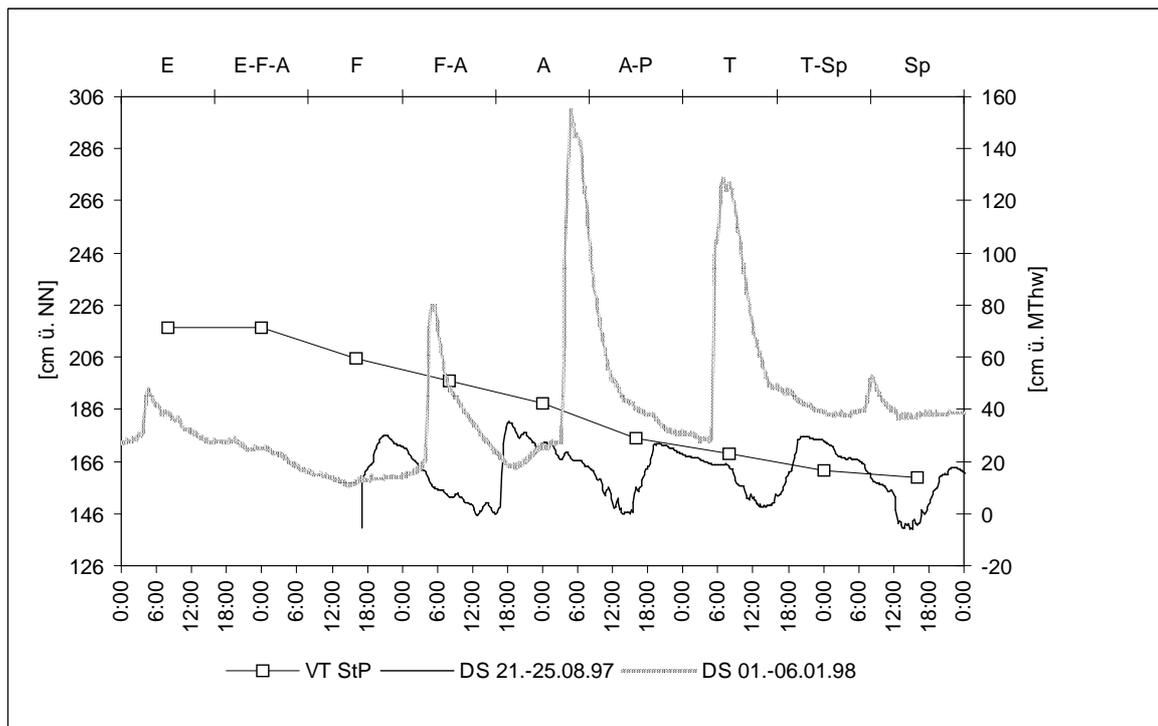


Abb. 11: Höhe der Tiden in cm über NN aufgezeichnet mit der Drucksonde (DS) in St. Peter-Ording im Juli 1997 und Januar 1998 sowie die jeweiligen Mittelwerte der Höhenlage der verschiedenen Vegetationstypen (VT) der Untersuchungsfläche St. Peter-Ording in cm über MThw. Die Abkürzungen für die verschiedenen Vegetationstypen sind Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen.

### Vergleich der Tümlauer Bucht und St. Peter-Ording

Obwohl die Hochwasser an beiden Untersuchungsflächen jeweils ähnliche maximale Höhen erreichen, unterliegen die Flächen der Tümlauer Bucht und von St. Peter-Ording sehr unterschiedlichen Überflutungs- und Entwässerungsbedingungen (s. Abb. 10, 11 und 12). Während in der Tümlauer Bucht bei jedem Hochwasser ein schnelles Auf- und Abfließen des Wassers zu beobachten ist und die gesamte Fläche wieder trocken fällt, bleibt die Fläche in St. Peter unterhalb von 180 cm über NN häufig auch während des Niedrigwassers überstaut. Bei Hochwasser über ca. 190 cm über NN ist in St. Peter-Ording ein ähnlich schnelles Auf- und Abfließen des Wassers wie in der Tümlauer Bucht zu beobachten. Dagegen wird der Standort in St. Peter bei Wasserständen unterhalb von ca. 190 cm über NN nur sehr langsam entwässert. Zum Teil steht das Wasser noch auf der Untersuchungsfläche, wenn bereits die Flut wieder eingesetzt hat. Ein neuer Flutberg ist nur zu beobachten, wenn das Hochwasser über die Höhe des auf der Fläche noch vorhandenen Wassers steigt. Dauerüberflutungen der niedrig gelegenen Vegetationstypen, wie z.B. des *Triglochin*-Dominanztyps und des *Spartinetum*, sind die Folge.

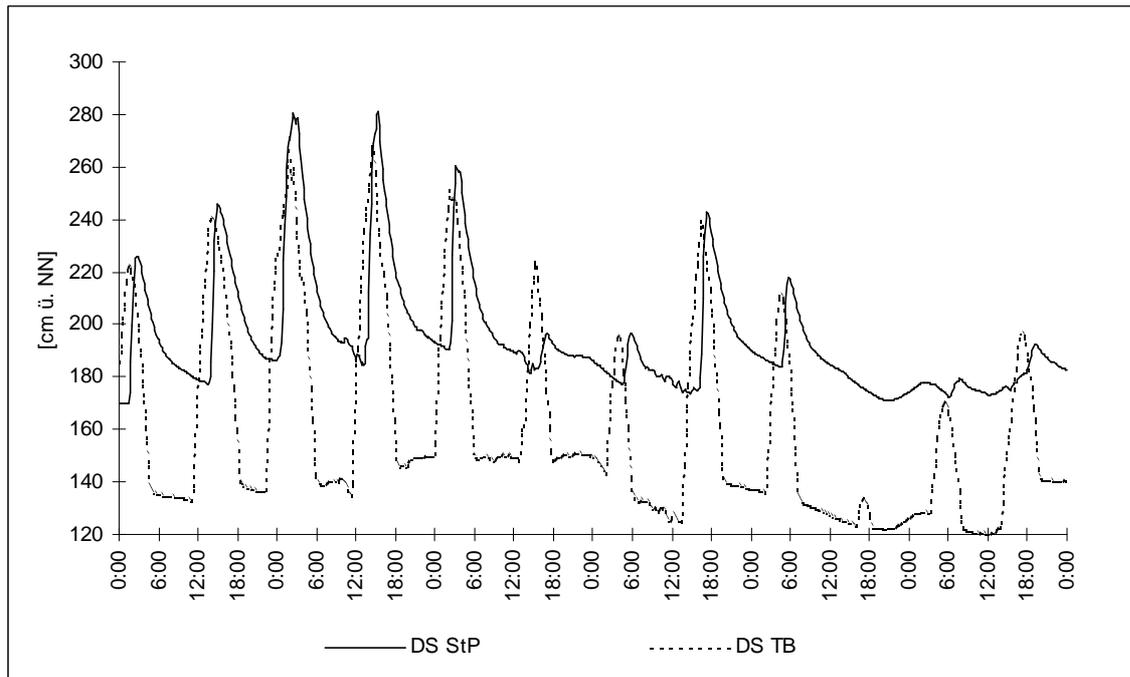


Abb. 12: Höhe der Tiden in cm über NN aufgezeichnet mit Drucksonden (DS) in der Tümlauer Bucht (TB) und in St. Peter-Ording (StP) in der Zeit vom 27.02.98 bis zum 04.03.98.

### 5.2.3 Jährliche Überflutungsfrequenzen und Überflutungsdauer

An allen Untersuchungsflächen steigen die jährlichen Überflutungsfrequenzen und -dauern (s. Abb. 13, 3.3.2.) von der oberen Salzmarsch bis zur Pionierzone an.

#### Tümlauer Bucht I - TB I

Sowohl die jährliche Anzahl der Überflutungen als auch die Überflutungsdauer der verschiedenen Vegetationstypen unterscheiden sich jeweils signifikant von denen der anderen. Während die Überflutungshäufigkeit mit sinkender Höhenlage kontinuierlich steigt, nimmt die Dauer besonders zwischen dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp und dem *Spartinetum* überproportional zu, die nur sieben Zentimeter auseinander liegen (s. Abb. 13).

#### Tümlauer Bucht II - TB II

Auch auf der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht II liegen zwischen den vier Dominanztypen jeweils signifikante Unterschiede der Überflutungsparameter vor (s. Abb. 13). Vom *Triglochin*-Dominanzbestand zum *Spartinetum* erhöht sich die Überflutungsfrequenz um das 2,4-, die Dauer um das 3,4fache.

#### St. Peter-Ording - StP

In St. Peter-Ording differieren die jährliche Überflutungshäufigkeit und -dauer der Vegetationstypen der unteren Salzmarsch und Pionierzone signifikant von denen der anderen,

während die Werte der Vegetationstypen der oberen Salzmarsch (s. Tab. 4) zum jeweils direkt angrenzenden Vegetationstyp keine signifikanten Unterschiede aufweisen (s. Abb. 13). Sowohl die jährlichen Überflutungsfrequenzen als auch -dauern erhöhen sich mit abnehmender Höhenlage bis zum *Atriplicetum* kontinuierlich, mit weiter sinkender Höhe über MThw steigen die Werte beider Überflutungsparameter zum *Atriplex-Puccinellia*-Übergangstyp sprunghaft und zu den anderen jeweils nur wenige Zentimeter niedriger liegenden Vegetationstypen der unteren Salzmarsch und Pionierzone (s. 5.2.1) deutlich an (s. Abb. 13).

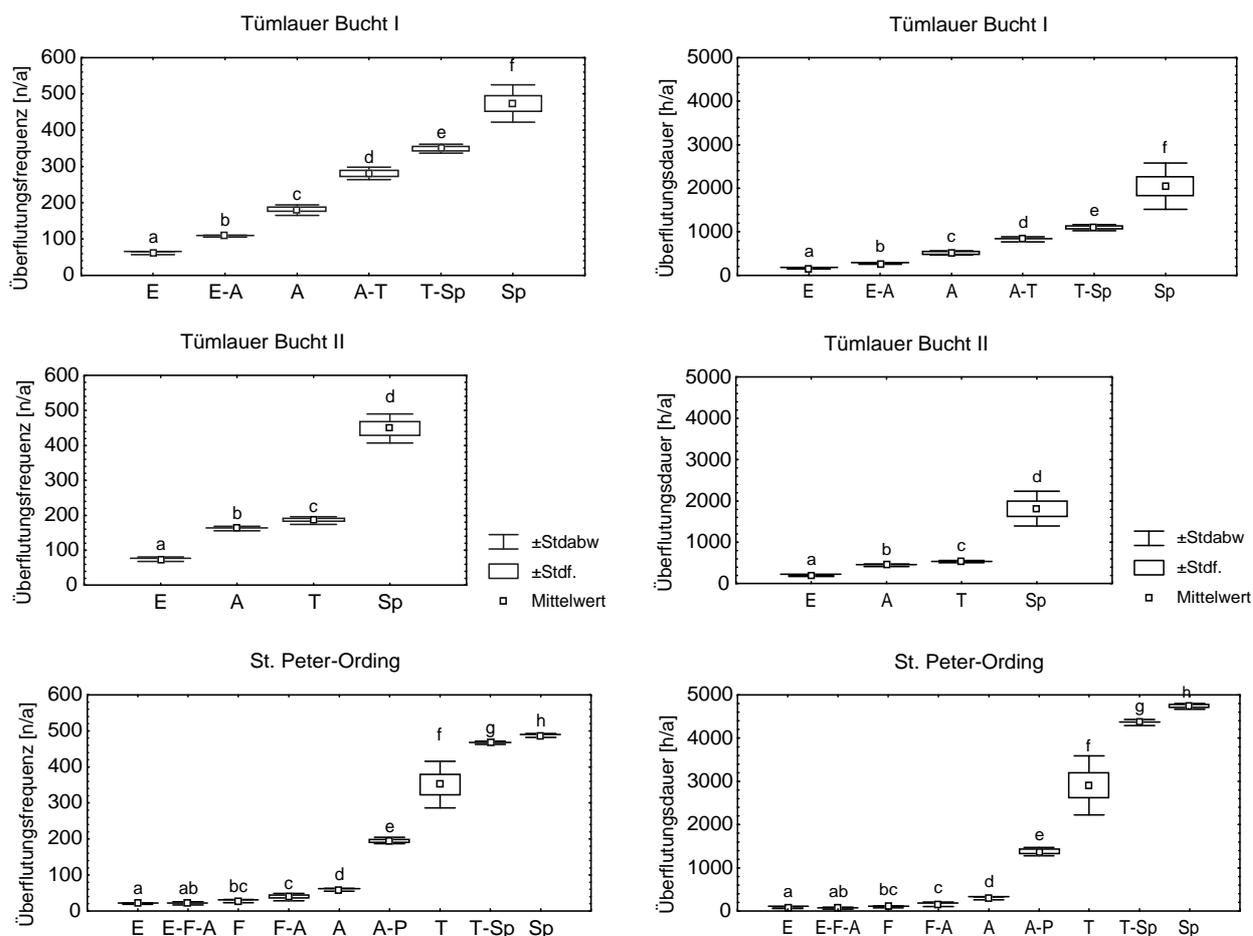


Abb. 13: Mittelwerte, Standardabweichung und Standardfehler der jährlichen Überflutungsfrequenzen und -dauern der verschiedenen Vegetationstypen an den Standorten Tümlauer Bucht I (TB I), Tümlauer Bucht II (TB II) und St. Peter-Ording (StP) sowie signifikante Unterschiede zwischen den Vegetationstypen einer Fläche. Gleicher Buchstabe bedeutet keine signifikanten Unterschiede zwischen den Vegetationstypen einer Fläche, getrennt zu lesen für jeweils eine Fläche und einen Parameter (TB I, TB II: Tukey-Test; StP: U-Test;  $p < 0,05$ ). Die Abkürzungen für die verschiedenen Vegetationstypen sind Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen.

### Vergleich der Untersuchungsflächen

Sowohl die Überflutungsfrequenz als auch die Überflutungsdauer vergleichbarer Vegetationstypen der drei Untersuchungsflächen unterscheiden sich mit Ausnahme des *Spartinetum* jeweils signifikant (s. Tab. 5). In St. Peter-Ording sind die jährliche

Überflutungsfrequenz und -dauer der Vegetationstypen der oberen Salzmarsch sowie des *Atriplicetum* deutlich niedriger als in der Tümlauer Bucht. Die des *Triglochin*-Dominanzbestandes und *Triglochin-Spartina*-Übergangstyps liegen dagegen trotz insgesamt höherer Lage der Vegetationstypen zum MThw (s. Tab. 5) deutlich über denen in der Tümlauer Bucht, insbesondere die Überflutungszeit pro Jahr. Das *Spartinetum* in St. Peter-Ording weist nur eine signifikant längere Überflutungsdauer als die der beiden anderen Flächen auf, deren Werte sich nicht signifikant voneinander unterscheiden. Die Überflutungsfrequenz des *Spartinetum* ist an allen Standorten ähnlich.

Tab. 5: Mittelwerte der Höhe über MThw [cm], jährliche Überflutungsfrequenz [Überflutungen pro Jahr] und -dauer [Stunden pro Jahr] sowie signifikante Unterschiede zwischen vergleichbaren Vegetationstypen der Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I), Tümlauer Bucht II (TB II) und St. Peter-Ording (StP). Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, getrennt zu lesen für jeweils einen Vegetationstyp und einen Parameter (TB I, TB II: Tukey-Test; StP: U-Test;  $p < 0,05$ ).

|                      | E     |       |      | A     |       |       | Sp     |        |        | T     |        | T-Sp   |        |
|----------------------|-------|-------|------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|
|                      | TB I  | TB II | StP  | TB I  | TB II | StP   | TB I   | TB II  | StP    | TB II | StP    | TB I   | StP    |
| Höhe                 | 50 a  | 43 b  | 71 c | 21 a  | 24 b  | 42 c  | -3 a   | -2 a   | 14 b   | 20 a  | 23 b   | 4 a    | 17 b   |
| Überflutungsfrequenz | 61 a  | 74 b  | 21 c | 180 a | 162 b | 59 c  | 474 a  | 448 a  | 488 a  | 185 a | 351 b  | 349 a  | 467 b  |
| Überflutungsdauer    | 152 a | 190 b | 63 c | 513 a | 444 b | 293 c | 2047 a | 1817 a | 4737 b | 533 a | 2905 b | 1097 a | 4360 b |

### Korrelationen der jährlichen Überflutungsfrequenz und -dauer

Beide Überflutungsparameter korrelieren hochsignifikant mit der Höhe der Vegetationstypen (s. Tab. 6). Die Korrelationskoeffizienten der Überflutungsfrequenzen liegen über denen der Überflutungsdauern.

Tab. 6: Zusammenhang zwischen der Höhe und der jährlichen Überflutungsfrequenz und -dauer der verschiedenen Vegetationstypen in der Tümlauer Bucht I (TB I), Tümlauer Bucht II (TB II), St. Peter-Ording (StP), r: Korrelationskoeffizient (Pearson's), ns.: nicht signifikant,  $*=p < 0,05$ ,  $**=p < 0,01$ ,  $***=p < 0,001$ .

| vs. NN               | TB I |          | TB II |          | StP |          |
|----------------------|------|----------|-------|----------|-----|----------|
|                      | n    | r        | n     | r        | n   | r        |
| Überflutungsfrequenz | 33   | -0,96*** | 20    | -0,96*** | 39  | -0,90*** |
| Überflutungsdauer    | 33   | -0,86*** | 20    | -0,91*** | 39  | -0,87*** |

### 5.2.4 Saisonales und tägliches Tidegeschehen

Für die Darstellung der täglichen und saisonalen Überflutungsfrequenzen und -dauern wurden Zeiträume gewählt, in denen weder an der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I noch am Standort in St. Peter-Ording Datenlücken bei den Daten der Drucksonden vorliegen (s. 3.3.2), sodass ein Vergleich zwischen den Standorten unbeeinflusst von Umrechnungsfaktoren ermöglicht wird.

Nicht nur in den Herbst- und Wintermonaten, sondern auch zu Beginn und während der Wachstumsperiode treten Hochwasser auf, die zu kurzfristigen oder mehrstündigen Überstauungen der gesamten Untersuchungsflächen oder von Teilbereichen führen (s. Abb. 10, 11, Anhang Abb. A8 bis A11). In den Wintermonaten sind an allen Standorten höher auflaufende und länger andauernde Überflutungen zu beobachten, die durchschnittlichen täglichen Überflutungsfrequenzen und -dauern verdoppeln oder verdreifachen sich besonders in den höher gelegenen Bereichen der Flächen. (s. Abb. 14).

#### Tümlauer Bucht - TB I

In beiden Perioden erhöhen sich die tägliche Überflutungsrate und -dauer von der oberen Salzmarsch zur Pionierzone kontinuierlich (s. Abb. 14). Während in den Sommer-/ Herbstmonaten nur beim *Spartinetum* von mehr als einer Überflutung am Tag auszugehen ist, gilt dies in den Wintermonaten auch für den *Atriplex-Triglochin*- und *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp. Das *Elymetum* wird dagegen durchschnittlich nur ungefähr jeden dritten Tag überflutet. Die tägliche Überstauungszeit steigt in der oberen Salzmarsch von einer knappen halben Stunde während der Wachstumsperiode im Winter auf eine Stunde und von fast fünf Stunden in der Pionierzone auf mehr als acht Stunden am Tag. In den Wintermonaten verringern sich vor allem die Unterschiede der Überflutungsfrequenzen der verschiedenen Vegetationstypen zueinander.

#### Tümlauer Bucht II – TB II

In beiden Perioden nimmt die tägliche Überflutungsrate und -dauer vom *Triglochin*-Dominanzbestand zum *Spartinetum* überproportional zu (s. Abb. 14). Nur die Pionierzone wird während beider Zeiträume durchschnittlich mehr als einmal am Tag überflutet und mehrere Stunden am Tag überstaut. Das *Atriplicetum* und der *Triglochin*-Dominanzbestand werden in den Wintermonaten trotz Verdopplung der Werte nicht mehr als 2 ½ Stunden, das *Elymetum* nicht mehr als 1 1/2 Stunden am Tag überflutet.

#### St. Peter-Ording - StP

Von Juli bis Oktober betragen die Werte der durchschnittlichen täglichen Überflutungsfrequenzen und -dauern in der oberen Salzmarsch nur etwa ein Drittel und in der unteren etwa nur die Hälfte der Werte der Wintermonate. Nur beim *Atriplex-Puccinellia*-Übergangstyp und *Triglochin*-Dominanzbestand verdreifacht sich ungefähr die durchschnittliche Überstauungszeit in den Wintermonaten (s. Abb. 14). Während im Sommer/ Herbst nur der *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp und das *Spartinetum* durchschnittlich einer Überflutung pro Tag unterliegen, werden in den Wintermonaten durch die höher auflaufenden Hochwasser auch die Vegetationstypen *Atriplex-Puccinellia* und *Triglochin* durchschnittlich mehr als einmal täglich geflutet. Die Vegetationstypen der oberen Salzmarsch weisen in den Sommer-/ Herbstmonaten dagegen mit einer täglichen

Überflutungsrate von zum Teil 0,05 und einer Überstauungszeit von etwa 10 Minuten extrem niedrige Werte auf. Auch in Wintermonaten wird der Großteil der oberen Salzmarsch seltener als jeden fünften Tag und nur ½ bis ¾ Stunde pro Tag überflutet. Die tiefstgelegenen Bereiche der Fläche werden im Winter über 21 Stunden täglich überstaut, sodass dort von mehrtägigen Dauerüberflutungen ausgegangen werden kann (s. Abb. 14). Überproportionale Zunahmen der durchschnittlichen täglichen Überflutungshäufigkeit und -dauer sind von Juli bis Oktober vom *Atriplicetum* bis zum *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp, in den Wintermonaten vom *Atriplicetum* bis zum *Triglochin*-Dominanzbestand zu beobachten. Im Winter verringern sich generell die Unterschiede des Tidegeschehens zwischen den einzelnen Vegetationstypen, dies gilt vor allem für den tief gelegenen Bereich zwischen dem *Triglochin*-Dominanzbestand und dem *Spartinetum*.

#### Vergleich der Standorte

Sowohl in den Sommer-/ Herbstmonaten als auch im Winter steigen beide Überflutungsparameter in St. Peter-Ording von der oberen Salzmarsch bis zur Pionierzone am deutlichsten an. Die durchschnittliche tägliche Überflutungshäufigkeit und -dauer der Vegetationstypen der oberen Salzmarsch einschließlich des *Atriplicetum* liegen in St. Peter-Ording in beiden Perioden erheblich unter denen der Flächen in der Tümlauer Bucht. Mit sinkender Höhenlage der Vegetationstypen nehmen in St. Peter-Ording die Werte beider Parameter sprunghaft zu, sodass in beiden Zeiträumen die durchschnittlichen täglichen Überflutungshäufigkeiten und -dauern des *Triglochin*-Dominanzbestandes und des *Triglochin-Spartina*-Übergangstyps deutlich, besonders die Überstauungszeit um ein mehrfaches, über denen in der Tümlauer Bucht liegen. Für die Pionierzone gilt ähnliches für die tägliche Überflutungsdauer, während die täglichen Überflutungsraten in beiden Perioden auf allen Flächen ähnlich sind.

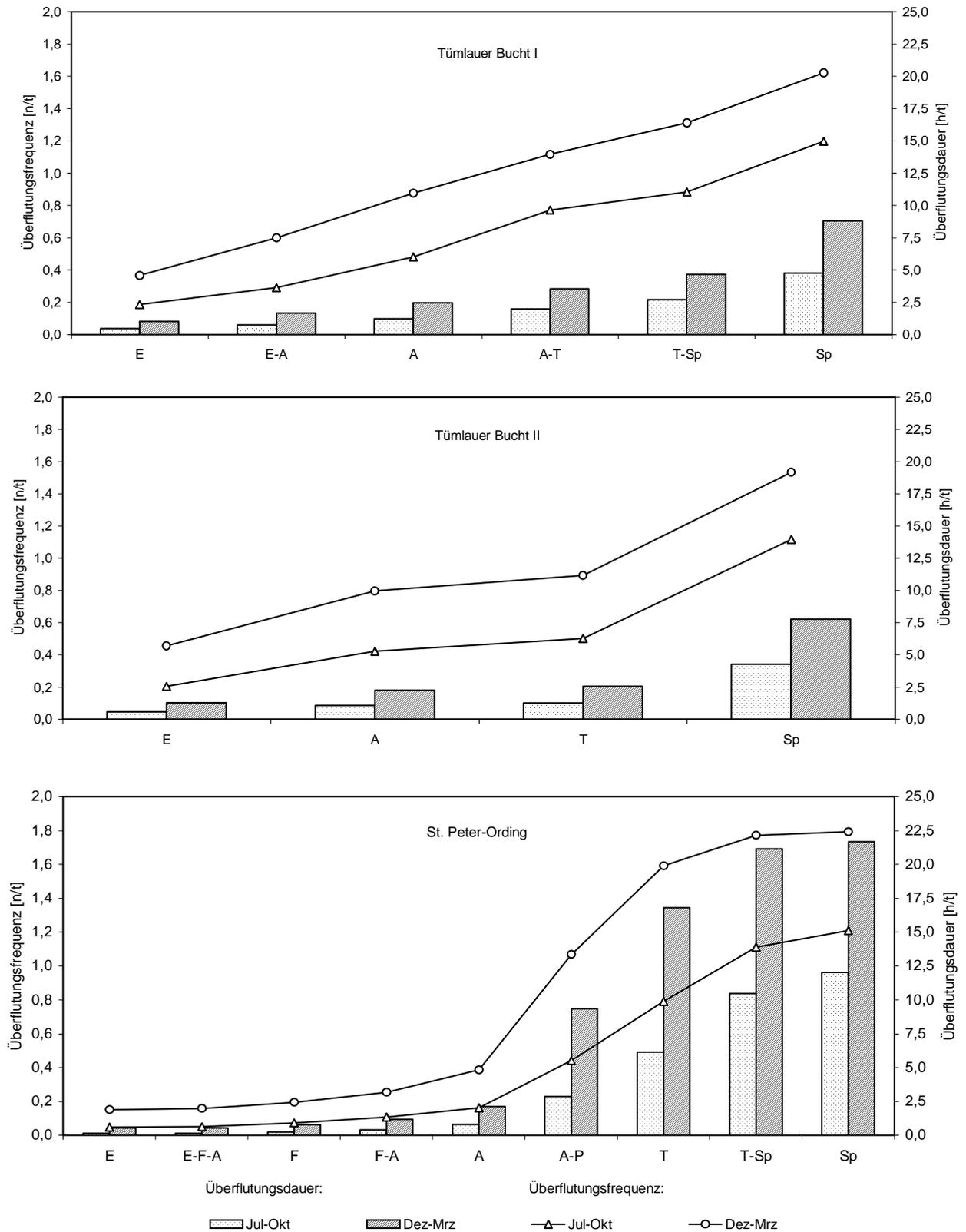


Abb. 14: Durchschnittliche tägliche (t) Überflutungsfrequenz [n/t] und -dauer [h/t] der verschiedenen Vegetationstypen an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I, Tümlauer Bucht II und St. Peter-Ording berechnet für verschiedene Zeiträume (s. 3.3.2); Jul-Okt: berechnet vom 15.07.97 bis zum 22.10.97; Dez-Mrz: berechnet vom 22.12.97 bis zum 16.03.98. Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind der Tab. 2 zu entnehmen (s. 3.1).

### 5.2.5 Vergleich der lokalen Überflutungsfrequenzen mit denen der amtlichen Pegel

Um eine Veränderung der Daten durch Umrechnungsfaktoren auszuschließen (s. 3.3.2), wurden für den Vergleich nur Daten von Zeiträumen gewählt, in denen jeweils komplette Datensätze der Werte der Drucksonden vorlagen. Die Ergebnisse beziehen sich in der Tümlauer Bucht auf die Untersuchungsfläche TB I, da an dieser Fläche direkt das lokale Tidegeschehen erfasst wurde (s. 3.3.2). In allen Perioden treten an den Untersuchungsflächen Abweichungen zwischen den aus den Daten der amtlichen Pegeln (LKN-SH) und den Daten der Drucksonden berechneten Frequenzen auf (s. Abb. 15).

#### Tümlauer Bucht

Die Überflutungsfrequenzen, errechnet aus den amtl. Pegeldaten des LKN-SH, liegen in allen Perioden für die Vegetationstypen der gesamten Salzmarsch leicht unterhalb der sich aus den Drucksonden ergebenden Werte (s. Abb. 15). In den Wintermonaten ist der Unterschied etwas größer als in der Zeit von Juli bis Oktober und steigt mit zunehmender Länge des Zeitraumes unter dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp und dem *Spartinetum* weiter an. Die Abweichungen zwischen den Werten der Drucksonden und den aus den amtlichen Pegeldaten errechneten betragen bis zu 20 %. Für jede Periode ergibt sich ein anderer Zusammenhang (s. Abb. 15).

#### St. Peter-Ording

Während in der Periode zwischen Juli und Oktober die aus den amtlichen Pegeln errechneten Werte im Bereich vom *Elymetum* bis zum *Atriplicetum* etwas höhere Häufigkeiten als die aus der Drucksonde ermittelten Werte aufweisen, liegen sie in der unteren Salzmarsch und Pionierzone deutlich unter denen der Drucksonde (s. Abb. 15). In den Wintermonaten gleichen sich die Häufigkeiten beider Auswertungen im oberen Bereich der Salzmarsch bis einschließlich zum *Atriplicetum* an. Dagegen vergrößern sich die Unterschiede der sich aus den amtlichen Pegeln und der Drucksonden ergebenden Frequenzen im Bereich zwischen dem Übergangstyp *Atriplex-Puccinellia* und *Spartinetum*, die Werte der amtlichen Pegel liegen in einer Größenordnung von 50% unter denen der Drucksonden. Mit zunehmender Länge des Vergleichszeitraumes erhöht sich dieser Unterschied für die drei tiefstgelegenen Vegetationstypen. Auf die Berechnung von Regressionsgeraden wird verzichtet, da sich kein eindeutig linearer Zusammenhang zwischen den Werten der Drucksonden und denen der amtlichen Pegel ergibt.

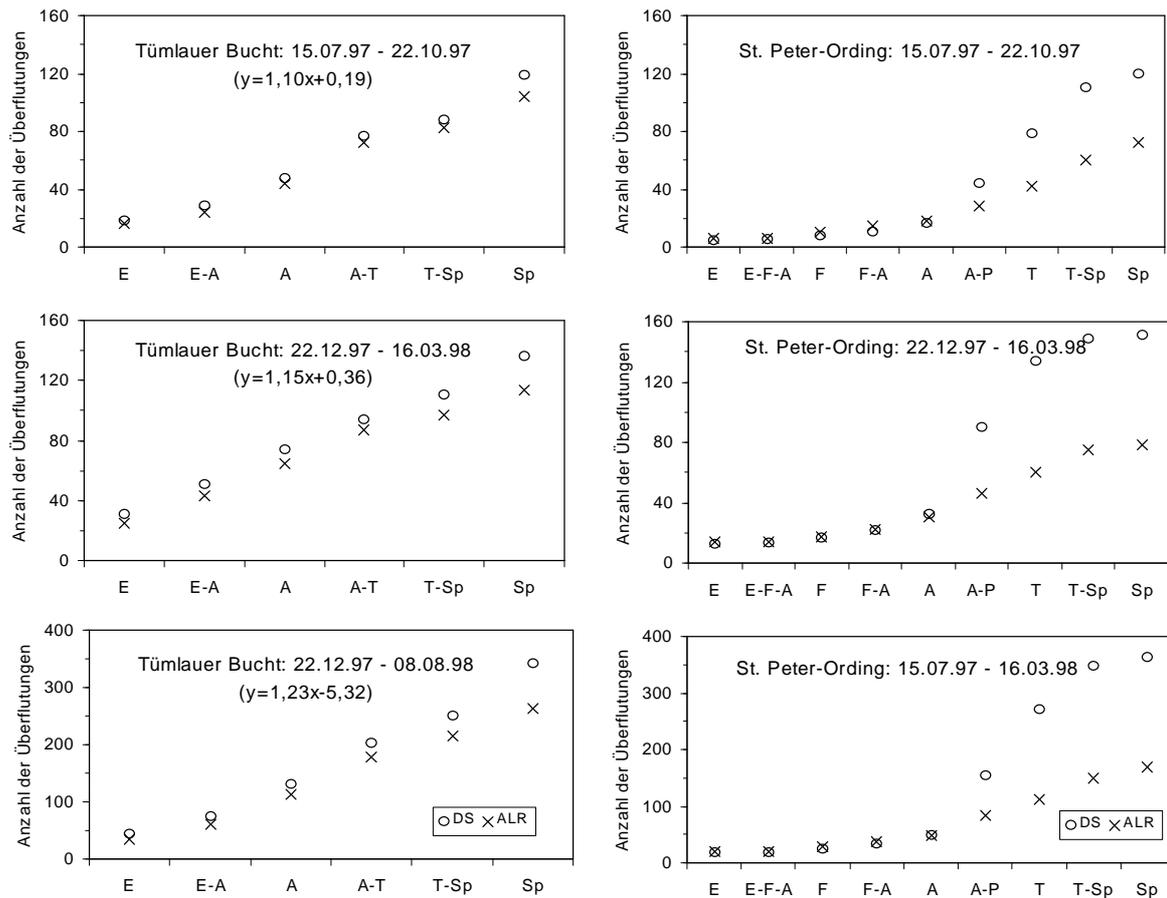


Abb. 15: Anzahl der Überflutungen der verschiedenen Vegetationstypen auf den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording für verschiedene Zeiträume errechnet aus den Daten der jeweiligen Drucksonden (DS, s. 3.3.2) und amtlichen Pegeln (LKN-SH).

## 5.2.6 Diskussion

### 5.2.6.1 Methodendiskussion

#### Zur Bestimmung der Überflutungsparameter der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht II

Im Gegensatz zu den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording wurde an der Fläche Tümlauer Bucht II das Tidegeschehen nicht direkt am Standort erfasst, sondern zur Berechnung der Überflutungsparameter wurden die Daten der Drucksonde vom Standort Tümlauer Bucht I herangezogen (3.3.2). Es ist nicht auszuschließen, dass die errechneten Werte von den tatsächlichen Überflutungsverhältnissen abweichen, da nur innerhalb von 10 bis 50 Metern von einer engen Korrelation der geschätzten und gemessenen Werte auszugehen ist und bei darüber hinausgehenden Entfernungen große Abweichungen zu beobachten sind (Bockelmann et al. 2002). Die Fläche Tümlauer Bucht II wird jedoch über den gleichen Hauptpriel geflutet, an dessen Rand sich die Fläche TB I bzw. die Drucksonde befindet. Da sich innerhalb eines Prielsystems auch bei größeren Entfernungen nur geringe Unterschiede zwischen den Überflutungsfrequenzen verschiedener Flächen ergeben (Silvestri et al. 2005),

ist davon auszugehen, dass die aus den Daten der Drucksonde berechneten Werte den tatsächlichen Überflutungsverhältnissen an der Fläche Tümlauer Bucht II sehr nahe kommen.

Zur Berechnung der jährlichen Überflutungsfrequenz und -dauer

Während des Messzeitraumes ergaben sich für jede Sonde zu unterschiedlichen Zeitpunkten Ausfallzeiten. Eine einfache Übertragung der Werte aus amtlichen Pegeln ebenso wie eine Übernahme der Werte aus dem jeweils anderen Untersuchungsgebiet erscheint aufgrund der auftretenden Abweichungen in Zeiträumen, in denen vollständige Datensätze vorliegen, wenig sinnvoll (s. Abb. 16, 5.2.4, 5.2.5).

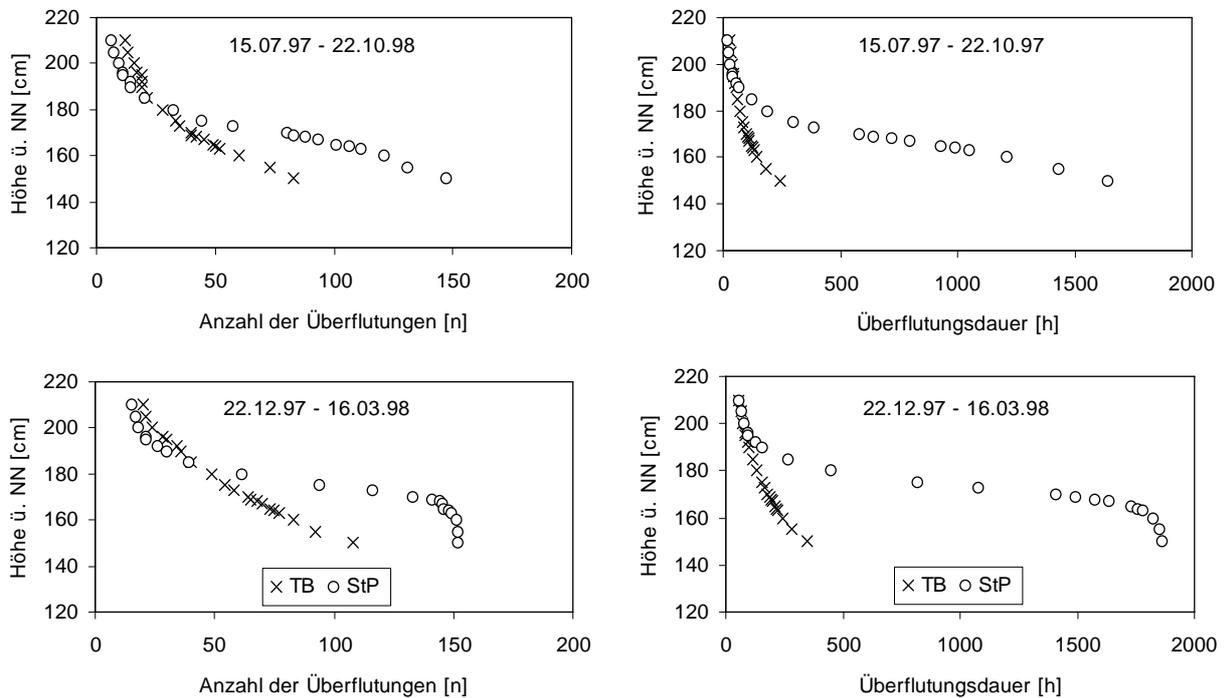


Abb. 16: Anzahl der Überflutungen und Überflutungsdauer verschiedener Höhen über NN an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording in der Zeit vom 16.07.97 bis zum 22.10.97 und vom 22.12.97 bis zum 16.03.98.

Zum einen ergibt sich kein einfacher linearer Zusammenhang zwischen der Höhe und den Überflutungsparametern, sondern eine sigmoide Kurve (s. Abb. 16, Adam 1990). Zum anderen zeigen die Werte der Überflutungsfrequenzen und -dauern einer Fläche weder zu den Werten der anderen Fläche noch zu den aus den Pegeldata errechneten Daten eine einheitliche Abweichung für die gesamte Fläche (s. Abb. 15, 16). Bei einer Übertragung der Werte der Tümlauer Bucht auf die Vegetationstypen in St. Peter-Ording würden die Überflutungshäufigkeiten der Vegetationstypen im Bereich der oberen Salzmarsch über- und im Bereich der unteren Salzmarsch und Pionierzone unterschätzt. Da diese Umstände in der Bestimmung des jeweils eigenen Umrechnungsfaktors (Jensen 1974) für jeden Vegetationstyp jeder Untersuchungsfläche berücksichtigt werden (3.3.2), wird die potenzielle Fehler-

quelle minimiert, die sich durch die Ausfallzeiten der Sonden ergibt. Die gemeinsamen Messzeiträume, die zur Bestimmung des Faktors herangezogen werden, umfassen sowohl überflutungsarme als auch überflutungsreiche Zeitspannen wie Sommer- und Wintermonate. Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass die errechneten Überflutungsverhältnisse für die jeweilige Ausfallzeit das tatsächliche Tidegeschehen ausreichend wiedergeben. Die angegebenen jährlichen Überflutungsfrequenzen und -dauern jedes Vegetationstyps (5.2.3) dürften dem lokalen Tidegeschehen somit weitestgehend entsprechen.

#### Repräsentativität der jährlichen Überflutungsparameter

In der vorliegenden Arbeit sind die Überflutungsparameter von Juli 1997 bis Juli 1998 direkt am Standort erfasst bzw. berechnet worden. Die Aufzeichnungen der amtlichen Pegel belegen (LKN-SH), dass in diesem Zeitraum ein im Vergleich zu anderen Jahren relativ durchschnittliches Tidegeschehen zu beobachten war, was sowohl die Anzahl als auch die Höhe der Überflutungen betrifft. Ähnliches gilt für andere Gebiete der schleswig-holsteinischen Westküste wie der Hamburger Hallig (Schröder & Lüning 2000).

Die angegebenen jährlichen Überflutungsfrequenzen und -dauern jedes Vegetationstyps können deshalb als durchschnittliche Werte betrachtet werden und geben die Größenordnungen der Frequenzen und Überflutungsperioden wieder, denen jeder Vegetationstyp am Standort überwiegend ausgesetzt ist.

#### 5.2.6.2 Bedeutung der Höhe zum MThw für die Zonierung

Die Zonierung der Vegetation folgt an allen drei Untersuchungsflächen einem Höhengradienten (Sanchez 1996, Schröder 1998, Müller 1999, Schröder et al. 2002, Suchrow & Jensen 2010). Jeder Vegetationstyp zeigt innerhalb einer Untersuchungsfläche eine Höhenpräferenz und befindet sich jeweils in einem Höhenbereich, wie er auch von anderen Autoren beschrieben wird (u. a. Dierßen et al. 1988, Bakker 1989, Heinze 1997). Abweichungen ergeben sich für die Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording. Das *Spartinetum* liegt mit einer durchschnittlichen Höhe von 14 cm über MThw, das *Atriplicetum* mit einer durchschnittlichen Höhe von 42 cm über MThw deutlich höher, als bei den oben genannten Autoren angegeben.

An allen drei Standorten zeigt sich zwar die charakteristische Höhenabfolge vergleichbarer Vegetationstypen, vom niedrig gelegenen *Spartinetum* zum höchst gelegenen *Elymetum* (s. 5.1.1, 5.1.3). Aber die Lage zum MThw vergleichbarer Vegetationstypen differiert von Standort zu Standort (s. Tab. 5), ähnlich wie bei Silvestri et al. (2005) beschrieben. Die Autoren fanden in Salzmarschen ebenfalls eine Vegetationsverteilung, die von der Höhe über NN abhängt. Die Höhe der Arten über NN ließ sich aber nicht einfach auf andere Salzmarschen übertragen, da die Arten in verschiedenen Salzmarschen in unterschiedlichen Höhen über NN zu finden waren. Da dies trotz gleichem und nahezu identischem MThw

sowohl für die beiden Flächen der Tümlauer Bucht als auch für die zwei Untersuchungsgebiete zutrifft, liegt der Schluss nahe, dass nicht allein die Höhenlage für die Verteilung der Arten in der Salzmarsch verantwortlich sein kann. Bockelmann und Neuhaus (1999) fanden bei ihren Untersuchungen innerhalb einer Untersuchungsfläche keine Korrelation zwischen der Höhe und der Verteilung der Arten und führen dies auf die Bedeutung biotischer Faktoren, wie Konkurrenz, auch für die untere Verbreitungsgrenze einer Art zurück.

Ein Grund für die etwa 20 cm höhere Lage der Vegetationstypen in St. Peter-Ording könnten die unterschiedlichen Bodenarten der beiden Gebiete sein, die zur Verschiebung der Vegetationsgrenzen führen können (s. 5.3, Frahm 1971, Dierßen 1996). Da aber tonhaltige Böden aufgrund ihrer schlechten Durchlüftung sie weiter nach oben verschieben (Frahm 1971), und die Grenzen mit zunehmenden Sandanteil nach unten wandern (Dierßen 1996), müssten in St. Peter-Ording die Zonen vergleichbarer Vegetationstypen niedriger liegen als in der Tümlauer Bucht. Somit müssen neben der Höhe zum MThw weitere Faktoren, wie z.B. das lokale Überflutungsgeschehen, für die Zonierung mitverantwortlich sein.

#### 5.2.6.3 Einfluss der Standortverhältnisse auf das lokale Tidegeschehen

##### Vergleich der beiden Untersuchungsgebiete

Die differierenden Aufzeichnungen des lokalen Tidegeschehen an den Flächen Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording (s. 5.2.2) sind vermutlich auf die unterschiedlichen lokalen Gegebenheiten zurückzuführen. Die Fläche TB I befindet sich am Rande eines größeren Priels, das den nordöstlichen Teil der Tümlauer Bucht flutet, und wird je nach Höhe des auflaufenden Wassers über diesen Hauptpriel oder über einen kleinen, direkt an die Fläche angrenzenden Priel, der vom größeren abzweigt, geflutet und wieder entwässert (s. 2.1). Somit ist ein schnelles Auf- und Abfließen des Wassers an der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I gegeben, das überwiegend zu kurzzeitigen Überflutungen der Vegetationstypen führt (s. 5.2.2). Nur bei entsprechend hohen Wasserständen kommt es zu mehrstündigen Überflutungen.

Die Fläche in St. Peter-Ording wird dagegen über ein verzweigtes System von kleinen Prielen und Gräben geflutet (s. 2.2, Gettner et al. 2003); nur bei höheren Wasserständen (ca. >190 cm ü. NN) wird sie über den an die Fläche angrenzenden Priel be- und entwässert, der eine direkte Verbindung zum Strand hat (s. Abb. 3). Das Wasser kann im Bereich der oberen Salzmarsch über diesen angrenzenden Priel ähnlich schnell wie in der Tümlauer Bucht auf- und abfließen (s. 5.2.2). Da aber für den tiefer gelegenen Bereich der Fläche in St. Peter-Ording eine Entwässerung nur über die Nachbarflächen durch Versickern oder Evapotranspiration erfolgen kann (vgl. Jensen 1974), ist hier im Vergleich zur Tümlauer Bucht eine stark zeitverzögerte Entwässerung zu beobachten. Die Ergebnisse zeigen, dass noch Wasser auf der Fläche stehen kann, wenn bereits die nächste Flutwelle eingesetzt hat (s. 5.2.2).

Lange Überflutungsperioden oder Dauerüberflutungen der niedriger gelegenen Bereiche sind die Folge, sodass in St. Peter-Ording im Vergleich zur Tümlauer Bucht deutlich höhere Überflutungsdauern in den Vegetationstypen der unteren Salzmarsch und Pionierzone auftreten.

#### Vergleich der lokal erfassten Überflutungsfrequenzen mit den aus amtlichen Pegeldaten errechneten

Für die Abweichungen der Ergebnisse der Auswertungen aus den amtlichen Pegeln und aus denen der Drucksonden (s. 5.2.5) sind wahrscheinlich ebenfalls die lokalen Verhältnisse der Standorte verantwortlich (vgl. Aegerter 1993, Bockelmann et al. 2002). Obwohl sich in der Tümlauer Bucht die Untersuchungsfläche in nur etwa 400 m Entfernung vom amtlichen Pegel und am Rande des Hauptpriels befindet, in dem der amtliche Pegel installiert ist, werden die Überflutungsfrequenzen der Vegetationstypen um etwa 20% unterschätzt (s. Abb. 15). Ein Grund für die höheren Abweichungen in St. Peter-Ording im Vergleich zur Tümlauer Bucht dürfte die etwa 1100 m große Entfernung der Untersuchungsfläche vom amtlichen Pegel sein. Nur durch die lokalen Besonderheiten der Be- und Entwässerung der Fläche in St. Peter-Ording wird die unterschiedliche Abweichung zwischen den übertragenden und am Standort gemessenen Frequenzen für die verschiedenen Bereiche der Salzmarsch erklärbar. Da bei der Berechnung der Häufigkeiten aus den Werten der amtlichen Pegel von einem Trockenfallen der Fläche und vollständigen Abfließen des Wassers nach dem Hochwasser ausgegangen wird, liegen die Überflutungsfrequenzen für die Vegetationstypen der oberen Salzmarsch, wo es tatsächlich nur zu kurzzeitigen Überflutungen kommt, je nach Messperiode und Vegetationstyp in vergleichbarer Größenordnung. Für den tiefer gelegenen Bereich der Fläche in St. Peter-Ording werden die Überflutungen dagegen um mehr als 50 % unterschätzt (s. Abb. 15).

Besonders in den Sommermonaten wird die Anzahl der Überflutungen für einige der Vegetationstypen der oberen Salzmarsch nach Berechnungen der amtlichen Pegel überschätzt. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording weit von einem Hauptpriel entfernt liegt. Die Geschwindigkeit des auflaufenden Wassers ist vermutlich besonders in den Sommermonaten zum Teil relativ niedrig, sodass das Wasser nicht über den Strand bis zur Fläche und zum an die Fläche angrenzenden Priel gelangen kann. Erreicht die Flutwelle über das verzweigte Prielsystem die Fläche, ist die Zeit des Hochwassers wahrscheinlich bereits überschritten, sodass nur noch ein weitaus flacherer Flutberg die Fläche erreicht, als er durch den amtlichen Pegel erfasst wird. Diese Vermutung wird unterstützt durch den Vergleich der Zeitpunkte der Hochwasser am Standort und an der Stelle, an der sich der amtliche Pegel befindet. Bei schnell und hoch auflaufenden Flutwellen tritt das Hochwasser an beiden Stellen gleichzeitig auf, während bei relativ niedrig auflaufenden Hochwassern der Flutberg erst später die Untersuchungsfläche erreicht.

Da sich neben der Höhe des Hochwassers sowie der Flächen, die Geschwindigkeit des auflaufenden Wassers sowie die lokale Geomorphologie auf das gesamte Tidegeschehen auswirken, würden sich bei der Übertragung der Daten von amtlichen Pegeln neben Abweichungen der Frequenzen auch Fehleinschätzungen der Überflutungsdauern ergeben. Die Ermittlung des lokalen Tidegeschehens direkt am Standort ist daher notwendig.

#### 5.2.6.4 Auswirkungen der Überflutungsfrequenz und -dauer auf die Zonierung

Die Verteilung der Vegetationstypen innerhalb einer Untersuchungsfläche folgt an allen drei Standorten sowohl einem Gradienten der Überflutungsfrequenz als auch der Überflutungsdauer, sodass dem Tidegeschehen eine Schlüsselrolle bei der Zonierung zugeschrieben werden kann (vgl. Chapman 1974, Adam 1990, Apaydin et al. 2009). Das *Spartinetum* weist in beiden Untersuchungsgebieten mit jährlich über 400 Überflutungen, die Vegetationstypen der unteren Salzmarsch mit 100 bis 400 und die der oberen Salzmarsch (Tab. 4, s. 5.1.1) mit weniger als 100 jährlichen Überflutungen (s. Abb. 13) weisen die für die jeweiligen Zonen typischen Überflutungshäufigkeiten auf (Schnaidt & Kreeb 1993, Dierßen et al. 1988, Bakker et al. 2005). Nur das *Atriplicetum* der Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording liegt mit 59 Überflutungen deutlich unter den Angaben anderer Autoren (Schnaidt & Kreeb 1993, Dierßen et al. 1988, Bakker et al. 2005). Vergleichswerte für Überflutungsdauern liegen nicht vor.

Beide Überflutungsparameter dürften besonders im unteren Bereich der Flächen die Vegetationsverteilung beeinflussen, da hier nur geringe Veränderungen der Höhen zu wesentlichen Zunahmen sowohl der Dauern als auch Frequenzen führen (s. Abb. 16, 17, Bockelmann et al. 2002, Schnaidt und Kreeb 1993). Differenzierend dürften sich vor allem die Überflutungen während der Vegetationsperiode auswirken, da sich entweder die Anzahl der Überflutungen (Tümlauer Bucht) oder sowohl die Frequenzen als auch die Überstauungszeiten (St. Peter-Ording) zwischen den verschiedenen Vegetationstypen in den Wintermonaten bedingt durch höher auflaufende Hochwasser angleichen (s. 5.2.4).

Die obere Salzmarsch in St. Peter-Ording liegt in einem Höhenbereich, der sowohl in den Sommer- als auch Wintermonaten so selten überflutet wird, dass sich zwischen den Vegetationstypen nur wenig Differenzierungen ergeben (s. 5.2.4).

Besonders die zum Teil überproportionalen Zunahmen der Dauer und der Frequenz zwischen dem *Elymus-Atriplex*-Übergangstyp zum *Atriplicetum* und vom *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp zum *Spartinetum* auf der Fläche Tümlauer Bucht I deuten an (s. Abb. 13), dass die untere Verbreitungsgrenze sowohl von *Elymus* als auch von *Triglochin* mit ihrer physiologischen Anpassung an Überflutungen zusammenhängen könnte (Pielou & Routledge 1976, Pennings et al. 2005). In dem jeweils niedriger gelegenen Bereich reicht wahrscheinlich weder die Überflutungstoleranz von *Elymus* noch von *Triglochin* aus, um existieren zu können. Gleiches dürfte für die jeweiligen Dominanzwechsel in dem Bereich

zwischen dem *Atriplicetum* und dem Übergangstyp *Triglochin-Spartina* in St. Peter-Ording gelten. Allerdings gelangen Bockelmann und Neuhaus (1999) aufgrund ihrer Experimente zu dem Schluss, dass die untere Verbreitungsgrenze von *Elymus athericus* nicht auf die Überflutungsfrequenz, sondern auf die Konkurrenz mit *Atriplex portulacoides* zurückgeführt werden kann.

*Atriplex portulacoides* bildet an den drei Standorten flächendeckende Dominanzbestände, in denen auch in den Wintermonaten mit Werten unter 2,5 Stunden Überstauungszeit pro Tag Dauerüberflutungen ausgeschlossen werden können (s. 5.2.4). Mit abnehmender Höhe verliert *Atriplex* an Konkurrenzkraft, sodass sich *Puccinellia* behaupten kann oder *Atriplex* nur noch vereinzelt auftritt, da langandauernde Überflutungen zur Verzögerung ihres Wachstums führen (Jensen 1985, van Diggelen 1988).

*Puccinellia* zeigt eine hohe Überflutungstoleranz (von Weihe 1978, Cooper 1982, van Diggelen 1988) und ist somit in St. Peter-Ording in Bereichen zu finden, in denen Dauerüberflutungen auftreten können. Dagegen ist *Festuca* aufgrund seiner Nässe- und Salzempfindlichkeit sowie besseren Anpassung an Trockenheit in den, auch in den Wintermonaten, nur selten und kurzfristig überfluteten Bereichen anzutreffen (Gray & Scott 1977, Rozema et al. 1985). Da die täglichen Überflutungsfrequenzen und -dauern des *Festucetum* in St. Peter-Ording sowohl in den Sommer- als auch in den Wintermonaten deutlich unter den Werten der höchstgelegenen Stellen der Flächen in der Tümlauer Bucht liegen (s. 5.2.4), könnte in der Tümlauer Bucht das Fehlen der notwendigen optimalen Standortbedingungen die Ausbildung eines *Festucetum* verhindern.

Da sich kurzfristige Überflutungen kaum auf den Wasser- und Ionenhaushalt auswirken (Aegerter 1993, Giani 1991, Giani et al. 1993), langandauernde dagegen in Abhängigkeit von der Überflutungshöhe und -dauer zu Veränderungen führen (Boto 1984), dürften sich vor allem in St. Peter-Ording die Überflutungsdauern auf die Zonierung in der unteren Salzmarsch und Pionierzone auswirken. Hier können während der Vegetationsperiode mehrstündige oder Dauerüberflutungen auftreten, an die *Spartina* am besten angepasst ist (u. a. Bouma et al. 2001).

Nicht nur die Anzahl der Überflutungen (Schnaidt & Kreeb 1993), sondern auch die Überflutungsperioden zeigen innerhalb einer Untersuchungsfläche einen engen Zusammenhang mit der jeweiligen Höhenlage mit einem sigmoiden Verlauf (Adam 1990, Abb. 16, 17).

Werden aber die Frequenzen und Dauern der Vegetationstypen der beiden Untersuchungsgebiete verglichen, die sich in ähnlicher Lage zum MThw befinden, ergeben sich Abweichungen (s. Abb. 17). In St. Peter-Ording zeigen sich bedingt durch das lokale Überflutungsgeschehen bis in eine Höhe von etwa 185 cm über NN sowohl höhere Frequenzen als auch bis in eine Höhe von etwa 205 cm über NN deutlich höhere Dauern als in der Tümlauer Bucht (s. Abb. 16, 17). Trotz der deutlich höheren Lage der Vegetationstypen zum MThw in St. Peter-Ording (s. 5.2.1) weisen die Vegetationstypen der unteren Salzmarsch und der Pionierzone mit in der Tümlauer Bucht vergleichbare oder höhere Frequenzen und klar

erhöhte Überstauungszeiten auf. Das lokale Überflutungsgeschehen dürfte für die etwa 20 cm höhere Lage vergleichbarer Vegetationstypen zum MThw in St. Peter-Ording verantwortlich sein.

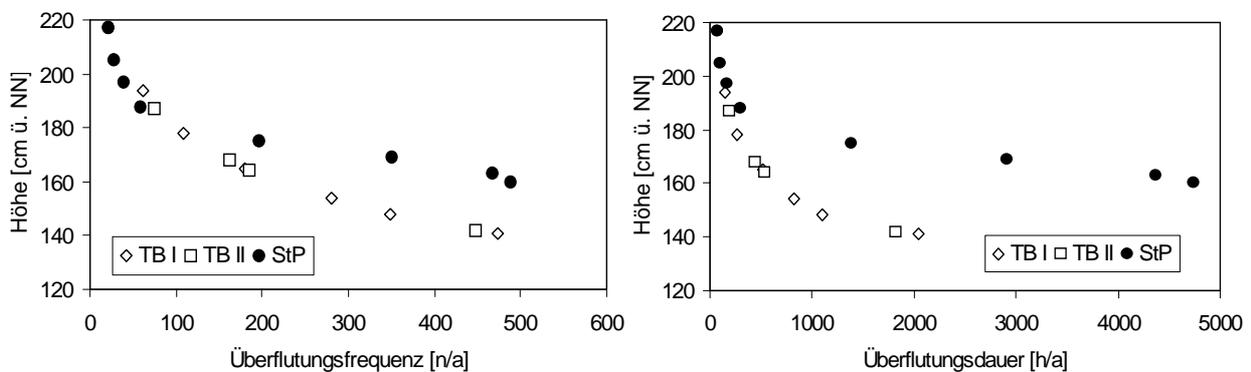


Abb. 17: Jährliche Überflutungsfrequenz [n/a] und -dauer [h/a] der Höhen über NN der Vegetationstypen an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I), Tümlauer Bucht II (TB II) und St. Peter-Ording (StP).

Insgesamt wird deutlich, dass trotz des engen Zusammenhanges zwischen der Höhenlage und den Überflutungsparametern die Einordnung zum MThw für die Zonierung jeweils nur eine untergeordnete Rolle im Vergleich zum lokalen Überflutungsgeschehen spielen dürfte, das durch vorgelagerte Flächen, Entfernungen zum Hauptpriel, Verzweigtheit des Prielsystems, lokale Entwässerungsmöglichkeiten und Windexposition beeinflusst wird.

Ob die Dauer oder Frequenz entscheidender für die Vegetationsverteilung ist, kann anhand der vorliegenden Ergebnisse nicht eindeutig beantwortet werden. Das Erfassen der lokalen Frequenz lässt aber aufgrund der lokalen Gegebenheiten nicht unbedingt Rückschlüsse auf die tatsächlichen Überflutungsperioden zu. Die lokalen Verhältnisse sind von entscheidender Bedeutung, eine Übertragbarkeit von Höhen oder Überflutungsdaten auf andere Marschen erscheint schwierig (Silvestri et al. 2005). Die Lage zum MThw und die Überflutungsfrequenz können nur Orientierungsgrößen für die Verteilung der Arten sein (Dierßen et al. 1991).

### 5.3 Luft- und Bodentemperaturen

Die Luft- und vor allem die Bodentemperaturen sind für viele Vorgänge im Boden von großer Bedeutung. Sie steuern den Beginn und die Entwicklung der Vegetation, den Abbau und die Umsetzung organischer Substanz und den Ablauf chemischer und physikalischer Prozesse im Boden (u. a. Hartge 1978, Kuntze et al. 1988, Döscher et al. 1997). Mit zunehmender Bodentemperatur steigen die mikrobielle Aktivität und Nährstoffmineralisation, die Wurzelatmung und die Beweglichkeit des Wassers (Scherfose 1987, Schlichting et al. 1995, Kiehl et al. 2001). Die Temperatur beeinflusst die Geschwindigkeit der Keimung der Halophyten, die jeweils unterschiedliche Temperaturbereiche bevorzugen, und wirkt sich somit auf die Artenzusammensetzung aus (Adam 1990, Ungar 1991).

Die Bodentemperatur wird selbst wiederum beeinflusst unter anderem von den Lufttemperaturen, der Wärmeleitfähigkeit des Vegetationsbestandes und des Bodens (Müller-Thomsen 1997, Blume et al. 2010).

Messungen der Bodentemperaturen unter verschiedenen Vegetationsbeständen in Salzmarschen wurden bisher meist diskontinuierlich durchgeführt (Aegerter 1993, Schmölcke 1998, Dahl 2000), stellen also Momentaufnahmen der Bodentemperatur dar. Kontinuierliche Erhebungen in Salzmarschen liegen nur vereinzelt vor (Müller-Thomsen 1997).

Verschiedene abiotische Standortparameter, wie Wassergehalte, Salzkonzentrationen und Redoxpotenziale, die Gegenstand der Untersuchungen der vorliegenden Arbeit sind, unterliegen dem Einfluss der Luft- und Bodentemperaturen.

Um einerseits die Auswirkungen unterschiedlicher Vegetationstypen auf die Bodentemperaturen selbst und andererseits den Einfluss der Luft- und Bodentemperaturen auf ausgewählte Standortfaktoren abschätzen zu können, wurden in der vorliegenden Arbeit neben den Lufttemperaturen in beiden Untersuchungsgebieten beispielhaft die Bodentemperaturen ausgewählter Vegetationstypen in der oberen und unteren Salzmarsch sowie Pionierzone in der Tümlauer Bucht kontinuierlich erfasst (s. 3.3.7). Da die stärksten Schwankungen der Bodentemperaturen in den oberen Zentimetern des Bodens zu erwarten sind (Blume et al. 2010), erfolgte die Messung der Temperaturen in 1 cm Bodentiefe.

### 5.3.1 Bodentemperaturen in der Tümlauer Bucht I

Während der Sommermonate 1997 zeigen die Bodentemperaturen in 0 bis 1 cm Bodentiefe unter allen Vegetationstypen einen typischen Tag- und Nachtverlauf mit deutlich geringeren Amplituden als die Lufttemperaturen (Abb. 18). Unter dem *Atriplicetum* sind unabhängig von der Höhe der Lufttemperatur die signifikant niedrigsten, unter dem Bestand des *Elymetum* bis auf wenige Ausnahmen die höchsten Temperaturen zu finden (Abb. 18 und 19, Tab. 7). Während die Bodentemperaturen des *Spartinetum* im Tagesverlauf nur wenig unterhalb des *Elymetum* liegen, steigen die Temperaturen unterhalb des *Atriplex-Triglochin*-Übergangstyps tagsüber in den Bereich der Temperaturen des *Elymetum* und sinken nachts in den Bereich der Bodentemperaturen unter dem *Atriplicetum* (Abb. 18).

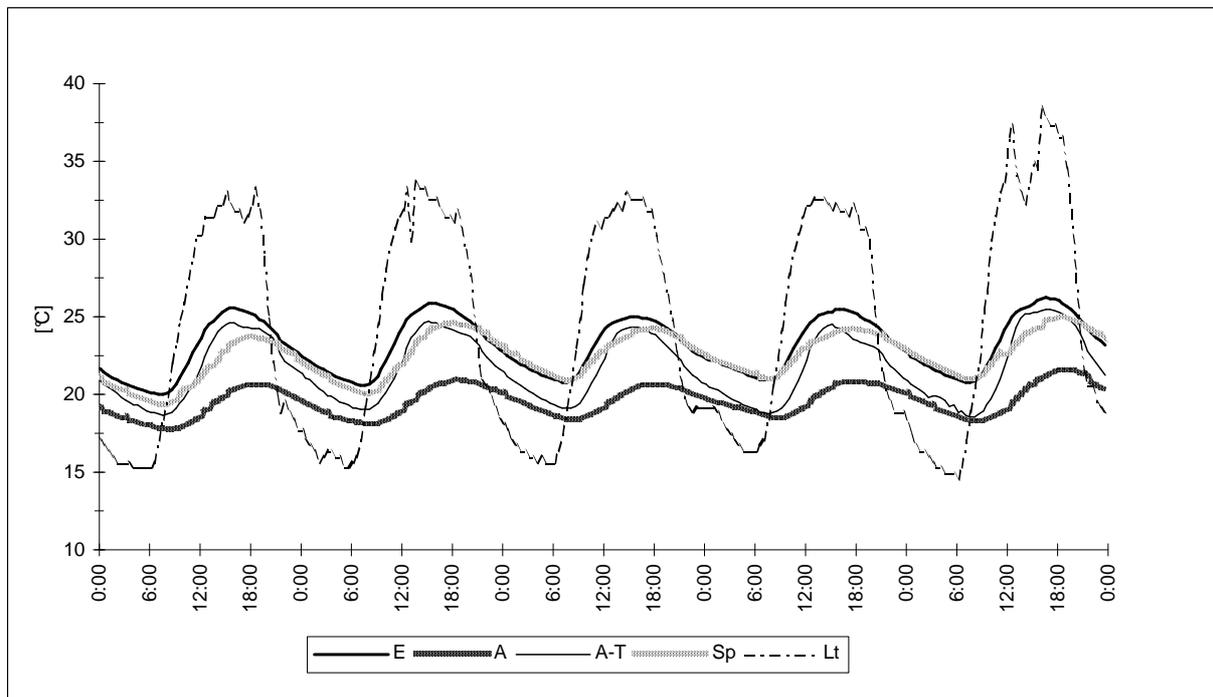


Abb. 18: Luft- (Lt) und Bodentemperaturen in 1 cm Bodentiefe unter dem *Elymetum* (E), *Atriplicetum* (A), *Atriplex-Triglochin*-Übergangstyp (A-T) und *Spartinetum* (Sp) in der Tümlauer Bucht in der Zeit vom 07.08.1997 bis zum 13.08.1997. In dieser Zeit fiel kein Niederschlag, potenzielle. Evapotranspirationsraten s. Anhang Abb. A4.

Tab. 7: Mediane der Bodentemperaturen in 1 cm Bodentiefe für die Vegetationstypen *Elymetum* (E), *Atriplicetum* (A), *Atriplex-Triglochin*-Übergangstyp (A-T) und *Spartinetum* (Sp) bezogen jeweils auf einen Tag sowie die Ergebnisse des U-Tests, für die einzelnen Tage getrennt zu lesen (gleicher Buchstabe bedeutet: kein signifikanter Unterschied), n=144.

|     | 07.08.1997 | 08.08.1997 | 09.08.1997 | 10.08.1997 | 11.08.1997 | 12.08.1997 | 13.08.1997 |
|-----|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| E   | 21,2 a     | 21,8 a     | 22,8 a     | 23,2 a     | 22,8 a     | 23,2 a     | 23,5 a     |
| A   | 18,1 b     | 18,4 b     | 19,0 b     | 19,5 b     | 19,8 b     | 19,7 b     | 19,8 b     |
| A-T | 20,5 ac    | 21,0 c     | 21,4 c     | 21,7 c     | 21,3 c     | 21,2 c     | 21,5 c     |
| Sp  | 20,6 c     | 20,4 c     | 21,2 c     | 22,1 d     | 22,8 a     | 23,0 d     | 22,8 d     |

Unter allen Vegetationstypen steigt das mittlere Niveau der Bodentemperaturen während einer längeren Wärme- und Trockenperiode im August 1997 an (s. Abb. 19, Anhang Abb. A3). Während unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* die Temperaturen auch nachts nicht unter 20°C fallen, erreichen sie unter dem *Atriplicetum* tagsüber nur selten über 20°C (Abb. 18 und 19). Insgesamt weist der *Atriplicetum*-Standort im Vergleich zu den anderen Standorten unabhängig von der Höhe und der Variabilität der Lufttemperaturen an jedem Tag die geringste Amplitude und Streuung auf (Abb. 18, Anhang Abb. A12).

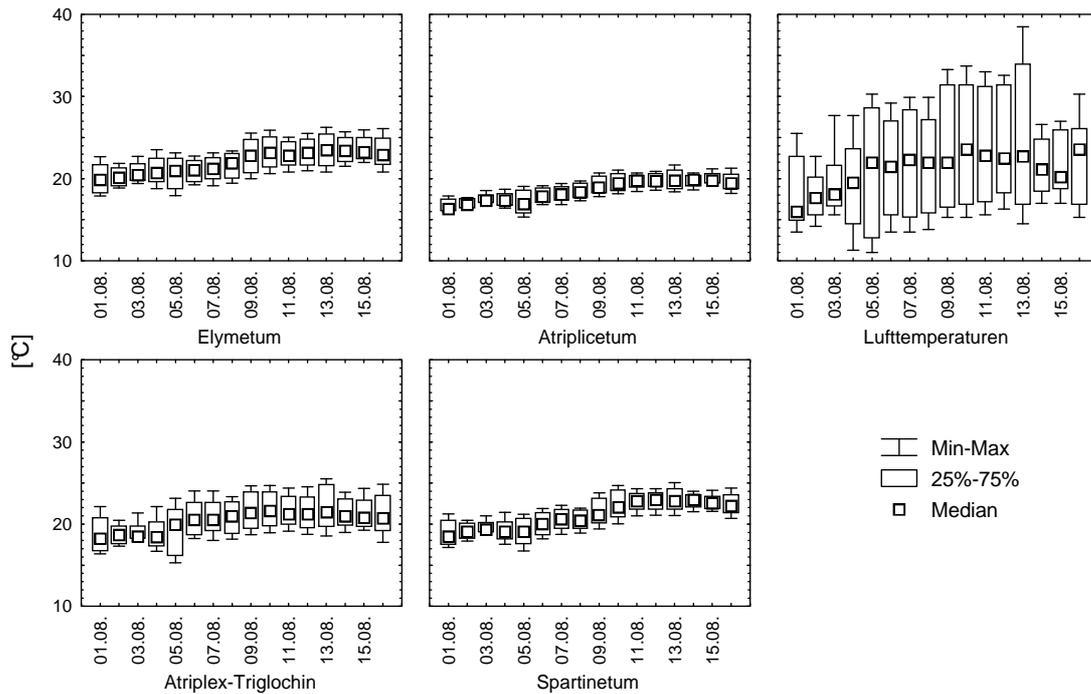


Abb. 19: Bodentemperaturen in 1 cm Bodentiefe in der Tümlauer Bucht unter dem *Elymetum*, *Atriplicetum*, *Atriplex-Triglochin*-Übergangstyp und *Spartinetum* sowie Lufttemperaturen in der Zeit vom 01.08.1997 bis zum 16.08.1997.

### 5.3.1.1 Bodentemperatur und Überflutungsgeschehen

In Tabelle 8 sind die Zusammenhänge für das Tidegeschehen und die Bodentemperaturen beispielhaft für Tage wiedergegeben, an denen die Sonden abhängig von ihrer Höhenlage teilweise überflutet wurden.

Tab. 8: Korrelation der Bodentemperaturen der verschiedenen Vegetationstypen mit der Überflutungshöhe (Höhe der HW), für jeden Tag und Vegetationstyp gilt n=144;  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit  $p < 0,001 = ***$ , n.s.: nicht signifikant. Angegeben sind die Vegetationstypen mit der Höhenlage der jeweiligen Temperatursonde in [cm ü. NN], E: *Elymetum*; A: *Atriplicetum*; A-T: *Atriplex-Triglochin*; Sp: *Spartinetum*; HW: Hochwasser; —: keine Daten vorhanden.

| Datum            | 25.07.97      | 27.07.97      | 18.08.97      | 21.08.97      | 22.08.97      | 23.08.97      | 06.09.97      | 07.09.97      | 08.09.97      |
|------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Höhe der HW [cm] | 135/180       | 132/185       | 143/163       | 135/163       | 150/196       | 155/171       | 161/197       | 181/174       | 183/205       |
| Uhrzeit der HW   | 5:50<br>18:10 | 8:10<br>20:40 | 1:30<br>14:00 | 4:10<br>16:20 | 4:50<br>17:10 | 5:30<br>18:00 | 4:40<br>17:10 | 5:30<br>17:40 | 6:10<br>18:10 |
| E (195)          | 0,31***       | n.s.          | 0,36***       | 0,45***       | 0,47***       | —             | —             | —             | —             |
| A (166)          | 0,71***       | 0,51***       | 0,61***       | 0,81***       | 0,26***       | 0,44***       | 0,39***       | n.s.          | 0,40***       |
| A-T (148)        | 0,37***       | n.s.          | 0,41***       | 0,52***       | 0,59***       | n.s.          | 0,26***       | n.s.          | 0,31***       |
| Sp (139)         | 0,57***       | 0,47***       | 0,42***       | 0,68***       | 0,46***       | 0,29***       | 0,44***       | 0,17***       | —             |

Es treten zum Teil signifikante Zusammenhänge auf, die aber häufig mit einem sehr kleinen Korrelationskoeffizienten verbunden sind. Etwas höhere  $r_s$  liegen teilweise an Tagen vor, an denen die Vegetationstypen zum Zeitpunkt hoher Tagestemperaturen überflutet wurden,

teilweise unter Vegetationstypen, die an dem Tag gar nicht überflutet wurden (18.08. und 21.08.97 unter dem *Atriplicetum*). Werden die Sonden zweimal am Tag überflutet, wie Anfang September, sind trotz hoher n-Anzahl nur kleine Koeffizienten vorhanden.

### 5.3.2 Diskussion

#### Vergleich der Vegetationstypen

Die Ergebnisse lassen darauf schließen, dass unterschiedliche Vegetationsbestände einen erheblichen Einfluss auf die Bodentemperaturen haben und zu differierenden Bodentemperaturen unter den verschiedenen Vegetationstypen führen.

Unter dem *Atriplicetum* sind unabhängig von der Jahreszeit und den Lufttemperaturen die jeweils niedrigsten Bodentemperaturen im Vergleich zu den anderen Vegetationsbeständen zu finden (vgl. Aegerter 1993, Schmolcke 1998). Die ebenfalls unter dem *Atriplicetum* sehr geringe Lichtintensität (s. 5.1.5.2) lässt vermuten, dass der Boden unter diesem Vegetationstyp deutlich stärker als an den anderen Standorten abgeschattet wird und der größte Teil der Strahlung bereits in den Pflanzen absorbiert wird (Walter 1986) und sich der Boden besonders in den Sommermonaten nicht so stark erwärmen kann wie unter den anderen Beständen. Während der Vegetationsperiode führt dies gleichzeitig auch zu einer verminderten Abstrahlungsintensität, sodass unter dem *Atriplicetum* die geringsten Tagesamplituden zu beobachten sind. An strahlungsintensiven Tagen weisen die Maxima der Bodentemperaturen der anderen Vegetationsbestände die größten Unterschiede zu denen des *Atriplicetum* auf, da an diesem Standort der Boden wahrscheinlich stärker vor direkter als vor diffuser Einstrahlung abgeschattet wird.

Unter dem *Atriplex-Triglochin*-Übergangstyp sind die größten Tagesamplituden der Bodentemperaturen zu finden, da die im Vergleich zu den anderen Beständen geringe Vegetationshöhe (s. 5.1.5.1) wahrscheinlich weder einer intensiven Einstrahlung- noch Abstrahlungsintensität in dem Maße wie bei den anderen Standorten entgegen wirken kann. Obwohl aufgrund des höheren Wassergehaltes unter dem *Spartinetum* (s. 5.5.2) eine bessere Wärmeleitfähigkeit (Hartge und Horn 1991) zu erwarten wäre, die zu höheren Temperaturen führen könnte, und gleichzeitig unter dem *Spartinetum* deutlich höhere Lichtintensitäten als unter dem *Elymetum* auftreten (s. 5.1.5.2), liegen die Bodentemperaturen in der oberen Salzmarsch und Pionierzone relativ eng beieinander. Sie weisen die höchsten Temperaturen im Tages- und Nachtverlauf auf mit Ausnahme einiger Maxima unter dem Übergangstyp. Dies könnte auf die relativ niedrigen Bodenfeuchten in den Sommermonaten in der Pionierzone zurückzuführen sein (s. 5.5.3.1), die besonders im oberen Zentimeter des Bodens noch geringer sein dürfte. Gleichzeitig könnte im Juli und August die überwiegende Anzahl der Halme im *Elymus*-Dominanzbestand noch aufrecht stehend und nicht wie zum Zeitpunkt der Lichtmessungen niederliegend gewesen sein, sodass in der oberen Salzmarsch der Lichteinfall vergleichbar mit dem in der Pionierzone gewesen sein könnte (s. 5.1.5.2).

*Elymus athericus* bevorzugt als nitrophytische Art Standorte mit hoher Stickstoffmineralisation (Dierßen et al. 1994 A, Hennings 1995, Dahl 2000, Bockelmann 2002). Da steigende Temperaturen zu einer erhöhten mikrobiellen Aktivität und damit verbunden zu einer höheren Nährstoffmineralisation führen (u. a. Scherfose 1987, Kiehl et al. 2001, Blume et al. 2010), fördern die deutlich über 20°C liegenden Bodentemperaturen unter dem *Elymetum* die Stickstoffmineralisation und begünstigen das Wachstum dieser Art. Bedingt durch die zum Teil über 20°C hohen Nachttemperaturen kann wahrscheinlich auch nachts noch von einer hohen mikrobiellen Aktivität ausgegangen werden (Schlegel 1985, Schlichting et al. 1995). Ob im Jahresverlauf die Bodentemperaturen unter dem *Elymetum* deutlich über denen des *Atriplicetum*-Standortes liegen werden, ist fraglich, da in einer anderen Untersuchung (Dahl 2000) unter dem *Elymetum* vom März bis Juni die niedrigsten Bodentemperaturen im Vergleich zu anderen Vegetationsbeständen zu finden waren. Dies wird auf eine dichte Streuschicht zurückgeführt, die zur Isolierung des Bodens führt (Gisi & Oertli 1981 in Dahl 2000). Der Standort in der Tümlauer Bucht weist mit nur 30 % eine deutlich geringere Streuschicht auf (s. Anhang Tab. A1), sodass vermutlich unter dem *Elymetum* auch im weiteren Jahresverlauf höhere Temperaturen als unter dem *Atriplicetum* vorliegen werden.

#### Bodentemperaturen und Überflutung

Die Wärmeleitfähigkeit von Böden nimmt mit ihrem Wassergehalt zu (Hartge und Horn 1991), sodass eine tideabhängige Veränderung der Bodentemperatur mit Änderung des Wassergehaltes zu erwarten wäre. Zwar treten signifikante Korrelationen auf, diese sind jedoch vermutlich auf den hohen Stichprobenumfang zurückzuführen (in der vorliegenden Arbeit  $n=144$ ), da bei großen Stichprobenumfängen ( $n>50$ ) fast jede Korrelation signifikant wird (Kiehl 2000). Fehlende Signifikanzen oder sehr kleine Koeffizienten trotz zweimaliger Überflutung an einem Tag weisen ebenfalls auf einen fehlenden engen Zusammenhang der beiden abiotischen Parameter hin. Höhere  $r_s$  sind vermutlich nur darauf zurückzuführen, dass die Hochwasser zum Zeitpunkt hoher Tagestemperaturen auftreten.

Neben einer Veränderung des Bodenwassergehaltes bei einer Überflutung müsste eine Temperaturdifferenz zwischen dem Meerwasser und dem vorhandenen Bodenwasser vorliegen, um Auswirkungen auf die Bodentemperatur zu haben. Dies ist nur selten der Fall. Gleichzeitig führen kurzzeitige Überflutungen, wie sie in der Regel in der Tümlauer Bucht auftreten (s. 5.2.2), nicht zur Erhöhung der Bodenwassergehalte (Aegerter 1993, Giani et al. 1993), sodass kein enger Zusammenhang zwischen der Tide und den Bodentemperaturen beobachtet werden kann (Müller-Thomsen 1997).

## 5.4 Böden der Salzmarschen

Salzmarschen unterliegen dem Gezeiteneinfluss, der zu extremen Standortbedingungen führt. Eine hohe räumliche Variabilität der verschiedenen Bodenparameter ist die Folge (Vestergaard 1982). Kleinräumige edaphische Unterschiede wirken sich auf die Vegetationszonierung in Salzmarschen aus (Dierßen 1993, Kiehl 1997) und spielen eine entscheidendere Rolle für die Verteilung der Arten als klimatische (Ji et al. 2009). Die Böden der Salzmarschen werden durch die Ablagerung carbonat- und sulfidhaltiger Sedimente der Wattenküste unter strömungsarmen Bedingungen gebildet (Dijkema 1987). Ihre Bodentextur kann aufgrund der Zusammensetzung der vorgelagerten Wattflächen, die als Sedimentquellen dienen, und den lokalen Strömungsbedingungen, dem Alter und der Lage zum MThw von Standort zu Standort variieren (Brümmer 1968, Chapman 1974, Adam 1990). Unterschiedliche physikalisch-chemische Eigenschaften sind die Folge, da sich zum Beispiel die Korngröße, Lagerungsdichte und der Durchlüftungsgrad auf die Durchwurzelbarkeit sowie auf den Wasser-, Luft-, Wärme-, Nährstoff- und Salzhaushalt des Bodens auswirken (u. a. Blume et al. 2010, Wang et al. 2007). Bedingt durch die unterschiedliche physiologische Anpassung der Arten beeinflussen diese Parameter die Zonierung der Salzmarschen (Adam 1990).

Die Salzmarschen weisen als semiterrestrische Böden redoximorphe Merkmale auf, die sich unter dem Einfluss des Grund- und Überflutungswassers entwickelt haben (Blume et al. 2010). Die durchlüfteten Horizonte sind Fe-geprägt (Brümmer 1968) und zeigen durch Eisenoxide hervorgerufene, rostrot gefärbte Konkretionen und Rostflecken, während der Reduktionshorizont durch Eisensulfid tiefschwarz oder durch Pyrit grau gefärbt und somit S-geprägt ist (Brümmer 1968). Die Mächtigkeiten der einzelnen Horizonte sind je nach Körnung, Drainagebedingungen und Höhe der Flächen unterschiedlich ausgeprägt (Reynders 1983).

In den oberen Bodenschichten kann es aufgrund der tidebedingten Grundwasserstandsschwankungen zu einem häufigen Wechsel von reduzierenden und oxidierenden Bedingungen kommen. Im Reduktionshorizont liegen dagegen fast durchgängig reduzierende Bedingungen vor; seine Lage gilt als Maß für den mittleren Grundwasser-Tiefstand (Schlichting et al. 1995), unter dem der mittlere Grundwasserstand mit dem zugehörigen geschlossenen Kapillarsaum verstanden wird (Ad-hoc-AG Boden 2005).

Böden mit einem hohen Sandanteil, besitzen einen hohen Anteil an Grobporen, der eine gute Durchlüftung bewirkt, während Böden mit einem hohen Tonanteil wenig Grobporen und somit eine mäßige bis schlechte Durchlüftung aufweisen (Blume et al. 2010). Neben der Bodenart liefert die Lage und Mächtigkeit einzelner Horizonte Anhaltspunkte für wechselfeuchte und nasse Bereiche des Bodens und erlaubt Rückschlüsse auf die Luftverhältnisse und somit auf die Wachstumsbedingungen der Arten. Deshalb werden in der vorliegenden Arbeit zu verschiedenen Jahreszeiten Bodenprofilansprachen unter jedem Vegetationstyp jeder Untersuchungsfläche durchgeführt.

#### 5.4.1 Lage der Horizonte

Die Böden der drei Untersuchungsflächen sind der Salzmarsch (Horn & Zhang 1995), Rohmarsch (Ad-hoc-AG Boden 2005) oder Salz-Rohmarsch (Blume et al. 2010) mit der typischen Horizontabfolge  $A_h$ - $G_o$ - $G_r$  zuzuordnen (s. Abb. 20 bis 23). Im Folgenden wird der Begriff Salzmarsch verwendet. Die Mächtigkeit und das Vorhandensein einzelner Horizonte und Übergangshorizonte variiert von Standort zu Standort und zum Teil von Termin zu Termin (s. LANU 2006, s. Abb. 20). Jede Untersuchungsfläche umfasst Profile, die je nach Ausprägung der Horizonte und vorhandener Vegetation den Subtypen der niedrigen, mittelhohen oder hohen Salzmarsch zuzuordnen sind (Giani 1993, s. Abb. 20).

Zur Beschreibung der Horizontabfolge der Profile der Abbildung 20 werden die  $A_h$ -,  $G_oA_h$ - und  $G_o$ -Horizonte unter dem Begriff Oxidationshorizonte zusammengefasst, da eine Betrachtung der einzelnen Horizonte bedingt durch die auftretende Variabilität nur vereinzelt sinnvoll erscheint.

##### Tümlauer Bucht I – TB I

Unter dem *Elymetum* und *Elymus-Atriplex*-Übergangstyp weisen die Oxidationshorizonte Mächtigkeiten bis zu 70 cm auf. Mit sinkender Höhenlage der Vegetationstypen nehmen die aeroben Bereiche ab, sodass der Reduktionshorizont unter dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp und *Spartinetum* an jedem Termin bereits an oder wenige Zentimeter unter der Oberfläche beginnt (s. Abb. 20).

In der oberen und unteren Salzmarsch befindet sich mit Ausnahme des *Atriplex-Triglochin*-Übergangstyps (13.08.1997) der  $G_r$ -Horizont mit 20 bis 30 cm deutlich unter der MThw-Linie, während er in der Pionierzone sowie im Übergangsbereich zur Pionierzone dicht an der MThw-Linie liegt.

##### Tümlauer Bucht II – TB II

Unter dem *Elymetum* variieren die Mächtigkeiten der Oxidationshorizonte zwischen 64 und 100 cm, unter dem *Spartinetum* beginnt der  $G_r$ -Horizont dagegen mit Ausnahme des Dezembers bereits an der Oberfläche (s. Abb. 20).

Nur in der Pionierzone lässt die MThw-Linie zu jeder Jahreszeit auf den Beginn des  $G_r$ -Horizontes schließen, unter den anderen Vegetationstypen fängt der Reduktionshorizont bis auf wenige Ausnahmen deutlich, maximal 60 cm, unterhalb der MThw-Linie an.

##### St. Peter-Ording - StP

Im Gegensatz zur Tümlauer Bucht ist in der oberen Salzmarsch in St. Peter-Ording der  $A_h$ -Horizont mit wenigen Ausnahmen mit 20 bis maximal 34 cm deutlich ausgeprägt. Im hochgelegenen Bereich der Fläche sind die Oxidationshorizonte 60 bis 92 cm mächtig, mit abnehmender Höhenlage der Vegetationstypen verringern sich die Mächtigkeiten der

durchlüfteten Bereiche. In der Pionierzone tritt der Reduktionshorizont im Frühjahr bereits an der Oberfläche, in den anderen Monaten 15 bis 24 cm unter der Erdoberfläche auf (Abb. 20). Mit Ausnahme des Profils unter dem *Festucetum* im Frühjahr beginnt abweichend zur Tümlauer Bucht der  $G_r$ -Horizont unabhängig von den Vegetationstypen an oder wenige Zentimeter unter oder über der MThw-Linie.

### Korrelationen der Horizonte

An den Untersuchungsflächen korreliert die Höhe positiv mit der Mächtigkeit des  $G_o$ -Horizontes und negativ mit der Tiefe des  $G_r$  (s. Tab. 9). Mit zunehmender Höhenlage der Vegetationstypen erhöht sich die Mächtigkeit des Oxidationshorizontes ( $G_o$ ) und der Reduktionshorizont ( $G_r$ ) steht tiefer unter Flur an. Für die Überflutungsparameter ergibt sich dagegen mit der Mächtigkeit des  $G_o$ -Horizontes ein negativer und mit der Tiefe des  $G_r$  ein positiver Zusammenhang, sodass sich mit zunehmender Überflutungsfrequenz und -dauer die Mächtigkeit des Oxidationshorizontes verringert, während der Reduktionshorizont näher unter Flur ansteht. An der Untersuchungsfläche TB II zeigt sich kein signifikanter Zusammenhang der Horizonte mit den jährlichen Überflutungsparametern.

Tab. 9: Korrelationen zwischen den Mittelwerten der Höhe über NN, der jährlichen Überflutungsfrequenz (Überflutungsfrequenz/a) bzw. -dauer (Überflutungsdauer/a) und der Mächtigkeit des  $G_o$ -Horizontes ( $G_o$ ) sowie der Tiefe des  $G_r$ -Horizontes unter Flur ( $G_r$ ) an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I), Tümlauer Bucht II (TB II) und St. Peter-Ording (StP).  $r$ : Pearson's Korrelationskoeffizient;  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit  $p < 0,001 = ***$ ,  $p < 0,01 = **$ ,  $p < 0,05 = *$ , n.s.: nicht signifikant.

| Standort | n |     | NN vs. $G_o$ | NN vs. $G_r$ |       | Überflutungs-<br>frequenz/a vs. $G_o$ | Überflutungs-<br>frequenz/a vs. $G_r$ | Überflutungs-<br>dauer/a vs. $G_o$ | Überflutungs-<br>dauer/a vs. $G_r$ |
|----------|---|-----|--------------|--------------|-------|---------------------------------------|---------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| TB I     | 6 | $r$ | 0,89*        | -0,97***     | $r$   | -0,91***                              | 0,97***                               | -0,84*                             | 0,89*                              |
| TB II    | 4 | $r$ | 0,96*        | -0,99***     | $r$   | n.s.                                  | n.s.                                  | n.s.                               | n.s.                               |
| StP      | 9 | $r$ | 0,87**       | -0,97***     | $r_s$ | -0,90**                               | 0,98***                               | -0,90**                            | 0,98***                            |

Werden die Überflutungsfrequenzen der dem Termin vorausgegangenen 10, 7, 5, 3 Tage sowie des vorausgegangenen Tages betrachtet, ergeben sich ähnliche Zusammenhänge der Horizonte wie für die jährliche Frequenz (s. Tab. 10). Die Korrelationskoeffizienten werden jedoch niedriger und es zeigt sich kein signifikanter Zusammenhang mehr mit den Frequenzen der vorausgegangenen 3 Tage und des vorausgegangenen Tages. Für die Flächen der Tümlauer Bucht ergeben sich engere Korrelationen als für die Unterfläche in St. Peter-Ording.

Tab. 10: Korrelationen zwischen der Überflutungsfrequenz (F) der 10, 7, 5, 3 Tage sowie 1 Tag vor der Probenahme und der Mächtigkeit des  $G_o$ -Horizontes ( $G_o$ ) sowie der Tiefe des  $G_r$ -Horizontes unter Flur ( $G_r$ ) an den Untersuchungsflächen TB I, TB II und StP.  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit  $p < 0,001 = ***$ ,  $p < 0,01 = **$ ,  $p < 0,05 = *$ , n.s.: nicht signifikant.

| Standort | n  |       | F 10 vs.<br>$G_o$ | F 10 vs.<br>$G_r$ | F 7 vs.<br>$G_o$ | F 7 vs.<br>$G_r$ | F 5 vs.<br>$G_o$ | F 5 vs.<br>$G_r$ | F 3 vs.<br>$G_o$ | F 3 vs.<br>$G_r$ | F 1 vs.<br>$G_o$ | F 1 vs.<br>$G_r$ |
|----------|----|-------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| TB I     | 18 | $r_s$ | -0,71***          | 0,82***           | -0,68**          | 0,77***          | -0,70**          | 0,80***          | -0,52*           | 0,58*            | -0,52*           | 0,58*            |
| TB II    | 12 | $r_s$ | -0,76**           | 0,76**            | -0,67*           | 0,67             | -0,62*           | 0,63*            | -0,62*           | n.s.             | n.s.             | n.s.             |
| StP      | 27 | $r_s$ | -0,41*            | 0,50**            | -0,42*           | 0,38*            | -0,44*           | 0,49**           | -0,40*           | n.s.             | n.s.             | n.s.             |

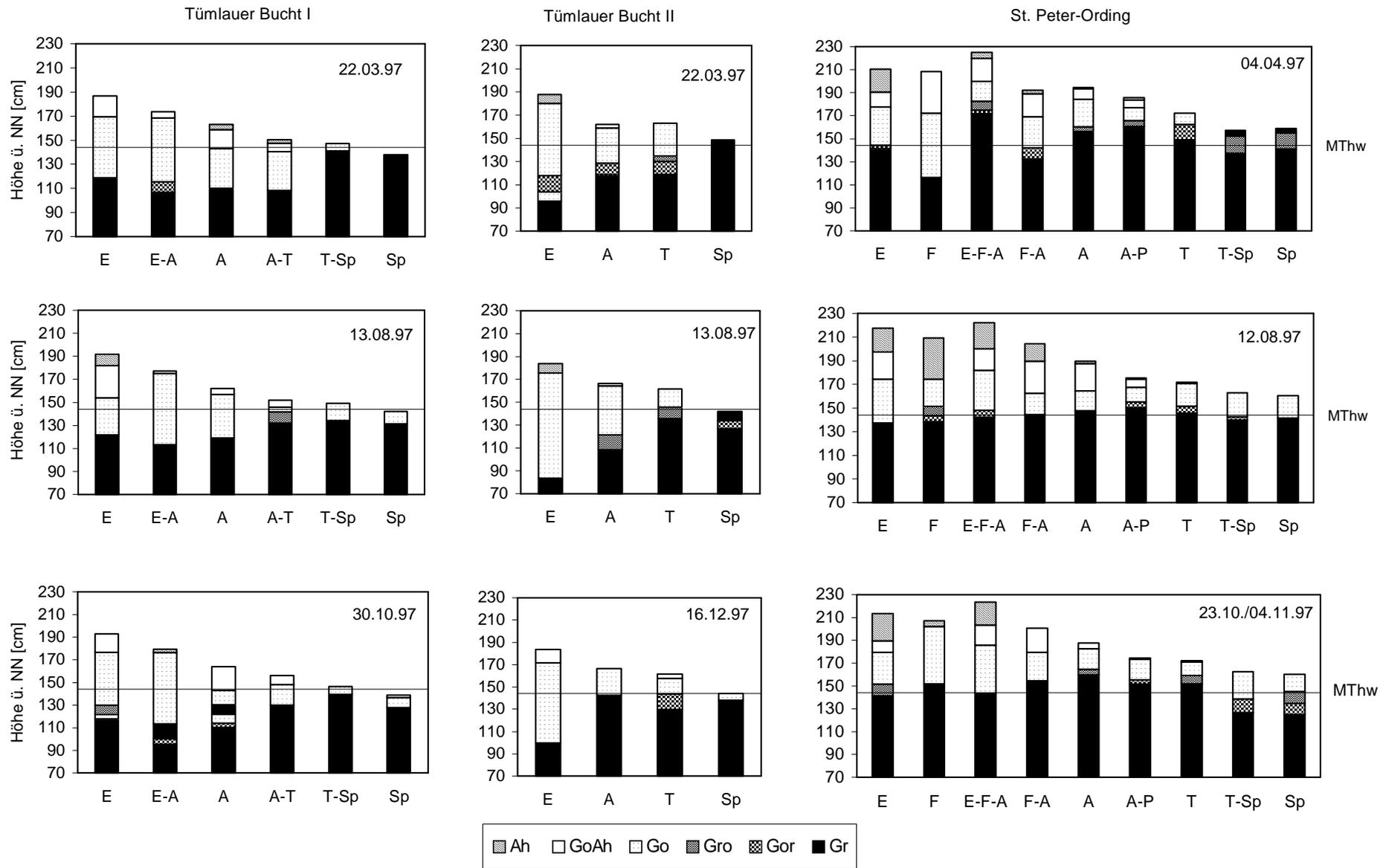


Abb. 20: Horizontabfolge der Bodenprofile unter den verschiedenen Vegetationstypen der Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I, Tümlauer Bucht II und St. Peter-Ording an verschiedenen Terminen. Die Abkürzungen für die verschiedenen Vegetationstypen sind Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen.

#### 5.4.2 Bodenprofile und Lagerungsdichte

##### Tümlauer Bucht I - TB I

Die Profile sind durch einen hohen Anteil feinkörniger Sedimente gekennzeichnet; als Hauptbodenart tritt überwiegend toniger Lehm auf (s. Abb. 21). Etwas höhere Schluffanteile sind in den oberen Horizonten der höhergelegenen Profile und in den unteren des *Triglochin-Spartina*-Profils zu finden. Dies spiegelt sich auch in den Werten der Lagerungsdichte wider (s. Anhang Tab. A5). Während an den beiden tiefstgelegenen Standorten mit Werten zwischen 0,38 bis 0,58 [g/cm<sup>3</sup>] nur sehr geringe Lagerungsdichten in den oberen 30 cm auftreten, sind sie vom *Elymetum* bis zum Übergangstyp *Atriplex-Triglochin* der Stufe gering (mittel: 1x) zuzuordnen. Unter dem *Atriplicetum* sind in den oberen 20 cm mit dem kleinräumigen Wechsel zwischen Lehm- und Schluffbändern Sturmflutschichtungen zu erkennen.

Der Karbonatgehalt erhöht sich bei allen Profilen mit zunehmender Bodentiefe von sehr carbonatarm auf carbonathaltig. Die oberen Horizonte sind bis in etwa 20 bis 30 cm Bodentiefe mittel bis sehr stark durchwurzelt. Die Wurzeln enden 40 bis 55 cm unter Flur, zum Teil innerhalb des G<sub>r</sub>-Horizontes.

##### Tümlauer Bucht II - TB II

Als Hauptbodenart tritt hier ebenfalls überwiegend toniger Lehm auf, jedoch erhöhen sich mit zunehmender Bodentiefe die Schluffanteile mit Ausnahme des *Spartina*-Standorts (s. Abb. 22). Sehr geringe bis geringe Lagerungsdichten in den oberen 30 cm des Bodens verdeutlichen den hohen Anteil feinkörniger Sedimente (s. Anhang Tab. A5).

Die Böden sind carbonatarm und weisen unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* eine schwache und unter dem *Atriplicetum* und *Triglochin*-Dominanzbestand eine starke oder sehr starke Durchwurzlung auf. Ab 34 cm bzw. etwa 50 cm Bodentiefe sind keine Wurzeln mehr vorhanden.

Elymus - 192 cm ü.N.N.

|    |      |    |      |                 |    |    |     |
|----|------|----|------|-----------------|----|----|-----|
| 0  | GoAh |    | 15 % | olivbraun       | W5 | c1 | *   |
| 16 | Go   | U  | 30 % | dunkelgrau      | W1 |    | **  |
| 55 |      |    |      |                 |    | c2 |     |
| 63 | Gro  |    | 50 % | dunkelolivgrau  |    |    |     |
| 71 | Go   | Lt | 8 %  | sehr dunkelgrau | W0 |    |     |
| 75 | Gr   |    | 80 % | olivgrau        |    |    | *** |
|    |      |    | 0 %  | schwarz         |    | c3 |     |

\*Oxidationsflecken v.a. an Wurzeln  
 \*\*Flecken: leuchtendes Braun  
 \*\*\*Flecken dunkelbraun, stark verhärtet

Elymus-Atriplex - 177 cm ü. N.N.

|    |     |    |      |            |    |    |           |
|----|-----|----|------|------------|----|----|-----------|
| 0  | GoA |    |      |            |    |    | *         |
| 3  |     |    |      |            |    |    |           |
| 19 | Go  | Lu | 15 % | olivgrau   | W2 | c2 | **<br>*** |
| 39 | Go  | Tu | 30 % | dunkelgrau | W1 |    |           |
| 53 | Gr  | Lt | 25 % | dunkelgrau | W0 |    |           |
|    |     |    | 0 %  | schwarz    |    | c4 |           |

\*0-3 cm: Lu, 0% RF, dunkel oliv grau, w4  
 \*\*Bänder, 5-6 cm, 7-8 cm wie 0-3 cm  
 \*\*\*rötliche Wurzeln

Atriplex - 164 cm ü. N.N.

|    |      |         |      |                 |    |    |    |
|----|------|---------|------|-----------------|----|----|----|
| 0  | GoAh | Lt / Uu | 25 % | gebändert*      | W3 | c1 | *  |
| 21 | Go   | Lu      | 40 % |                 | W2 | c2 |    |
| 34 | Gr   |         | 10 % | dunkelgrau      |    | c3 | ** |
| 42 | Go   |         | <5 % |                 |    |    |    |
| 50 | Gor  | Lt      | 50 % | dunkel olivgrau | W1 | c1 |    |
| 54 | Gr   |         | 1 %  | dunkelgrau      |    |    |    |
|    |      |         | 0 %  | schwarz         | W0 | c3 |    |

\*Bänder Lt: oliv grau 0-3;6-7;10-12;17-19 cm,  
 Bänder uU: grau, 3-6;7-10;12-17;19-21 cm  
 \*Oxidationsflecken: dunkel braun, v.a. an Wurzel  
 \*\*z.T. rote Wurzeln, Rostflecken an Wurzeln

Atriplex-Triglochin - 156 cm ü. N.N.

|    |      |      |      |                 |    |    |       |
|----|------|------|------|-----------------|----|----|-------|
| 0  | GoAh | Lt   | 20 % | olivgrau        | W5 |    | *     |
| 8  | Go   | Lt   | 30 % | dunkelgrau      | W4 | c1 | ***   |
| 26 |      | Us** | 10 % |                 |    |    |       |
| 37 |      | Lu   |      | sehr dunkelgrau | W3 |    | ****  |
| 58 | Gr   | Ut   | 0 %  | dunkelgrau      |    | c3 | ***** |
|    |      | Lt   |      | schwarz         | W0 | c2 |       |

\*Flecken und Wurzeln dunkelbraun  
 \*\* ca. 3 Bänder Us je 1cm dick  
 \*\*\* RF häufig an Wurzeln, RF dunkelbraun  
 \*\*\*\*< 5 % schwarze Flecken  
 \*\*\*\*\*5 % schwarze Flecken

Triglochin-Spartina - 146 cm ü. N.N.

|    |    |    |      |                |    |    |   |
|----|----|----|------|----------------|----|----|---|
| 0  | Go |    | 20 % |                | W4 | c2 | * |
| 7  |    | Lt |      | dunkelolivgrau | W3 |    |   |
| 27 | Gr |    | 0 %  |                | W2 | c1 |   |
| 40 |    | Lu |      | schwarz        | W0 | c3 |   |

\*Flecken dunkelbraun

Spartina - 138 cm ü. N.N.

|    |    |     |      |            |               |    |    |
|----|----|-----|------|------------|---------------|----|----|
| 0  | Go |     | 50 % | olivgrau   | W4            |    | ** |
| 11 |    | Lt  |      |            |               |    |    |
| 41 | Gr | Lts | 0 %  | dunkelgrau | W4<br>↓<br>W2 | c1 |    |
|    |    |     |      | schwarz    | W0            | c3 |    |

0-2 cm: GoAh; 0 % ; dunkel olivgrau  
 \*\*Flecken: dunkelbraun

Abb. 21: Bodenprofile der Vegetationstypen der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I vom 30.10.1997 (Elymus-Atriplex: 14.09.97). Nähere Erläuterungen sind der Abb. 22 zu entnehmen.

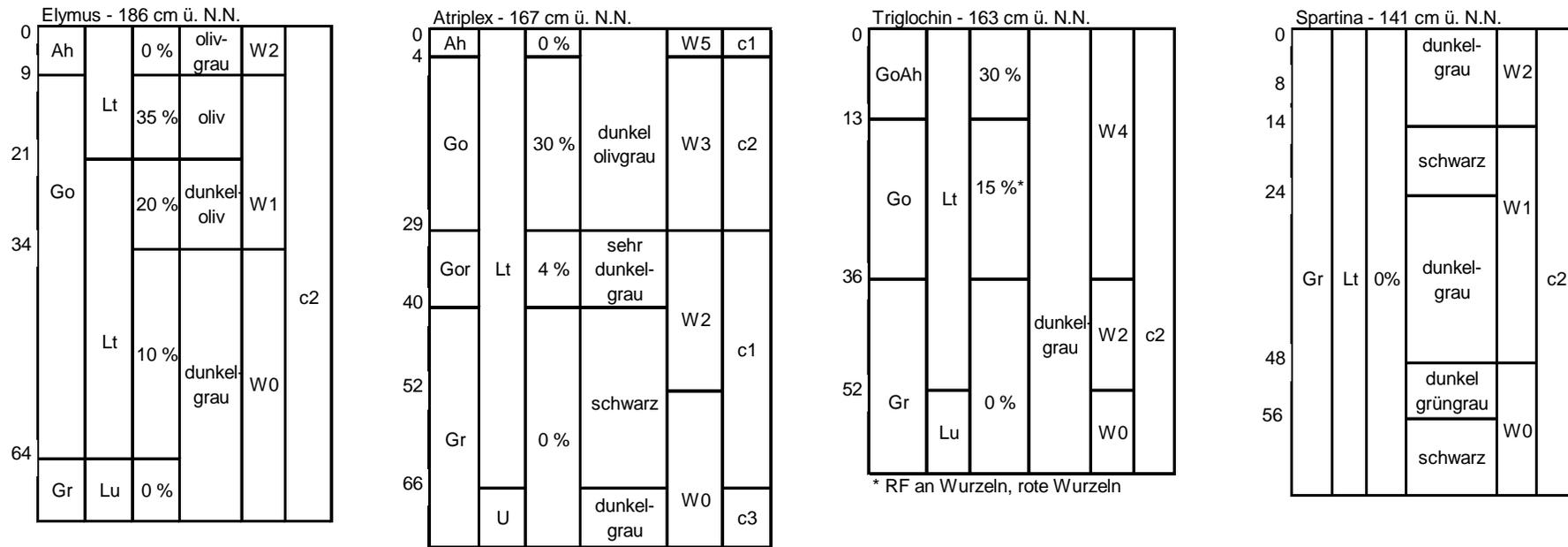


Abb. 22: Bodenprofile der Vegetationstypen der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht II vom 14.09.98 (*Atriplex*: 27.10.98).

Legende (gilt auch für Abb. 21 und 23): [%]-Angaben beziehen sich auf Rostflecken (RF). Durchwurzelungsintensität: W1: sehr schwach, W2: schwach, W3: mittel.,

W4: stark durchwurzelt, W5: sehr stark, W6: extrem stark bis Wurzelfilz; c1: sehr carbonatarm (<0,5 % Carbonat), c2: carbonatarm (0,5 – 2 %), c3: carbonathaltig (2-10 %)

## St. Peter-Ording

In St. Peter-Ording sind die Böden durch einen höheren Sand- und Schluffanteil als in der Tümlauer Bucht gekennzeichnet (s. Abb. 23), was sich auch in den höheren Lagerungsdichten widerspiegelt, die überwiegend der mittleren oder teilweise der hohen Stufe zuzuordnen sind (s. Anhang Tab. A5). Als Hauptbodenart treten schluffiger Sand oder sandiger Schluff auf; vereinzelt sind Lehm- oder Tonbänder anzutreffen. Ab dem *Atriplex-Puccinellia*-Standort sind diese Bänder mit sinkender Höhenlage nicht mehr auf Bereiche unterhalb von 30 cm unter Flur beschränkt, sondern der Ton- und Schluffanteil nimmt bereits in den oberen Horizonten zu und der Sandanteil ab. Sowohl unter dem *Spartinetum* als auch unter dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp steht in den oberen 25 cm Lehm an. Dies verdeutlichen auch die Lagerungsdichten in 0 bis 10 cm, die mit Werten von 0,55 und 0,68 [g/cm<sup>3</sup>] der sehr geringen Stufe zuzuordnen sind (s. Anhang Tab A5).

Die Böden der Untersuchungsfläche sind insgesamt als sehr carbonatarm einzustufen. Die oberen 25 bis 30 cm des Bodens sind mit Ausnahme vom *Elymus-Atriplex-Festuca*-Übergangstyp jeweils stark bis extrem stark durchwurzelt. In der unteren Salzwiese sind ebenso wie beim *Festucetum* mit Beginn des G<sub>r</sub>-Horizontes keine Wurzeln mehr zu finden, an den anderen Standorten der Salzmarsch erstrecken sie sich unabhängig vom Horizont zum Teil bis in eine Tiefe von 77 cm.

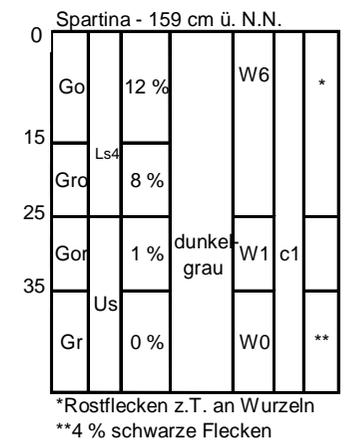
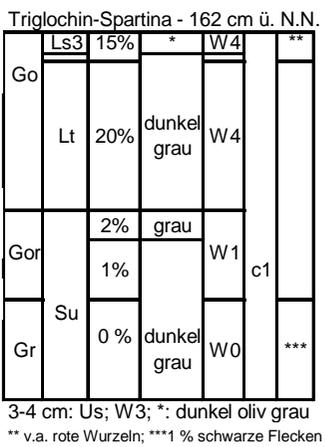
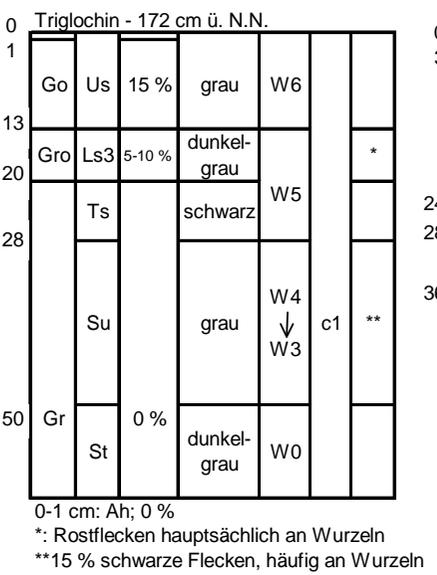
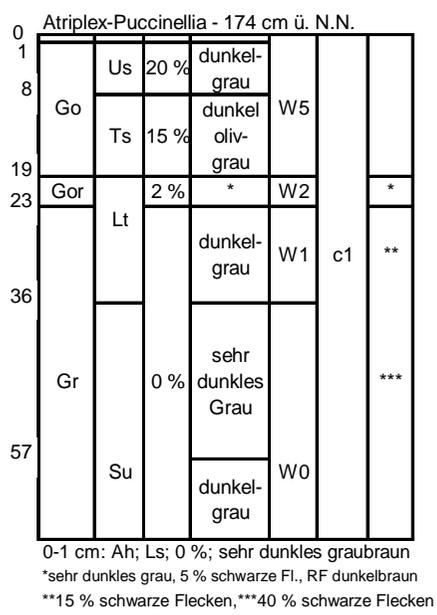
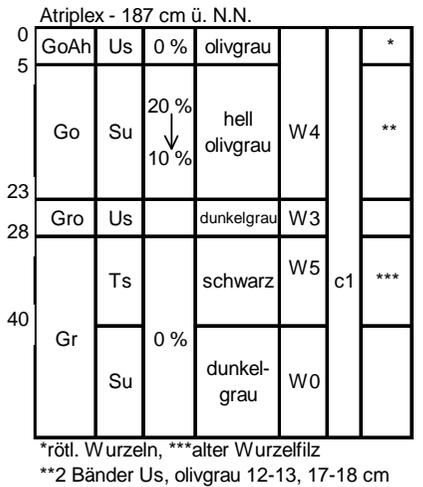
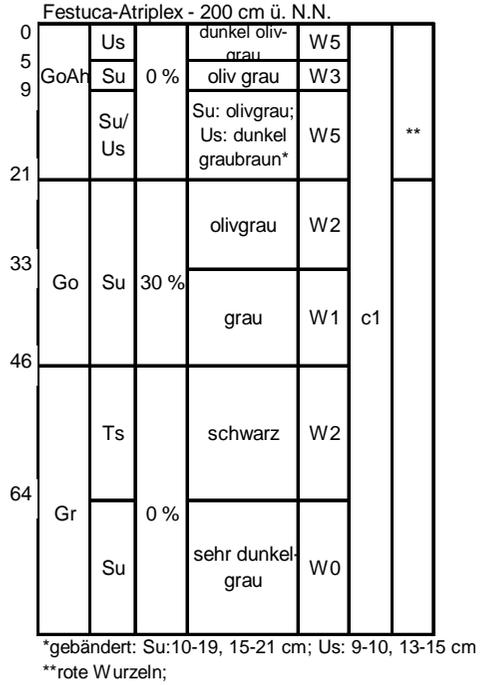
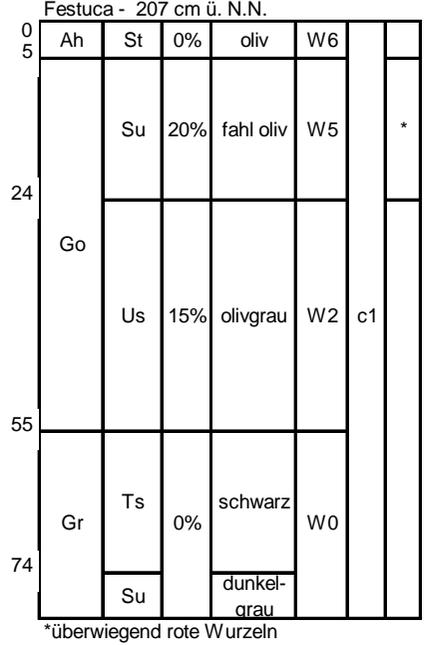
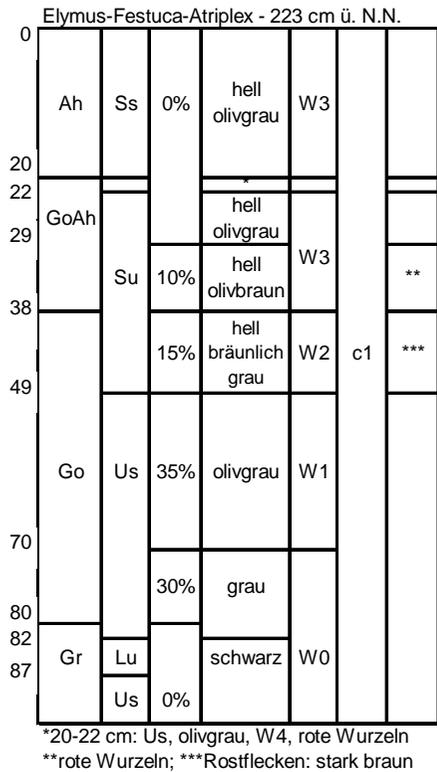
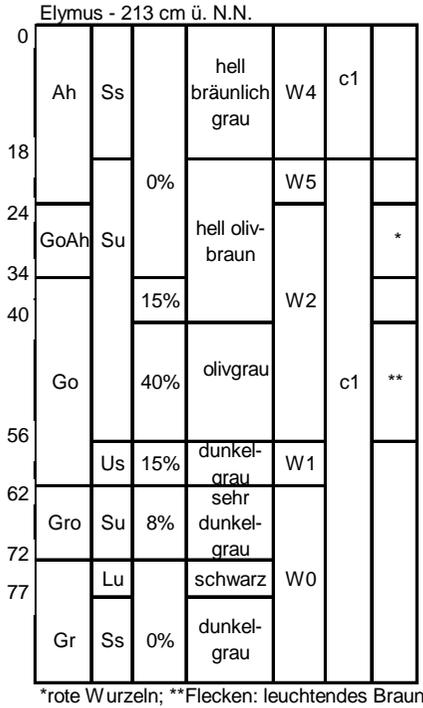


Abb. 23: Bodenprofile der Vegetationstypen der Untersuchungsfläche St. Peter-Ording vom 23.10.97 (Übergangstypen vom 04.11.97). Legende s. Abb. 22

### 5.4.3 Diskussion

#### 5.4.3.1 Bodenart und Sedimentation

Die Böden der Salzmarschen sind aus tidalen Sedimenten aufgebaut, das Kornspektrum reicht vom Feinsand bis zum Ton (LANU 2006) und ist abhängig von den vorgelagerten Wattflächen. In der Tümlauer Bucht sind feinkörnige, ton- und schluffreiche Böden zu finden. Sie sind charakteristisch für Vorlandsalzmarschen, denen Schlick- oder Mischwatt vorgelagert ist (Dijkema & van Tienen 1989, Stock et al. 2005). Die Buchtenlage verhindert zusätzlich den Eintrag von grobem Material (Wienholdt 1987), sodass in der Tümlauer Bucht toniger Lehm als Hauptbodenart anzutreffen ist. In St. Peter-Ording dienen dagegen vorgelagerte Sandflächen als Sedimentquellen, sie führen zu einem hohen Anteil von Feinsand und Schluff in den Böden der Untersuchungsfläche, der typisch für Sandsalzmarschen ist (Dijkema & van Tienen 1989, Stock et al. 2005). Mit abnehmender Höhenlage der Fläche in St. Peter-Ording erhöht sich aber der Anteil feinkörniger Sedimente.

Insgesamt zeigen die vorliegenden Ergebnisse der Bodenprofilansprachen gute Übereinstimmungen mit Bodenprofilen wie sie für jeweils vergleichbare Gebiete an der schleswig-holsteinischen Westküste beschrieben werden (Kiehl 1997, Schmölcke 1998, Schröder 1998, Müller 1999, Dahl 2000).

Die unterschiedlichen Bodenarten beider Gebiete haben vermutlich einen Einfluss auf das Nährstoffangebot der verschiedenen Untersuchungsflächen, da Tonböden ein hohes Nährstoffbindungsvermögen besitzen, während Böden mit höherem Sandanteil bedingt durch den hohen Anteil an Grobporen ein geringes Speichervermögen besitzen, das die Nährstoffauswaschung fördert (Blume et al. 2010). Dies dürfte auch der Grund für die unterschiedlich weit fortgeschrittene Entkalkung beider Gebiete sein. Mit einsetzender Entkalkung der Salzmarschen werden die Carbonate gelöst und in tiefere Bodenschichten verlagert (Brümmer et al. 1971). Die grobkörnigeren Sedimente in St. Peter ermöglichen schnellere Auswaschungsprozesse und Verlagerungen der Ionen in tiefere Bodenschichten, sodass in St. Peter-Ording die Böden über das gesamte Profil weniger als 0,5 % Carbonat aufweisen. In der Tümlauer Bucht sind dagegen die unteren Horizonte noch carbonathaltig, weil die feinkörnigeren Sedimente aufgrund ihres hohen Bindungsvermögens Auswaschungsprozessen entgegenwirken (Blume et al. 2010).

#### Einfluss der Bodenart auf die Vegetationszonierung in der Tümlauer Bucht

An der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I ist das *Elymetum* im Vergleich zu den anderen Vegetationstypen auf dem Standort mit den grobkörnigsten Sedimenten anzutreffen (vgl. Aegerter 1993, Schmölcke 1998), sodass hier vermutlich von der besten Durchlüftung der Fläche auszugehen ist. Dies könnte zu einer verbesserten Stickstoffmineralisation führen (Dierßen et al. 1994) und das Wachstum von *Elymus athericus* als nitrophytische Art begünstigen (Hennings 1995, Dahl 2000, Bockelmann 2002). Eine Differenzierung der Vege-

tation aufgrund der Bodenarten kann für die anderen Vegetationstypen auf dieser Fläche weitestgehend ausgeschlossen werden, da hier vergleichbare Bodenarten anzutreffen sind (s. 5.4.2).

Die Ablagerung des Schluffs im Bereich des *Elymetum* ist vermutlich auf die Aufschüttung eines kleinen Walls in den 1930er Jahren zurückzuführen (s. 2.1). Aufgrund der Aufhöhung wird dieser Standort nur noch bei etwas höher auflaufenden Hochwassern überflutet, die mit höheren Fließgeschwindigkeiten verbunden sind. Nur grobkörnigere Sedimente können sich ablagern und höhere Tonanteile fehlen. Dagegen kann in den tiefergelegenen Bereichen der Fläche feinkörnigeres Material sedimentieren, da diese auch bei Hochwasser mit geringerer Wellenenergie überflutet werden.

Auf der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht II ist trotz der ehemals durchgeführten Begrüpfung (s. 2.1) und der damit verbundenen unterschiedlichen Höhenlage der Vegetationstypen (s. 5.2.1) überall toniger Lehm anzutreffen (s. Abb. 22). Die Fläche befindet sich im hinteren Teil der Tümlauer Bucht (s. Abb. 2), sodass aufgrund der sinkenden Fließgeschwindigkeit die Schleppkraft des Wassers abnimmt (vgl. Schröder 1998) und nur sehr feine Partikel sedimentieren. Auch am *Elymetum*-Standort weicht die Bodenart gegenüber den anderen Vegetationstypen nicht ab. Eine bessere Durchlüftung ist daher nur durch die Lage des *Elymetum* in der ehemaligen Beetmitte gegeben. Dieser Standort könnte durch die ehemalige Ablagerung des Gruppenaushubs lockerer gelagert sein, die Lagerungsdichte unter dem *Elymetum* unterscheidet sich aber kaum von denen der anderen Vegetationstypen. Der sich mit zunehmender Bodentiefe erhöhende Schluffanteil dürfte nur eine untergeordnete Rolle für die Standortbedingungen der Arten spielen, da bei keinem der Vegetationstypen der Boden bis in diese Tiefe durchwurzelt ist.

#### Einfluss der Bodenart auf die Vegetationszonierung in St. Peter-Ording

Vom *Elymetum* bis einschließlich dem *Atriplicetum* weisen die Böden der oberen Salzmarsch fast ausschließlich nur Sand- und Schluffanteile auf (s. 5.4.1). Ein Grund für die Sedimentation und das Vorhandensein relativ grober Fraktionen in diesem Bereich der Fläche dürfte ihre relativ hohe Lage zum MThw sein (s. 5.2.1). Sie wird nur bei Hochwassern über 71 cm (*Elymetum*) beziehungsweise 42 cm über MThw (*Atriplicetum*) geflutet, dies ist verbunden mit einer hohen Wellenenergie, die nur die Ablagerung grobkörniger, schwerer Sedimente erlaubt. Die durch grobkörnige Sedimente bedingte gute Drainage und Durchlüftung des Bodens dürfte ein Grund für das Auftreten von *Elymus*, *Festuca* und *Atriplex* in diesem Bereich der Fläche sein, da diese drei Arten gut durchlüftete Standorte und sandige Standorte bevorzugen (Chapman 1950, Beefink 1977, Dierßen et al. 1988, Kiehl et al. 2003).

Mit abnehmender Höhenlage wird die Fläche in St. Peter-Ording häufiger und länger überflutet (s. 5.2.3). Hochwasser mit geringerer Fließgeschwindigkeit können die niedrig gelegenen Bereiche erreichen und feinkörnige Sedimente ablagern, was sich in der Zunahme der

Tonanteile in den oberen Bodenhorizonten der Vegetationstypen der unteren Salzmarsch und Pionierzone widerspiegelt. Die extrem hohen Überflutungsdauern des *Triglochin-Spartina*-Übergangstyps und *Spartinetum* (s. 5.2.3) können zur Ablagerung sehr feiner Sedimente führen, da das Wasser über längere Zeit zur Ruhe kommen kann. Trotz der vorgelagerten sandigen Wattflächen konnte sich so in den oberen 25 cm sandiger Lehm oder toniger Lehm bilden. Dies dürfte auch der Grund für die Ausbildung eines *Spartinetum* in diesem Bereich der Fläche sein. *Spartina anglica* bevorzugt tonige Böden und wird auf sandigem Untergrund durch *Puccinellia* ersetzt (Scholten & Rozema 1987, van Diggelen 1988).

#### 5.4.3.2 Lage der Horizonte

Die Böden beider Untersuchungsgebiete weisen unter allen Vegetationstypen unabhängig vom Zeitpunkt die typischen redoximorphen Merkmale Grundwasser beeinflusster Standorte auf (Schlichting et al. 1995). Die G<sub>o</sub>-Horizonte, deren Obergrenze als mittlerer Hochstand des Grundwassers betrachtet werden kann (Schlichting et al. 1995), deuten mit ihren Eisenablagerungen und ihrer gräulichen Farbe, die auf Eisenmischoxide zurückzuführen ist, auf gelegentliche Belüftung durch Absenken des Grundwassers und wechselfeuchte Bedingungen hin (Müller-Thomsen & Kreitz 1996). Während der aeroben Phasen können sich Eisenoxide und -hydroxide bilden, die aufgrund ihrer Langlebigkeit auch während reduzierender Phasen erhalten bleiben (Müller-Thomsen & Kreitz 1996). Die schwarze oder dunkelgraue Farbe der Reduktionshorizonte sowie das Fehlen von Oxidationsmerkmalen weist dagegen auf fast ständig anaerobe Bedingungen während des Jahres und hoch anstehendes Grundwasser hin (Schlichting et al. 1995). Dabei entstehen die Verbindungen H<sub>2</sub>S und FeS, die nur wenige Arten tolerieren, wie zum Beispiel *Spartina* (s. 5.6, Havill et al. 1985, van Diggelen et al. 1987). Von der morphologischen Ansprache der Reduktionshorizonte kann aber nicht unmittelbar auf momentan dominierende Reduktionsprozesse geschlossen werden, sie können ein Ausdruck früherer Reduktionsverhältnisse sein (Giani 1988). So standen die Grundwasserstände bei der Profilansprache im Gelände zum Teil höher an als die Lage der G<sub>r</sub>-Horizonte vermuten lassen würde (s. Anhang Tab. A6).

Die an allen Standorten auftretende Variabilität der Horizonte (s. Abb. 20) könnte auf die kleinräumig mögliche große Heterogenität des Bodens zurückzuführen sein. Da sich im Gelände eine Abgrenzung zwischen dem A<sub>h</sub>-Horizont, der besonders in der Tümlauer Bucht nur sehr schwach ausgeprägt ist, und dem G<sub>o</sub>A<sub>h</sub>-Horizont teilweise sehr schwer gestaltet (vgl. Schröder 1998), könnte dies ebenfalls zur Variabilität der Horizontabfolge im oberen Profilbereich beitragen. Die entscheidendere Rolle dürfte aber die Abhängigkeit der Horizonte von den Grundwasserständen spielen (Kiehl 1997), die ebenfalls starken Schwankungen unterworfen sind (s. 5.5.1, Armstrong et al. 1985, Scherfose 1987, Schmölcke 1998). Die Lage des G<sub>r</sub>-Horizontes sowie der Grundwasserstand befinden sich unter jeweils einem Vegetationstyp bezogen auf die MThw-Linie etwa auf einem Niveau (s. Abb. 20, 24, 25). Im

Gegensatz zu den Untersuchungen von Schröder (1998), bei denen, unabhängig von der Höhe der Flächen, die Unterkante des A/G<sub>0</sub>-Horizontes die MThw-Linie nur geringfügig unterschreitet und sich die Reduktionshorizonte jeweils weit unter der MThw-Linie befinden, liegt in St. Peter-Ording der Beginn des G<sub>r</sub>-Horizontes unabhängig vom Vegetationstyp an bzw. wenige Zentimeter über oder unter der MThw-Linie (s. 5.4.1). Unter jedem Standort der Fläche treten zwischen etwa 150 und 160 cm über NN Lehm- oder Tonbänder auf, die als Stauschicht wirken und zur Ausbildung von Reduktionsmerkmalen führen können. Oberhalb dieses Bandes hat das grobkörnigere Material des Bodens in St. Peter-Ording eine schnelle und gute Durchlüftung der Bereiche zur Folge, in denen kein Grundwasser ansteht. Unterhalb des Bandes kann bedingt durch den Sand bzw. Schluff vermutlich ein schneller Niveaueausgleich des Grundwassers über die gesamte Fläche erfolgen und zur Ausprägung der G<sub>r</sub>-Horizonte führen. Unter 5.5.4 wird der Einfluss des Grundwassers auf die Lage der Horizonte und die Standortbedingungen weitergehend diskutiert.

Sowohl die Mächtigkeit der Oxidationshorizonte als auch die Tiefe des G<sub>r</sub> zeigen eine enge Korrelation mit der Höhe (s. 5.4.1), wie sie auch bereits von anderen Autoren gefunden wurde (Brümmer 1968, Kiehl 1997, Schmöcke 1998, Müller 1999, Dahl 2000). Dies hängt wahrscheinlich unmittelbar mit den Grundwasserständen zusammen, die mit sinkender Höhenlage der Standorte jeweils höher anstehen (5.5.3). Der Zusammenhang der Horizonte mit der Überflutung dürfte zum einen aus den mit abnehmender Höhe steigenden Überflutungshäufigkeiten und -dauern resultieren. Zum anderen könnte sich eine direkte Abhängigkeit der Mächtigkeit des G<sub>0</sub>-Horizontes und der Tiefe des anstehenden Reduktionshorizontes von der Überflutung über den Einfluss der Tiden auf den Grundwasserspiegel ergeben (s. 5.5.3, 5.5.4.2). Ob eine Korrelation mit dem Niederschlag oder der potenziellen Evapotranspiration vorliegt, kann nicht überprüft werden (s. 3.4.2), starke Regengüsse führen aber sicherlich zu kurzzeitigen Veränderungen der Belüftungsverhältnisse, spielen aber vermutlich gegenüber dem Einfluss des Grundwasserstands nur eine untergeordnete Rolle.

#### Einfluss der Lage der Horizonte auf die Vegetationszonierung

Unabhängig vom Zeitpunkt zeigen sich zwischen den verschiedenen Vegetationszonen in allen Untersuchungsgebieten gravierende Unterschiede bezüglich des Beginns des Reduktionshorizontes. In den Pionierzonen reicht der wassergesättigte Boden häufig bis an die Bodenoberfläche, nur im Sommer, teilweise im Herbst, liegt eine Durchlüftung der oberen 10 bis 20 cm vor (s. 5.4.1 und vgl. Armstrong et al. 1985). *Spartina* ist im Vergleich zu den anderen Arten der unteren und oberen Salzmarsch durch seine physiologischen Eigenschaften optimal an anaerobe Bedingungen adaptiert (Bouma et al. 2001, Maricle & Lee 2007).

Unter dem *Spartinetum* und den Vegetationstypen der unteren Salzmarsch sind auch große Bereiche des G<sub>r</sub>-Horizontes durchwurzelt (s. 5.4.1). Die Arten können einen aktiven Sauerstofftransport vom Spross zur Wurzel betreiben (Ernst 1990) und sind zum Teil in der Lage das Sediment zu oxidieren, sodass rote Wurzeln oder rötliche Ablagerungen an den

Wurzeln zu finden sind (Howes et al. 1981, s. 5.4.1). Die Oxidationshorizonte sind jedoch am stärksten durchwurzelt, da aerobe Bedingungen bevorzugt werden.

Im Gegensatz zu den Angaben von Schröder (1998) verhält sich *Atriplex portulacoides* gegenüber der Lage des  $G_r$ -Horizontes nicht indifferent, sondern bildet Dominanzbestände nur an Standorten aus, an denen der  $G_r$ -Horizont 40 bis 60 cm unter der Erdoberfläche ansteht (Schmölcke 1998, Müller 1999). Dort kann während der Vegetationsperiode von einer guten Bodendurchlüftung ausgegangen werden, sodass *Atriplex* als immergrüner Chamaephyt frühzeitig mit dem Wachstum beginnen kann (Strutz-Fischer & Eber 1990, Döscher et al. 1997). Die Arten der oberen Salzmarsch, wie *Elymus* und *Festuca*, sind in beiden Gebieten auf den Standorten mit den ausgeprägtesten Oxidationshorizonten und tief anstehenden  $G_r$ -Horizonten zu finden (vgl. Schröder 1998), ihre Wurzeln reichen nicht bis in die Reduktionshorizonte (vgl. Schmölcke 1998, Kiehl 1997).

Die vorhandenen  $A_h$ -Horizonte unter den Vegetationstypen der oberen Salzmarsch in St. Peter-Ording (s. Abb. 20, 23) deuten an, dass der Boden im Vergleich zur Tümlauer Bucht bereits weiter entwickelt ist (vgl. Giani 1993). Außerdem führt der hohe Sand- und Schluffanteil besonders in der oberen Salzmarsch zu einer sehr guten Drainage und Durchlüftung der oberen Bodenschichten. Selbst nach kurzzeitig auftretenden anaeroben Bedingungen, wie direkt nach Überflutungen oder starkem Regen, treten vermutlich wieder so schnell oxidative Verhältnisse ein, dass sich keine redoximorphen Merkmale ausbilden.

## 5.5 Wasserhaushalt

Der Wasserhaushalt der Salzmarschen wird beeinflusst von Überflutungen, der Witterung, der Porenverteilung im Boden sowie von den Grundwasserverhältnissen (vgl. Brümmer 1968, Beeftink 1977, Armstrong et al. 1985, Dierßen et al. 1991). Der Bodenwassergehalt zählt nach der Salinität zu den wesentlichen Faktoren, die sich auf die Vegetationsverteilung auswirken (Ji et al. 2009) und ist in ariden Salzmarschen der wichtigste Parameter für die Zonierung (Bornman et al. 2008).

In der unteren Salzmarsch liegen bedingt durch häufigere Überflutungen und näher unter Flur anstehendes Grundwasser höhere Bodenfeuchten als in der oberen Salzmarsch vor (Vestergaard 1982, Aegerter 1993, Kiehl 1997, Schmölcke 1998, Dahl 2000). Häufige Überflutungen im Bereich der Pionierzone sorgen für ausgeglichene Wassergehalte, während in der oberen Salzmarsch aufgrund der unregelmäßigen Überflutungen der Einfluss der Witterung zunimmt und zu einer höheren Variabilität der Wassergehalte führt (Hemminga et al. 1991, Aegerter 1993). Niederschläge, Temperaturen und Evaporation wirken sich besonders auf die obere Bodenschicht aus (Chapman 1938, Kiehl 1997, Lüning 1998) und führen zu wechselnden Bodenfeuchten, während im Unterboden bedingt durch hohe Grundwasserstände in Verbindung mit geringer Wasserleitfähigkeit die Wassergehalte nur geringfügig variieren (Müller-Thomsen 1997).

In Trockenperioden wird die Wasserversorgung nicht nur durch das Wasserangebot im durchwurzelten Bereich bestimmt, sondern das entstandene Defizit wird durch kapillar aufsteigendes Wasser aus tieferen Bodenlagen ergänzt (Schlichting et al. 1995), sodass die Lage der Grundwasserstände eine entscheidende Rolle für den Wassergehalt spielt. Oberflächennahes Grundwasser wirkt sich auf die Bodeneigenschaften aus und beeinflusst die Nährstoffversorgung der Pflanzen (Müller 1987), da unter anderem hohe Wassergehalte die Stickstoffmineralisation (Scherfose 1987, Dierßen et al. 1994 A) und die Zersetzung organischer Substanz hemmen. Gleichzeitig kann dicht unter Flur anstehendes Grundwasser zu anaeroben Verhältnissen, an die die Arten unterschiedlich gut angepasst sind (Armstrong et al. 1985), und zur Bildung von Schadstoffen führen (Long & Mason 1983; s. 5.6).

In Salzmarschen wird das Niveau des Grundwassers durch den täglichen und zyklischen Tidenrhythmus verändert (König 1949, Beeftink 1966, Chapman 1974, Scherfose 1987, Silvestri & Marani 2004). Der Anstieg wird durch den verstärkten Wasserdruck im Untergrund oder durch laterale Perkolation verursacht. Die Amplitude ist unter anderem abhängig von der Höhe und Geschwindigkeit des auf- und ablaufenden Wassers, der Wasserleitfähigkeit des Bodens und der Entfernung zum Prielsystem (vgl. Chapman 1974, Beeftink 1977, Müller-Thomsen 1997, Silvestri et al. 2005).

Sowohl der Wassergehalt als auch die Grundwasserstände wirken sich auf die Durchlüftung der Böden (Pigott 1969, Ursino et al. 2004) und über die unterschiedliche Toleranz der Pflanzen gegenüber Sauerstoffmangel auf die Vegetationszonierung aus (Armstrong et al. 1985). Die Durchlüftung des Bodens steht im Zusammenhang mit dem Grundwasserstand und ist abhängig von der Nähe zum nächsten Graben oder Priel sowie von der Wasserleitfähigkeit des Bodens (Ursino et al. 2004, Silvestri et al. 2005). Sandböden besitzen aufgrund ihres hohen Anteils an Grobporen eine hohe, Tonböden dagegen eine geringe Wasserleitfähigkeit. Gleichzeitig nimmt der Wassergehalt mit abnehmender Korngröße zu. Untersuchungen in Gebieten mit unterschiedlicher Korngrößenzusammensetzung der Böden, wie es in der Tümlauer Bucht und St. Peter-Ording gegeben ist, ermöglichen, den Einfluss unterschiedlicher Bodenarten auf den Wasserhaushalt und somit auf die Zonierung zu erfassen.

Um Aussagen zum Wasserhaushalt und dessen Auswirkung auf die Vegetationszonierung zu treffen, ist die Bestimmung der im Freiland herrschenden Bodenwassergehalte und Grundwasserstände notwendig. Bislang vorliegende Untersuchungen erfassen häufig nur einen der beiden Parameter (Müller-Thomsen 1997, Kiehl 1997, Müller 1999, Dahl 2000), umfassen einen Zeitraum weniger Monate (Scherfose 1987, Aegerter 1993, Schmölcke 1998) oder wurden in beweideten und gegrüpften Flächen durchgeführt (Dierßen et al. 1994 A). Detaillierte Untersuchungen beider Faktoren in natürlichen Salzmarschen liegen für die Deutsche Bucht über einen längeren Untersuchungszeitraum nicht vor.

Die Grundwasserstände in Salzmarschen sind durch zum Teil kurzfristige Schwankungen gekennzeichnet, hervorgerufen durch Tiden, Evapotranspiration und tageszeitliche Rhythmen

(s. Müller 1987, Aegerter 1993, Schmolcke 1998, Müller 1999). Diskontinuierliche Messungen erlauben Vergleiche zwischen verschiedenen Zonen und Aussagen zu saisonalen Veränderungen. Längere Ableseintervalle können einen ausgeglichenen Grundwassergang vortäuschen, kurze Messintervalle geben dagegen realistischere Verhältnisse wieder (Müller 1987). Deshalb werden in der vorliegenden Arbeit zusätzlich kontinuierliche Messungen des Wasserstandes und der Wasserspannungen durchgeführt (s. 3.3.4.1.2), die auch kurzfristige Schwankungen der Grundwasserstände erfassen.

### 5.5.1 Grundwasserdynamik

#### 5.5.1.1 Gang- und Dauerlinien der verschiedenen Vegetationstypen

Ganglinien geben die saisonalen Veränderungen der Grundwasserstände während des Untersuchungszeitraums wieder, Dauerlinien zeigen dagegen an, wie oft ein bestimmter Grundwasserstand über- oder unterschritten wurde (Niemann 1963, 1973; Abb. 24, 25).

In allen Untersuchungsflächen und Vegetationstypen ist eine hohe zeitliche Dynamik der Grundwasserstände während des Untersuchungszeitraumes zu beobachten.

#### Tümlauer Bucht I - TB I

Die Grundwasserstände zeigen bei allen Vegetationstypen einen ähnlichen saisonalen Verlauf mit in der Regel hohen Wasserständen in den Herbst-, Winter- und Frühjahrsmonaten und niedrigen in den Sommermonaten (Abb. 24). Die jeweils höchsten Grundwasserstände unter Flur sind im Februar und März 1997 bzw. 1998; die jeweils tiefsten Mitte August 1997 zu finden. Vereinzelt treten auch im Winter, z.B. am 04.01.97 und 22.12.97, sehr niedrige Wasserstände auf.

Die Ganglinien des *Spartinetum*, *Triglochin-Spartina*- und *Atriplex-Triglochin*-Übergangstyps sowie die Ganglinien des *Elymetum*, *Elymus-Atriplex*-Übergangstyp und des *Atriplicetum* verlaufen jeweils sehr ähnlich. Während die Grundwasserstände in der Pionierzone und der unteren Salzmarsch häufig über einen längeren Zeitraum auf einem Niveau bleiben, treten unter den höher gelegenen Vegetationstypen teilweise starke Schwankungen innerhalb weniger Tage auf. Dies verdeutlicht das ausgesprochen flache Gefälle der Dauerlinien der niedrig gelegenen Vegetationstypen, bei denen nur am Anfang bzw. Ende ein steilerer Abfall bedingt durch sehr wenige hohe bzw. niedrige Werte zu beobachten ist. Dagegen zeigen die Dauerlinien der anderen Vegetationstypen vom höchsten zum niedrigsten Grundwasserstand ein kontinuierlich stärkeres Gefälle.

Die Dauerlinie des *Spartinetum*, an dem der Boden etwa während der Hälfte des Untersuchungszeitraumes unter Wasser steht, liegt etwa 12 cm oberhalb, die des *Elymetum* etwa 12 cm unterhalb der Dauerlinien der jeweils benachbarten Vegetationstypen.

Wird die Lage der Grundwasserstände zum MThw betrachtet, befinden sich die Grundwasserstände bei allen Vegetationstypen entweder ganz oder zum überwiegenden Teil unterhalb des MThws. Mit zunehmender Höhenlage der Vegetationstypen nimmt der Anteil der über dem MThw liegenden Grundwasserstände zu.

Mit abnehmender Höhenlage der Vegetationstypen verringern sich die Amplituden (s. Tab. 11). Mit Ausnahme des *Atriplex-Triglochin*- und *Triglochin-Spartina*-Übergangstyps unterscheiden sich die Vegetationstypen bezüglich ihrer Grundwasserstände jeweils hochsignifikant voneinander.

### Tümlauer Bucht II - TB II

Die Grundwasserstände der vier Vegetationstypen des gegruppten Vorlands in der Tümlauer Bucht weisen einen ähnlichen saisonalen Verlauf auf wie die der ungegruppten Untersuchungsfläche TB I mit hohen Wasserständen im Winter, Frühjahr und Herbst sowie niedrigeren im Frühsommer und Sommer (Abb. 24). Der niedrigste Grundwasserstand wurde jeweils am 13.08.97 erfasst. In der Beetmitte unter dem *Elymetum* treten deutlich kurzfristige Schwankungen der Grundwasserstände auf als unter dem *Spartinetum*, wo sie während eines Großteils des Untersuchungszeitraumes über Flur liegen.

Die Dauerlinien der Vegetationstypen verlaufen mit Ausnahme des steilen Abfalls zum Ende bedingt durch wenige sehr niedrige Wasserstände insgesamt sehr flach. Obwohl sich die Ganglinien des *Atriplicetum* und des *Triglochin*-Dominanzbestandes unterscheiden, weisen beide Vegetationstypen den gleichen Median und sehr ähnliche Dauerlinien auf. Sie liegen mit etwa 25 cm signifikant unterhalb der des *Spartinetum* und mit etwa 13 cm signifikant oberhalb der des *Elymetum* (s. Tab. 11).

Bezogen auf das MThw befinden sich die Grundwasserstände sowohl des *Spartinetum* als auch des *Elymetum* mit wenigen Ausnahmen oberhalb, die des *Atriplicetum* und des *Triglochin*-Dominanzstyps zum überwiegenden Teil unterhalb der MThw-Linie.

### St. Peter-Ording - StP

Die Grundwasserstände aller Vegetationstypen zeigen einen sehr ähnlichen saisonalen Verlauf mit ebenfalls hohen Wasserständen in den Herbst-, Winter- und Frühjahrsmonaten und niedrigen Wasserständen im Frühsommer und Sommer (s. Abb. 25). Im August 1997 sind die Wasserstände am niedrigsten, im Juni 1998 unter dem *Elymetum* und *Elymetum-Festuca-Atriplex*-Übergangstyp. Der jeweils höchste Wasserstand wurde am 15.07.98 erfasst. In allen Bereichen der Salzmarsch treten besonders in den Sommermonaten kurzfristige Schwankungen der Grundwasserstände auf, während sie ansonsten abgesehen von wenigen Ausnahmen jeweils über einen längeren Zeitraum auf einem Niveau bleiben.

Die Dauerlinien verlaufen bei den verschiedenen Vegetationstypen auf jeweils unterschiedlichem Niveau sehr ähnlich mit einem kontinuierlichen Gefälle vom höchsten zum niedrigsten Wasserstand und einem steileren Abfall am Ende bedingt durch wenige

niedrige Werte. Nur die Dauerlinien des *Triglochin-Spartina*-Übergangstyps und des *Spartinetum*, die nahezu identisch sind und etwa 15 bis 20 cm über den Werten des *Triglochin*-Dominanztyps liegen, fallen bei Wasserständen über Flur deutlich schwächer bis sie nach etwa 2/3 der Werte auf ein tieferes Niveau absinken. Dagegen weist der Bestand des *Festucetum* mit Wasserständen unterhalb von 60 cm und einem Median von 71 cm unter Flur die niedrigsten Wasserstände der Untersuchungsfläche auf.

Von der Pionierzone bis zur oberen Salzmarsch liegen die Grundwasserstände während des Untersuchungszeitraumes zum größten Teil oberhalb des MThws.

Im Gegensatz zur Tümlauer Bucht ist eine hohe Variabilität der Grundwasserstände auf der gesamten Untersuchungsfläche zu beobachten (s. Tab. 11). Unter dem *Elymetum* und dem *Elymus-Festuca-Atriplex*-Übergangstyp sind die größten Amplituden zu finden. Mit Ausnahme der beiden jeweils höchst- und tiefstgelegenen Vegetationstypen unterscheiden sich alle Vegetationstypen signifikant voneinander.

Tab. 11: Mittelwert (MW), Median, Minimal- (Min), Maximalwert (Max), Amplituden, Quartile der Grundwasserstände unter Flur [cm] der verschiedenen Vegetationstypen an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I), Tümlauer Bucht II (TB II) und St. Peter-Ording (StP) sowie die Ergebnisse des U-Tests ( $p > 0,05$ ), bezogen auf die jeweilige Untersuchungsfläche. Gleiche Buchstaben (letzte Spalte) bedeuten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Vegetationstypen einer Untersuchungsfläche (für die Untersuchungsflächen getrennt zu lesen). Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind der Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen. Die Werte sind berechnet aus den 14-tägigen Ablesungen in der Zeit vom 01.01.96 bis zum 20.09.97 (s. 3.3.1.4).

| Standort | Vegetationstyp | n  | MW  | Median | Min  | Max | Amplitude | Quartile  | U-Test |
|----------|----------------|----|-----|--------|------|-----|-----------|-----------|--------|
| TB I     | E              | 51 | -45 | -46    | -86  | -14 | -72       | -52 -37   | a      |
| TB I     | E-A            | 51 | -32 | -32    | -66  | -9  | -57       | -39 -24   | b      |
| TB I     | A              | 51 | -25 | -23    | -56  | -4  | -52       | -28 -20   | c      |
| TB I     | A-T            | 50 | -15 | -13    | -52  | -1  | -51       | -17 -9    | d      |
| TB I     | T-Sp           | 51 | -15 | -16    | -41  | 1   | -42       | -19 -9    | d      |
| TB I     | Sp             | 50 | -2  | 0      | -32  | 16  | -48       | -3 2      | e      |
| TB II    | E              | 42 | -38 | -37    | -69  | -22 | -47       | -40 -34   | a      |
| TB II    | A              | 42 | -22 | -23    | -45  | -1  | -44       | -26 -17   | b      |
| TB II    | T              | 42 | -22 | -23    | -42  | -3  | -39       | -26 -15   | b      |
| TB II    | Sp             | 42 | 2   | 3      | -30  | 10  | -40       | 0 7       | c      |
| StP      | E              | 50 | -58 | -55    | -97  | -31 | -66       | -63 -51   | a      |
| StP      | E-F-A          | 50 | -57 | -54    | -101 | -38 | -63       | -63,5 -50 | a      |
| StP      | F              | 42 | -75 | -71    | -104 | -52 | -52       | -79 -67   | b      |
| StP      | F-A            | 50 | -46 | -43    | -76  | -21 | -55       | -54 -37   | c      |
| StP      | A              | 50 | -40 | -37    | -72  | -21 | -51       | -48 -33   | d      |
| StP      | A-P            | 50 | -34 | -30    | -65  | -17 | -48       | -42 -26   | e      |
| StP      | T              | 50 | -20 | -17    | -53  | 3   | -56       | -24 -9    | f      |
| StP      | T-Sp           | 49 | -2  | 4      | -41  | 14  | -55       | -8 6      | g      |
| StP      | Sp             | 50 | -1  | 5      | -36  | 17  | -53       | -6 8      | g      |

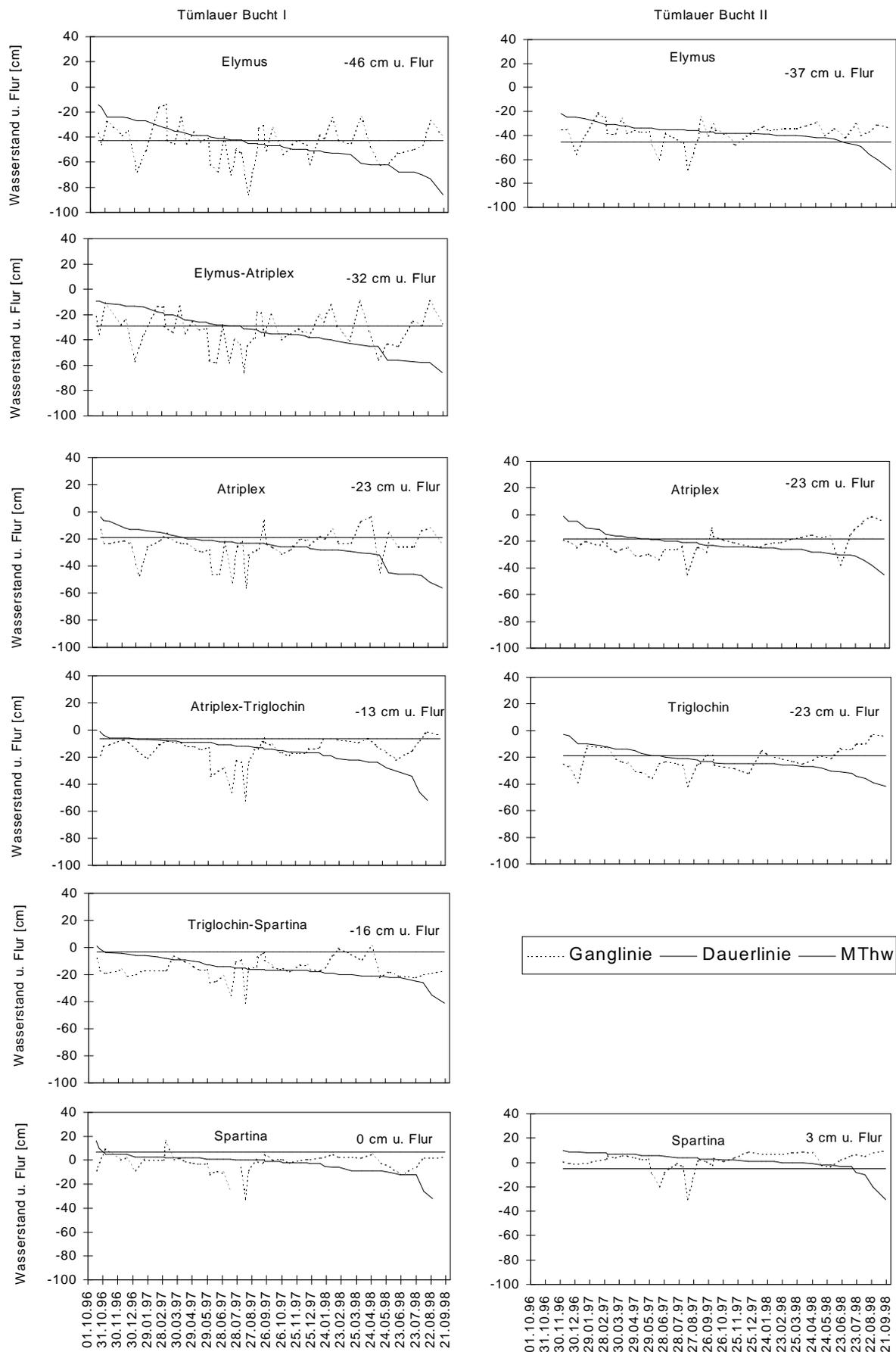


Abb. 24: Gang- und Dauerlinien der Grundwasserstände unter Flur sowie Angabe des Medians der verschiedenen Vegetationstypen an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I und Tümlauer Bucht II in der Zeit von Oktober 1996 bis September 1998. Ergebnisse der 14-tägigen Ablesungen (3.3.4.1).

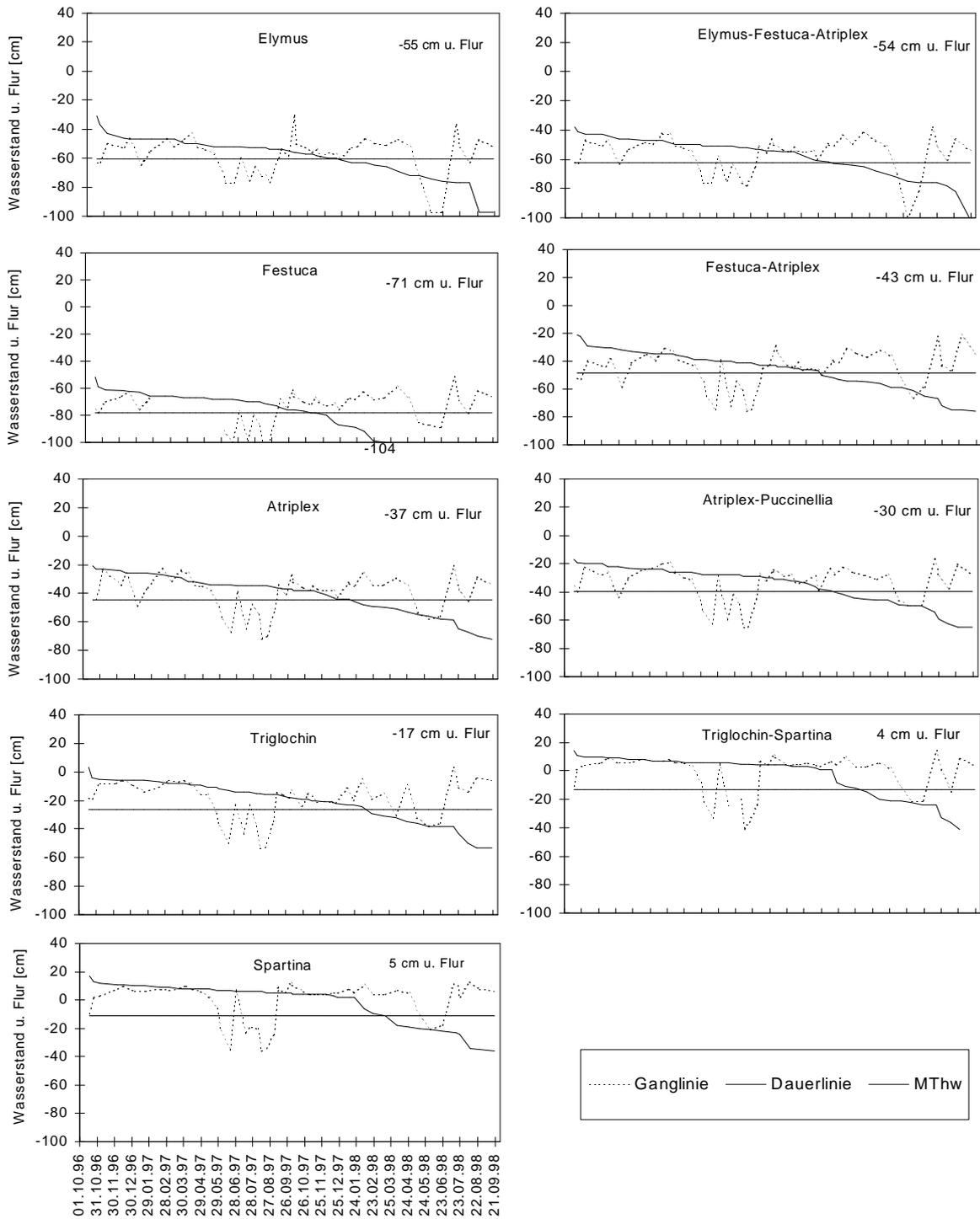


Abb. 25: Gang- und Dauerlinien der Grundwasserstände unter Flur sowie Angabe des Medians der verschiedenen Vegetationstypen an der Untersuchungsfläche St. Peter-Ording (StP) in der Zeit von Oktober 1996 bis September 1998. Ergebnisse der 14-tägigen Ablesungen (3.3.4.1.1).

## Vergleich der Standorte

Während der saisonale Verlauf der Grundwasserstände der verschiedenen Untersuchungsflächen grob übereinstimmt, weichen die Dauerlinien vergleichbarer Vegetationstypen zum Teil deutlich voneinander ab (s. Anhang Abb. A13). So liegen die Grundwasserstände unter dem *Elymetum* und *Atriplicetum* in St. Peter-Ording während des gesamten Untersuchungszeitraums unter, die des *Triglochin-Spartina*-Übergangstyps abgesehen von 1/4 der Werte über denen der anderen Standorte. Ebenfalls deutlich höhere Grundwasserstände im Vergleich zu den anderen Flächen sind unter dem *Elymetum* der Fläche TB II anzutreffen. Die Wasserstände der anderen Vegetationstypen befinden sich dagegen jeweils auf einem ähnlichen Niveau. Abweichungen treten hier nur bei den niedrigsten Grundwasserständen auf.

### 5.5.1.2 Erfassung der Grundwasserdynamik in der Tümlauer Bucht im Juli und August 1997 mit Hilfe kontinuierlicher Wasserstandsmessungen

Bedingt durch den hohen Grundwasserspiegel und Wassergehalt der Salzmarschenböden können die Ergebnisse der Tensiometermessungen als Angabe der Lage des Grundwasserspiegels in der oberen Salzmarsch und in der Pionierzone genutzt werden (s. 5.5.4.1). Die Werte sind als Wasserstand in cm unter Flur angegeben (s. 3.3.4.1.2).

Da der Verlauf der Wasserstände besonders unter dem *Spartinetum* eng mit dem Tidenzyklus zusammenhängt (s. 5.5.1.6, 5.5.4.1, Tab. 13), sind in der Abbildung 26 außerdem die Wasserstände der Drucksonde zur Messung der Überflutung wiedergegeben.

Zu Beginn der Messungen befindet sich der Grundwasserspiegel unter dem *Elymetum* mit 120 cm unter Flur auf einem sehr niedrigen Niveau (s. 5.5.4.1). Nach dem 17.07.97 steigt er zunächst kontinuierlich, dann sehr stark an, zeigt bis zum 20.07.97 deutliche Auf- und Abwärtsbewegungen und fällt anschließend auf ein Niveau von 50 cm unter Flur (s. Abb. 26). Daran schließt sich ab dem 25.07. eine Periode mit zunächst ausgeprägteren und später schwächeren Schwankungen an. Mitte August erreicht der Grundwasserspiegel mit 140 cm unter Flur seinen tiefsten Stand. Es folgt eine allmähliche Erhöhung bis zum 22.08.97, an dem aufgrund von Überflutung ein plötzlicher Anstieg um 50 cm zu beobachten ist (s. Abb. 26). Danach sinkt der Wasserstand langsam wieder auf etwa 70 cm unter Flur ab.

Der Grundwasserspiegel befindet sich zu Beginn der Messungen unter dem *Spartinetum* mit etwa 30 cm unter Flur ebenfalls auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau. Abgesehen von kurzfristigen Auf- und Abwärtsbewegungen (Abb. 26), die in unmittelbarem Zusammenhang mit dem Tidenzyklus stehen (s. 5.5.1.6, Tab. 13), liegt der Wasserstand während des restlichen Zeitraumes überwiegend zwischen 0 und 20 cm unter Flur. Nur kurzzeitig befindet er sich ober- oder unterhalb dieses Bereiches. Mitte August sinkt der Grundwasserspiegel über einen Zeitraum von mehreren Tagen auf Werte zwischen 40 und 50 cm unter Flur ab, nach dem 17.08.97 steigt er wieder auf ein höheres Niveau.

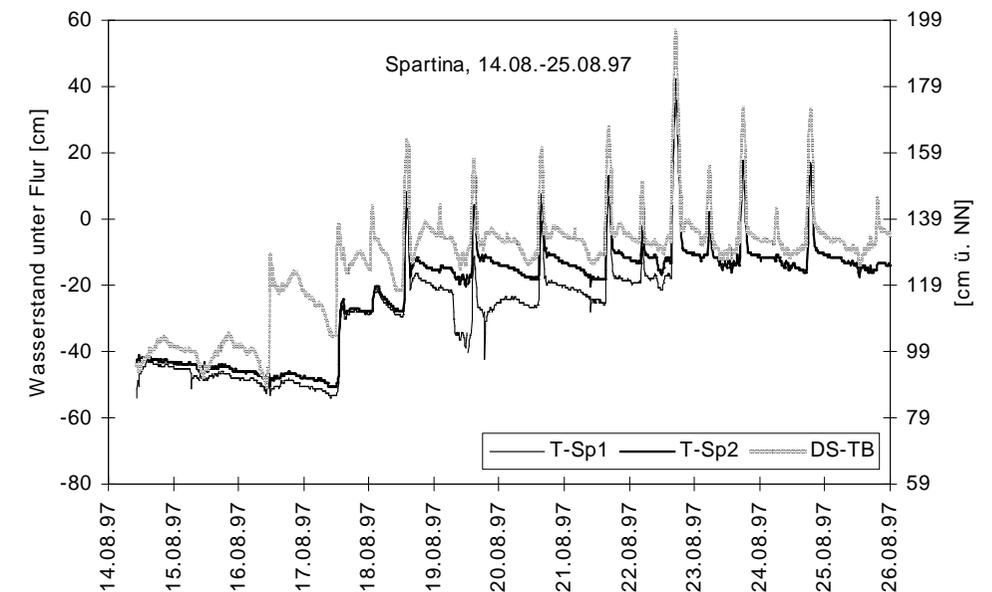
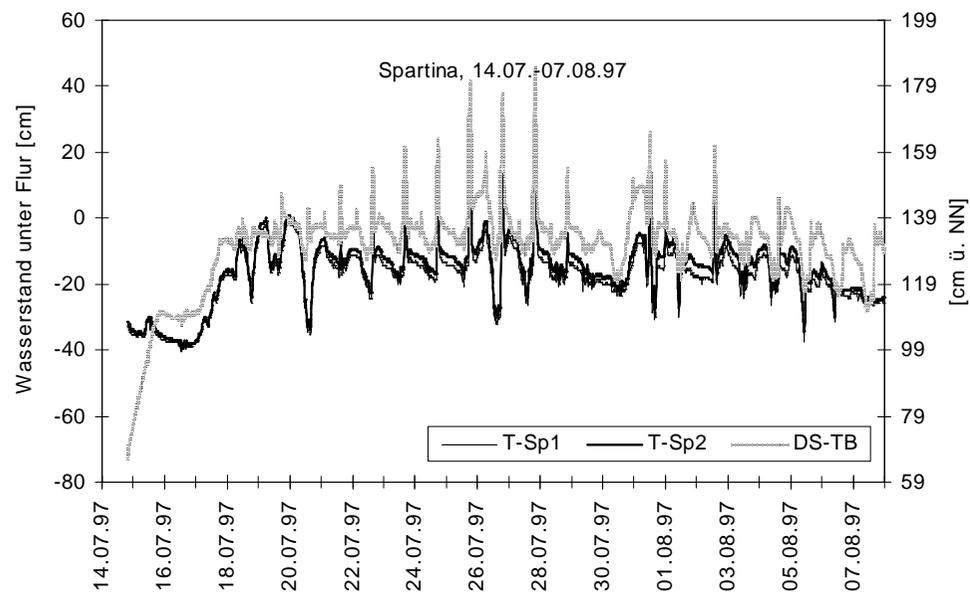
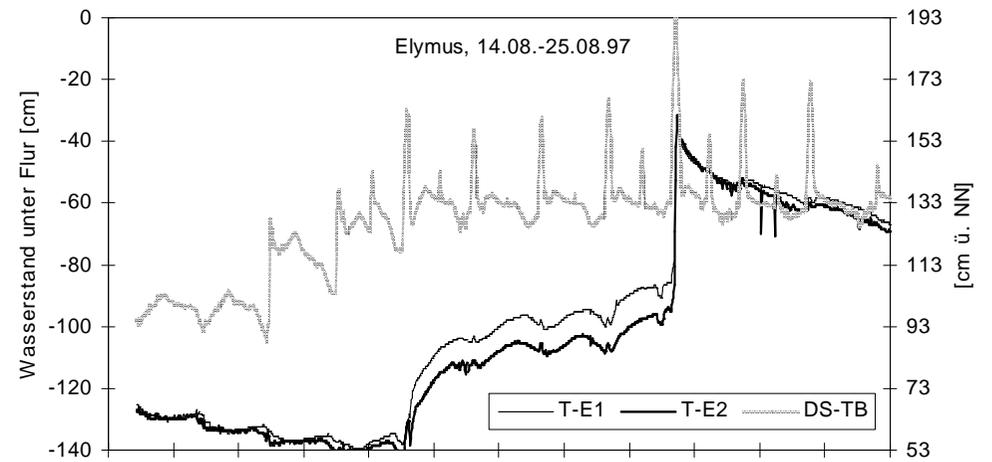
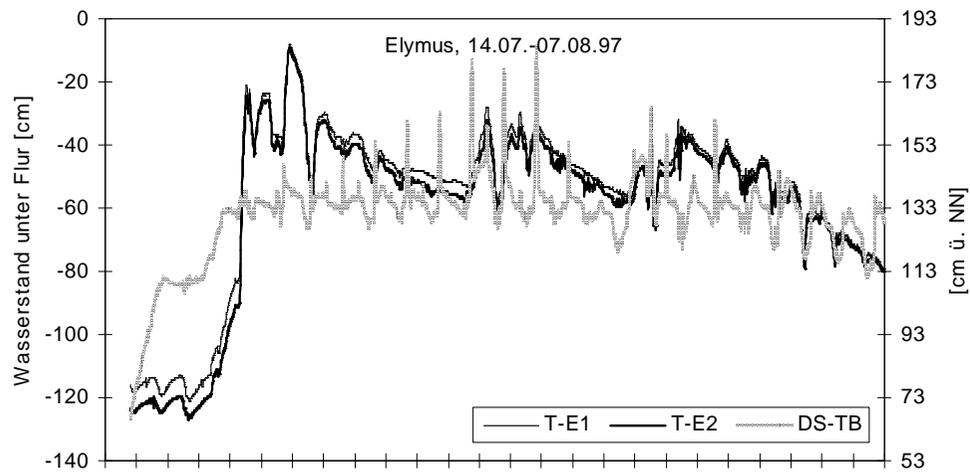


Abb. 26: Grundwasserstände unter Flur unter dem *Elymetum* (T-E1, T-E2) und *Spartinetum* (T-Sp1, T-Sp2) in der Tümlauer Bucht in der Zeit vom 14.07.1997 bis zum 07.08.1997 und vom 14.08.1997 bis zum 25.08.1997 sowie der Stand der Tide (DS-TB) in cm ü. NN. Dargestellt sind jeweils die Ergebnisse der Tensiometermessungen der beiden Parallelen eines Standortes (s. 3.3.4.1) sowie die Ergebnisse der Drucksonde (DS) zur Messung der Überflutung (s. 3.3.2).

### 5.5.1.3 Erfassung der saisonalen Grundwasserdynamik in St. Peter-Ording mit Hilfe kontinuierlicher Grundwassermessungen

Der Jahresgang des Grundwassers in der oberen Salzwiese zeigt einen sehr unregelmäßigen Verlauf mit teilweise starken Schwankungen innerhalb eines Monats, einer Woche oder eines Tages (s. Abb. 27, 28). Grundwasserstände über Flur stehen im Zusammenhang mit Überflutungen der Fläche, die zu Verfälschungen des Grundwasserstands geführt haben könnten (s. 5.5.4.1). Um Fehlinterpretationen zu vermeiden, werden deshalb zunächst nur Veränderungen des Grundwasserstandes unter Flur genauer betrachtet.

Mit Ausnahme von Mitte Juli 1998 liegt der Grundwasserstand während der Sommermonate 1997 und 1998 sowie im Mai 1998 mit Werten zwischen 100 cm und 80 cm weit unter der Bodenoberfläche, Schwankungen innerhalb eines Tages treten in diesen Monaten selten auf (Abb. 27, 28). Zum Ende der Vegetationsperiode, im Winter und zum Beginn der neuen Vegetationsperiode 1998 wie auch im Juli 1998 befindet sich das Grundwasser auf etwas höherem Niveau, überwiegend zwischen 80 und 60 cm, teilweise zwischen 60 und 40 cm unter Flur, selten und nur kurzfristig wird ein Grundwasserstand oberhalb von 40 cm erreicht. In diesen Monaten treten zum Teil mehrtägige Phasen auf, in denen sich das Grundwasser jeweils innerhalb weniger Stunden um einige Dezimeter verändert (s. Abb. 27, 28).

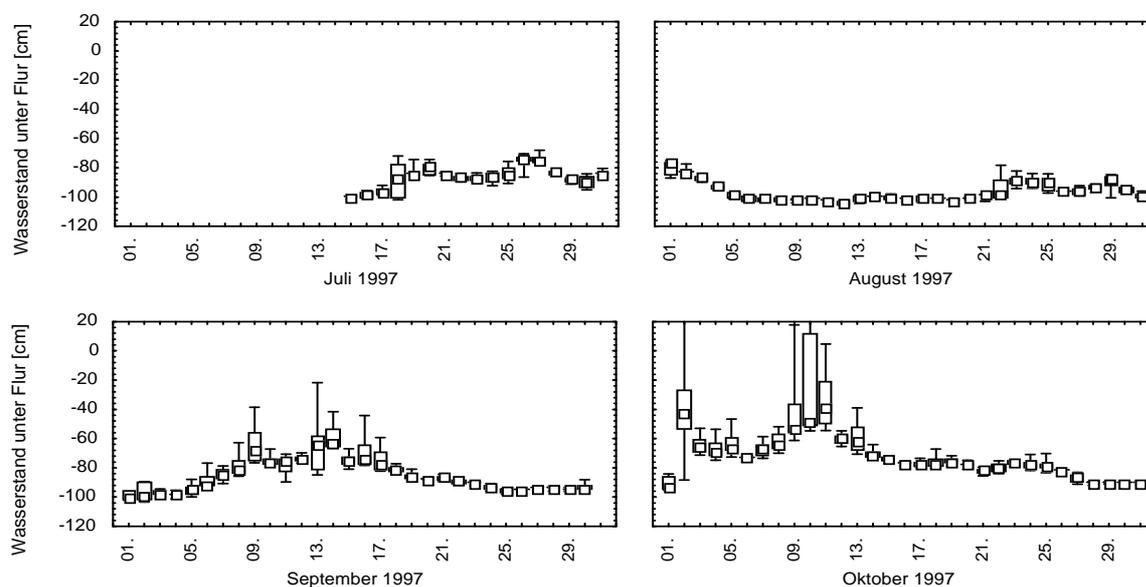


Abb. 27: Grundwasserstände unter Flur in der oberen Salzmarsch in St. Peter-Ording in der Zeit vom 15.07.1997 bis zum 31.10.1997. Dargestellt sind die Ergebnisse der kontinuierlichen Grundwassermessungen (s. 3.3.4.1.2). Zur besseren Übersicht sind Median und Quartile sowie Minimum und Maximum pro Tag dargestellt.

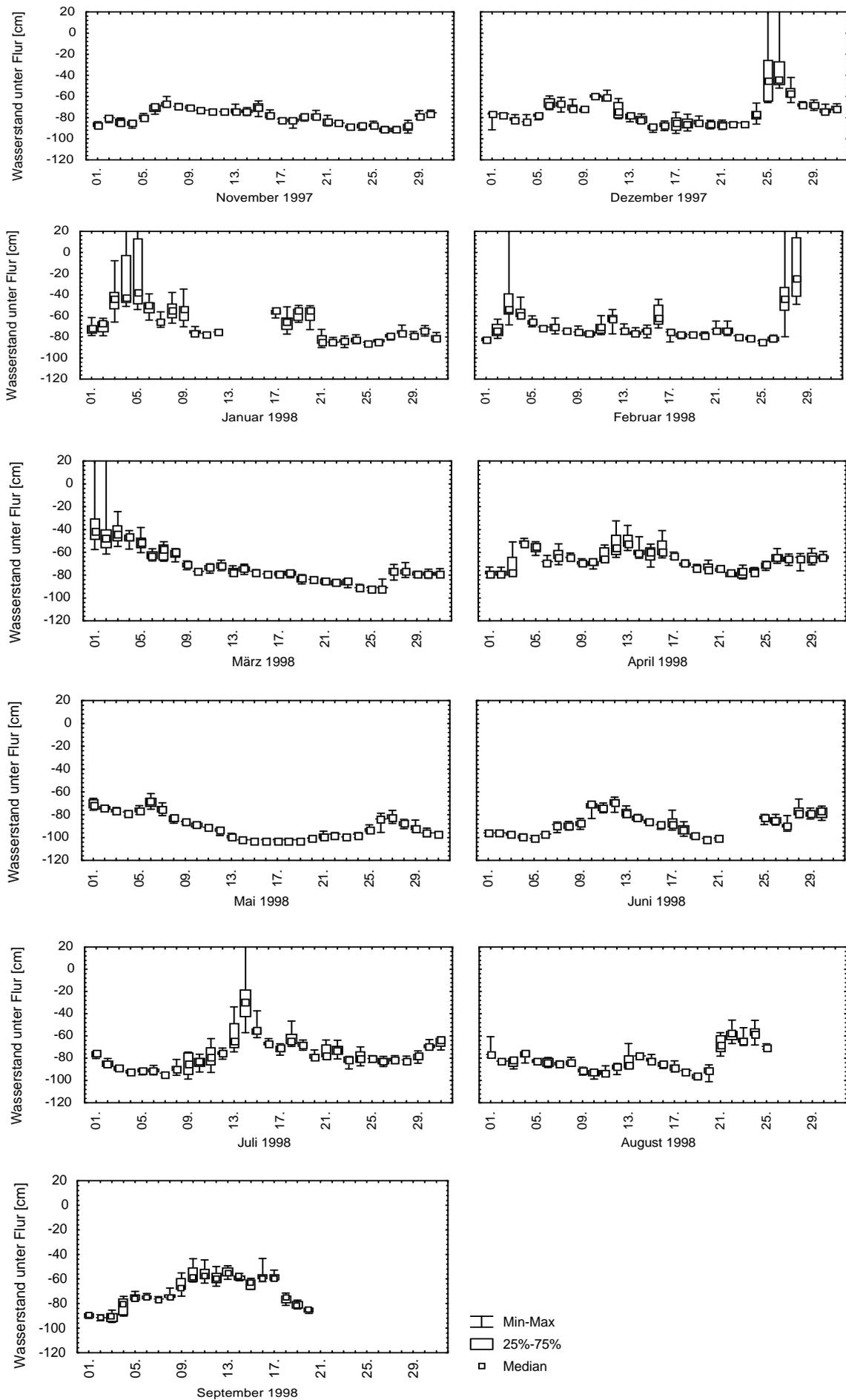


Abb. 28: Grundwasserstände unter Flur in der oberen Salzmarsch in St. Peter-Ording in der Zeit vom 01.11.1997 bis zum 20.09.1998. Dargestellt sind die Ergebnisse der kontinuierlichen Grundwassermessungen (s. 3.3.4.1). Zur besseren Übersicht sind Median und Quartile sowie Minimum und Maximum pro Tag dargestellt.

## Zusammenhang der kontinuierlichen mit den 14-tägigen Grundwassermessungen

Die Werte der kontinuierlichen und diskontinuierlichen Messungen (s. 3.3.4.1) unter den verschiedenen Vegetationstypen der oberen Salzmarsch in St. Peter-Ording zeigen eine enge positive Korrelation (s. Tab. 12, s. 3.4.2).

Tab. 12: Zusammenhang zwischen den kontinuierlichen Grundwasserständen (DS-StP) und den diskontinuierlichen Werten der der Drucksonde benachbarten Messbrunnen (s. 3.4.2). n=17;  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit  $p < 0,001 = ***$ ,  $p < 0,01 = **$ ,  $p < 0,05 = *$ .

|        | vs.   | Elymus  | Elymus-Festuca-Atriplex | Festuca |
|--------|-------|---------|-------------------------|---------|
| DS-StP | $r_s$ | 0,83*** | 0,82**                  | 0,95*** |

### 5.5.1.4 Tagesgänge verschiedener Vegetationstypen

Die Tagesgänge der verschiedenen Vegetationstypen in den Untersuchungsgebieten sind die Ergebnisse der diskontinuierlichen Messungen (3.3.4.1.1). Für das *Elymetum* und *Spartinetum* in der Tümlauer Bucht und den *Elymus-Festuca-Atriplex*-Übergangstyp in St. Peter-Ording sind in Kapitel 5.5.1.5 außerdem Ergebnisse der kontinuierlichen Dataloggeraufzeichnungen dargestellt (s. 3.3.4.1.2).

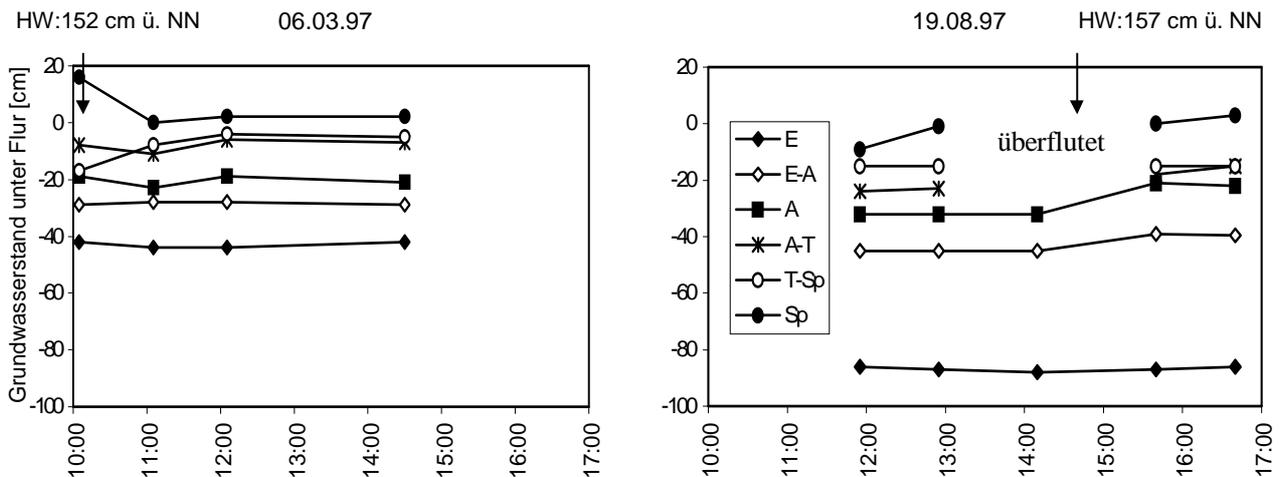


Abb. 29: Tagesgänge der Grundwasserstände der verschiedenen Vegetationstypen in der Tümlauer Bucht I. Dargestellt sind die Ergebnisse der diskontinuierlichen Ablesungen (s. 3.3.4.1.1). Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind der Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen. Die jeweils angegebene Zeit und Höhe des Hochwassers bezieht sich auf die Daten der amtlichen Pegel (s. 3.2).

### Tümlauer Bucht I

Am 06.03.97 bleiben die Grundwasserstände unter den Vegetationstypen nahezu unverändert mit Ausnahme des *Triglochin-Spartina*-Übergangstyps, bei dem sich der Grundwasserstand 60 Minuten nach Hochwasser um neun Zentimeter erhöht (s. Abb. 29). Dagegen steigt am 19.08.1997 der Grundwasserstand in der Pionierzone bereits 95 Minuten vor dem Hochwasser, das bis 13 cm über MThw aufläuft, bis nahe an die Erdoberfläche. Unter dem *Atriplex-Triglochin*-Übergangstyp, *Atriplicetum* und *Elymus-Atriplex*-Übergangstyp ist ein

Anstieg der Grundwasserstände erst etwa eine Stunde nach Hochwasser um sechs, elf und fünf Zentimeter zu beobachten. Zwei Stunden nach Hochwasser befinden sich die Grundwasserstände weiterhin auf dem höheren Niveau oder sind noch leicht gestiegen. Sowohl unter dem *Elymetum* als auch unter dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp verändert sich der Grundwasserstand am 19.08.97 kaum.

### St. Peter-Ording - StP

Am 20.08.97 schwanken die Grundwasserstände in St. Peter-Ording unter allen Vegetationstypen der Fläche (s. Abb. 30). Bereits vor dem Hochwasser, das 27 cm über MThw aufläuft, steigen die Grundwasserstände von der oberen Salzmarsch bis zur Pionierzone deutlich an. Dieser Anstieg setzt sich 30 Minuten nach dem Hochwasser etwas abgeschwächt fort. Etwa 75 Minuten nach dem Hochwasser zeigt sich nur noch unter dem *Spartinetum* und dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp eine weitere Erhöhung der Grundwasserstände. Während nach 2 ½ Stunden die Grundwasserstände der Vegetationstypen von der oberen und unteren Salzmarsch mit Ausnahme des *Atriplex-Puccinellia*-Übergangstyps bereits wieder deutlich gesunken sind, bleiben sie in der Pionierzone bis zum Ende der Messungen konstant oder erhöhen sich im Übergangsbereich zur Pionierzone und sinken bis um 19:20 wieder leicht ab. Vier Stunden nach dem Hochwasser liegen die Grundwasserstände der oberen Salzmarsch unter den Werten, die um 15:00 Uhr kurz vor dem Hochwasser erfasst wurden, aber noch deutlich über denen zu Beginn der Messungen (10:00 Uhr). In der unteren Salzmarsch sind die Grundwasserstände auf das Niveau der Werte kurz vor dem Hochwasser gesunken.

An Tagen, an denen kein Hochwasser während des Messzeitraumes auftritt, wie am 22.09.1997, verändern sich die Grundwasserstände bei allen Vegetationstypen über sechs Stunden nur geringfügig (Abb. 30).

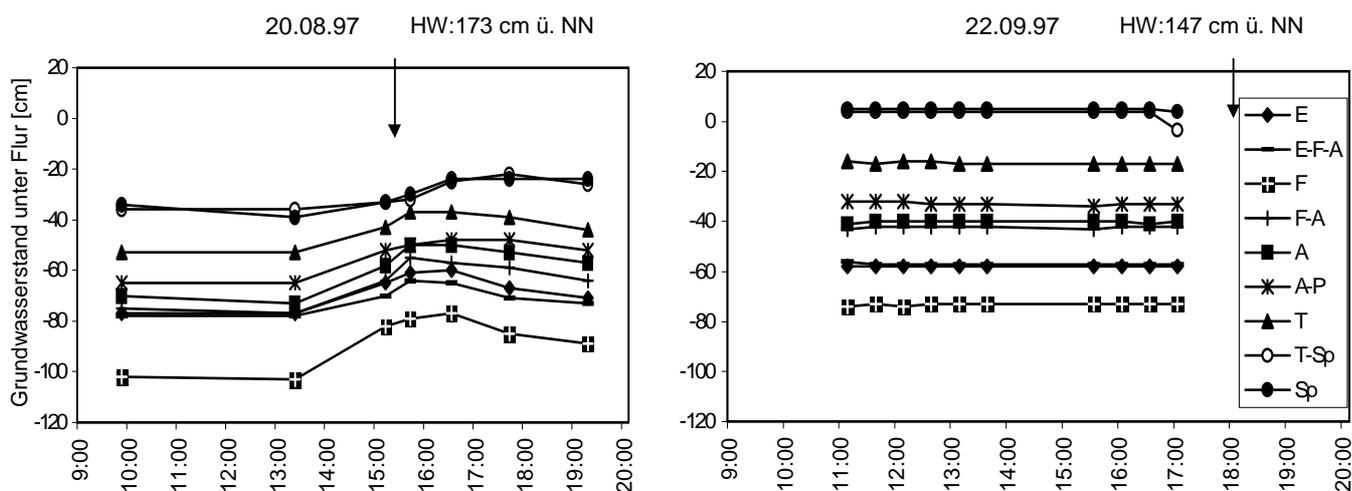


Abb. 30: Tagesgänge der Grundwasserstände der verschiedenen Vegetationstypen in St. Peter-Ording. Dargestellt sind die Ergebnisse der diskontinuierlichen Ablesungen (s. 3.3.4.1.1). Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind der Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen. Die jeweils angegebene Zeit und Höhe des Hochwassers bezieht sich auf die Daten der amtlichen Pegel (s. 3.2).

### 5.5.1.5 Tagesdynamik des Grundwassers

Die im folgenden Abschnitt dargestellten Tagesgänge sind die Ergebnisse der kontinuierlichen Wasserstandmessungen unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* in der Tümlauer Bucht und dem *Elymus-Festuca-Atriplex*-Übergangstyp in St. Peter-Ording (s. 3.3.4.1.2, 5.5.4.1).

#### Tümlauer Bucht I

Um Fehlinterpretationen aufgrund methodischer Schwierigkeiten (s. 5.5.4.1) zu vermeiden, werden nur Tagesgänge von den Tagen genauer betrachtet, an denen das Hochwasser **nicht** zu einer Überflutung der Tensiometerstandorte geführt hat. Für die obere Salzmarsch gilt das für Hochwasser unter einer Höhe von 193 cm über NN, für die Pionierzone für Hochwasser unter einer Höhe von 139 cm über NN. Nur an diesen Tagen können die Wasserstände als tatsächliche Reaktionen des Grundwasserspiegels gewertet werden.

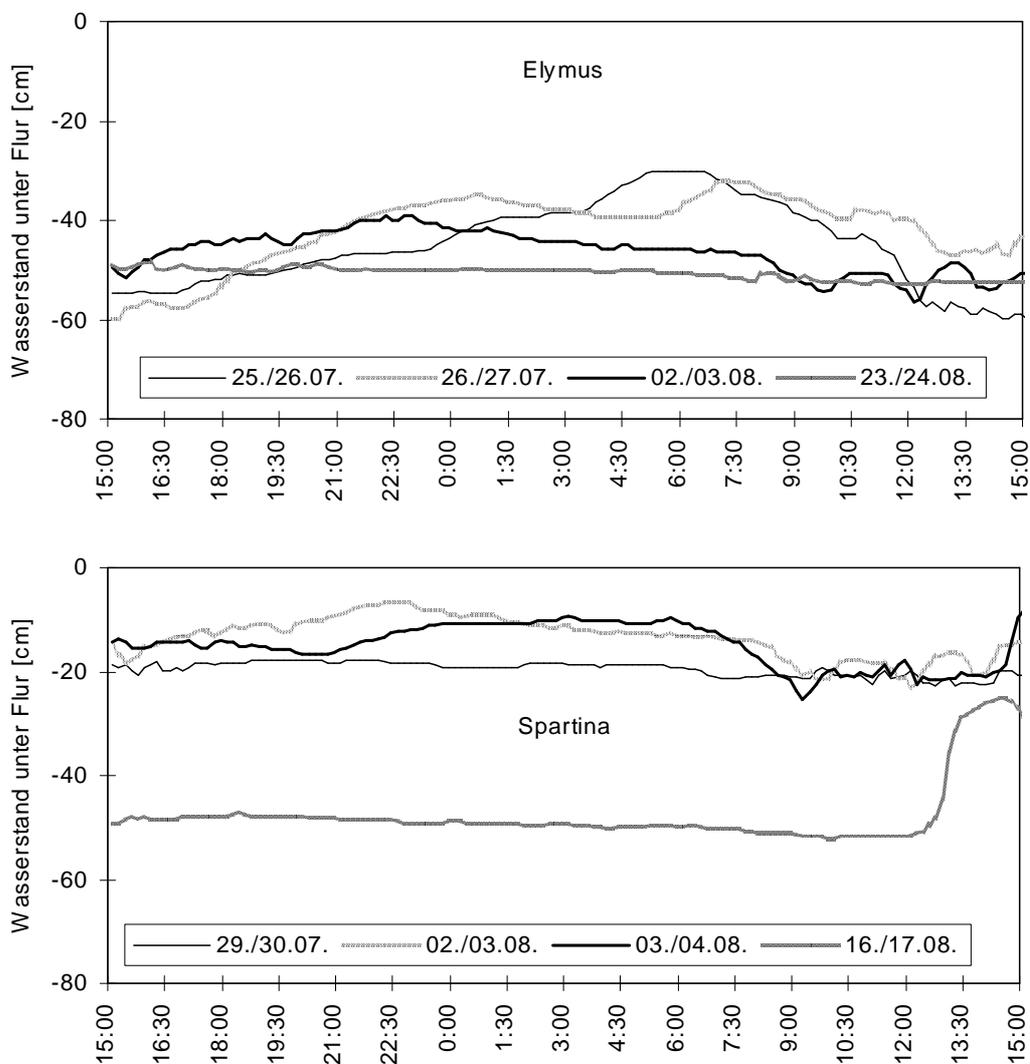


Abb. 31: Ausgewählte Tagesgänge der Grundwasserstände unter Flur unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* in der Tümlauer Bucht I im Juli und August 1997. Dargestellt sind jeweils die Mittelwerte der Ergebnisse der Tensiometermessungen der beiden Parallelen des Standortes an Tagen ohne Überflutung der Tensiometer (s. 3.3.4.1.2).

In der oberen Salzmarsch der Tümlauer Bucht I sind im Juli und August sehr unterschiedliche Tagesverläufe des Grundwassers zu beobachten (s. Abb. 26, 31). Häufig bleibt der Grundwasserspiegel innerhalb eines Tages nahezu konstant (23./24.08.97) oder verändert sich um mehrere Zentimeter (02./03.08.97); selten kommt es zu einem langsamen, über mehrere Stunden dauernden, aber deutlichen Anstieg über 20 cm und anschließendem teilweise etwas schnelleren Abfall des Wasserstandes (25./26.07.97 und 26./27.07.97).

Unter dem *Spartinetum* zeigen sich ebenfalls sehr unterschiedliche Tagesgänge des Grundwasserspiegels (s. Abb. 26, 31). Zum Teil verändert sich der Wasserstand im Verlauf des Tages nur geringfügig (29./30.07.97), während er an manchen Tagen (02.-04.08.97) langsam über mehrere Stunden um 12 oder 16 cm ansteigt und anschließend wieder abfällt. Am 17.08.97 ist innerhalb von zwei Stunden ein Anstieg um etwa 26 cm zu beobachten, anschließend sinkt der Wasserstand nur um wenige Zentimeter und bleibt mit etwa 30 cm unter Flur auf einem höherem Niveau.

### St. Peter-Ording

Der Tagesverlauf des Grundwasserstands in der oberen Salzwiese von St. Peter-Ording kann sehr unterschiedlich sein (s. Abb. 27, 28, 32). Entweder bleibt er während eines Tages nahezu konstant (06.10.97), verändert sich um einige Zentimeter (17.06.98) oder aber zeigt deutliche Auf- und Abwärtsbewegungen. Zum Beispiel steigt der Grundwasserspiegel am 03.01.98 innerhalb von ca. 2 ½ bis 3 Stunden steil um 54 cm, am 03.03.98 um 30 cm sowie am 13.07.98 um 37 cm an und fällt nach Erreichen des Maximums langsam wieder auf ein ähnliches oder etwas höheres Niveau als vor dem Anstieg ab.

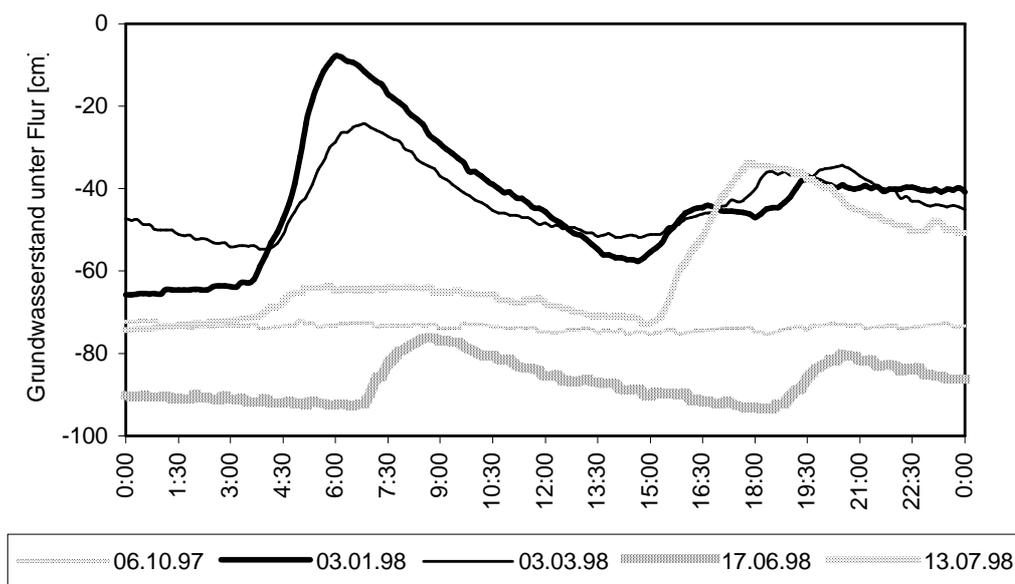


Abb. 32: Ausgewählte Tagesgänge des Grundwasserstandes unter Flur in der oberen Salzmarsch in St. Peter-Ording an Tagen ohne Überflutung der Sonde. Dargestellt sind die Ergebnisse der kontinuierlichen Grundwassermessungen (s. 3.3.4.1.2).

### 5.5.1.6 Zusammenhang der Grundwasserdynamik mit dem Tidegeschehen

#### Tümlauer Bucht

Unter dem *Elymetum* ergibt sich zwischen dem Grundwasserspiegel und der Höhe des Tidenwassers ein positiver Zusammenhang mit höheren Korrelationskoeffizienten nur bei über 173 cm über NN auflaufenden Hochwassern (z.B. vom 25.07. bis 27.07.97), die aber im Juli und August selten zu beobachten waren (s. Tab. 13, Abb. 26). Wenn das auflaufende Wasser die Fläche erreicht, steigt gleichzeitig der Grundwasserspiegel langsam an, das Maximum des Grundwasserstandes wird teilweise jedoch erst mehrere Stunden nach dem jeweiligen Hochwasser erreicht (Abb. 26). Obwohl am 27.07.97 das höchste Hochwasser während des Untersuchungszeitraumes auftritt, erhöht sich der Grundwasserspiegel im Vergleich zu den Vortagen in deutlich geringerem Umfang (Abb. 26).

Unter dem *Spartinetum* zeigen sich im Gegensatz zum *Elymetum* häufig enge positive Korrelationen des Grundwasserspiegels mit der Höhe der Tide (Tab. 13), besonders an den Tagen, an denen das Hochwasser über 139 cm über NN aufläuft und zur Überflutung der Tensiometer in der Pionierzone führt (5.5.4.1). Nicht selten treten das Maximum des Hochwassers und des Grundwasserstandes gleichzeitig auf (Abb. 26). Obwohl der Grundwasserspiegel am 17.08.97, an dem das Hochwasser bis zur Höhe von 137 cm über NN aufläuft, zeitgleich mit den Werten der Drucksonde zur Messung der Überflutung deutlich ansteigt, wird das Maximum des Grundwasserspiegels erst zwei Stunden nach dem Hochwasser erreicht (Abb. 26).

Tab. 13: Korrelation der Wasserstände unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* in der Tümlauer Bucht I mit der Höhe der Tide an ausgewählten Tagen. Für jeden Tag und Vegetationstyp gilt n=144;  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit  $p < 0,001 = ***$ , n.s.: nicht signifikant, —: keine Werte. Dargestellt sind die Ergebnisse der jeweiligen Parallelen eines Standortes (T-E1 und T-E2, T-Sp1 und T-Sp2., 3.3.4.1.2).

| Datum    | Elymetum |          | Spartinetum |         | Datum    | Elymetum |          | Spartinetum |         |
|----------|----------|----------|-------------|---------|----------|----------|----------|-------------|---------|
|          | T-E1     | T-E2     | T-Sp1       | T-Sp2   |          | T-E1     | T-E2     | T-Sp1       | T-Sp2   |
| 22.07.97 | 0,30***  | 0,38***  | 0,71***     | 0,74*** | 16.08.97 | -0,84*** | -0,66*** | n.s.        | n.s.    |
| 23.07.97 | 0,37***  | 0,35***  | 0,81***     | 0,82*** | 17.08.97 | -0,77*** | -0,47    | 0,84***     | 0,86*** |
| 24.07.97 | n.s.     | 0,39***  | 0,84***     | 0,84*** | 18.08.97 | 0,40***  | 0,55***  | 0,66***     | 0,64*** |
| 25.07.97 | 0,57***  | 0,79***  | 0,92***     | 0,93*** | 19.08.97 | n.s.     | 0,25***  | 0,68***     | 0,63*** |
| 26.07.97 | 0,57***  | 0,55***  | 0,86***     | 0,86*** | 20.08.97 | -0,67*** | -0,51*** | 0,89***     | 0,88*** |
| 27.07.97 | 0,68***  | 0,72***  | 0,87***     | 0,86*** | 21.08.97 | n.s.     | n.s.     | 0,88***     | 0,89*** |
| 28.07.97 | n.s.     | n.s.     | 0,77***     | 0,71*** | 22.08.97 | 0,64***  | 0,59***  | 0,50***     | 0,80*** |
| 29.07.97 | 0,43***  | 0,64***  | 0,79***     | 0,68*** | 23.08.97 | 0,31***  | 0,30***  | —           | 0,92*** |
| 30.07.97 | n.s.     | 0,50***  | 0,90***     | 0,88*** | 24.08.97 | n.s.     | 0,28***  | —           | 0,83*** |
| 01.08.97 | -0,37*** | -0,25*** | 0,27***     | 0,41*** |          |          |          |             |         |
| 02.08.97 | 0,53***  | 0,50***  | 0,82***     | 0,88*** |          |          |          |             |         |
| 03.08.97 | 0,40***  | 0,43***  | 0,41***     | 0,42*** |          |          |          |             |         |
| 04.08.97 | n.s.     | n.s.     | 0,49***     | 0,51*** |          |          |          |             |         |

#### St. Peter-Ording

Der Verlauf des Grundwasserspiegels in der oberen Salzwiese in St. Peter-Ording zeigt häufig einen engen positiven Zusammenhang mit dem Tidenzyklus (s. Abb. 33, Anhang Tab. A7). Bei höher auflaufenden Hochwassern erfolgt mit Einsetzen des Flutberges

zeitgleich ein rascher Anstieg des Grundwasserspiegels. Das Maximum des Grundwassers und des Flutberges wird annähernd gleichzeitig erreicht. Während das Meerwasser bei Hochwassern über etwa 40 cm über MThw (186 cm über NN) fast ebenso schnell abläuft wie es aufgelaufen ist, sinkt der Grundwasserspiegel häufig langsamer. Die Reaktion des Grundwassers auf über MThw auflaufende Hochwasser hängt dabei vom Niveau ab, auf dem sich das Grundwasser befindet. Ende August bewirken Hochwasser, die zwischen 0 bis 25 cm über MThw auflaufen, teilweise bereits einen Anstieg des Grundwassers. Im Oktober und März führen dagegen erst Hochwasser deutlich über 20 cm über MThw zu offensichtlichen Veränderungen (Abb. 33).

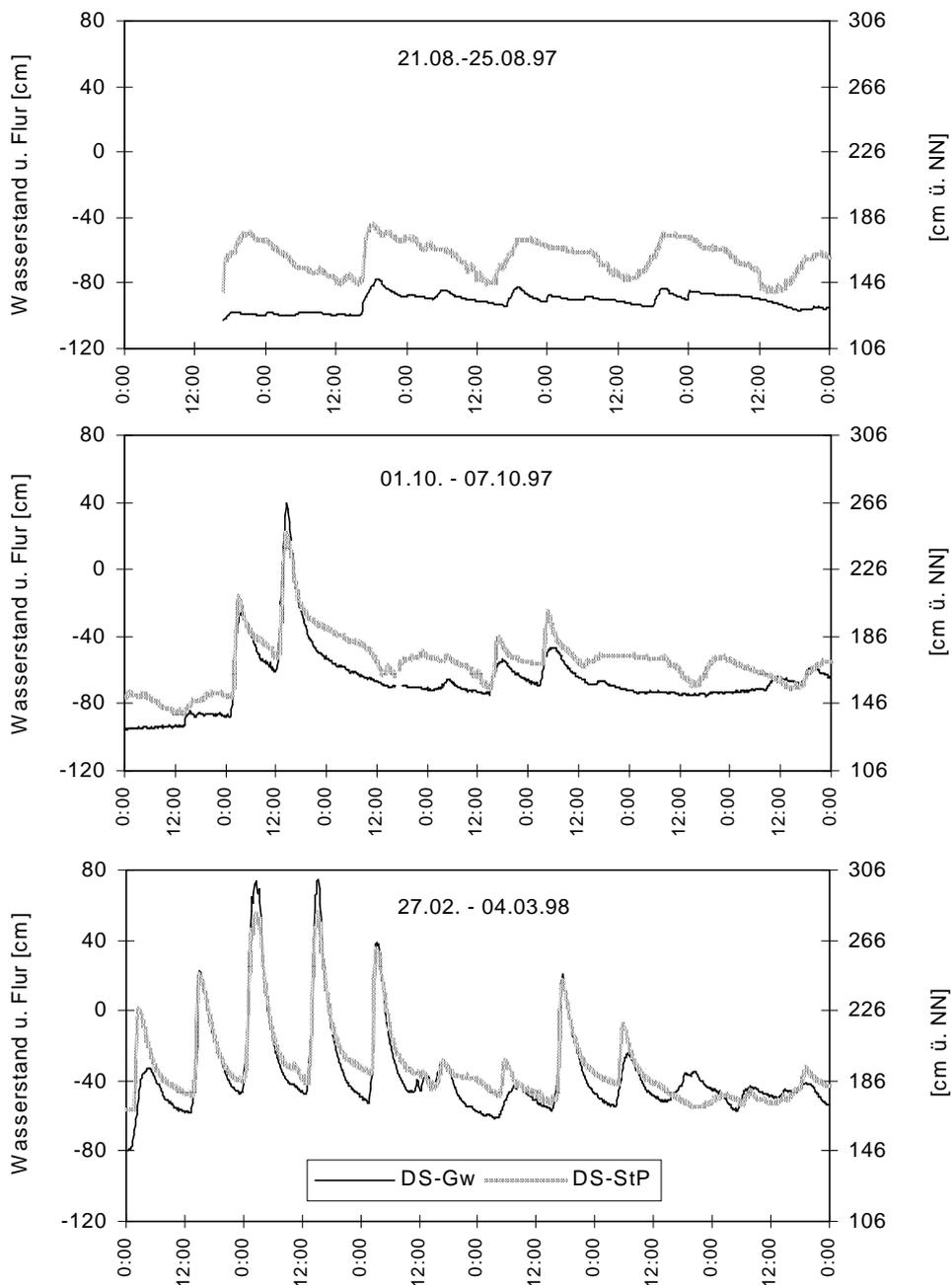


Abb. 33: Grundwasserstände unter Flur (DS-Gw) unter dem *Elymus-Festuca-Atriplex*-Übergangstyp in St. Peter-Ording sowie die Höhe der Tide (DS-StP) in cm über NN im August, Oktober 1997 und März 1998. Flur entspricht einer Höhe von 226 cm über NN, das MThw liegt bei 146 cm über NN. Dargestellt sind die Ergebnisse der kontinuierlichen Grundwassermessungen (s. 3.3.4.1.2).

Die Amplituden des Grundwassers und der Höhe der Tide sind ähnlich, wenn das Hochwasser zwar eine deutliche Veränderung des Grundwasserspiegels zur Folge hat, aber nicht zur Überflutung der oberen Salzmarsch führt. Wird sowohl der Grundwasserspiegel als auch das Meerwasser auf die Lage zu NN bezogen, so liegt der Grundwasserspiegel generell unter dem Niveau des Meerwassers (Abb. 33).

## 5.5.2 Bodenwassergehalte

### 5.5.2.1 Saisonaler Verlauf und Tiefenverteilung der Bodenfeuchte

Die Bodenwassergehalte aller Vegetationstypen der beiden Untersuchungsgebiete zeigen unabhängig von der Bodentiefe an den verschiedenen Standorten einen ähnlichen zeitlichen Verlauf mit Minimalwerten Anfang August, die besonders bei den Vegetationstypen der unteren Salzmarsch und der Pionierzone deutlich unter denen der anderen Monate liegen (s. Abb. 34, 35). Innerhalb einer Bodentiefe eines Vegetationstyps treten mit Ausnahme des Augusts nur selten offensichtliche Schwankungen der Bodenfeuchte von einem zum anderen Monat auf.

#### Tümlauer Bucht I - TB I

Während der Bodenwassergehalt unter dem *Elymetum* bei ganzjährig niedrigen Werten im August mit 5 % nur geringfügig sinkt, nimmt er in der unteren Salzmarsch und Pionierzone in 0 bis 10 cm Bodentiefe um etwa 20 %, in 20 bis 30 cm Tiefe unter dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp und dem *Spartinetum* um maximal 30 % ab (Abb. 34). In den anderen Monaten zeigen sich innerhalb einer Bodentiefe eines Vegetationstyps jeweils ausgeglichene Verhältnisse der Bodenfeuchte.

In 0 bis 10 cm Bodentiefe befinden sich unter dem *Atriplicetum* und dem *Atriplex-Triglochin*- sowie dem *Elymus-Atriplex*-Übergangstyp mit Ausnahme des Augusts um etwa 10 % höhere Werte der Bodenfeuchte als in der jeweils tieferen Bodenschicht. Sowohl unter dem *Elymetum* als auch in der Pionierzone sind die Wassergehalte beider Bodentiefen dagegen sehr ähnlich.

#### Tümlauer Bucht II - TB II

In den Böden der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht II schwanken die Bodenfeuchten eines Vegetationstyps innerhalb einer Bodentiefe im Jahresverlauf mit Ausnahme des Augusttermins ebenfalls nur geringfügig (Abb. 43). Im August treten in allen Vegetationstypen die niedrigsten Werte auf. Im Gegensatz zu den anderen Vegetationstypen bleiben am Standort des *Elymetum* die Wassergehalte der oberen Bodenschicht auch noch Anfang September auf dem niedrigen Niveau des Augusts.

Die Bodenfeuchten im *Atriplicetum* und im *Triglochin*-Bestand weisen bei gleicher Bodentiefe jeweils einen nahezu identischen Verlauf mit sehr ähnlichen Werten auf.

Im *Elymus*-Bestand der Beetmitte sind die Wassergehalte beider Bodentiefen sehr ähnlich, während sie in den anderen Vegetationstypen in 0-10 cm Bodentiefe bis um 17 Prozentpunkte höher sind als die Werte der tieferen Bodenschicht.

#### St. Peter-Ording - StP

In St. Peter-Ording sinken die Bodenwassergehalte im Gegensatz zu den anderen Vegetationstypen unter dem *Elymetum* und dem *Elymus-Festuca-Atriplex*-Übergangstyp nicht nur im August, sondern bereits ab Anfang Juni und bleiben bis September mit Werten zwischen zwei und sieben Prozent in der oberen und 9 und 14 % in der tieferen Bodenschicht auf sehr niedrigem Niveau (s. Abb. 35). Die Bodenfeuchten der anderen Vegetationstypen fallen nur kurzzeitig im August (zum Teil in 0-10 cm Tiefe um mehr als 30 %), sind aber bereits bei der nächsten Probenahme im September wieder auf dem Niveau der vorherigen Monate. Die Wassergehalte eines Vegetationstyps zeigen innerhalb einer Bodentiefe somit einen sehr ausgeglichenen Jahresverlauf.

Im Bereich vom *Triglochin*-Dominanzbestand bis zur Pionierzone sind in der oberen Bodenschicht höhere Wassergehalte als in der tieferen anzutreffen, in der Pionierzone liegen sie zum Teil doppelt so hoch. Bei den anderen Vegetationstypen sind die Wassergehalte beider Tiefen jeweils ähnlich oder in 20 bis 30 cm Bodentiefe höher als in 0 bis 10 cm Tiefe.

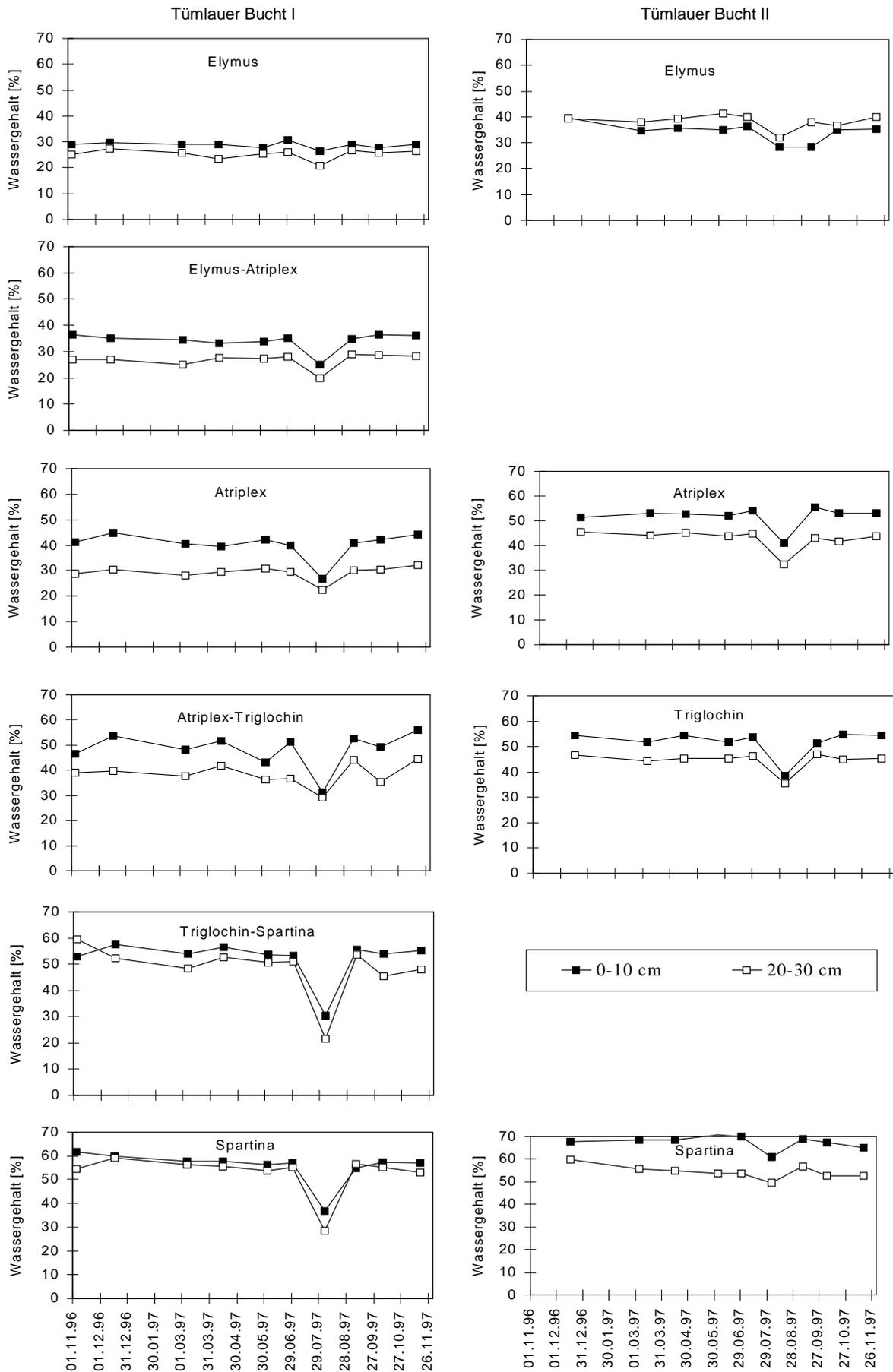


Abb. 34: Jahrgang der Bodenwassergehalte (Mittelwerte) in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe der verschiedenen Vegetationstypen an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I und Tümlauer Bucht II in der Zeit von November 1996 bis November 1997.

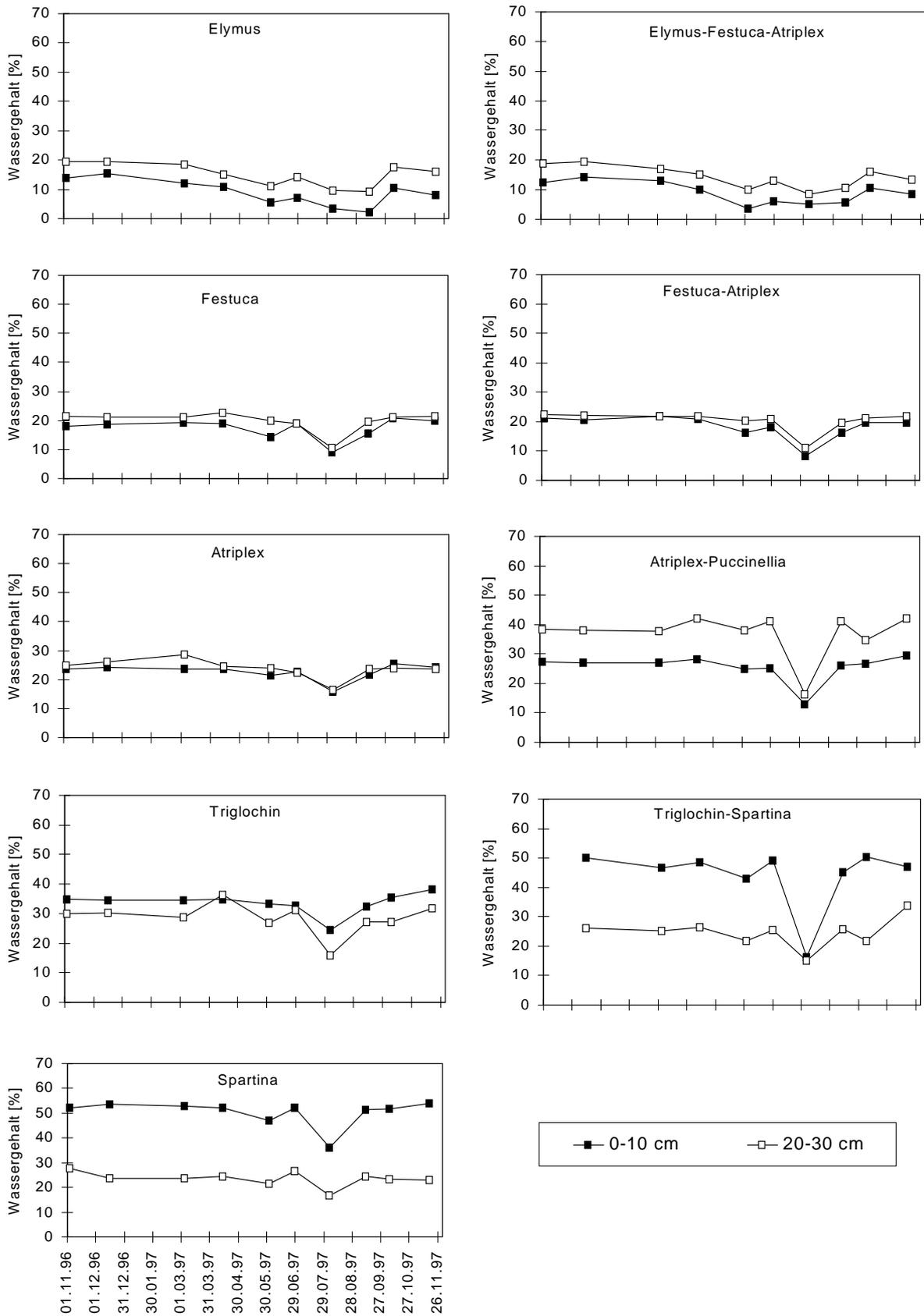


Abb. 35: Jahrgang der Bodenwassergehalte (Mittelwerte) in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe der verschiedenen Vegetationstypen an den Untersuchungsflächen St. Peter-Ording in der Zeit von November 1996 bis November 1997.

### 5.5.2.2 Räumliche Variabilität der Bodenwassergehalte

#### Tümlauer Bucht - TB I

Die Bodenwassergehalte steigen in jedem Monat mit Ausnahme des Augusttermins kontinuierlich von der oberen Salzmarsch mit Werten zwischen ca. 25 % und 30 % bis zur Pionierzone auf Werte zwischen 55 % und 60 % (s. Abb. 36).

Unabhängig von der Bodentiefe liegen die Werte in der Pionierzone und im Übergang zur unteren Salzmarsch an jedem Termin mit Ausnahme des Augusttermins, an dem die Wassergehalte aller Vegetationstypen sehr ähnlich sind, signifikant über denen der anderen Vegetationszonen; nur die Bodenfeuchten des *Atriplex-Triglochin*-Übergangstyp sind in einigen Monaten (v. a. in 0 bis 10 Tiefe) ähnlich hoch wie unter dem *Spartinetum* (Abb. 36). Die Werte am *Elymetum*-Standort liegen in 0 bis 10 cm Bodentiefe mit Ausnahme der Sommermonate signifikant unter denen des *Atriplicetum*. In 20 bis 30 cm Bodentiefe sind jedoch keine signifikanten Unterschiede mehr zwischen den Wassergehalten der oberen Salzmarsch und dem *Atriplicetum* zu beobachten. Die Bodenfeuchten der drei Übergangstypen liegen in einigen Monaten entweder jeweils signifikant höher oder signifikant niedriger als die der jeweils benachbarten Vegetationstypen oder zeigen keine signifikanten Unterschiede.

Insgesamt ist die räumliche Variabilität innerhalb eines Vegetationstyps in der Regel jeweils an einem Termin gering (Abb. 36). Nur die Werte der unteren Salzmarsch und Pionierzone können stärker variieren.

#### Tümlauer Bucht II - TB II

Bis auf wenige Ausnahmen sind in jedem Monat unter dem *Elymetum* die signifikant niedrigsten und unter dem *Spartinetum* die signifikant höchsten Bodenwassergehalte zu finden (s. Abb. 37), mit maximal 35 Prozentpunkten Unterschied in 0 bis 10 cm und maximal 20 Prozentpunkten in der tieferen Bodenschicht. Die Werte unter dem Bestand des *Atriplicetum* und des *Triglochin* liegen zwischen den Werten der ehemaligen Beetmitte und der Gruppe und weichen zu keinem Zeitpunkt signifikant voneinander ab. Sie liegen in 0 bis 10 cm Tiefe aber in jedem Monat mit Ausnahme des Augusts signifikant über den Werten des *Elymetum* und signifikant unter denen des *Spartinetum*. In 20 bis 30 cm Tiefe sind nur selten signifikante Unterschiede zum *Elymetum*, aber immer zum *Spartinetum* zu finden.

Insgesamt treten in beiden Bodentiefen nur geringe Streuungen der Werte auf. Nur vereinzelt, besonders im August, finden sich größere Amplituden.

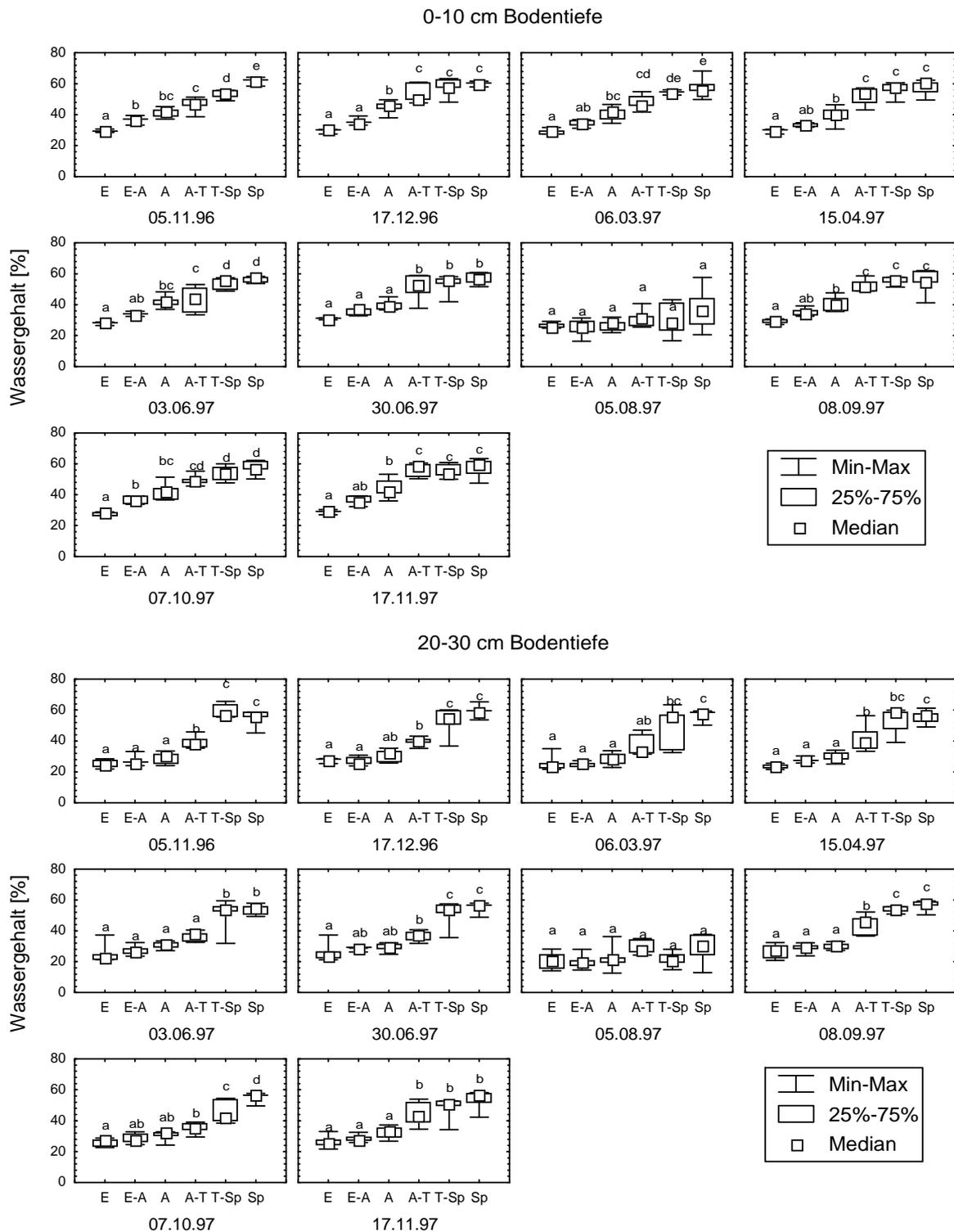


Abb. 36: Mediane, Amplituden und Quartile der Bodenwassergehalte ( $n=5$ ) der verschiedenen Vegetationstypen zu den Zeitpunkten der jeweiligen Probenahme sowie signifikante Unterschiede der Bodenwassergehalte zwischen den Vegetationstypen an jeweils einem Probenahmetermin in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede (Tukey-Test,  $p<0,05$ ). Die Buchstaben beziehen sich jeweils auf einen Termin. Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind der Tabelle 2 zu entnehmen (s. 3.1).

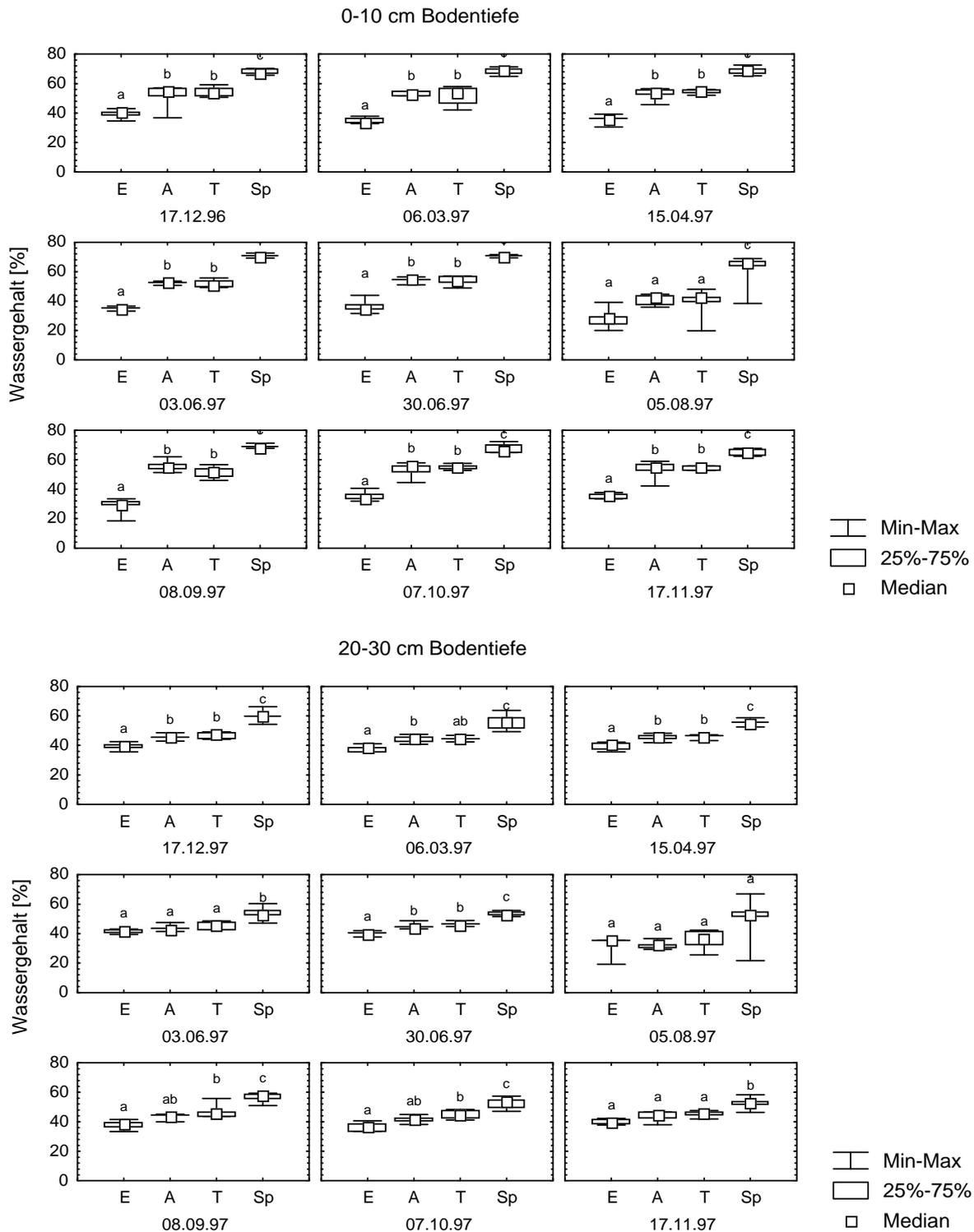


Abb. 37: Mediane, Amplituden und Quartile der Bodenwassergehalte (n=5) der verschiedenen Vegetationstypen zu den Zeitpunkten der jeweiligen Probenahme sowie signifikante Unterschiede der Bodenwassergehalte zwischen den Vegetationstypen an jeweils einem Probenahmetermin in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht II. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede (Tukey-Test,  $p < 0,05$ ). Die Buchstaben beziehen sich jeweils auf einen Termin. Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind der Tabelle 2 zu entnehmen (s. 3.1).

## St. Peter- Ording - StP

In 0 bis 10 cm Bodentiefe nimmt mit Ausnahme des Augusttermins die Bodenfeuchte von der oberen Salzmarsch bis zur Pionierzone von Werten zwischen 2 bis 16 % auf Werte um 52 % zu (s. Abb. 38). Signifikante Unterschiede zwischen den Vegetationstypen liegen vor allem im Oberboden vor, variieren aber von Monat zu Monat. Häufig sind die Bodenwassergehalte der Vegetationstypen der oberen Salzmarsch signifikant niedriger als die der unteren Salzmarsch und immer signifikant niedriger als die Werte der Pionierzone. Die Gehalte in der unteren Salzmarsch liegen, abgesehen von den Werten im August, signifikant unter denen des *Spartinetum* überwiegend auch unter denen des *Triglochin-Spartina*-Übergangstyps.

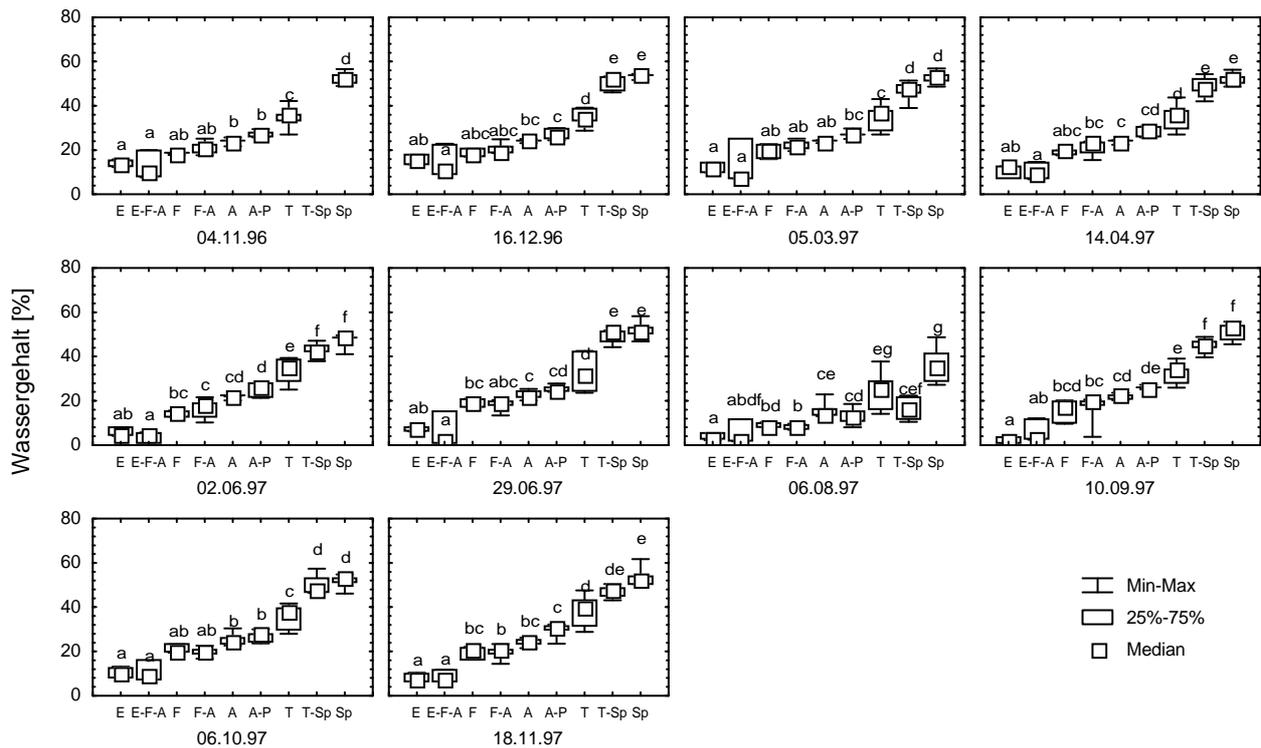
Mit Ausnahme des Augusttermins sind im Gegensatz zur oberen Bodentiefe die Wassergehalte in 20 bis 30 cm mit Werten um 38 % unter dem *Atriplex-Puccinellia*-Übergangstyp immer höher als die Wassergehalte der Vegetationstypen der oberen Salzmarsch und in einigen Monaten ebenfalls signifikant höher als die der anderen Vegetationstypen der unteren Salzmarsch oder Pionierzone. Die Bodenfeuchten der Vegetationstypen der Pionierzone sowie des *Atriplicetum* sind ähnlich und liegen nur in einigen Monaten signifikant über denen der oberen Salzmarsch.

Wie auch auf den anderen Untersuchungsflächen weisen die Bodenwassergehalte der verschiedenen Vegetationstypen in beiden Tiefen geringe Amplituden und Streuungen auf. Nur vereinzelt variieren die Werte deutlicher, wie in 0 bis 10 cm Bodentiefe die Wassergehalte unter dem *Elymus-Festuca-Atriplex*- und in 20 bis 30 cm Tiefe unter dem *Atriplex-Puccinellia*-Übergangstyp (s. Abb. 38).

## Vergleich der Standorte

Die Wassergehalte der Vegetationstypen der oberen und unteren Salzmarsch liegen auf der Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording in jedem Monat mit etwa 15 bis 20 Prozentpunkten signifikant unter denen vergleichbarer Vegetationstypen in der Tümlauer Bucht (s. Anhang Tab. A8). Häufig weisen die Vegetationstypen der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht II die signifikant höchsten Wassergehalte der drei Untersuchungsflächen auf. Unter dem *Spartinetum* unterscheiden sich die Bodenfeuchten in St. Peter-Ording und der Tümlauer Bucht I dagegen in der oberen Bodentiefe in einigen Monaten nur geringfügig. In 20 bis 30 cm Bodentiefe liegen sie in St. Peter-Ording signifikant unter denen der beiden anderen Gebiete, die mit Ausnahme des Augusttermins in dieser Tiefe sehr ähnliche Werte aufweisen.

### 0-10 cm Bodentiefe



### 20-30 cm Bodentiefe

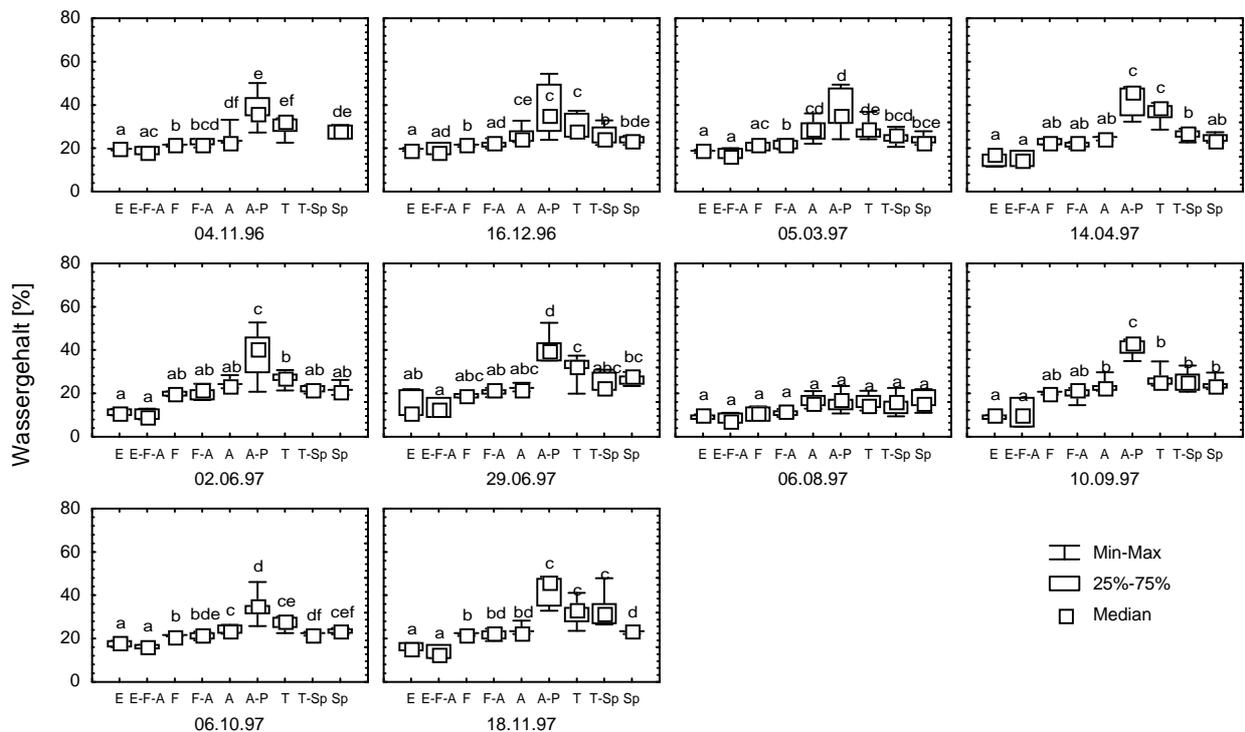


Abb. 38: Mediane, Amplituden und Quartile der Bodenwassergehalte ( $n=3$  oder  $n=5$ , s. 3.1) der verschiedenen Vegetationstypen zu den Zeitpunkten der jeweiligen Probenahme sowie signifikante Unterschiede der Bodenwassergehalte zwischen den Vegetationstypen an jeweils einem Probenahmetermin in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede (Tukey-Test oder U-Test,  $p < 0,05$ ). Die Buchstaben beziehen sich jeweils auf einen Termin. Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind der Tabelle 2 zu entnehmen (s. 3.1).

### 5.5.3 Korrelationen der Grundwasserstände sowie Bodenwassergehalte

Sowohl für die Grundwasserstände als auch für die Bodenwassergehalte beider Bodentiefen ergibt sich ein enger negativer Zusammenhang mit der Höhe. Je höher der Vegetationstyp über NN liegt, desto tiefer steht das Grundwasser unter der Erdoberfläche an und desto niedriger sind die Wassergehalte (Tab. 14). Die mit zunehmender Höhenlage sinkenden jährlichen Überflutungsparameter sind an jeder Untersuchungsfläche signifikant positiv mit den Grundwasserständen sowie der Bodenfeuchte korreliert. Mit zunehmenden Überflutungsfrequenzen und -dauern stehen die Grundwasserstände höher an und die Wassergehalte steigen. Nur an der Untersuchungsfläche TB II zeigt sich kein Zusammenhang der Überflutungsparameter mit den Wassergehalten in 0 bis 10 cm Bodentiefe (Tab. 14). Die Wassergehalte beider Bodentiefen sind jeweils miteinander sowie mit dem Grundwasserstand korreliert (Tab. 15). Dieser zeigt einen negativen Zusammenhang mit der Mächtigkeit der G<sub>0</sub>-Horizonte und einen engen positiven mit der Tiefe des Reduktionshorizonte, je tiefer das Grundwasser ansteht, desto weiter unter Flur beginnt der Reduktionsbereich.

Tab. 14: Korrelationen zwischen den Mittelwerten der Höhe ü. NN, der jährlichen Überflutungsfrequenz (Überflutungsfrequenz/a) bzw. -dauer (Überflutungsdauer/a) und dem Grundwasserstand (Gw) sowie der Bodenfeuchte in 0-10 cm (Wgh 0-10) und 20-30 cm (Wgh 20-30) Bodentiefe an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (n=6), Tümlauer Bucht II (n=4) und St. Peter-Ording (n=9). r: Pearson's Korrelationskoeffizient; r<sub>s</sub>: Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit p<0,001=\*\*\*, p<0,01=\*\*, p<0,05=\*

| vs.                    | Standort |                | Gw       | Wgh 0-10 | Wgh 20-30 |
|------------------------|----------|----------------|----------|----------|-----------|
| Höhe ü. NN             | TB I     | r              | -0,99*** | -0,99*** | -0,92*    |
|                        | TB II    | r              | -0,99**  | -0,99**  | -0,98*    |
|                        | StP      | r              | -0,92*** | -0,95*** | -0,73*    |
| Überflutungsfrequenz/a | TB I     | r              | 0,97**   | 0,98***  | 0,98***   |
|                        | TB II    | r              | 0,98*    | n.s.     | 0,99***   |
|                        | StP      | r <sub>s</sub> | 0,95***  | 1        | 0,75*     |
| Überflutungsdauer/a    | TB I     | r              | 0,92**   | 0,90*    | 0,94**    |
|                        | TB II    | r              | 0,96*    | n.s.     | 0,98*     |
|                        | StP      | r <sub>s</sub> | 0,95***  | 1        | 0,75*     |

Tab. 15: Korrelationen zwischen den Grundwasserständen (Gw) und dem Bodenwassergehalt in 0-10 cm (Wgh 0-10) und 20-30 cm (Wgh 20-30) Bodentiefe sowie der Mächtigkeit des G<sub>0</sub>-Horizontes und Tiefe des Gr-Horizontes. r: Pearson's Korrelationskoeffizient; r<sub>s</sub>: Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit p<0,001=\*\*\*, p<0,01=\*\*, p<0,05=\*

|       |                | n  | Gw vs. Wgh 0-10 | Gw vs. Wgh 20-30 | Wgh 0-10 vs. 20-30 |   | n  | Gw vs. Go | Gw vs. Gr |
|-------|----------------|----|-----------------|------------------|--------------------|---|----|-----------|-----------|
| TB I  | r <sub>s</sub> | 60 | 0,76***         | 0,71***          | 0,71***            | r | 18 | -0,57*    | 0,67**    |
| TB II | r <sub>s</sub> | 36 | 0,79***         | 0,72***          | 0,72***            | r | 12 | -0,73*    | 0,75**    |
| StP   | r <sub>s</sub> | 87 | 0,89***         | 0,67***          | 0,67***            | r | 26 | -0,56**   | 0,69***   |

Werden nicht die jährliche Frequenz und Dauer, sondern die Werte der dem Termin vorausgegangenen 10, 7, 5 und 3 Tage betrachtet, zeigen sich ebenfalls enge Zusammenhänge mit dem Grundwasserstand und der Bodenfeuchte (Tab. 16) mit  $0,75 < r_s < 0,93$ . Wenn nur die Überflutungswerte des dem jeweiligen Termin vorausgegangenen Tages einbezogen werden, sind die Korrelationskoeffizienten niedriger, insbesondere in der Tümlauer Bucht. Häufig zeigt sich in St. Peter-Ording der engste Zusammenhang zwischen den gemessenen

Parametern mit den Überflutungswerten der vorausgegangen 3 Tage. An dieser Untersuchungsfläche weist jeweils der Wassergehalt in 20 bis 30 cm Bodentiefe die schwächsten Korrelationen mit den Überflutungsparametern auf.

Tab. 16: Korrelationen zwischen der Überflutungsfrequenz (F) bzw. -dauer (D) der 10, 7, 5, 3 Tage sowie 1 Tag vor der Probenahme und dem Grundwasserstand (Gw) bzw. der Bodenfeuchte in 0-10 cm (Wgh 0-10) und 20-30 cm (Wgh 20-30) Bodentiefe an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I), Tümlauer Bucht II (TB II) und St. Peter-Ording (StP).  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit  $p < 0,001 = ***$ ,  $p < 0,01 = **$ ,  $p < 0,05 = *$ .

| vs.  | Standort | Gw      | Wgh 0-10 | Wgh 20-30 | n  |
|------|----------|---------|----------|-----------|----|
| F 10 | TBI      | 0,93*** | 0,81***  | 0,80***   | 24 |
| F 10 | TB II    | 0,75*** | 0,90***  | 0,86***   | 16 |
| F 10 | StP      | 0,87*** | 0,83***  | 0,57***   | 36 |
| F 7  | TBI      | 0,85*** | 0,86***  | 0,86***   | 24 |
| F 7  | TB II    | 0,72**  | 0,85***  | 0,84***   | 16 |
| F 7  | StP      | 0,89*** | 0,86***  | 0,61***   | 36 |
| F 5  | TBI      | 0,87*** | 0,88***  | 0,88***   | 24 |
| F 5  | TB II    | 0,73**  | 0,87***  | 0,87***   | 16 |
| F 5  | StP      | 0,90*** | 0,86***  | 0,64***   | 36 |
| F 3  | TBI      | 0,74*** | 0,85***  | 0,88***   | 24 |
| F 3  | TB II    | 0,67**  | 0,81***  | 0,84***   | 16 |
| F 3  | StP      | 0,90*** | 0,90***  | 0,71***   | 36 |
| F 1  | TBI      | 0,50*   | 0,42*    | 0,47*     | 24 |
| F 1  | TB II    | 0,51*   | 0,60*    | 0,63**    | 16 |
| F 1  | StP      | 0,75*** | 0,73***  | 0,60***   | 36 |
| D 10 | TBI      | 0,84*** | 0,83***  | 0,72***   | 18 |
| D 10 | TB II    | 0,66*   | 0,85***  | 0,85***   | 12 |
| D 10 | StP      | 0,91*** | 0,88***  | 0,61***   | 27 |
| D 7  | TBI      | 0,79*** | 0,89***  | 0,82***   | 18 |
| D 7  | TB II    | 0,60*   | 0,80**   | 0,88***   | 12 |
| D 7  | StP      | 0,92*** | 0,91***  | 0,66***   | 27 |
| D 5  | TBI      | 0,75*** | 0,94***  | 0,89***   | 18 |
| D 5  | TB II    | 0,58*   | 0,77**   | 0,88***   | 12 |
| D 5  | StP      | 0,91*** | 0,88***  | 0,64***   | 36 |
| D 3  | TBI      | 0,78*** | 0,93***  | 0,94***   | 24 |
| D 3  | TB II    | 0,61*   | 0,82***  | 0,90***   | 16 |
| D 3  | StP      | 0,91*** | 0,91***  | 0,69***   | 36 |
| D 1  | TBI      | 0,54**  | 0,71***  | 0,70***   | 24 |
| D 1  | TB II    | 0,55*   | 0,70**   | 0,78***   | 16 |
| D 1  | StP      | 0,76*** | 0,74***  | 0,58***   | 36 |

Um den Einfluss des Wetters auf die Wasserstände und Wassergehalte zu überprüfen, ist es sinnvoll, Korrelationen jeweils für die einzelnen Vegetationstypen durchzuführen, da für jeweils einen Termin für alle Vegetationstypen eines Untersuchungsgebietes die gleichen Wetterdaten zur Verfügung stehen. Nur so wird ein Zusammenhang zwischen den Parametern erkennbar. Werden dagegen die Grundwasserdaten der gesamten Fläche zur Berechnung verwendet, treten zu jedem Zeitpunkt hohe und niedrige Grundwasserstände auf bedingt durch die Abhängigkeit der Wasserstände von der Höhenlage der Vegetationstypen, sodass ein vorhandener Zusammenhang zwischen den Wetterdaten und den Wasserständen und Wassergehalten abgeschwächt werden würde.

Es ergeben sich teilweise enge Zusammenhänge, die aber von Vegetationstyp zu Vegetationstyp bzw. von Standort zu Standort variieren können (s. Anhang Tab. A9). In der Tümlauer Bucht sind zum Teil in der oberen Salzmarsch zunehmende Grundwasserstände und Bodenfeuchten in Verbindung mit hohen Niederschlägen zu beobachten. Negative Zusammenhänge mit der potenziellen Evaporation und den Temperaturen sind in beiden Untersuchungsgebieten unter verschiedenen Vegetationstypen zu finden. Unter einigen Vegetationstypen konnten dagegen keine (TB II: *Elymus*) oder nur wenige Korrelationen (TB I: *Atriplex* und *Triglochin-Spartina*; TB II *Triglochin*) gefunden werden. Einzelheiten sind der Tabelle A9 im Anhang zu entnehmen.

## 5.5.4 Diskussion

### 5.5.4.1 Methodendiskussion

#### Messbarkeit der Grundwasserstände

Um seitliches Eindringen von Wasser an den Messrohren bei Überflutungen zu vermeiden, das zu Verfälschungen der Grundwasserstände führen kann, wurden die Grundwassermessbrunnen mit einer PVC-Platte und Manschette (s. 3.3.4.1) umgeben. Dieser Schutz funktioniert offenbar (vgl. Schmölcke 1998, Müller 1999), da sich in beiden Untersuchungsgebieten trotz Überflutungen einiger Messbrunnen an diesen kein deutlich höherer Anstieg der Grundwasserstände zeigt als bei den Messbrunnen der nicht überfluteten Bereiche der Flächen (z.B. TB I - 19.08.97; StP - 20.08.97). Somit kann davon ausgegangen werden, dass die Ergebnisse den tatsächlichen Grundwasserständen entsprechen.

Mit Hilfe der unter 3.3.4.1 beschriebenen Messbrunnen war es allerdings nicht möglich, Tagesgänge von Tagen zu erstellen, an denen die gesamte Untersuchungsfläche überflutet war. Da die Oberkanten der Brunnen sich an solchen Tagen ebenfalls unter Wasser befanden, wären die tatsächlichen Grundwasserstände durch das notwendige Öffnen der Grundwasserbrunnen zum Ablesen verfälscht worden.

#### Kontinuierliche und diskontinuierliche Messungen der Grundwasserstände

Die Grundwasserstände in Salzmarschen können sich kurzfristig erheblich verändern (5.5.1.2, 5.5.1.3, 5.5.1.5). Mit Hilfe der installierten Drucksonde unter dem *Elymus-Festuca-Atriplex*-Übergangstyp in St. Peter-Ording und den Tensiometern unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* in der Tümlauer Bucht (s. 3.3.4.1.2) ist es möglich, kontinuierlich die tatsächlichen Grundwasserstände auch bei hoch auflaufenden Fluten zu erfassen (5.5.1.5) und den Einfluss der Wasserstände auf die Vegetation zu beurteilen. Diskontinuierliche Messungen können dagegen leicht zur Vortäuschung falscher Grundwasserstände oder bei einem weiten Ableserhythmus zur Unterschätzung der Amplituden führen (vgl. Müller 1987). Dies wird an den Wasserständen im August 1997 unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* deutlich; die mit Hilfe der Tensiometer berechneten Werte liegen um 20 bis 30 cm unterhalb der Minima, die sich aus den Handablesungen ergeben. Um Unterschiede zwischen verschiedenen Vegetationstypen oder Untersuchungsgebieten aufzuzeigen, sind aber diskontinuierliche Erhebungen durchaus geeignet, da am Ablesestermin alle Vegetationstypen den gleichen Bedingungen insbesondere des Tidenregimes unterworfen sind, wie die sehr ähnlich verlaufenden Ganglinien auch verschiedener Flächen belegen (s. 5.5.1.1, Schmölcke 1998).

#### Kontinuierliche Grundwasserstandsmessungen in St. Peter-Ording

Der gemittelte Luftdruck der Station Schwesing (DWD) zur Berechnung der Grundwasserstände in St. Peter-Ording (s. 3.3.4.1.2) entspricht zwar nur bedingt dem am Standort

herrschenden Luftdruck. Dennoch ist es möglich, Rückschlüsse auf die Tagesdynamik des Grundwassers zu ziehen.

In St. Peter-Ording zeigen die Ergebnisse der Drucksonde zur Messung des Grundwasserstandes einen ähnlichen saisonalen Verlauf wie die der diskontinuierlichen Messungen benachbarter Messbrunnen und korrelieren eng miteinander (s. Tab. 12). Sie liegen bezogen auf die Höhe über NN etwa auf einem Niveau. Da die Vegetationstypen der oberen Salzmarsch zudem miteinander vergleichbare Ganglinien aufweisen (s. 5.5.1.1), ist in St. Peter-Ording von einer sehr ähnlichen Grundwasserdynamik im gesamten Bereich der oberen Salzmarsch auszugehen. Die Ergebnisse der kontinuierlichen Messungen dürften somit auf die anderen Vegetationstypen der oberen Salzmarsch übertragen werden.

#### Erfassung der Grundwasserdynamik in der Tümlauer Bucht mit Hilfe von Tensiometern

Die Messergebnisse der Tensiometer erlauben Rückschlüsse auf die Lage des Grundwasserspiegels, da der Wasserdruck [cm WS] der Entfernung zum freien Wasserspiegel bzw. zur Grundwasseroberfläche entspricht (Blume et al. 2010, Hartge 1978). Die errechneten Wasserstände unter Flur liegen sowohl unter dem *Elymetum* als auch unter dem *Spartinetum* überwiegend in der gleichen Größenordnung wie die diskontinuierlich abgelesenen Grundwasserstände dieser Standorte (s. 5.5.1.1), sodass die Messergebnisse der Tensiometer zur Betrachtung der Grundwasserdynamik herangezogen werden können.

Tägliche Temperaturschwankungen können zu Verfälschungen der Messergebnisse der Tensiometer führen (Schlichting et al. 1995). Da die Tensiometer aber nur sieben oder 13 cm aus dem Boden herausragen und somit nahezu bodengleich eingebaut sind und sie zusätzlich an beiden Orten durch die vorhandene Vegetation beschattet werden, ist der Einfluss der Sonneneinstrahlung auf die Messergebnisse weitestgehend zu vernachlässigen (vgl. Schlichting et al. 1995).

Sprunghafte Auf- und Abwärtsbewegungen der Werte scheinen in unmittelbarem Zusammenhang mit der Überflutung der jeweiligen Tensiometer zu stehen, vor allem am Standort des *Spartinetum* (s. 5.5.1.2, 5.5.1.6). Die Maxima sowohl der Werte der Tensiometer als auch des Tidenzyklus treten zum gleichen Zeitpunkt auf und erreichen in etwa die gleiche Höhe. Dies könnte darauf hinweisen, dass die Wasserstände durch seitlich an den Tensiometern herablaufendes Meerwasser verfälscht wurden. Bei der Erneuerung des Wassers in der Keramikzelle werden die Tensiometer aus dem Boden herausgezogen und anschließend wieder eingesetzt (s. 3.3.4.1.2), dabei könnten an den Seiten der Rohre kleine Zwischenräume entstehen, über die das Meerwasser trotz des Schutzes vor Überflutungen eindringen und bis zur Keramikzelle gelangen könnte. Gegen eine Verfälschung der Werte spricht, dass die Werte der Parallelen jeweils eines Standortes einen nahezu identischen und die Ergebnisse der vier Tensiometer mit Ausnahme der Überflutungsphasen einen parallelen Verlauf zeigen. Außerdem könnte die hohe zeitliche Dynamik der Wasserstände am Standort des *Spartinetum* durch seine Lage direkt am Priel bedingt sein (vgl. Müller 1999, 5.5.1.2).

Um mögliche Fehlinterpretationen zu vermeiden, werden bei Betrachtung der Tagesdynamik der Wasserstände in der Tümlauer Bucht jeweils nur die Zeiträume näher betrachtet, an denen keine Überflutungen des *Spartinetum* (Hochwasser < 139 cm ü. NN) und des *Elymetum* (Hochwasser < 193 cm ü. NN) auftraten (s. 5.5.1.5).

Die zu Beginn der Untersuchungen an beiden Standorten sehr niedrig liegenden Werte könnten auf einen noch nicht ausreichenden Kontakt der Keramikzelle mit der Bodenmatrix zurückzuführen sein. Da sich aber die Grundwasserstände bereits am 13.07.97 im Vergleich zu den anderen Terminen auf sehr niedrigem Niveau befinden (s. 5.5.1.1) und der Wasserstand aufgrund der sehr niedrigen Hochwasser der folgenden Tage weiter gefallen sein könnte (s. Abb. 26), handelt es sich wahrscheinlich um realistische Werte. Der plötzliche Anstieg der Werte am 17.07.97, besonders unter dem *Elymetum*, wird vermutlich durch den hohen Tagesniederschlag verursacht (Abb. 26, Anhang Abb. A3). Das Regenwasser kann möglicherweise durch die beim Setzen der Tensiometer entstandenen Hohlräume seitlich an den Rohren bis zur Keramikzelle gelangen, sodass die Werte nicht den tatsächlichen Verhältnissen entsprechen. Die Tagesschwankungen der Wasserstände der folgenden Tage sind vermutlich auf die weiteren Niederschläge zurückzuführen, da eine positive Korrelation zwischen den diskontinuierlich abgelesenen Grundwasserstände und dem Niederschlag unter dem *Elymetum* vorliegt (Anhang Tab. A9). Aufgrund der geringen Regenfälle während des weiteren Untersuchungszeitraumes fehlen jedoch Vergleichsmöglichkeiten. Insgesamt deuten die unter dem *Spartinetum* und dem *Elymetum* der Tümlauer Bucht gleichgerichteten Veränderungen der Wasserstände (5.5.1.2) auf gleiche Be- und Entwässerungsverhältnisse der gesamten Untersuchungsfläche hin.

#### Bestimmung der Bodenwassergehalte

Der Wassergehalt wird durch Differenzwägung ermittelt (s. 3.3.4.2). Obwohl beim Einwiegen größere Wurzeln entfernt werden, ist es bedingt durch die starke Durchwurzelung bei Ton- und Schluffböden kaum möglich, nur Boden ohne Feinwurzelanteil einzuwiegen. Das in den Pflanzenteilen enthaltene Wasser kann abhängig von der vorhandenen Wurzelichte zu höheren Bodenwassergehalten führen, als sie im Gelände existieren. Da bis auf wenige Ausnahmen in den oberen 30 cm des Bodens eine ähnlich starke Durchwurzelung bei den verschiedenen Vegetationstypen vorliegt (Abb. 21, 22, 23, 5.4.2), können die Ergebnisse trotz dieses potenziellen Fehlers für Aussagen zu saisonalen Veränderungen und zum Vergleich verschiedener Standorte genutzt werden.

#### 5.5.4.2 Der Einfluss der Tide, der Bodentextur und Witterung auf die Grundwasserstände

Die Grundwasserstände unterliegen in beiden Untersuchungsgebieten sowohl kurzfristigen als auch jahreszeitlichen Schwankungen, die eine starke Abhängigkeit vom Tidegeschehen zeigen (s. Tab. 13, 14, 16; u. a. Armstrong et al. 1985, Scherfose 1987, Schmölcke 1998, Müller 1999, Silvestri & Marani 2004). Längere Perioden mit niedrigen Hochwassern, die

teilweise unterhalb des MThws bleiben und vor allem in den Sommermonaten auftreten, führen an allen Standorten zu vergleichsweise niedrigen Grundwasserständen, während nach Phasen mit höheren Fluten hohe Grundwasserstände zu beobachten sind, wie im September, Oktober 1997 oder April 1998 (Abb. 24, 25 Anhang, Abb. A8 bis A11, vgl. Schmölcke 1998).

Der Anstieg der Grundwasserstände wird verursacht durch den verstärkten Wasserdruck im Untergrund sowie durch laterale Perkolation (Chapman 1974, Beeftink 1977). Die Ergebnisse der Tagesgänge legen einen engen Zusammenhang der Amplituden mit der Höhe und der Geschwindigkeit des auflaufenden Hochwassers nahe (vgl. Chapman 1974, Beeftink 1977). Ebenso scheint die Höhe des anstehenden Grundwassers selbst und das hydraulische Potenzial des Bodens (vgl. Schmölcke 1998) entscheidend zu sein, da Fluten im Sommer, wenn der Grundwasserstand niedrig liegt, zu Reaktionen führen, die in den anderen Monaten trotz vergleichbarer Höhe der Hochwasser ausbleiben (s. 5.5.1.6).

Die deutlich höheren und schnelleren Veränderungen des Grundwassers in der oberen Salzmarsch in St. Peter-Ording, die mehrere Dezimeter betragen können (s. 5.5.1.4.2), sind wahrscheinlich auf den sandigeren und schluffigeren Boden im Vergleich zur Tümlauer Bucht zurückzuführen. Die hohe Wasserleitfähigkeit der Sandböden und der größere Anteil der Grobporen (Schlichting et al. 1995, Blume et al. 2010) haben vermutlich eine schnelle laterale Perkolation zur Folge. Meerwasser kann bei entsprechender Höhe im Priel relativ schnell in den Boden eindringen und weitergeleitet werden, sodass deutliche Tagesgänge der Grundwasserstände, zum Beispiel am 20.08.97 (s. 5.5.1.4), bei allen Vegetationstypen sowie hohe Variabilitäten der Wasserstände von der oberen Salzmarsch bis zur Pionierzone zu beobachten sind (s. Tab. 11). Sobald das Wasser im angrenzenden Graben unter die Höhe des Grundwasserspiegels gefallen ist, setzt in der oberen Salzmarsch eine Entwässerung in den Graben ein (vgl. Aegerter 1993, Fischer 1994, Schmölcke 1998). Da in der Nähe eines Priels sowohl von einer hohen vertikalen als auch horizontalen Perkolation ausgegangen werden kann (Ursino et al. 2004, Silvestri & Marani 2004, Silvestri et al. 2005), wird wahrscheinlich gleichzeitig das Wasser durch den sandigen Untergrund leicht in tiefere Bodenschichten (Schlichting et al. 1995) sowie in Richtung untere Salzmarsch horizontal weitergeleitet. Ein schnelles Absinken der Grundwasserstände in der oberen Salzmarsch ist die Folge. Aufgrund der fehlenden Wellenenergie und des verminderten Drucks bei ablaufendem Tidenwasser erfolgt der Abfall der Wasserstände in der Regel langsamer als der Anstieg. In der unteren Salzmarsch und Pionierzone bleiben die Grundwasserstände dagegen nach einer erfolgtem Anstieg auf einem deutlich höheren Niveau (s. 5.5.1.4), da zum einen die vertikal gerichtete Entwässerung durch den zunehmenden Anteil feinkörniger Sedimente und die damit verbundene schlechtere Wasserleitfähigkeit erschwert wird und zum anderen sich mit zunehmender Entfernung vom Priel die horizontale Perkolation verringert (Ursino et al. 2004, Silvestri & Marani 2004, Silvestri et al. 2005).

In der Tümlauer Bucht sind insgesamt schwächere Reaktionen der Grundwasserstände auf den Tidenzyklus zu beobachten (s. 5.5.1.4, 5.5.1.6), da bedingt durch die Buchtenlage die Hochwasser mit geringerer Wellenenergie auflaufen (s. 5.2.6.3) und einen schwächeren Druck auf den Untergrund ausüben (vgl. Beeftink 1966, Chapman 1974). Gleichzeitig sind Böden mit einem hohen Tonanteil über einen hohen Wasserspannungsbereich wassergesättigt, sodass ausgleichende Wasserbewegungen infolge geringer Wasserleitfähigkeit sehr lange brauchen (Hartge 1978). Fehlende oder schwache Reaktionen der Grundwasserstände unter einigen Vegetationstypen trotz über MThw auflaufendem Hochwasser (z.B. 06.03.97) sind die Folge (s. 5.5.1.4). Aufgrund der schlechteren Wasserleitfähigkeit des Bodens führen in der Tümlauer Bucht im Gegensatz zur Fläche in St. Peter-Ording nicht zunehmende Überflutungswerte der vorausgegangenen drei Tage sowie des vorausgegangenen Tages vor allem zu steigenden Grundwasserständen, sondern der vorausgegangenen 10 Tage (Tab. 16).

Im Gegensatz zur Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording befindet sich das *Elymetum* in der Tümlauer Bucht nicht direkt am Priel (s. 2.1), schwächere Wasserstandsbewegungen sind die Folge (vgl. Fischer 1994, Müller 1999, Silvestri et al. 2005). Es kann allerdings nicht abschließend geklärt werden, wie sich hoch auflaufende Fluten auch auf die obere Salzmarsch in der Tümlauer Bucht auswirken, da kontinuierliche Wasserstandsmessungen während der Herbst- und Wintermonate fehlen, in denen von höher und schneller auflaufenden Hochwassern auszugehen ist (s. 3.3.4.1.2, 5.5.1.2).

An Prielrändern zeigen sich die sichtbarsten Veränderungen der Grundwasserstände auf das Tidegeschehen (vgl. Aegerter 1993, Schmöcke 1998, Müller 1999). Das *Spartinetum* in der Tümlauer Bucht I grenzt an den Priel, über den die Fläche geflutet wird, sodass sich im Vergleich zum *Elymetum* ein engerer Zusammenhang zwischen dem Tidegeschehen und den Grundwasserständen ergibt (s. 5.5.1.6). Die höchste Variabilität der Grundwasserstände in der Tümlauer Bucht I ist allerdings in der oberen Salzmarsch zu finden (s. Tab. 11). Dies könnte auf den im Vergleich zu den anderen Vegetationstypen der Fläche schluffigeren Boden zurückzuführen sein (s. 5.4.2), der an diesem Standort trotz der weiteren Entfernung zum Priel eine schnellere horizontale und vertikale Drainage erlaubt. Durch den Druck auf die im Untergrund anstehenden sandigen Schichten, auf denen sich die Marschsedimente abgelagert haben, kann sich die Flutwelle auch in großer Entfernung zum Priel bemerkbar machen (vgl. Beeftink 1966, Dierßen et al. 1994, Fischer 1994).

Einen Zusammenhang zwischen den Niederschlägen und den Grundwasserständen (Müller 1999) konnte in der vorliegenden Arbeit nur in der Tümlauer Bucht vom *Elymetum* bis *Atriplicetum* beobachtet werden (Anhang Tab. A9). Dies könnte auf den höheren Schluffanteil an diesen Standorten zurückzuführen sein, der eine schnelle Versickerung des Regenwassers ermöglicht. In St. Peter-Ording wäre bei starken Niederschlägen aufgrund des sandigen und schluffigen Bodens ein noch geringerer Regenabfluss und damit verbundene deutliche Auswirkungen auf die Wasserstände zu erwarten. Da dies nicht der Fall ist, findet

wahrscheinlich eine schnelle horizontal gerichtete Entwässerung des Sickerwassers in den Priel statt. Die in der unteren Salzmarsch und Pionierzone der Untersuchungsgebiete sinkenden Grundwasserstände bei steigenden Temperaturen und Evapotranspirationsraten sind vermutlich darauf zurückzuführen, dass niedrige Fluten häufig mit schönem Wetter verbunden sind und in den Sommermonaten auftreten. Andererseits können auch hohe Evapotranspirationsraten zur Vergrößerung des durchlüfteten Bereiches (Ursino et al. 2004) und somit zum Absinken der Wasserstände führen.

#### 5.5.4.3 Saisonale Variabilität der Bodenfeuchte

##### Einfluss der Tiden, Grundwasserstände und Witterung auf die Bodenfeuchte

Der Variation des Bodenwassergehaltes, der die Durchlüftung und die Salzkonzentration der Bodenlösung entscheidend bestimmt, wird eine bedeutende Rolle bei der Zonierung von Salzmarschen zugesprochen (Pigott 1969). In der unteren Salzmarsch und Pionierzone stellt der Wassergehalt einen der wichtigsten Faktoren dar (Janssen 2001). Die Bodenfeuchte unterliegt unter anderem dem Einfluss von Überflutungen, von Grundwasserständen sowie von Niederschlägen und Trockenperioden (vgl. Chapman 1974, Kiehl 1997). Zeitlich schwankende Bodenwassergehalte sind die Folge, wie sie in beiden Untersuchungsgebieten zu finden sind.

Geringere Wassergehalte (u. a. 02./03.06., 05./06.08.97) hängen zum einen mit niedrigen Fluten (Tab. 14, Abb. 34, 35, Anhang Abb. A8 bis A11), bei denen die Flächen jeweils nur kurz im Bereich der Pionierzone oder gar nicht überflutet werden, sowie geringen Niederschlägen und im Vergleich zu den anderen Monaten höheren Temperaturen und Evaporationsraten zusammen (s. Anhang Abb. A3 und A4). Im Hochsommer sind die vor allem in der unteren Salzmarsch und Pionierzone sehr geringen Wassergehalte vermutlich auf niedrige Tiden und besonders auf die zu diesem Zeitpunkt deutlich erhöhten Evapotranspirationsraten zurückzuführen, die durch die um bis zu 4°C höheren Tagesdurchschnittstemperaturen hervorgerufen werden. Ist das pflanzenverfügbare Wasser verbraucht, steigt Wasser kapillar auf und ergänzt einen Teil des Defizits (Ad-hoc-AG Boden 2005, Blume et al. 2010). Ein Kapillaranstieg des Grundwassers, das unter den tiefer gelegenen Vegetationstypen höher ansteht, scheint den Wasserverlust im August auch in 20 bis 30 cm Tiefe nicht kompensieren zu können, da die Leitfähigkeit des Bodens bei niedrigen Wassergehalten offenbar nicht ausreicht (vgl. Blume et al. 2010).

Höhere Wassergehalte (z.B. 29./30.06., 08./09.09., 06./07.10.97) sind dagegen auf deutlich über MThw auflaufende Fluten und damit verbundenen Überflutungen der Flächen sowie auf Niederschläge oder vergleichsweise niedrige Temperaturen und Evapotranspirationsraten zurückzuführen. Leichte Regenfälle, sinkende Temperaturen sowie Hochwasser, die zu Überflutungen der gesamten Flächen der Tümlauer Bucht und in St. Peter-Ording von der Pionierzone bis zum *Festuca-Atriplex*-Übergangstyp führen (s. Anhang Abb. A9 und A11),

haben nach den Minimalwerten im August unter den Vegetationstypen bis auf wenige Ausnahmen ein Anstieg der Bodenfeuchten wieder auf das Niveau von Ende Juni zur Folge (Abb. 34, 35). Unter dem *Elymetum* und dem *Elymus-Festuca-Atriplex*-Übergangstyp in St. Peter-Ording steigen sie allerdings erst nach Überflutung der gesamten Untersuchungsfläche Anfang Oktober wieder deutlich an, obwohl kurzfristige Überflutungen nicht zu Veränderungen der Wassergehalte und Porenvolumina führen (Aegerter 1993, Giani 1991, Giani et al. 1993). Der unter diesen Vegetationstypen in den oberen 20 cm vorkommende Feinsand, ermöglicht ein Einsickern des Meerwassers auch bei kurzzeitiger Überflutung, da Sandböden einen geringen Oberflächenabfluss aufweisen. Ein Ausgleich der Wassergehalte über Kapillaranstieg des Grundwassers könnte an diesen Standorten nur kurzzeitig erfolgen, wenn der Wasserstand bedingt durch höhere Fluten deutlich ansteigt und nicht (wie überwiegend) 70 bis 100 cm unter Flur liegt (z.B. 09.09.97, Abb. 25, 27, 28).

In der oberen Bodenschicht ist von einem stärkeren Witterungseinfluss auf den Wassergehalt auszugehen (Kiehl 1997, Lüning 1998, Schroeder & Lüning 2000), dies gilt vor allem für die Vegetationstypen der unteren Salzmarsch und Pionierzone der Untersuchungsflächen (s. Anhang Tab. A9). In St. Peter-Ording sind aber auch Korrelationen der Bodenfeuchten mit den Temperaturen und Evaporationen bis in 20 bis 30 cm Bodentiefe in der oberen Salzmarsch zu beobachten. Zum einen werden diese Bereiche sehr selten überflutet (s. Abb. 13), zum anderen liegen die Grundwasserstände weit unter Flur, sodass keine ausgleichende Wasserbewegung bis in 20 bis 30 cm Bodentiefe erfolgen und sich der Witterungseinfluss bis in diese Tiefe bemerkbar machen kann.

Aufgrund der häufigen Überflutungen und der dicht unter Flur anstehenden Grundwasserspiegel sind in der unteren Salzmarsch und Pionierzone ausgeglichene Wassergehalte zu erwarten (vgl. Kiehl 1997, Dahl 2000). Im Gegensatz zu den Untersuchungen von Hemminga et al. (1991) und Aegerter (1993) weisen in der vorliegenden Arbeit vor allem die Vegetationstypen der unteren Salzmarsch sowie Pionierzone hohe Variabilitäten im Jahresgang der Bodenfeuchte auf (s. Abb. 36, 37, 38). Die tiefer gelegenen Bereiche der Untersuchungsflächen liegen zwar in einem Höhenbereich, der sehr häufig überflutet wird, hier treten aber auch überflutungsfreie Phasen mit niedrigen Grundwasserständen auf, sodass die Witterung an Einfluss gewinnen kann.

#### Einfluss verschiedener Vegetationsbestände auf die Bodenfeuchte

Im Sommer wird der Boden durch die Vegetation beschattet, sodass die Evaporation sinkt, gleichzeitig aber die Transpiration steigt (de Leeuw et al. 1991). Dies dürfte im August der Grund für die auch unter dem *Atriplicetum* sinkenden Bodenfeuchten sein, da aufgrund der niedrigen Bodentemperaturen und geringen Lichtintensitäten im Vergleich zu den anderen Vegetationstypen nur geringe Evaporationsraten an diesem Standort zu erwarten sind (s. 5.1.5.2, 5.3.1). In der unteren Salzmarsch und Pionierzone aller Flächen verringern sich die Wassergehalte im August deutlicher als in der oberen Salzmarsch, obwohl unter dem

*Spartinetum* und *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp im Vergleich zum *Elymetum* geringere oder ähnlich hohe Bodentemperaturen auftreten (s. 5.3.1) und so von niedrigeren oder vergleichbaren Evaporationsraten auszugehen ist. Da unter dem *Spartinetum* sowie dem Übergangstyp zur Pionierzone die höchsten Lichtintensitäten zu finden sind (s. 5.1.5.2), ist aber an diesen Standorten im Sommer durch die Sonneneinstrahlung von hohen Evaporationsraten auszugehen, die sich besonders auf die obere Bodenschicht auswirken (Chapman 1938). Die vergleichsweise hohe Wuchshöhe dieser Vegetationstypen dürfte zusätzlich die Transpiration verstärken und zu den extrem niedrigen Bodenfeuchten im August führen. *Elymus* kann dagegen aufgrund seiner Rollblätter und epicuticularer Wachse die Transpiration einschränken und beschattet zudem den Boden stärker.

#### Einfluss der Bodentextur auf die Bodenwassergehalte

In der Tümlauer Bucht sind im Vergleich zu St. Peter-Ording die höheren Wassergehalte zu finden, da der feinkörnigere Boden eine höhere Wasserspeicherkapazität und eine geringere Wasserleitfähigkeit besitzt (s. 5.4.2, vgl. Schmolcke 1998, Dahl 2000). Gleichzeitig lässt der feinporige Boden eine hohe kapillare Wasserlieferung zu und bindet das Wasser stark, während sandige und schluffige Bestandteile, wie sie in St. Peter-Ording vorliegen, zu einer schnellen Entwässerung bzw. Durchlüftung und somit niedrigeren Wassergehalten führen (s. Anhang Tab. A8).

In der Tümlauer Bucht sind in 0 bis 10 cm Bodentiefe höhere Wassergehalte als in 20 bis 30 cm zu finden (vgl. Schmolcke 1998, Schroeder & Lüning 2000); in St. Peter-Ording gilt dies nur für den Bereich vom *Triglochin*-Dominanzbestand bis zum *Spartinetum* (s. Abb. 34, 35). Während sich unter diesen Vegetationstypen in 0 bis 10 cm Bodentiefe sandiger Lehm befindet, der eine hohe Wasserspeicherkapazität besitzt, steht in 20 bis 30 cm Tiefe schluffiger Sand oder sandiger Schluff an, der eine gute Entwässerung erlaubt (Abb. 23). Unter dem *Atriplex-Puccinellia*-Übergangstyp liegen die Bodenfeuchten dagegen in 20 bis 30 cm Tiefe deutlich über denen in 0 bis 10 cm, da sich hier toniger Lehm in 20 bis 30 cm und sandiger Schluff an der Oberfläche befindet.

#### 5.5.4.3 Einfluss der ehemaligen Begrüpfung auf den Wasserhaushalt

15 Jahre nach Auflassung der Fläche beeinflusst die ehemalige Beet- und Gruppenstruktur den Wasserhaushalt nur noch geringfügig. Die Grundwasserstände und Wassergehalte der Vegetationstypen auf der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht II weisen wie auf den anderen Flächen Unterschiede zwischen den Vegetationstypen der oberen und unteren Salzmarsch sowie Pionierzone auf und zeigen ähnliche saisonale Veränderungen.

Die ehemaligen Gruppen sind inzwischen teilweise zusedimentiert (vgl. Reents 1995) und wirken einer schnellen Be- und Entwässerung entgegen. In der direkt an die Fläche angrenzenden Gruppe befindet sich während des gesamten Untersuchungszeitraumes mit

Ausnahme des sehr trockenen Sommers 1997 ständig Wasser, sodass es zu einer Wiedervernässung des Gruppenrands kommt und unter dem *Spartinetum* wie in natürlich entstandenen Salzmarschen die höchsten Wassergehalte zu beobachten sind. Begrüpfung führt zur besseren Entwässerung und Durchlüftung der Gruppenränder (Erchinger 1987) und dort zu höheren Wassergehalten im Vergleich zu den Beetseiten (vgl. Dierßen et al. 1994 A, Kiehl 1997). Die im Vergleich zu den anderen Flächen etwas ausgeglicheneren Gang- und Dauerlinien der Grundwasserstände sind neben der Wiedervernässung auf die sehr geringe Wasserleitfähigkeit des Bodens bedingt durch den unter allen Vegetationstypen vorhandenen tonigen Lehm zurückzuführen (Abb. 24, Abb. 22). Gleichzeitig spielt die im Vergleich zu den anderen Flächen größere Entfernung zu einem flutenden Priel eine Rolle (s. 2.1). Unterschiede zwischen den Grundwasserständen und Wassergehalten des *Triglochin*-Dominanzbestands und des *Atriplicetum* treten im Gegensatz zu den anderen Flächen nur selten auf. Die relativ geringen Höhenunterschiede der ehemaligen Beetseite scheinen einer Differenzierung dieser Parameter bei den Vegetationstypen der unteren Salzmarsch entgegenzuwirken (vgl. Kiehl 1997).

#### 5.5.4.4 Einfluss des Wasserhaushaltes auf die Vegetationszonierung

Auf allen Untersuchungsflächen liegen die Grundwasserstände und Bodenwassergehalte der Vegetationstypen der oberen Salzmarsch unter denen der unteren und diese unter denen der Pionierzone (vgl. Vestergard 1982, Kiehl 1997, Schmöcke 1998, Dahl 2000). Beiden Parametern kann damit eine vegetationsdifferenzierende Eigenschaft zugesprochen werden (vgl. Scherfose 1987), da sich zudem unter den Dominanztypen mit Ausnahme des *Atriplicetum* und *Triglochin*-Dominanzbestandes in der Tümlauer Bucht II sowohl die Grundwasserstände als auch die Bodenfeuchten im Hauptwurzelhorizont abgesehen vom August zum Teil signifikant unterscheiden (Tab. 11, Abb. 36, 37, 38). Vermutlich spielt dabei der Einfluss beider Parameter auf die Bodendurchlüftung eine entscheidende Rolle. Die Auswirkung der Bodendurchlüftung auf die Vegetationszonierung wird unter Kapitel 5.6.4 weitergehend diskutiert.

Insgesamt zeigen die Vegetationstypen der oberen Salzmarsch mit 30 % in der Tümlauer Bucht relativ niedrige und in St. Peter-Ording mit Wassergehalten unter oder um die 20 % sehr niedrige Wassergehalte. Die Böden dieser Standorte sind gut durchlüftet und die Grundwasserstände stehen in der Regel weit unter Flur an. Unter diesen Bedingungen können die Arten der oberen Salzmarsch, deren Wurzeln sehr empfindlich auf Wassersättigung des Bodens reagieren (Gray & Scott 1977, van Diggelen 1988), sich an diesen Standorten gut behaupten. In den Sommermonaten, besonders im August, kann es jedoch zum Trockenstress kommen (Jefferies et al. 1979), da bedingt durch die relativ flache Durchwurzelung und die Aufkonzentration der Salze in der Bodenlösung eine Nachlieferung von Wasser erschwert ist (vgl. Kiehl 1997). Die Arten sind durch ihren xeromorphen Bau an Wassermangel angepasst.

*Festuca* und *Elymus* reduzieren mit ihren Rollblättern ihre Transpiration, *Elymus* besitzt zusätzlich epicuticulare Wachse.

Die Vegetationstypen der unteren Salzmarsch und Pionierzone tolerieren höhere Wassergehalte und höher teilweise über Flur anstehende Grundwasserstände (s. Abb. 24, 25, 34, 35). Das Wachstum der Pflanzen wird in der Regel durch Staunässe limitiert (Chapman 1939, van Diggelen 1988), sodass sich geringere Bodenfeuchten positiv auf das Wachstum auswirken können (vgl. Kiehl 1997). Aufgrund ihres Aerenchyms (z.B. bei *Atriplex portulacoides* und *Puccinellia*), das die Versorgung der Wurzeln mit Sauerstoff sichert, können sie ein ausgedehntes Wurzelsystem ausbilden (s. 5.4.2, vgl. Armstrong et al. 1985, Ernst 1990), sodass die Wasserversorgung auch in Trockenphasen gewährleistet sein dürfte (vgl. Kiehl 1997). Am 05.08.97 liegen die extrem geringen Bodenwassergehalte, auch bis in 30 cm Bodentiefe, für die Pionierzone der Tümlauer Bucht (s. Abb. 34) aber wahrscheinlich in einem Bereich, der trotz tiefer Durchwurzelung von *Spartina* (s. 5.4.2.) nicht ausreichend kompensiert werden kann und 1997 zu einem Rückgang der Deckung von *Spartina* und einer Zunahme von *Puccinellia* im Vergleich zu 1996 führte.

In St. Peter-Ording sind die Wassergehalte unter dem *Festucetum* insgesamt höher als unter dem *Elymetum* (Kiehl 1997, Schmölcke 1998), aber deutlich niedriger als unter dem *Elymetum* in der Tümlauer Bucht. Da gleichzeitig das Grundwasser in der oberen Salzmarsch in der Tümlauer Bucht erheblich höher ansteht, wirken beide Parameter vermutlich einer Etablierung von *Festuca* in der Tümlauer Bucht entgegen.

## 5.6 Redoxpotenziale

Salinität und Wassersättigung werden häufig als die Hauptfaktoren betrachtet, die die Verteilung der Arten in den Salzmarschen bestimmen (Adam 1990). Überflutungen, Staunässe und Grundwasseranstieg, die zur Wassersättigung des Bodens führen, verhindern die Sauerstoffdiffusion aus der Atmosphäre in den Boden (vgl. Colmer & Flowers 2008, Blume et al. 2010). Anaerobe Bedingungen sind die Folge, die mit chemischen Veränderungen verschiedener Verbindungen verbunden sind und zur Bildung von Schadstoffen führen können (Long & Mason 1983, Armstrong et al. 1985, Pezeshki 2001). Vor allem die Toleranz der Pflanzen gegenüber Sauerstoffmangel, spielt eine entscheidende Rolle für die Zonierung der Arten in der Salzmarsch (vgl. Armstrong et al. 1985, Adam 1990, Maricle & Lee 2007). Dies gilt besonders für die Initialstadien der Salzwiesen (Dijkema 1990). Toxische Substanzen haben dagegen offenbar mit Ausnahme des Sulfids nur einen geringen Einfluss auf die Vegetationsverteilung (Adam 1990). Die Gegenwart von Sulfid führt zum Ausschluss der Arten, die sensitiv gegenüber Sulfid sind (van Diggelen et al. 1987).

Das Redoxpotenzial des Bodens kann als Maß für die Bodendurchlüftung verwendet werden. Änderungen des Redoxpotenzials wirken sich auf die Verfügbarkeit von Nähr- und Schadstoffen aus, da die Reduktion verschiedener Substanzen in definierter Reihenfolge

stattfindet, die durch die Redoxeigenschaften der Verbindungen bestimmt wird (Brümmer 1973, Blume et al. 2010). Messungen des Redoxpotenzials liefern somit nicht nur Aussagen zur Versorgung des Standortes mit Sauerstoff, sondern auch zur An- und Abwesenheit bestimmter Verbindungen, wie Nitrat oder Sulfid.

Die Höhe des Redoxpotenzials hängt von verschiedenen Faktoren ab. Überflutungen beziehungsweise Spring- und Nipptiden, Wasserstände, Temperatur und Niederschläge, Porenvolumen und Korngrößenverteilung spielen ebenso wie der Wassergehalt eine Rolle, der durch Niederschläge, Überflutungen, Porenverteilung im Boden und Grundwasserstände beeinflusst wird (Brümmer 1968, Armstrong et al. 1985, Dierßen et al. 1991, Müller-Thomsen 1997, Catallo 1999). Zudem wirken sich die Wasserleitfähigkeit, die Topographie und Position der Fläche zum Prielsystem entscheidend auf die Durchlüftung aus (Silvestri & Marani 2004, Ursino et al. 2004, Silvestri et al. 2005). Mit zunehmendem Gehalt an organischer Substanz nehmen die Reduktionsprozesse zu, sodass sich die Versorgung des Standortes mit organischer Substanz ebenfalls auf die Höhe des Redoxpotenzials auswirkt (Brümmer 1973, Blume et al. 2010).

Da tonreichere Sedimente in Salzmarschen mehr organische Substanz enthalten (Brümmer 1968) und schluffig-tonige Böden niedrigere Redoxpotenziale als sandige Böden aufweisen (Schroeder 1990), sind Erhebungen an verschiedenen Standorten sinnvoll. In der vorliegenden Arbeit bieten die beiden Untersuchungsgebiete die Möglichkeit, den Einfluss unterschiedlicher Bodenarten auf Redoxpotenziale als Maß für die Bodendurchlüftung zu vergleichen.

Die Redoxpotenziale erhöhen sich mit zunehmender Lage über MThw (van Diggelen 1987, Giani 1988). Um die gesamte Spannbreite der in einer Untersuchungsfläche herrschenden Redoxverhältnisse zu erfassen, ist es notwendig, die Potenziale sowohl in der oberen Salzmarsch als auch in der Pionierzone zu bestimmen. Die Messungen beschränken sich auf die oberen 10 cm als Hauptwurzelhorizont. In tieferen Bodenschichten kann von stabilen Redoxverhältnissen ausgegangen werden (Armstrong et al. 1985), da unterhalb von 15 cm keine Veränderungen von organischem Kohlenstoff auftreten, die sich auf das Redoxpotenzial auswirken (Mao et al. 2009).

Obwohl der Bodendurchlüftung eine entscheidende Rolle bei der Zonierung in Salzmarschen zugesprochen wird, liegen bislang nur wenige Erhebungen dazu vor. Häufig handelt es sich um Messungen unter Laborbedingungen oder diskontinuierliche Erfassungen, die jeweils nur Momentaufnahmen der Redoxverhältnisse wiedergeben. Da mit dem sedimentationsbedingten Herauswachsen der Salzmarschen aus dem Bereich der täglichen Überflutung zunehmend Entwässerungs-, Belüftungs- und Oxidationsprozesse einsetzen, die bei starken Niederschlägen oder unregelmäßigen Überflutungen wieder durch Reduktionsvorgänge abgelöst werden können (Brümmer et al. 1971), sind saisonale Veränderungen der Potenziale zu erwarten. Obwohl die Redoxpotenziale von vielen Faktoren beeinflusst werden, die jahreszeitlich variieren, wurden in Salzmarschen bislang selten kontinuierliche Erhebungen

über einen längeren Zeitraum durchgeführt (Catallo 1999). Für die schleswig-holsteinische Westküste liegen bisher nur Ergebnisse aus einem Untersuchungsgebiet für das Übergangswatt und die untere Salzmarsch vor (Müller-Thomsen 1997).

In der vorliegenden Arbeit wurden deshalb, um die tatsächlichen Durchlüftungsverhältnisse am Standort zu erfassen, die Redoxpotenziale kontinuierlich von Mitte Juli 1997 bis August 1998 (Tümlauer Bucht) und September 1998 (St. Peter-Ording) direkt im Gelände jeweils unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* in 0 bis 10 cm Bodentiefe gemessen.

#### 5.6.1 Saisonaler Verlauf der Redoxpotenziale

Auf beiden Untersuchungsflächen sind sowohl in der oberen Salzmarsch als auch in der Pionierzone während des Untersuchungszeitraumes Phasen mit einer geringen und Perioden mit einer hohen Variabilität der Redoxpotenziale zu beobachten, die auf den Flächen aber zum Teil zu unterschiedlichen Zeitpunkten auftreten (s. Abb. 39, 40, Anhang Abb. A14 bis A15).

Zur besseren Übersicht sind in der Abbildung 39 die Mittelwerte der Redoxpotenziale (s. 3.3.5) für zwei Wochen zusammengefasst und in Abbildung 40 nur die Phasen mit den jeweils stärksten Schwankungen wiedergegeben, die unter 5.6.2 detaillierter beschrieben werden. Im Anhang sind für jeden Standort die täglichen Schwankungen der Redoxpotenziale in Monatsdiagrammen wiedergegeben (Anhang Abb. A14 bis A17).

##### Tümlauer Bucht I

Während des Untersuchungszeitraums zeigen die Redoxpotenziale in der oberen Salzmarsch und der Pionierzone einen sehr ähnlichen saisonalen Verlauf. (s. Abb. 39, Anhang Abb. A14, A15). Von Ende Juli bis Ende September 1997 sind die Redoxpotenziale unter beiden Vegetationstypen durch kurzfristige und starke Schwankungen gekennzeichnet (s. Abb. 39, 40, Anhang A14). Bis zum 10.08.97 treten Tagesamplituden der Werte von etwa 500 mV, nach dem 10.08.97 von maximal 800 mV auf. Ende August steigt das Niveau der Redoxpotenziale, sodass sich die Werte in der Pionierzone meistens oberhalb von 600 mV, selten unterhalb von 200 mV befinden. In der oberen Salzmarsch liegen sie überwiegend über und nur selten unter 800 mV (Abb. 40). Von Mitte September 1997 bis Mitte Februar 1998 sinken die Potenziale sowohl in der oberen Salzmarsch als auch in der Pionierzone auf Werte zwischen 400 und 600 mV und es treten nur noch selten Schwankungen auf. Ab Mitte März 1998 sind während des gesamten Frühjahrs in beiden Zonen wieder stärkere Veränderungen der Redoxpotenziale mit teilweise kurzfristigen Schwankungen zu beobachten, die aber an einem Tag 300 mV nicht überschreiten (Anhang Abb. A14). Die Werte beider Vegetationstypen liegen in einem Bereich zwischen 200 und 500 mV und bleiben abgesehen von einem kleinen Anstieg Mitte Mai bis zum 20.06.98 in dieser Größenordnung. Etwa ab

Mitte Juni verlaufen die Werte wieder sehr gleichförmig und steigen bis Anfang August 1998 auf etwa 700 mV an (s. Abb. 39, Anhang Abb. A15).

Die Redoxpotenziale in der oberen Salzmarsch und der Pionierzone unterscheiden sich nur zu einigen Zeitpunkten deutlich voneinander (s. Abb. 39, Anhang Abb. A14, A15). Von Ende Juli bis Ende September 1997 liegen die Werte unter dem *Elymetum* um etwa 300 mV höher als in der Pionierzone. Im weiteren Jahresverlauf sind die Redoxpotenziale in der oberen Salzmarsch und Pionierzone ähnlich oder teilweise unter dem *Spartinetum* sogar etwas höher als unter dem *Elymetum*. Erst im Juli 1998 kehrt sich die Situation mit ungefähr 100 mV höheren Werten in der oberen Salzmarsch wieder um.

### St. Peter-Ording

An beiden Standorten der Untersuchungsfläche zeigt sich bis auf wenige Zeitspannen ein sehr gleichförmiger saisonaler Verlauf der Redoxpotenziale. In der oberen Salzmarsch liegen die Werte überwiegend zwischen 300 und 400 mV, in der Pionierzone zwischen -100 und 100 mV (s. Abb. 39, Anhang Abb. A16, A17). Bis zum 12.01.98 treten unter dem *Elymetum* kaum und unter dem *Spartinetum* nur geringe Schwankungen auf. Nach diesem Zeitpunkt zeigen die Redoxpotenziale in der oberen Salzmarsch und Pionierzone einen sehr parallelen zeitlichen Verlauf, der von Mitte Januar bis Ende März 1998 im Vergleich zu den Vormonaten durch teilweise kurzfristigere und ausgeprägtere Schwankungen gekennzeichnet ist, die Amplituden überschreiten aber nicht 200 mV. Bis Mitte Juli schließt sich unter beiden Vegetationstypen wieder eine Phase mit sehr ausgeglichenen Redoxverhältnissen an; in der Pionierzone liegen die Potenziale zwischen -50 mV und 50 mV, unter dem *Elymetum* bei etwa 400 mV. Von Ende Juli bis Anfang August erhöhen sich die Redoxpotenziale in beiden Zonen um etwa 200 mV, gleichzeitig treten an beiden Standorten relativ kurzfristige Schwankungen auf, die Tagesamplituden bis zu 600 mV umfassen können, sodass unter dem *Elymetum* Werte bis etwa 1300 mV und unter dem *Spartinetum* bis etwa 900 mV erreicht werden (Abb. 40, Anhang Abb. A17). Nach dem 09.08.98 sinken die Potenziale und liegen bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes in der oberen Salzmarsch wieder zwischen 300 und 400 mV und in der Pionierzone zwischen 0 und 70 mV.

Im Gegensatz zu den Ergebnissen der Tümlauer Bucht unterscheiden sich die Redoxpotenziale in der oberen Salzmarsch und Pionierzone in St. Peter-Ording während des gesamten Untersuchungszeitraumes deutlich voneinander; die Werte unter dem *Elymetum* befinden sich jeweils 300 bis 400 mV über denen des *Spartinetum* (s. Abb. 39, Anhang Abb. A16, A17).

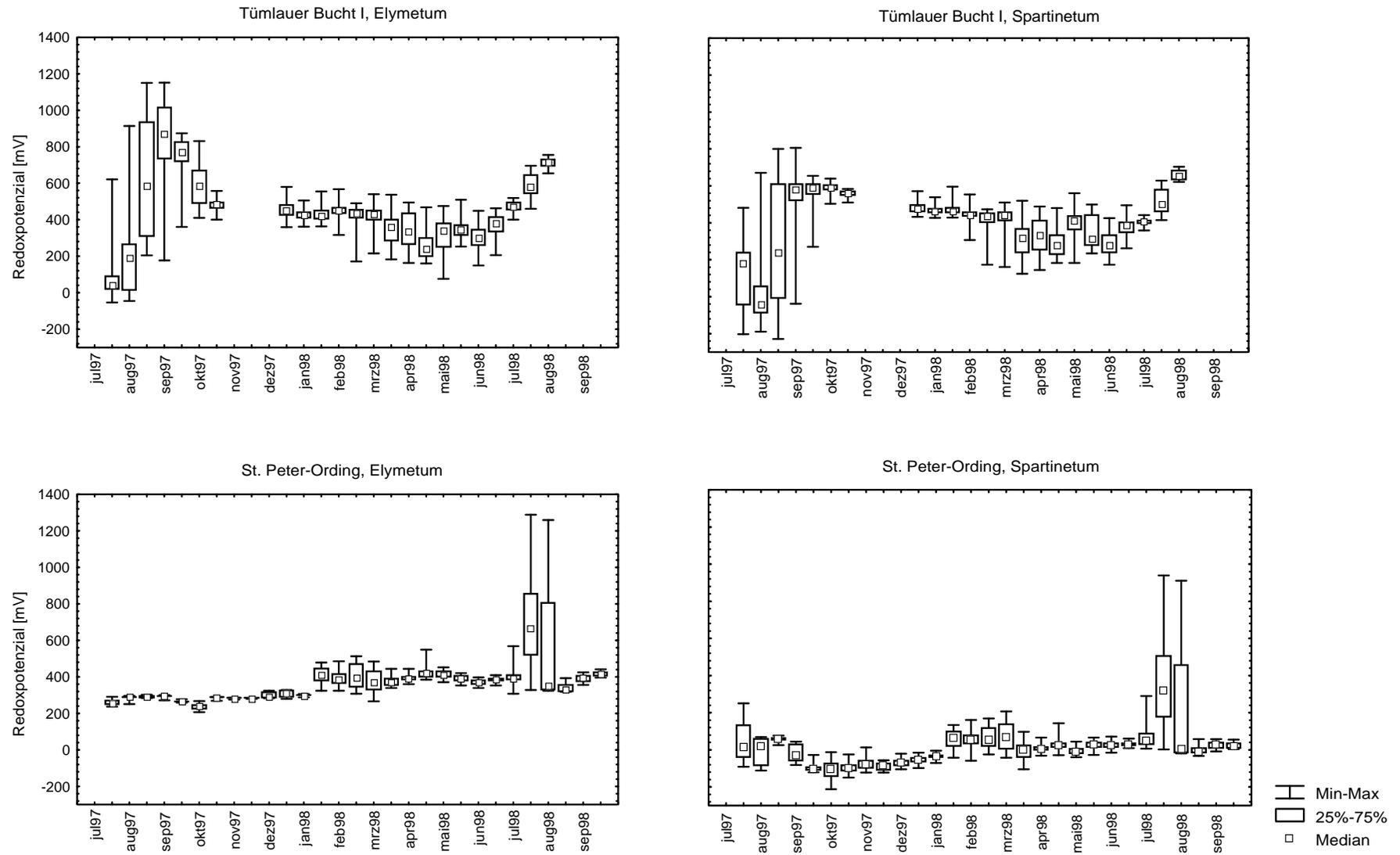


Abb. 39: Mediane, Quartile und Amplituden der Redoxpotenziale jeweils unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* der Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording in der Zeit vom 15.07.97 bis zum 20.09.98 für jeweils einen Zeitraum von ca. zwei Wochen. Die Werte sind jeweils vom 1. bis 15. und 16. bis 30. bzw. vom 1. bis 16. und 17. bis 30. jeden Monats zusammengefasst. Auf der x-Achse ist jeweils der Monatsbeginn gekennzeichnet.

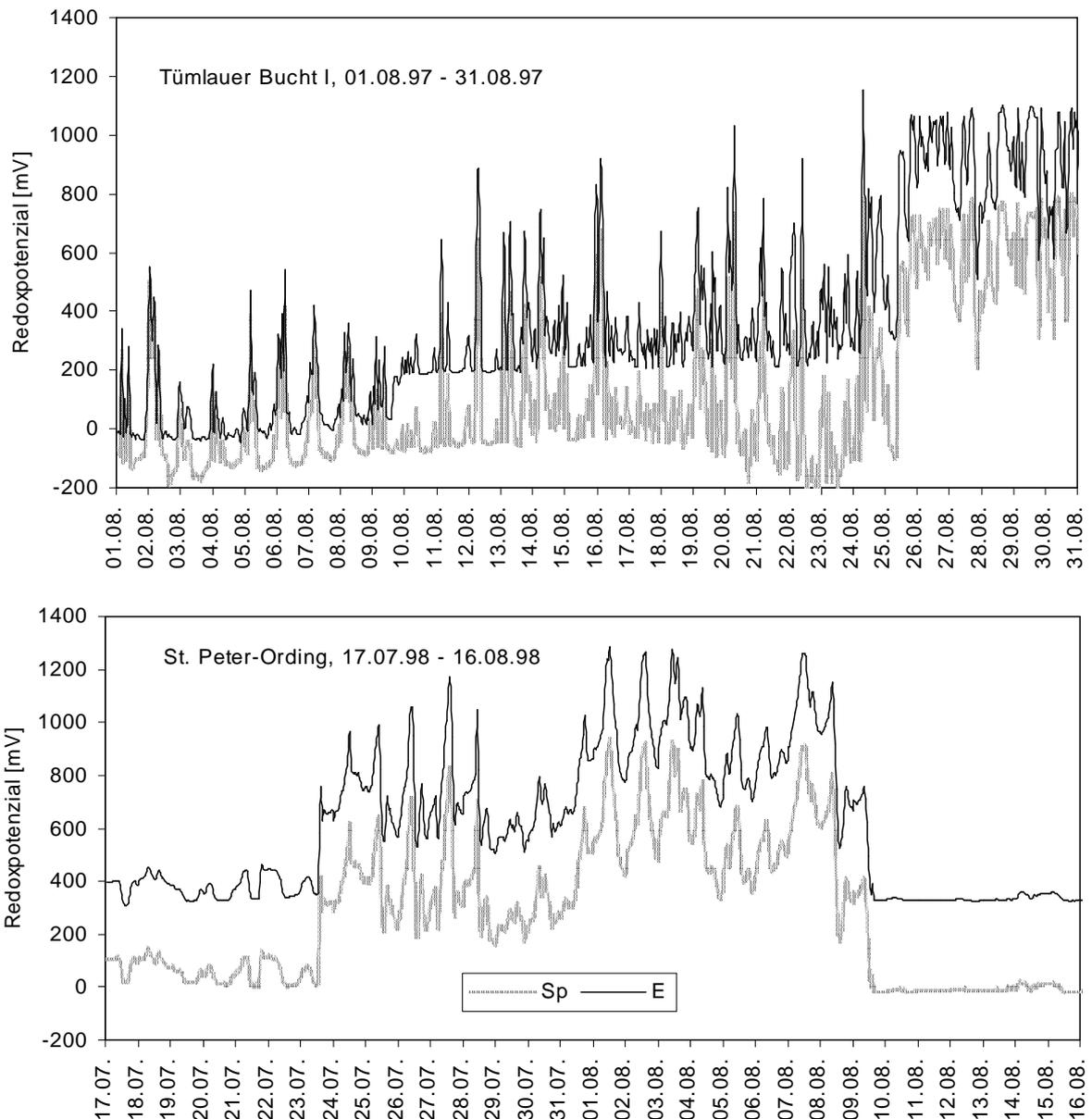


Abb. 40: Verlauf der Redoxpotenziale unter dem *Elymetum* (E) und *Spartinetum* (Sp) an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording in Zeiträumen, in denen an der jeweiligen Untersuchungsfläche starke Tagesschwankungen auftreten. Tümlauer Bucht I: 01.08.97 bis 31.08.97; St. Peter-Ording: 17.07.98 bis 31.08.98.

### 5.6.2 Ausgewählte Tagesgänge

Da in Phasen mit starken Schwankungen, in denen sich die Redoxpotenziale innerhalb eines Tages deutlich zum Teil über 600 mV verändern, unterschiedliche Tagesverläufe zu beobachten sind, werden für beide Untersuchungsflächen Ausschnitte dieser Zeitspannen im Detail wiedergegeben (Abb. 41, 42 und Anhang A18).

## Tümlauer Bucht I

Mitte August (11.08.–13.08.97) werden sowohl in der oberen Salzmarsch als auch in der Pionierzone die höchsten Redoxpotenziale in der Nacht oder in den frühen Morgenstunden erreicht, wenn die Lufttemperaturen noch niedrig sind (Abb. 41). Häufig sind zwei oder mehrere Maxima der Werte in einer Nacht beziehungsweise am Morgen zu beobachten. Mit steigenden Temperaturen sinken die Redoxpotenziale um maximal 600 mV ab und bleiben zum Zeitpunkt der höchsten Lufttemperaturen über mehrere Stunden auf dem niedrigeren Niveau. Ein ähnliches Bild mit den höchsten Potenzialen in der Nacht oder am Morgen und niedrigeren Werten am Tag zeigt sich unter beiden Vegetationstypen auch in der Zeit vom 19.08. bis zum 21.08.97 (Abb. 41). Allerdings bleiben die Werte tagsüber nicht über mehrere Stunden gleich, sondern verändern sich teilweise innerhalb einer Stunde. Wenn das *Spartinetum* teilweise überflutet wird, steigen zum Beispiel in diesem Zeitraum die Redoxpotenziale sowohl in der Pionierzone als auch in der oberen Salzmarsch und zeigen weiterhin einen parallelen Verlauf.

Ein anderes Bild zeigt sich Anfang September. Die Redoxpotenziale steigen sowohl unter dem *Elymetum* als auch *Spartinetum* zum Teil bereits in der Nacht auf ein relativ hohes Niveau, auf dem sie sich bis zum Abend halten. Anschließend sinken sie für wenige oder mehrere Stunden auf Minimalwerte ab, und steigen innerhalb einer Stunde um etwa 600 mV wieder an (Abb. 41).

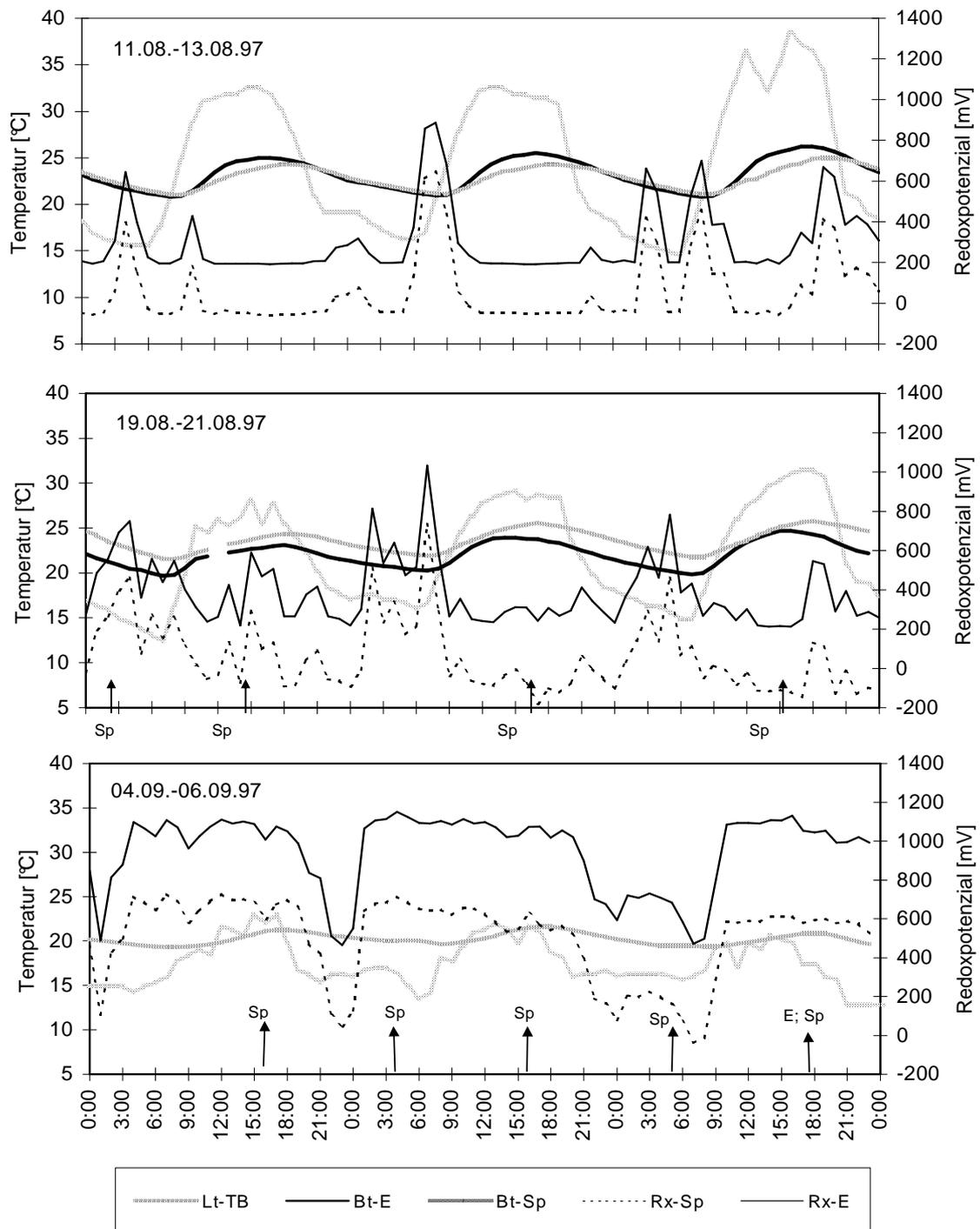
## St. Peter-Ording

Ende Juli 1998 erfolgt in St. Peter-Ording sowohl in der oberen Salzmarsch als auch in der Pionierzone eine langsame kontinuierliche Erhöhung der Redoxpotenziale, die in den Nachtstunden beginnt und sich bis zur Mittagszeit fortsetzt. Anschließend sinken die Potenziale innerhalb von zwei Stunden, in denen die höchsten Temperaturen erreicht werden, um etwa 500 mV ab, steigen teilweise wieder leicht an, um abermals auf das vorausgegangene niedrige Niveau zu fallen (Abb. 42). In diesem Zeitraum wird das *Spartinetum* an jedem Tag einmal überflutet, die Redoxpotenziale in der Pionierzone zeigen weiterhin aber einen parallelen Verlauf zu den Werten in der oberen Salzmarsch.

Anfang August 1998 erhöhen sich die Redoxpotenziale mit steigenden Lufttemperaturen langsam bis um 15:00 unter dem *Elymetum* auf 1300 mV und unter dem *Spartinetum* auf 900 mV. Anschließend sinken die Werte unter beiden Vegetationstypen langsam und kontinuierlich bis etwa 23:00 um 500 mV ab und steigen bereits in den folgenden Stunden wieder langsam an (Abb. 42).

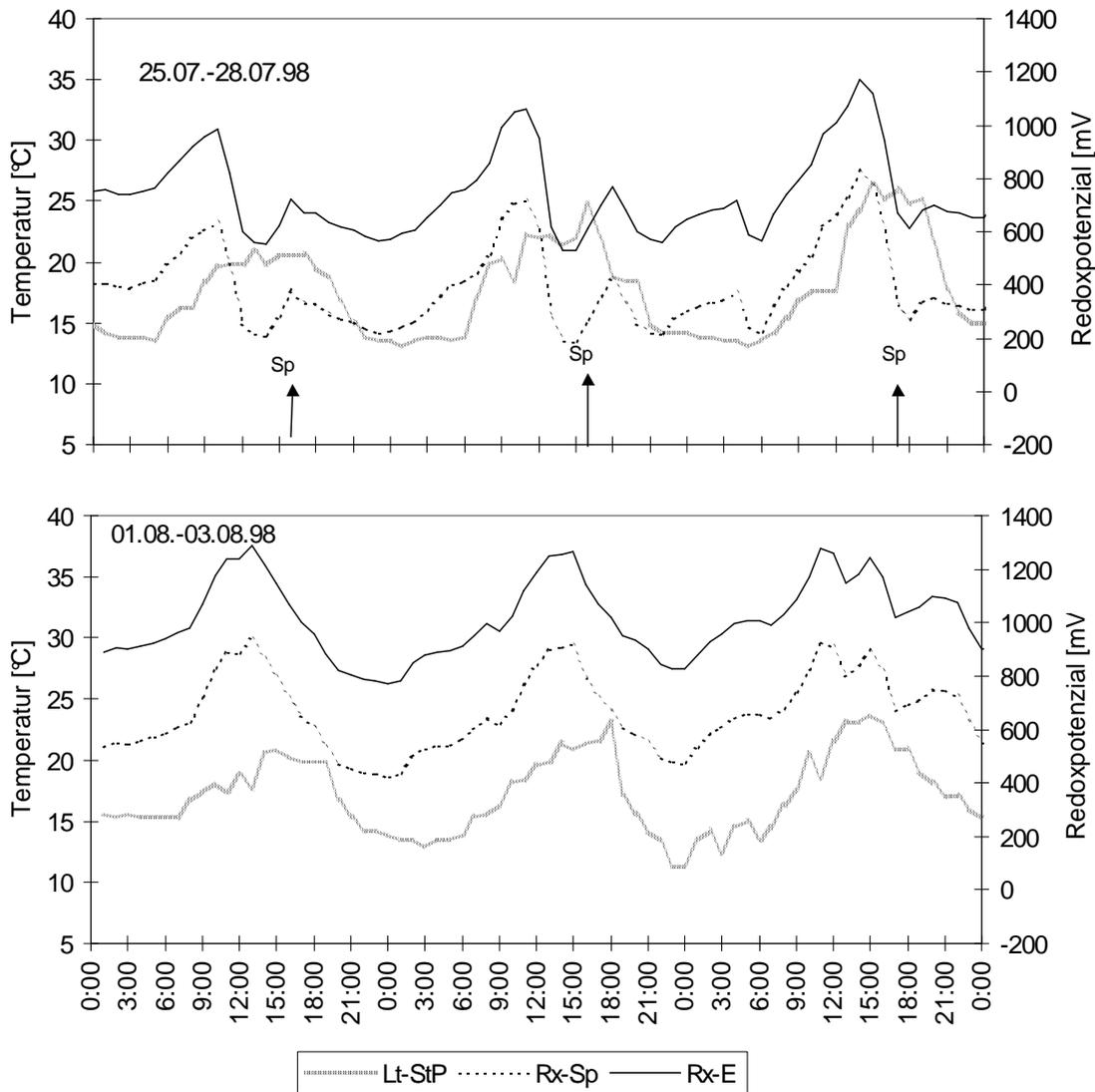
Während einer Zeitspanne im März 1998 mit Schwankungen um maximal 200 mV sind sowohl in der oberen Salzmarsch als auch Pionierzone breitere Maxima der Redoxpotenziale zu beobachten, die am Vormittag (05.03.98) oder in den frühen Morgenstunden (06.03.98)

auftreten. Dazwischen befinden sich die Werte über viele Stunden auf einem gleich bleibend niedrigen Niveau (Anhang Abb. A18).



|           | 11.08.97 | 12.08.97 | 13.08.97 | 19.08.97 | 20.08.97 | 21.08.97 | 04.09.97 | 05.09.97 | 06.09.97 |
|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Nd [mm]   | —        | —        | —        | —        | —        | —        | 0,7      | 0        | 5,6      |
| EVTP [mm] | 7,0      | 7,0      | 7,0      | 3,4      | 5,7      | 6        | 2        | 2,8      | 2,2      |
| T [°C]    | 24       | 23,6     | 24       | 20,8     | 22,9     | 23,4     | 19,1     | 18,1     | 17,4     |

Abb. 41: Tagesgänge der Redoxpotenziale (s. 3.3.5) unter dem *Elymetum* (Rx-E) und *Spartinetum* (Rx-Sp), der Lufttemperaturen (Lt-TB) und soweit vorhanden der Bodentemperaturen unter dem *Elymetum* (Bt-E) und *Spartinetum* (Bt-Sp) an der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I während unterschiedlicher Zeiträume sowie die Höhe des Tagesniederschlags (Nd, —: kein Niederschlag), der potenziellen Evapotranspirationsrate (EVTP) und der durchschnittlichen Tagestemperatur (T) des jeweiligen Tages (Daten vom DWD). |E (*Elymetum*) und Sp (*Spartinetum*) geben den Zeitpunkt der auftretenden Überflutungen des entsprechenden Vegetationstyps während dieser Zeiträume wieder. Im Zeitraum vom 11. bis 13.08.97 fanden keine Überflutungen statt.



|           | 25.07.98 | 26.07.98 | 27.07.98 | 01.08.98 | 02.08.98 | 03.08.98 |
|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Nd [mm]   | —        | 0,8      | 0,3      | —        | —        | 10,3     |
| EVTP [mm] | 2,1      | 3,0      | 2,5      | 1,7      | 2,2      | 2,3      |
| T [°C]    | 15,3     | 16,4     | 18       | 15,2     | 14,6     | 17,8     |

Abb. 42: Tagesgänge der Redoxpotenziale (s. 3.3.5) unter dem *Elymetum* (Rx-E) und *Spartinetum* (Rx-Sp), der Lufttemperaturen (Lt-StP) an der Untersuchungsfläche St. Peter-Ording während unterschiedlicher Zeiträume sowie die Höhe des Tagesniederschlags (Nd, —: kein Niederschlag), der potenziellen Evapotranspirationsrate (EVTP) und der durchschnittlichen Tagestemperatur (T) des jeweiligen Tages (Daten vom DWD). ↑ Sp (*Spartinetum*) geben den Zeitpunkt der Überflutungen des *Spartinetum* während dieser Zeiträume wieder. Im Zeitraum vom 01.08. bis 03.08.97 fanden keine Überflutungen statt.

### 5.6.3 Korrelation der Redoxpotenziale

Der Schwerpunkt der Auswertung liegt auf der Korrelation der Redoxpotenziale mit den Parametern, die wie die Redoxpotenziale kontinuierlich erfasst wurden (s. 3.3, 5.6.4.1).

#### Zusammenhang mit dem Tidenzyklus

In beiden Untersuchungsgebieten zeigt sich kein eindeutiger Zusammenhang zwischen den Redoxpotenzialen und dem Tideverlauf (s. Tab. 17, 18). In Perioden, in denen die stärksten

Schwankungen der Redoxpotenziale auftreten, sind die Zusammenhänge nicht signifikant oder es zeigen sich nur schwache Korrelationen (s. Tab. 17). Die Flächen werden in diesen Phasen jeweils gar nicht oder nur in Teilbereichen überflutet (s. Abb. 41, 42). Wird das *Spartinetum* überflutet, verlaufen die Redoxpotenziale in der Pionierzone weiterhin ähnlich wie in der oberen Salzmarsch. Dies gilt in St. Peter-Ording auch für Zeiträume, in denen das *Spartinetum* einer Dauerüberflutung unterliegt, wie z.B. Anfang März (Anhang Abb. A18).

Tab. 17: Korrelation zwischen den Redoxpotenzialen und der Höhe der Tide an ausgewählten Tagen in der Tümlauer Bucht I, an denen hohe Tagesamplituden der Redoxpotenziale und zum Teil Überflutungen der Vegetationstypen auftreten (s. 5.6.2). Für jeden Tag und Vegetationstyp gilt n=24;  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit \*= $p<0,05$ ; \*\*= $p<0,01$ , \*\*\*= $p<0,001$ ; n.s.: nicht signifikant; Ampl. Redox.: Höhe der Tagesamplitude der Redoxpotenziale [mV].

| Datum    | Elymetum |              | Spartinetum |              | Datum    | Elymetum |              | Spartinetum |              |
|----------|----------|--------------|-------------|--------------|----------|----------|--------------|-------------|--------------|
|          | $r_s$    | Ampl. Redox. | $r_s$       | Ampl. Redox. |          | $r_s$    | Ampl. Redox. | $r_s$       | Ampl. Redox. |
| 19.08.97 | n.s.     | 532          | n.s.        | 555          | 04.09.97 | -0,50*   | 646          | -0,46*      | 682          |
| 20.08.97 | n.s.     | 801          | n.s.        | 916          | 05.09.97 | n.s.     | 559          | n.s.        | 637          |
| 21.08.97 | n.s.     | 570          | n.s.        | 609          | 06.09.97 | n.s.     | 659          | n.s.        | 651          |

Werden Zeiträume betrachtet, in denen in beiden Untersuchungsgebieten sowohl die obere Salzmarsch als auch die Pionierzone überflutet wurden, zeigen sich ebenfalls keine oder nur schwache Zusammenhänge der Redoxpotenziale mit dem Tidenverlauf (s. Tab. 18). Enge Korrelationen mit hohen Korrelationskoeffizienten sind nur selten und vor allem in Phasen zu beobachten, in denen nur geringe Tagesschwankungen der Redoxpotenziale auftreten (s. 5.6.4.1).

Tab. 18: Korrelation zwischen den Redoxpotenzialen und der Höhe der Tide an ausgewählten Tagen in der Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording.. Für jeden Tag und Vegetationstyp gilt n=24;  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit \*= $p<0,05$ ; \*\*= $p<0,01$ , \*\*\*= $p<0,001$ ; n.s.: nicht signifikant; —: keine Werte vorhanden, Ampl. Redox.: Höhe der Tagesamplitude der Redoxpotenziale [mV].

| Datum    | Tümlauer Bucht I |              |             |              | St. Peter-Ording |              |             |              |
|----------|------------------|--------------|-------------|--------------|------------------|--------------|-------------|--------------|
|          | Elymetum         |              | Spartinetum |              | Elymetum         |              | Spartinetum |              |
|          | $r_s$            | Ampl. Redox. | $r_s$       | Ampl. Redox. | $r_s$            | Ampl. Redox. | $r_s$       | Ampl. Redox. |
| 17.01.98 | 0,66***          | 70           | 0,76***     | 47           | —                | —            | —           | —            |
| 18.01.98 | 0,57**           | 27           | n.s.        | 21           | -0,53**          | 18           | -0,46*      | 48           |
| 19.01.98 | n.s.             | 80           | n.s.        | 86           | n.s.             | 15           | n.s.        | 19           |
| 20.01.98 | 0,47*            | 49           | 0,57**      | 43           | -0,78***         | 87           | -0,80***    | 88           |
| 21.01.98 | n.s.             | 169          | -0,48*      | 116          | 0,47*            | 114          | 0,49*       | 111          |
| 03.02.98 | n.s.             | 62           | -0,60*      | 130          | n.s.             | 122          | n.s.        | 156          |
| 04.02.98 | n.s.             | 80           | n.s.        | 72           | n.s.             | 42           | n.s.        | 62           |
| 05.02.98 | 0,64***          | 96           | 0,46*       | 73           | n.s.             | 26           | n.s.        | 33           |
| 11.02.98 | -0,47*           | 44           | 0,49*       | 37           | n.s.             | 67           | n.s.        | 65           |
| 12.02.98 | 0,78***          | 43           | 0,74***     | 21           | n.s.             | 44           | -0,55**     | 77           |
| 13.02.98 | n.s.             | 141          | n.s.        | 135          | 0,89***          | 36           | 0,60**      | 40           |
| 01.03.98 | n.s.             | 43           | n.s.        | 35           | n.s.             | 121          | n.s.        | 145          |
| 02.03.98 | 0,47*            | 66           | 0,64***     | 53           | 0,42*            | 139          | n.s.        | 183          |
| 03.03.98 | 0,50*            | 124          | 0,52**      | 122          | 0,58**           | 61           | n.s.        | 67           |
| 04.03.98 | n.s.             | 94           | n.s.        | 104          | -0,59**          | 119          | -0,71***    | 117          |
| 05.03.98 | 0,57*            | 123          | 0,46*       | 129          | n.s.             | 152          | -0,40*      | 169          |
| 06.03.98 | 0,68***          | 60           | 0,64***     | 51           | 0,82***          | 183          | 0,82***     | 185          |
| 07.03.98 | n.s.             | 122          | n.s.        | 120          | -0,53**          | 160          | n.s.        | 150          |

### Zusammenhang der Redoxpotenziale mit den Grundwasserständen

Auf eine ausführliche Darstellung der Korrelation der Redoxpotenziale mit den ebenfalls kontinuierlich erfassten Grundwasserständen (s. 3.3.4.1.2) wird verzichtet, da sich in beiden Untersuchungsgebieten ähnlich wie bei der Beziehung mit dem Tidenzyklus kein eindeutiger Zusammenhang ergibt (Anhang Tab. A11, A12). Je nach ausgewähltem Zeitraum korrelieren die Parameter entweder nicht oder nur schwach miteinander, häufig mit wechselnden Vorzeichen. Treten signifikante Zusammenhänge mit hohen Korrelationskoeffizienten auf, liegt die Tagesamplitude des Redoxpotenzials meist unter 50 mV (s. 5.6.4.1) oder die des Grundwasserstandes ist niedrig.

Insgesamt verändern sich in Perioden mit starken Schwankungen der Redoxpotenziale die Grundwasserstände nur geringfügig, in Phasen mit stärkeren Schwankungen der Grundwasserstände sind dagegen nur geringe Veränderungen der Redoxpotenziale zu beobachten.

### Zusammenhang der Redoxpotenziale mit der Temperatur

In beiden Untersuchungsgebieten ergibt sich für die Temperaturen ebenfalls kein eindeutiger Zusammenhang mit den Redoxpotenzialen. In der Tümlauer Bucht I nehmen im Sommer 1997 sowohl in der oberen Salzmarsch als auch in der Pionierzone an einigen Tagen, in denen hohe Tagesamplituden der Redoxpotenziale auftreten, mit steigenden Temperaturen die Redoxpotenziale ab (s. Tab. 19). An anderen Tagen zeigen beide Parameter keinen signifikanten Zusammenhang oder die Redoxpotenziale nehmen mit steigenden Temperaturen zu. Ähnliches ist für den Sommer 1998 zu beobachten, in dem allerdings in der Tümlauer Bucht I nur geringe Tagesamplituden der Redoxpotenziale auftreten. In St. Peter-Ording zeigen beide Parameter sowohl unter dem *Elymetum* als auch *Spartinetum* an Tagen, an denen die Redoxpotenziale stark schwanken (s. Abb. 42, Anhang Abb. A18), keinen Zusammenhang oder aber sie korrelieren positiv oder selten negativ. Enge negative Korrelationen treten in St. Peter-Ording in der Pionierzone Anfang August 1997 an Tagen mit nur geringen Tagesamplituden der Redoxpotenziale auf.

Tab. 19: Korrelation zwischen den Redoxpotenzialen und den Lufttemperaturen an ausgewählten Tagen in der Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording.. Für jeden Tag und Vegetationstyp gilt n=24;  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit \*= $p<0,05$ ; \*\*= $p<0,01$ , \*\*\*= $p<0,001$ ; n.s.: nicht signifikant; Ampl.: Höhe der Tagesamplitude der Redoxpotenziale [mV].

| Datum    | Tümlauer Bucht I |              |             |              | Datum    | St. Peter-Ording |              |             |              |
|----------|------------------|--------------|-------------|--------------|----------|------------------|--------------|-------------|--------------|
|          | Elymetum         |              | Spartinetum |              |          | Elymetum         |              | Spartinetum |              |
|          | $r_s$            | Ampl. Redox. | $r_s$       | Ampl. Redox. |          | $r_s$            | Ampl. Redox. | $r_s$       | Ampl. Redox. |
| 05.08.97 | -0,74***         | 498          | -0,85***    | 522          | 02.08.97 | 0,42*            | 7            | -0,97***    | 16           |
| 06.08.97 | -0,89***         | 559          | -0,93***    | 533          | 03.08.97 | n.s.             | 7            | -0,76***    | 15           |
| 07.08.97 | -0,88***         | 423          | -0,86***    | 401          | 04.08.97 | n.s.             | 6            | -0,84***    | 30           |
| 08.08.97 | -0,73***         | 342          | -0,83***    | 367          | 05.08.97 | -0,69***         | 8            | -0,83***    | 33           |
| 09.08.97 | n.s.             | 301          | -0,57**     | 240          | 06.08.97 | n.s.             | 6            | n.s.        | 52           |
| 10.08.97 | -0,58**          | 137          | -0,59**     | 150          | 07.08.97 | n.s.             | 7            | n.s.        | 22           |
| 11.08.97 | -0,71***         | 453          | -0,51*      | 456          |          |                  |              |             |              |
| 12.08.97 | -0,77**          | 696          | -0,79***    | 697          | 21.07.98 | -0,65***         | 132          | -0,54**     | 129          |
| 13.08.97 | n.s.             | 507          | n.s.        | 517          | 22.07.98 | -0,73***         | 109          | -0,71***    | 110          |
| 14.08.97 | n.s.             | 540          | n.s.        | 556          | 23.07.98 | n.s.             | 407          | n.s.        | 406          |
| 15.08.97 | n.s.             | 620          | n.s.        | 623          | 24.07.98 | n.s.             | 334          | n.s.        | 332          |
| 16.08.97 | -0,56**          | 703          | -0,57**     | 702          | 25.07.98 | n.s.             | 432          | n.s.        | 430          |
| 17.08.97 | n.s.             | 224          | n.s.        | 238          | 26.07.98 | n.s.             | 529          | n.s.        | 529          |
| 18.08.97 | n.s.             | 462          | n.s.        | 491          | 27.07.98 | 0,51*            | 610          | 0,51*       | 610          |
| 19.08.97 | n.s.             | 532          | n.s.        | 555          | 28.07.98 | n.s.             | 529          | n.s.        | 529          |
| 20.08.97 | -0,53**          | 814          | -0,61**     | 916          | 29.07.98 | 0,79***          | 157          | 0,81***     | 157          |
| 21.08.97 | -0,59**          | 570          | -0,60**     | 609          | 30.07.98 | 0,57***          | 245          | 0,56**      | 239          |
|          |                  |              |             |              | 31.07.98 | 0,75***          | 417          | 0,75***     | 416          |
| 04.09.97 | 0,44*            | 646          | n.s.        | 682          | 01.08.98 | 0,65***          | 507          | 0,65***     | 506          |
| 05.09.97 | n.s.             | 600          | n.s.        | 586          | 02.08.98 | 0,89***          | 494          | 0,89***     | 494          |
| 06.09.97 | 0,61**           | 659          | 0,50*       | 651          | 03.08.98 | 0,85***          | 452          | 0,85***     | 451          |
|          |                  |              |             |              | 04.08.98 | n.s.             | 450          | n.s.        | 447          |
| 01.08.98 | -0,79***         | 63           | -0,60***    | 49           | 05.08.98 | n.s.             | 329          | n.s.        | 328          |
| 02.08.98 | n.s.             | 21           | 0,61***     | 9            |          |                  |              |             |              |
| 03.08.98 | n.s.             | 30           | n.s.        | 10           | 04.03.98 | 0,60**           | 118          | 0,56**      | 117          |
| 04.08.98 | -0,53**          | 32           | n.s.        | 21           | 05.03.98 | n.s.             | 152          | 0,42*       | 169          |
| 05.08.98 | n.s.             | 23           | 0,49*       | 19           | 06.03.98 | n.s.             | 183          | n.s.        | 185          |
| 06.08.98 | -0,49*           | 51           | n.s.        | 28           | 07.03.98 | 0,52**           | 156          | n.s.        | 152          |

### Zusammenhang mit den Niederschlägen

Ob ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Redoxpotenziale und den Niederschlägen besteht, kann nicht genau überprüft werden, da keine genauen Zeitangaben für die Niederschläge vorliegen. In beiden Untersuchungsgebieten sind jedoch an Tagen, an denen hohe Tagesniederschläge auftreten (z.B. 18.07.97, 19.07.97, 08.10.97, 09.10.97 s. Anhang Abb. A3) und in niederschlagsreichen Phasen (z.B. Oktober, November 1997) nur geringfügige Veränderungen der Potenziale zu beobachten. Während niederschlagsfreier oder niederschlagsarmer Perioden treten dagegen die stärksten Schwankungen der Redoxpotenziale auf (s. Abb. 40, 41, 42).

### Zusammenhang mit der Überflutungsfrequenz, -dauer, dem Grundwasserstand und Wassergehalt

Werden die Tagesmittelwerte der Redoxpotenziale eines Probenahmetermins mit den Überflutungsparametern, dem Grundwasserstand und dem Wassergehalt des Tages korreliert (s. Tab. 20), zeigt sich in der Tümlauer Bucht I bei keinem der genannten Parameter ein

signifikanter Zusammenhang. In St. Peter-Ording treten dagegen enge negative Korrelationen auf, die in der Regel hochsignifikant sind. Hier steigen die Redoxpotenziale mit zunehmender Überflutungsfrequenz, -dauer und höher anstehendem Grundwasser sowie höheren Wassergehalten.

Tab. 20: Korrelationen zwischen den Redoxpotenzialen (Rx) und den Bodenwassergehalten in 0 bis 10 cm (Wgh 0-10) und 20 bis 30 cm (Wgh 20-30) Bodentiefe und den Grundwasserständen (Gw) gleicher Probenahmeterminen sowie der Überflutungsfrequenz (F) bzw. -dauer (D) der 10, 7, 5, 3 Tage sowie 1 Tag vor der Probenahme an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I) und St. Peter-Ording (StP).  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit  $p < 0,001 = ***$ ,  $p < 0,01 = **$ ,  $p < 0,05 = *$ ; n.s.: nicht signifikant.

|      | n | Rx vs. Wgh 0-10 | Rx vs. Wgh 20-30 | Rx vs. Gw  | Rx vs. F 10 | Rx vs. F 7 | Rx vs. F 5 | Rx vs. F 3 | Rx vs. F 1 |
|------|---|-----------------|------------------|------------|-------------|------------|------------|------------|------------|
| TB I | 6 | n.s.            | n.s.             | n.s. (n=8) | n.s.        | n.s.       | n.s.       | n.s.       | n.s.       |
| StP  | 8 | -0,98***        | -0,90**          | -0,89***   | -0,83**     | -0,83**    | -0,93***   | -0,91**    | -0,86**    |

|      | n | Rx vs. D 10 | Rx vs. D 7  | Rx vs. D 5 | Rx vs. D 3 | Rx vs. D 1 |
|------|---|-------------|-------------|------------|------------|------------|
| TB I | 6 | n.s.        | n.s.        | n.s.       | n.s.       | n.s.       |
| StP  | 8 | -0,81*(n=6) | -0,81*(n=6) | -0,95***   | -0,91**    | -0,86**    |

## 5.6.4 Diskussion

### 5.6.4.1 Methodendiskussion

#### Zur Problematik der Redoxmessungen

Bei Redoxmessungen im Gelände besteht die Gefahr, dass durch Vergiftung der Elektroden ihre Funktionsfähigkeit beeinträchtigt wird und zu falschen Messergebnissen führt. Dieses Problem kann bei den vorliegenden Untersuchungen als relativ gering eingeordnet werden, da von einer Vergiftung nur in einem sulfidischen Milieu ausgegangen werden kann (Schlichting et al. 1995). Sulfid liegt in Salzmarschen erst unterhalb eines Redoxpotenzials von -50 mV (pH 7) vor (Blume et al. 2010). In der Tümlauer Bucht sind die Potenziale beider Vegetationstypen nur kurzzeitig zu Beginn der Messungen niedriger als dieser Wert. Unter dem *Spartinetum* lagen die Potenziale einer Elektrode (Rx-Sp1) zwar bis zum 25.08.1997 unterhalb von -50 mV, da die Werte dieser Sonde aber weiterhin einen parallelen Verlauf zu den Redoxpotenzialen der anderen Elektroden ihres Standortes zeigen (s. Anhang A19), kann eine Verfälschung der Werte auch dieser Elektrode weitestgehend ausgeschlossen werden. In St. Peter-Ording liegt nur teilweise unter dem *Spartinetum* ein sulfidisches Milieu vor. Da die Werte der Parallelmessungen in der Pionierzone jeweils einen sehr ähnlichen Verlauf zeigen, der ab Januar 1998 auch mit dem in der oberen Salzmarsch vergleichbar ist, kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die gemessenen Werte den tatsächlichen Redoxpotenzialen entsprechen und interpretiert werden können.

Die Bildung eines Belages durch hohe Sauerstoffgehalte in der Messlösung (Whitefield 1974 in Kölling 1986), die ebenfalls zu einer Verfälschung der Ergebnisse führen könnten, kann nicht gänzlich ausgeschlossen werden, da besonders jeweils in der oberen Salzmarsch im Sommer 1997 in der Tümlauer Bucht und im Sommer 1998 in St. Peter-Ording hohe

Redoxpotenziale vorliegen (s. Anhang Abb. A14, A17). Der Großteil der Werte liegt allerdings in einer Größenordnung, die bei einem einjährigen Feldversuch mit Platinelektroden gleicher Bauart zu vernachlässigbaren Veränderungen geführt hat (Pfisterer & Gribbohm 1989). Der sehr ähnliche Verlauf der Potenziale der Parallelen sowie jeweils der beiden Vegetationstypen deutet ebenfalls an, dass eine Verfälschung der Messwerte durch Beläge weitestgehend ausgeschlossen werden kann.

In St. Peter-Ording nimmt einige Tage (17.01.98) nach dem Wechsel der Vergleichselektrode am 12.01.98 die Dynamik der Werte in St. Peter-Ording unter beiden Vegetationstypen deutlich zu (Anhang Abb. A16). Gleichzeitig zeigen die Potenziale der oberen Salzmarsch und der Pionierzone ab diesem Zeitpunkt einen parallelen Verlauf. Dies könnte darauf hindeuten, dass die Vergleichselektrode vor diesem Termin nicht mehr funktionsfähig war oder einen unzureichenden Bodenkontakt bedingt durch zu trockenen Boden (vgl. Blume et al. 2010) hatte. Da die Potenziale beider Vegetationstypen aber nach dem 17.01.98 jeweils weiterhin in derselben Größenordnung liegen wie vor dem Wechsel der Vergleichselektrode und bereits im Juli 1997 direkt nach dem Setzen der Sonden kaum Veränderungen der Potenziale unter dem *Elymetum* zu beobachten waren, kann davon ausgegangen werden, dass auch die Werte vor dem 12.01.98 die tatsächlichen Redoxpotenziale des Standortes wiedergegeben haben.

#### Zur Auswertung der Redoxpotenziale

Die Redoxpotenziale weisen zum Teil ähnlich hohe Standardabweichungen auf (s. Anhang Tab. A13), wie sie auch von anderen Autoren für Salzmarschen und überflutete Gebiete beschrieben werden (Giani 1991, Haraguchi 1991, Giani et al. 1993, Müller-Thomsen 1997). Da aber die Parallelen eines Vegetationstyps jeweils an einem Standort einen nahezu identischen Verlauf zeigen (s. Abb. 43, Anhang Abb. A19), kann davon ausgegangen werden, dass die Mittelwerte (s. 3.3.5) der Parallelen die Standortbedingungen des jeweiligen Vegetationstyps wiedergeben. Das zum Teil unterschiedliche Niveau der Potenziale der Parallelen ist wahrscheinlich auf die Heterogenität des Bodens zurückzuführen, die zu sehr unterschiedlichen Redoxbedingungen im Mikrobereich (Bloem et al. 1995, Blume et al. 2010) und zu Abweichungen um 400 mV in einem Horizont führen kann (Schlichting et al. 1995).

In der Tümlauer Bucht werden in der Pionierzone auch die Werte der Redoxsonde (Rx-Sp1) mit in die Berechnung der Mittelwerte einbezogen, deren Potenziale deutlich niedriger liegen als die der anderen Parallelen an diesem Standort (s. Anhang Abb. A19), da diese Werte ebenfalls die Redoxbedingungen des *Spartinetum* repräsentieren. Neben der Heterogenität des Bodens dürfte die Stelle der Sonde, an der sie gesetzt wurde, für die reduzierenderen Bedingungen mitverantwortlich sein. Sie befindet sich im Vergleich zu den anderen Parallelen dichter an einer kleinen Prielabzweigung, über die die Untersuchungsfläche geflutet wird. Eine höhere Wassersättigung des Bodens und somit niedrigere Redoxpotenziale könnten die Folge sein.

Da Redoxpotenzialmessungen in Böden qualitativ (Blume et al. 2010) und Differenzen zwischen 40 und 50 mV nicht mehr interpretiert werden sollten; Hornemann 1971 in Pfisterer und Gribbohm 1989, Kölling 1986), werden auftretende Veränderungen dieser Größenordnung und hohe Korrelationskoeffizienten für Tage (s. 5.6.3), an denen nur minimale Tagesamplituden auftreten, nicht weitergehend diskutiert.

In Anbetracht der in einigen Zeiträumen auftretenden extremen Schwankungen (s. 5.6.1, 5.6.2), die innerhalb eines Tages erhebliche Veränderungen der stündlichen Mittelwerte zur Folge haben, und der zum Teil hohen Standardabweichungen (s. Anhang Tab. A13) wird auf eine Darstellung, Korrelation oder Diskussion von Monats- oder Jahresmittelwerten der Redoxpotenziale sowie Überprüfung von Signifikanzen zwischen den Vegetationstypen verzichtet und der Schwerpunkt der Diskussion auf die saisonalen Veränderungen und Tagesschwankungen sowie auf die Korrelation mit ebenfalls kontinuierlich erfassten Standortparametern gelegt.

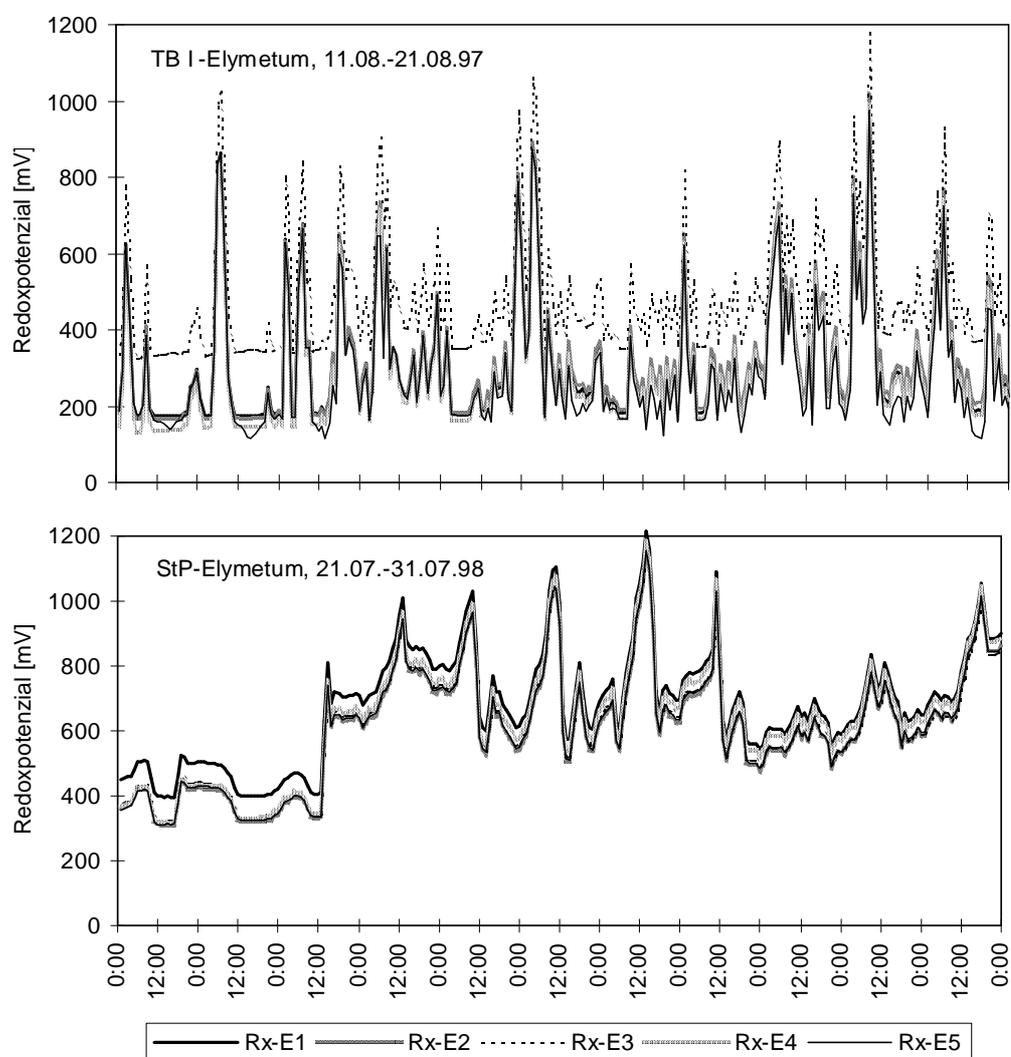


Abb. 43: Verlauf der Redoxpotenziale der Parallelen (Rx-E1, Rx-E2, Rx-E3, Rx-E4, Rx-E5; s. 3.3.5) unter dem *Elymetum* an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I) und St. Peter-Ording (StP) während Perioden, in denen an der jeweiligen Untersuchungsfläche starke Tagesschwankungen auftreten.

#### 5.6.4.2 Auswirkungen der Standortverhältnisse auf die Redoxpotenziale

##### Vergleich der Untersuchungsgebiete

In St. Peter-Ording sind ähnlich wie bei den Untersuchungen von Armstrong et al. (1985) während des gesamten Untersuchungszeitraumes in der oberen Salzmarsch deutlich höhere Potenziale als in der Pionierzone zu beobachten. Da sich das Redoxpotenzial mit zunehmender Höhe über MThw erhöht (Giani 1988), könnte dies auf die unterschiedliche Lage der beiden Vegetationstypen zum MThw (5.2.1) und die damit verbundene deutlich erhöhte Überflutungshäufigkeit und -dauer beim *Spartinetum* zurückzuführen sein (s. 5.2.3, Tab. 25). Der während des gesamten Zeitraums höhere Wassergehalt (5.5.2) sowie der höher anstehende, sich teilweise über Flur befindende Grundwasserspiegel in der Pionierzone (s. 5.5.1.1) sind weitere Gründe für die niedrigeren Redoxpotenziale in der Pionierzone, da diese Parameter ebenfalls eine negative Korrelation mit den Potenzialen aufweisen (Tab. 25). Eine entscheidende Rolle dürfte auch die unterschiedliche Bodenart der beiden Vegetationstypen in der oberen Bodenschicht spielen (vgl. Schroeder 1990, s. 5.4.2 Abb. 18). Im Gegensatz zum Reinsand unter dem *Elymetum*, bei dem von einer guten Sauerstoffversorgung bedingt durch das größere Porenvolumen ausgegangen werden kann, sind unter dem *Spartinetum* mit sandigem Lehm tonreichere Sedimente vorhanden, die aufgrund ihrer schlechten Durchlüftung auch reicher an organischer Substanz sind (Brümmer 1968, Müller-Thomson & Kreitz 1996). Da sich mit zunehmender organischer Substanz die Reduktionsvorgänge erhöhen (Brümmer 1973) und gleichzeitig tonreichere Böden Bakterien eine größere Oberfläche bieten (Schachtschabel et al. 1992), können die niedrigen Redoxpotenziale unter dem *Spartinetum* damit erklärt werden.

In der Tümlauer Bucht kann dagegen nur im August und September 1997 eine Zunahme der Redoxpotenziale mit zunehmender Höhe über MThw beobachtet werden (Giani 1988). Die signifikanten Unterschiede der Überflutungshäufigkeit und -dauer, des Wassergehaltes sowie des Grundwasserstandes zwischen der oberen Salzmarsch und der Pionierzone haben in dieser Untersuchungsfläche nur einen geringen Einfluss auf die Höhe der Redoxpotenziale (s. Tab. 25), sodass in den anderen Monaten die Werte in der Pionierzone ähnlich hoch oder höher sind als in der oberen Salzmarsch.

##### Vergleich der Redoxpotenziale in den Pionierzonen

Mit Werten überwiegend zwischen 400 und 600 mV sind die Redoxpotenziale der Pionierzone in der Tümlauer Bucht deutlich höher als in St. Peter-Ording. Sie sind aber vergleichbar mit den Werten, die Armstrong et al. (1985) für die oberen fünf Zentimeter des Bodens im Sommer und Herbst beschreibt. Da die hohen Potenziale fast während des ganzen Jahres zu finden sind, müssen andere Ursachen als eine sommerliche Durchlüftung aufgrund von Trockenrissen vorliegen (Armstrong et al. 1985). Die direkte Lage des *Spartinetum* am Priel, über den die Fläche geflutet wird, könnte eine gute Durchlüftung begünstigen

(vgl. Silvestri & Marani 2004, Ursino et al. 2004, Silvestri et al. 2005). Eine geringe Wasserleitfähigkeit, wie sie unter dem *Spartinetum* bedingt durch sandigen Lehm vorliegt (s. 5.4.1), und eine unmittelbare Lage am Priel ermöglicht nahe der Bodenoberfläche die Existenz eines ungesättigten Bereichs, auch während der Standort überflutet wird (Silvestri & Marani 2004, Ursino et al. 2004). Dieser Bereich wird durch die Wasseraufnahme der Pflanzen vergrößert (Ursino et al. 2004). Zusätzlich kann *Spartina* über die Wurzeln passiv oder durch aktive metabolische Prozesse Sauerstoff freisetzen (Howes et al. 1981), sodass in den oberen gut durchwurzelten zehn Zentimetern des Bodens (s. Abb. 21, 18) höhere Redoxpotenziale zu erwarten sind als in den tieferen, schlechter durchwurzelten Bereichen (Howes et al. 1981). Die vergleichsweise hohen Potenziale in der Pionierzone könnten andererseits darauf hinweisen, dass unter dem *Spartinetum* trotz des tonigen Lehms nur wenig organische Substanz vorhanden ist, die zu Reduktionsvorgängen und zur Absenkung des Potenzials führen kann. Bedingt durch die unterdurchschnittliche vertikale Sedimentation feiner Sedimente in der Tümlauer Bucht (Wienholdt 1987) wird wahrscheinlich nur in geringem Maße organisches Material nachgeliefert. Ist das organische Material zersetzt und verbraucht, steigen die Redoxpotenziale im Boden wieder an (Brümmer 1973). Dies könnte auch ein Grund für den Anstieg der Werte nach dem 25.08.97 sein (s. Abb. 40, Anhang Abb. A14). Des Weiteren könnten in der Tümlauer Bucht für die hohen Werte in der Pionierzone auch die häufigen kurzzeitigen Überflutungen mit sauerstoffhaltigem Meerwasser verantwortlich sein, die für einen ausreichenden Sauerstoffnachschub sorgen (Höpner & Michaelis 1994, Müller-Thomsen 1997). Der Sauerstoffaustausch dürfte sich allerdings nur auf die Oberfläche beschränken, da sich bei kurzzeitigen Überflutungen kaum Veränderungen des Wassergehaltes (Aegerter 1993) und im Ebbe-Flut-Rhythmus weder eine Veränderung des Porenvolumens noch des Wassergehaltes ergeben haben (Giani 1991, Giani et al. 1993). Zusätzlich könnte atmosphärischer Sauerstoff in den Boden diffundieren, wenn der Boden nicht wassergesättigt ist (Blume et al. 2010), da das *Spartinetum* nicht bei jeder Tide und nur kurzzeitig überflutet wird (s. 5.2.2).

In St. Peter-Ording liegen die Redoxpotenziale in der Pionierzone über den Werten, die Armstrong et al. (1985) in 5 bis 10 cm Tiefe feststellen konnte, aber in vergleichbarer Höhe mit Messungen anderer Autoren (Giani 1991, Giani et al. 1993, Bloem et al. 1995, Müller-Thomsen 1997), deren Probestellen sich noch unter dem MThw befanden. Obwohl sich das *Spartinetum* in St. Peter-Ording oberhalb des MThws befindet, scheint eine ausreichende Sauerstoffversorgung nur im Sommer 1998 vorzuliegen. Im Vergleich zur Tümlauer Bucht wird das *Spartinetum* hier deutlich länger überflutet, sodass die Sauerstoffzufuhr aus der Atmosphäre oder ein Austausch mit sauerstoffreichem Meerwasser eingeschränkt sein dürfte, da die langen Überstauungen wahrscheinlich zur Wassersättigung des Bodens führen und wassergefüllte Bodenporen die Sauerstoffdiffusion stark einschränken (Colmer & Flowers 2008, Blume et al. 2010). Der vorhandene Sauerstoff wird verbraucht und die Potenziale sinken (Müller-Thomsen 1997). Zudem ermöglicht eine lange Überstauung die

Sedimentation feiner Partikel, sodass dieser Standort wahrscheinlich gut mit organischer Substanz versorgt wird und im Vergleich zur Tümlauer Bucht vermehrt Reduktionsprozesse ablaufen und somit niedrigere Werte auftreten können. Da die Werte selten höher als 250 mV sind, laufen in St. Peter-Ording unter dem *Spartinetum* offenbar ständig Reduktionsprozesse ab (vgl. Mansfeldt et al. 1991, Höpner & Michaelis 1994). Die Potenziale sinken zum Teil unter -50 mV, sodass wahrscheinlich zeitweise Sulfid entsteht, (Brümmer 1973, Blume et al. 2010), das von *Spartina anglica* aber toleriert wird (van Diggelen et al. 1987).

#### Vergleich der Redoxpotenziale in der oberen Salzmarsch

In der Tümlauer Bucht ist unter dem *Elymetum* mit Werten überwiegend zwischen 400 und 600 mV der Boden vermutlich fast während des ganzen Jahres gut durchlüftet und es können Oxidationsvorgänge ablaufen (Mansfeldt et al. 1991). Die Redoxpotenziale befinden sich in vergleichbarer Höhe mit den Werten von Armstrong et al. (1985) oder Angaben für junge Kalkmarschen (Mansfeldt et al. 1991, Müller 1993). Sie liegen häufig oberhalb der Werte der oberen Salzmarsch in St. Peter-Ording. Aufgrund des grobkörnigeren Bodens in St. Peter wären eine bessere Durchlüftung und höhere Potenziale in St. Peter-Ording zu erwarten, wie sie auch von Schroeder (1990) bei Sandböden gegenüber schluffig-tonigen Böden gefunden wurden. Außerdem befindet sich die obere Salzmarsch in St. Peter-Ording deutlich höher über MThw als in der Tümlauer Bucht und wird im Vergleich zur Tümlauer Bucht seltener überflutet, sodass ein besserer Austausch mit dem atmosphärischen Sauerstoff denkbar wäre. Eine mögliche Erklärung für die relativ geringen Werte in St. Peter könnte die gute Versorgung des *Elymetum* mit leicht zersetzbarem Material sein. Aufgrund seiner Lage direkt am Priel- und Grabenrand erfährt es eine gute Zufuhr von Driftmaterial (s. 2.2, Anhang Tab. A3), das bedingt durch die geringe Salinität an diesem Standort gut zersetzt werden (Hemminga et al. 1991) und zu niedrigeren Potenzialen führen kann. Das *Elymetum* in der Tümlauer Bucht wird bedingt durch die Buchtlage dagegen eher schlecht mit organischer Substanz versorgt, sodass nur wenige Reduktionsprozesse ablaufen können. Zudem befindet sich das *Elymetum* in der Tümlauer Bucht auf einem kleinen Wall, der in den dreißiger Jahren aufgeschüttet worden ist (s. 2.1, Bockelmann 1996, Bockelmann & Neuhaus 1999). Dies könnte zu einer erhöhten Durchlüftung und somit höheren Redoxpotenzialen dieses Standortes im Vergleich zu unbeeinflussten Flächen führen, wie sie auch im Vergleich von gegrüpften zu ungegrüpften Flächen zu finden sind (Frank 1994).

#### 5.6.4.3 Tagesdynamik der Redoxpotenziale

Im Frühjahr und besonders im Sommer treten im Gegensatz zum Großteil des Jahres in beiden Untersuchungsgebieten kurzfristige und starke Schwankungen der Potenziale auf, die innerhalb weniger Stunden zu einem Wechsel von oxidierenden zu reduzierenden Bedingungen oder umgekehrt führen (s. 5.6.2, Abb. 40, 41, Anhang Abb. A14 bis A17). Im Frühjahr liegen die Amplituden mit 200 bis 300 ähnlich hoch, im Sommer 1997 mit etwa

600 mV in der Tümlauer Bucht und im Sommer 1998 mit etwa 500 mV in St. Peter-Ording etwa doppelt so hoch wie sie Catallo (1999) bei ebenfalls kontinuierlichen Redoxpotenzialmessungen beobachten konnte. Er beschreibt das Redoxpotenzial als eine dynamische nichtlineare Variable, die sich innerhalb von Stunden oder Tagen verändern kann. Er macht dafür vor allem Wasserstandsänderungen infolge des Flut-Ebbe-Zyklus und mikrobiologische Prozesse verantwortlich. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit legen dagegen keinen eindeutigen Zusammenhang der Tagesdynamik der Redoxpotenziale und dem Tidenzyklus (s. Tab. 18, vgl. Giani 1991, Giani et al. 1993) oder den Grundwasserständen nahe (s. Anhang, Tab. A11, A15). An einigen Tagen lässt sich allerdings ein negativer Zusammenhang mit den Lufttemperaturen beobachten (s. Tab. 19), der vermutlich auf die Beziehung zwischen den Luft- bzw. Bodentemperaturen und der Aktivität der Mikroorganismen zurückzuführen ist. Die Bodentemperaturen liegen 1997 in der Tümlauer Bucht zum Teil über 20 °C (s. 5.3.1). Da viele Bodenbakterien mesophil sind (Schlegel 1985), kann einerseits während der hohen Tagestemperaturen schnell Sauerstoff veratmet werden und andererseits ein intensiver anaerober mikrobieller Abbau und somit ein schnelles Absinken des Reduktionspotenzials einsetzen (vgl. Giani 1991). Sinken die Temperaturen, lässt die Aktivität der Mikroorganismen vermutlich nach und die Potenziale steigen in der Nacht wieder an. Giani (1991) und Giani et al. (1993) schreiben der mikrobiologischen Aktivität einen höheren Einfluss auf die Redoxpotenziale zu als der Wassersättigung des Bodens. Eine gute Durchlüftung beziehungsweise ein schneller Anstieg der Potenziale wird während dieser Zeit sicherlich durch die ausbleibenden Überflutungen (Anhang Abb. A8 und A9, vgl. Silvestri & Marani 2004, Silvestri et al. 2005), die Wasseraufnahme und Transpiration der Pflanzen sowie die gute Durchwurzelung der oberen 10 cm gefördert (vgl. Howes et al. 1981, Ursino et al. 2004).

Im Frühjahr werden wahrscheinlich einerseits die Reduktionsvorgänge durch die relativ hohen Temperaturen und zahlreichen Niederschläge begünstigt. Für eine einsetzende Aktivität der Mikroorganismen sprechen die in St. Peter-Ording tagsüber niedrigeren Potenziale. Allerdings sind in der Tümlauer Bucht tagsüber die höchsten Potenziale zu finden. Gleichzeitig dürfte bedingt durch die im Winter höher auflaufenden Tiden und die abgestorbene Vegetation ausreichend organisches Material nachgeliefert worden sein, das von den Mikroorganismen zersetzt werden kann und ein Absinken der Potenziale zur Folge hat. Andererseits könnte die beginnende Vegetationsentwicklung durch eine vermehrte Abgabe von Sauerstoff durch die Wurzeln an den Boden (Ernst 1990) und die Wasseraufnahme der Pflanzen, die zur Verbesserung der Durchlüftung des Bodens beiträgt (Ursino et al. 2004), wieder zu höheren Potenzialen führen.

Insgesamt verdeutlichen diese Ergebnisse, dass das Redoxpotenzial nicht nur von einem Parameter abhängt, sondern vielmehr das Ergebnis des Zusammenwirkens verschiedener abiotischer und biotischer Faktoren am Standort ist (Bloem et al. 1995). Neben den untersuchten Parametern beeinflussen unter anderem die Vegetation, C-Nachlieferung, Art

der C-Quellen, Wasserleitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoff- und Nährstoffverfügbarkeit sowie die mikrobielle Aktivität ebenfalls die Höhe des Redoxpotenzials (vgl. Giani et al. 1993, Catallo 1999, Ursino et al. 2004, Blume et al. 2010). Zu verschiedenen Zeitpunkten können jeweils einzelne Größen dominieren, wie z.B. die Temperatur im Sommer, die tagsüber zu einer hohen Aktivität der anaeroben Mikroorganismen und somit sinkenden Redoxpotenzialen führt.

Die auftretenden kurzfristigen Veränderungen zeigen, wie wichtig die kontinuierliche Messung des Redoxpotenzials ist, um die tatsächlichen Redoxverhältnisse am Standort zu erfassen, denen die verschiedenen Vegetationstypen unterworfen sind. Die Phasen mit den höchsten Tagesamplituden der Redoxpotenziale treten in den beiden Untersuchungsgebieten zu unterschiedlichen Zeitpunkten auf. In St. Peter-Ording sind im Sommer 1997 im Gegensatz zur Tümlauer Bucht keine Schwankungen der Redoxpotenziale zu beobachten. Dies ist wahrscheinlich auf den sehr niedrigen Wassergehalt unter dem *Elymetum* in St. Peter zurückzuführen. Im Juli und August 1997 beträgt er weniger als 10 % des FGs, sodass kaum noch Redoxprozesse stattfinden können. Da aber nicht nur die Redoxpotenziale unter dem *Elymetum*, sondern auch unter dem *Spartinetum* während dieser Zeit sehr gleichmäßig verlaufen, ist vermutlich kein Kontakt mehr zwischen der Salzbrücke der Vergleichselektrode, die sich ebenfalls im Bereich des *Elymetum* befindet (s. 3.3.5), sowie den Platinelektroden und der Bodenlösung bedingt durch den extrem trockenen Boden gegeben (Blume et al. 2010). Auftretende Schwankungen konnten somit möglicherweise nicht erfasst werden. Im Sommer 1998 ist aufgrund der geringeren Durchschnittstemperaturen und höheren Niederschläge von höheren Wassergehalten in der oberen Salzmarsch in St. Peter-Ording auszugehen, sodass die tatsächlichen Redoxverhältnisse im Boden und Schwankungen der Redoxpotenziale erfasst werden konnten.

In der Tümlauer Bucht treten im Sommer 1998 kaum Schwankungen der Potenziale auf. Durch das im Vergleich zum Vorjahr deutlich wärmere und niederschlagsreichere Frühjahr (s. Abb. 5) konnten vermutlich bereits frühzeitig Reduktionsprozesse einsetzen, was sich auch in den Schwankungen der Redoxpotenziale von Ende Februar bis Mitte Mai widerspiegelt (Anhang Abb. A15). Im Gegensatz zu St. Peter-Ording ist eine Nachlieferung an organischer Substanz in der Tümlauer Bucht erschwert (s. oben), sodass Ende Juli 1998, der Vorrat an leicht zersetzbarem organischem Material in der Tümlauer Bucht I bereits verbraucht sein könnte. Dafür spricht auch die Höhe der Redoxpotenziale, die in derselben Größenordnung liegen wie die Werte nach dem 25.08.1997 (s. 5.6.4.2).

#### 5.6.4.4 Einfluss der Redoxpotenziale auf die Vegetationszonierung

Die vorliegenden Ergebnisse sprechen dafür, dass die Redox- und Durchlüftungsverhältnisse auf der Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording eine entscheidende Bedeutung für die

Vegetationszonierung haben (vgl. Armstrong et al. 1985, Schröder et al. 2002), da sich die Redoxpotenziale während des gesamten Untersuchungszeitraumes unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* deutlich voneinander unterscheiden. Mit Werten über 400 mV ist der Boden in der oberen Salzmarsch gut durchlüftet, sodass Oxidationsvorgänge ablaufen können (Mansfeldt et al. 1991), die zum Beispiel zur Bildung von Nitrat führen und *Elymus athericus* als nitrophytische Art fördern können. In der Pionierzone weist der Boden mit Werten zwischen –100 und 100 mV mäßig reduzierende Eigenschaften auf, der die Konkurrenzkraft von *Spartina* stärken dürfte. *Spartina anglica* kann im Gegensatz zu anderen Arten wie *Festuca* oder *Puccinellia* das zeitweise auftretende Sulfid tolerieren (Havill et al. 1985, van Diggelen 1987). Zudem kann *Spartina* im Vergleich zu Arten anderer Zonen besser gelösten Sauerstoff aus dem Medium zurückgewinnen, weist einen besseren Sauerstofftransport auf und kann auch bei einer sehr geringen Sauerstoffkonzentration im Vergleich zu anderen Arten eine hohe Respirationsrate aufrechterhalten (vgl. Maricle & Lee 2007). Eine Differenzierung auch der anderen Vegetationstypen in St. Peter-Ording aufgrund der Redoxverhältnisse erscheint aufgrund des negativen Zusammenhanges des Redoxpotenzials mit der Überflutungsfrequenz und -dauer, des Grundwasserstandes und Bodenwassergehaltes möglich (Tab. 25), da sich die Dominanztypen bezüglich dieser Parameter unterscheiden (5.2.3, 5.5.1.1, 5.5.2). Abschließend kann dies jedoch mit den vorliegenden Untersuchungen nicht geklärt werden.

In der Tümlauer Bucht scheinen dagegen die Redoxverhältnisse nur eine untergeordnete Rolle für die Vegetationszonierung zu spielen, da die Redoxpotenziale in der Pionierzone nur zu wenigen Zeitpunkten unter denen der oberen Salzmarsch liegen (s. Abb. 39, Anhang A14, A15). Werte zwischen 400 und 600 mV deuten eine gute Sauerstoffversorgung beider Standorte an, die besonders in der Pionierzone auch anderen Arten zugute käme, wie *Atriplex portulacoides* oder *Puccinellia maritima*, die im Gegensatz zu *Spartina* auf besser durchlüftete Standorte angewiesen sind (vgl. Armstrong et al. 1985, Silvestri et al. 2005). Beide Arten weisen im Vergleich zu *Spartina* aber nur geringe Deckungen auf (Anhang Tab. A1), sodass sich in der Tümlauer Bucht andere Parameter entscheidender als die Höhe der Redoxpotenziale beziehungsweise die Bodendurchlüftung auf die Vegetationszonierung auswirken dürften.

## 5.7 Salzdynamik

Neben der Überflutung wird die Salinität für die Zonierung der Vegetation in der Salzmarsch verantwortlich gemacht (u. a. Rozema et al. 1985, van Diggelen 1988, Caçador et al. 2007, Wang et al. 2007, Apaydin et al. 2009, Ji et al. 2009). Die Bodensalinität der Marschen ist auf Salze zurückzuführen, die hauptsächlich über das Meerwasser in die Salzmarschen eingetragen werden. Sie ist das Ergebnis der Balance zwischen dem Eintrag, der vom Salz-

gehalt des Meerwassers und der Überflutungsfrequenz und -dauer abhängig ist (Bloem et al. 1995), und dem Austrag durch Drainage und Diffusion (Wang et al. 2007).

In Salzmarschen, die nicht mehr täglich überflutet werden, unterliegt die Bodensalinität der Interaktion von Überflutung, Evapotranspiration und Niederschlag und somit einer hohen Dynamik (Pigott 1969, Adam 1990, de Leeuw et al. 1991, Kiehl 1997, Apaydin et al. 2009). Um die ökologische Relevanz der Salinität in Salzmarschen zu erfassen, wurde in zahlreichen Untersuchungen der Bodensalzgehalt bestimmt und in Beziehung zum Vorkommen bestimmter Vegetationstypen gesetzt (u. a. Gray & Bunce 1984, Schmeisky 1974, Härdtle 1984, Richter 1987, Scherfose 1987, de Leeuw et al. 1991, Aegerter 1993, Schmölcke 1998). Mehrere Untersuchungen beschränken sich auf einmalige oder kurzfristige Bestimmungen des Salzgehaltes des Bodens in den Sommermonaten, um die Maximalwerte für verschiedene Vegetationstypen zu erfassen (Härdtle 1984, Sommer 1989). Da diese Höchstwerte für jeden Vegetationstyp zu einem unterschiedlichen Zeitpunkt auftreten (Richter 1987) und Pflanzen kurzfristige hohe Salzbelastungen tolerieren können (Schmeisky 1974), sind Erhebungen über einen längeren Zeitraum notwendig. Dabei sollte die Salzkonzentration der Bodenlösung erfasst werden, die im Gegensatz zum Salzgehalt des Bodens die für die Pflanzen ökologisch relevante Salzbelastung des Bodens wiedergibt (Schmeisky 1974, Richter 1987). Bei vielen Arten kommt es im Laufe der Vegetationsperiode zu einer aktiven Wurzelhorizontverschiebung (Schmeisky 1974), so dass der Ort der Wasseraufnahme variabel sein kann (Scherfose 1987). Deshalb ist die Untersuchung der Bodensalinität in unterschiedlichen Bodentiefen erforderlich. In der vorliegenden Arbeit werden Untersuchungen über einen längeren Zeitraum mit hoher räumlicher Auflösung durchgeführt, um Erkenntnisse zu Schwellenwerten der Salinität für definierte Vegetationstypen zu erhalten.

Für die Bodensalinität ist sowohl die Zufuhr der Salze als auch das Adsorptionsvermögen des Bodens von entscheidender Bedeutung. Salzgehalt und Textur des Bodens sind eng miteinander korreliert, da mit dem Anteil kleinster Teilchen (Ton und Humus) die Sorptionsfähigkeit und damit der Salzgehalt zunimmt (Brümmer 1968). In Gebieten mit verschiedener Korngrößenzusammensetzung sind folglich unterschiedliche Ergebnisse zu erwarten.

Chlorid und Sulfat liegen im Meerwasser in hoher Konzentration vor und werden als vorherrschende Anionen in die Flächen eingetragen (Long & Mason 1983, Adam 1990). Chlorid ist das häufigste Anion und bestimmt neben Natrium maßgeblich die elektrische Leitfähigkeit der Bodenlösung; Sulfat ist mit etwa 5 % am Gesamtionengehalt beteiligt, dient als Pflanzennährstoff und fungiert unter reduzierenden Bedingungen als Elektronenakzeptor (Müller-Thomsen 1997). Die Bestimmung der Konzentrationen dieser beiden Ionen, die im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen durchgeführt werden, erlaubt detaillierte Aussagen zur Bodensalinität.

## 5.7.1 Saisonaler Verlauf und Tiefenverteilung der Salzkonzentrationen

### 5.7.1.1 Chloridkonzentrationen

#### Tümlauer Bucht I

In beiden Bodentiefen schwanken die Chloridkonzentrationen während des Jahres deutlich, besonders unter den Vegetationstypen der oberen und unteren Salzmarsch (s. Abb. 44).

Hinsichtlich des saisonalen Verlaufs zeigen sich Unterschiede zwischen den verschiedenen Vegetationstypen. Unter dem *Elymetum* und *Atriplicetum*, unter denen die Werte mit Zunahmen von 11 und 7 ‰ am deutlichsten variieren, liegen im Dezember in beiden Bodentiefen niedrige Gehalte vor, sie vervierfachen oder verdoppeln sich im März und sinken anschließend ab, um Anfang Juni, besonders in der oberen Bodenschicht, wieder auf hohe Werte anzusteigen. Ende Juni bis September bleiben die Chloridkonzentrationen auf einem deutlich höheren Niveau als im Frühjahr. Dagegen sind die Werte der beiden Übergangstypen *Elymus-Atriplex* und *Atriplex-Triglochin* im Winter und Frühjahr niedriger als in den anderen Monaten und erreichen ihre jeweiligen Maximalwerte in 0 bis 10 cm Bodentiefe Anfang und in 20 bis 30 cm Tiefe Ende Juni. Die Chloridkonzentrationen des *Triglochin-Spartina*-Übergangstyps und des *Spartinetum* schwanken in beiden Bodentiefen im Vergleich zu den anderen Vegetationstypen während des Jahres nur geringfügig. Unter dem *Spartinetum* sind die Werte von Mitte April bis Anfang Juni in 20 bis 30 cm Bodentiefe niedriger als in den anderen Monaten.

Während sich die Werte beider Bodentiefen unter dem *Elymus-Atriplex*-, dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp sowie dem *Spartinetum* nur geringfügig unterscheiden, treten bei den anderen Vegetationstypen zum Teil deutliche Unterschiede zwischen den Bodentiefen auf, an einigen Terminen (z.B. Anfang Juni) ist die Chloridkonzentration der oberen Schicht höher als in der tieferen, aber der umgekehrte Fall tritt auch auf (s. Abb. 44).

#### St. Peter-Ording

Im Gegensatz zur Tümlauer Bucht variieren in St. Peter-Ording die Chloridkonzentrationen der Vegetationstypen der oberen Salzmarsch bis zur Pionierzone in beiden Tiefen erheblich (s. Abb. 45). Die Maximalwerte liegen in der unteren Salzmarsch zum Teil weit über denen der Tümlauer Bucht.

Während in 0 bis 10 cm Tiefe bei den Vegetationstypen jeweils ein sehr unterschiedlicher saisonaler Verlauf zu finden ist, zeigen sich in der tieferen Bodenschicht bei allen Vegetationstypen ähnliche jahreszeitliche Schwankungen (s. Abb. 45). Hier liegen die Werte im Winter und Frühjahr relativ niedrig, steigen kontinuierlich bis zum Maximalwert Ende Juni an und sinken im Herbst wieder ab. Nur in der Pionierzone und unter dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp wird bereits Anfang Juni der Maximalwert erreicht. In 0 bis 10 cm Tiefe ist ein ähnlicher Verlauf der Chloridwerte mit Maximalwerten Ende Juni unter dem *Elymus-Festuca-Atriplex*-Übergangstyp, dem *Atriplicetum* und dem *Triglochin-*

Dominanzbestand zu finden. Bereits Anfang Juni auftretende Maximal- und anschließend sinkende und bis zum Herbst wieder steigende Werte sind unter dem *Festuca-Atriplex*-, dem *Atriplex-Puccinellia*- und dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp sowie dem *Spartinetum* zu beobachten. Dagegen steigt die Chloridkonzentration unter dem *Elymetum* in 0 bis 10 cm Tiefe von Dezember bis Mitte April an, sinkt in den Sommermonaten auf Minimalwerte ab und nimmt im September wieder zu. Ein ähnlicher Verlauf zeigt sich unter dem *Festucetum*, allerdings steigt die Chloridkonzentration hier bereits ab Ende Juni.

Bei keinem der Vegetationstypen bleibt die Tiefenverteilung des Chlorids während des Jahres gleich. Unter dem *Festuca-Atriplex*-Übergangstyp und dem *Spartinetum* sind die Werte beider Tiefen zum überwiegenden Teil des Jahres auf einem Niveau. In den anderen Vegetationstypen kommen in 0 bis 10 cm sowohl höhere als auch niedrigere oder gleiche Werte wie in 20 bis 30 cm Tiefe vor (s. Abb. 45).

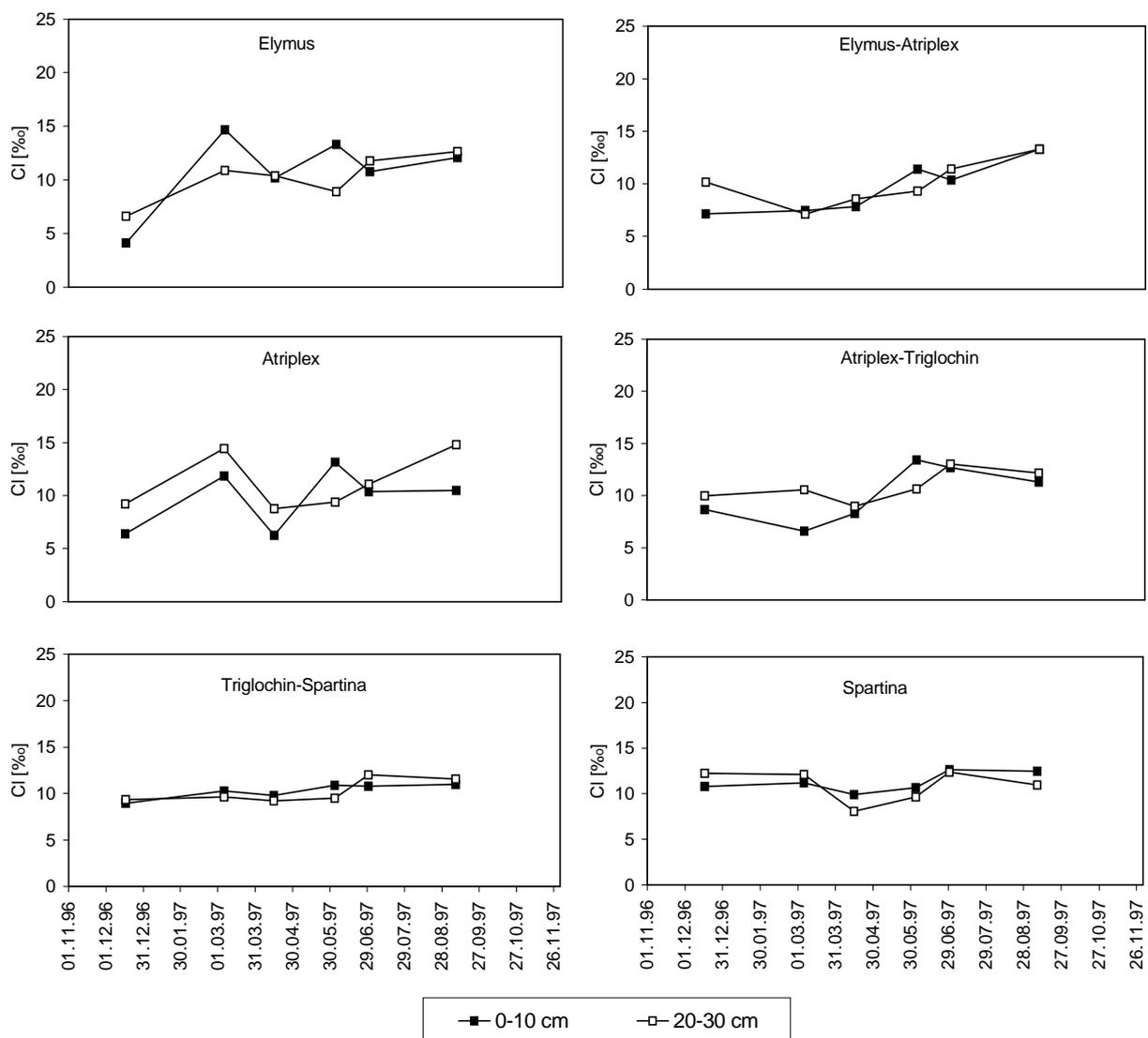


Abb. 44: Jahrgang der Chloridkonzentrationen (Mittelwerte) in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe der verschiedenen Vegetationstypen an der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I in der Zeit von Dezember 1996 bis September 1997.

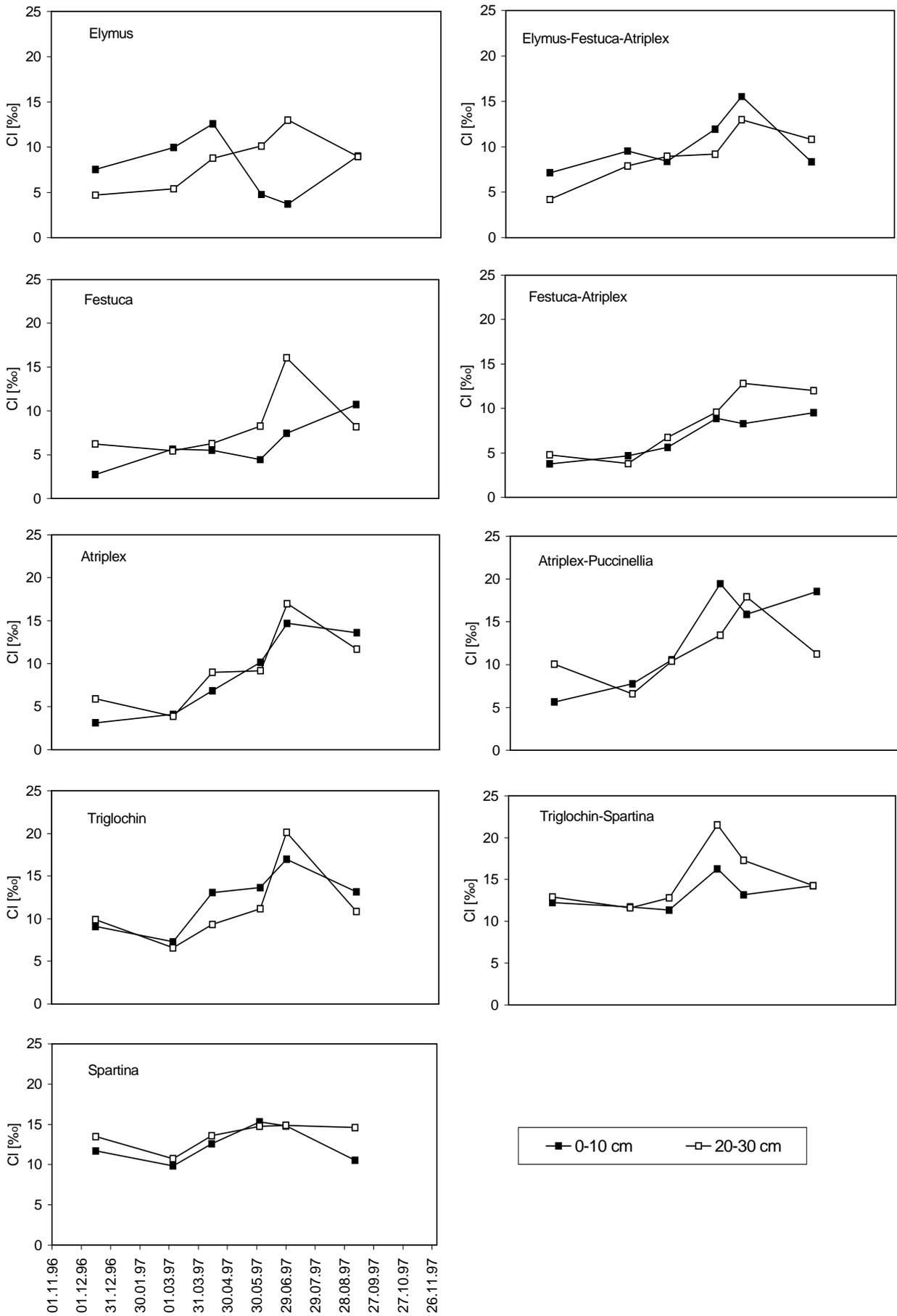


Abb. 45: Jahresgang der Chloridkonzentrationen (Mittelwerte) in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe der verschiedenen Vegetationstypen an der Untersuchungsfläche St. Peter-Ording in der Zeit von Dezember 1996 bis September 1997.

### 5.7.1.2 Sulfatkonzentrationen

Das Sulfat liegt mit Mittelwerten zwischen 0 und 1 ‰ in deutlich geringerer Konzentration als das Chlorid vor.

Da für alle Vegetationstypen der beiden Untersuchungsflächen die Sulfatkonzentrationen jeweils einen mit den Werten des Chlorids vergleichbaren saisonalen Verlauf und eine sehr ähnliche Tiefenverteilung aufweisen (5.7.1.1), wird nur auf die wenigen Unterschiede hingewiesen und auf eine ausführliche Beschreibung verzichtet. Einzelheiten sind den Abbildungen A20 und A21 im Anhang zu entnehmen.

#### Tümlauer Bucht I

Im Gegensatz zur Chloridkonzentration schwanken unter dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp und dem *Spartinetum* die Sulfatkonzentrationen deutlich (Anhang Abb. A20).

#### St. Peter-Ording

Unter dem *Elymetum* und dem *Elymus-Festuca-Atriplex*-Übergangstyp treten in 0 bis 10 cm Tiefe die Maximalwerte des Sulfats zu anderen Zeitpunkten auf als die des Chlorids. Unter dem *Elymetum* erreicht die Sulfatkonzentration erst im September und nicht bereits Mitte April seinen höchsten Wert, unter dem Übergangstyp Anfang Juni und nicht Ende Juni.

In 20 bis 30 cm Tiefe erhöht sich die Konzentration des Sulfats unter dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp im Gegensatz zum Chlorid Anfang Juni nur leicht und bleibt niedriger als in der oberen Bodenschicht (Anhang Abb. A21).

## 5.7.2 Räumliche Variabilität der Bodensalinität

### 5.7.2.1 Chloridkonzentrationen

#### Tümlauer Bucht I

Mit Ausnahme des Dezembers, in dem sich eine Gradientensituation mit steigenden Salzkonzentrationen von der oberen Salzmarsch bis zum *Spartinetum* zeigt, variieren die Chloridkonzentrationen der verschiedenen Vegetationstypen unabhängig von der Bodentiefe so stark, dass sich in jedem Monat eine unterschiedliche Situation entlang des Höhengradienten ergibt und keine signifikanten Unterschiede zwischen den Vegetationstypen auftreten (s. Abb. 46). In beiden Bodentiefen kommen zu einigen Zeitpunkten die höchsten Werte unter den höhergelegenen Vegetationstypen vor, zu anderen Zeitpunkten unter den im tieferen oder mittleren Höhenbereich gelegenen. Im Juni 1997 liegen die Chloridkonzentrationen aller Vegetationstypen der Untersuchungsfläche auf einem Niveau.

In jedem Monat treten unabhängig von der Bodentiefe große Streuungen der Werte in einzelnen Vegetationstypen oder wie im März in allen Vegetationstypen auf. In den Sommermonaten variieren die Werte in der oberen Bodenschicht deutlicher als in 20 bis 30 cm Tiefe.

Werden die Mittelwerte der Chloridkonzentrationen aller Termine betrachtet, unterscheiden sich die Werte der verschiedenen Vegetationstypen weder in der oberen noch in der unteren Bodentiefe signifikant voneinander (s. Anhang Tab. A14).

### St. Peter-Ording

In St. Peter-Ording ist wie in der Tümlauer Bucht in beiden Tiefen eine beträchtliche Variabilität der Chloridkonzentrationen der verschiedenen Vegetationstypen zu beobachten, sodass an den Terminen jeweils eine unterschiedliche Verteilung des Chlorids von der oberen Salzmarsch bis zur Pionierzone zu finden ist und sich signifikante Unterschiede zwischen den Vegetationstypen verändern (s. Abb. 47). Im Winter und Frühjahr treten in der oberen Bodentiefe unter dem *Festucetum*, *Festuca-Atriplex*-Übergangstyp und *Atriplicetum* teilweise signifikant niedrigere Werte auf als unter den anderen Vegetationstypen. In 20 bis 30 cm Tiefe weisen in diesem Zeitraum der *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp und das *Spartinetum* die höchsten Konzentrationen auf, die im Dezember signifikant über denen der Vegetationstypen der oberen Salzmarsch einschließlich des *Atriplicetum* liegen.

In beiden Bodentiefen sind in den verschiedenen Monaten erhebliche Streuungen der Konzentrationen in mehreren Vegetationstypen und Ende Juni sowie im September in fast allen Vegetationstypen zu beobachten. In 0 bis 10 cm Tiefe sind die Quartile oft vom *Festucetum* bis zum *Atriplicetum* sowie unter dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp und *Spartinetum* am kleinsten.

Werden die Mittelwerte der Chloridkonzentrationen aller Termine betrachtet, so sind in 0 bis 10 cm Tiefe die Werte der Vegetationstypen der unteren Salzmarsch mit Ausnahme des *Atriplicetum* und der Pionierzone signifikant höher als in der oberen Salzmarsch (s. Anhang Tab. A14). Der *Elymus-Festuca-Atriplex*-Übergangstyp nimmt eine Zwischenposition ein. In 20 bis 30 cm Tiefe weisen nur der *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp und das *Spartinetum* signifikant höhere Werte auf als die Vegetationstypen der oberen Salzmarsch (mit Ausnahme des *Elymus-Festuca-Atriplex*-Übergangstyps).

### Vergleich der Standorte

Die Chloridkonzentrationen vergleichbarer Vegetationstypen der Untersuchungsflächen an den verschiedenen Terminen sind in der Regel ähnlich, signifikante Unterschiede treten nur selten auf. Im April und Juni weisen der *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp und das *Spartinetum* in St. Peter-Ording, besonders in 20 bis 30 cm Bodentiefe, signifikant höhere Werte als die entsprechenden Vegetationstypen in der Tümlauer Bucht auf (s. Anhang Tab. A16).

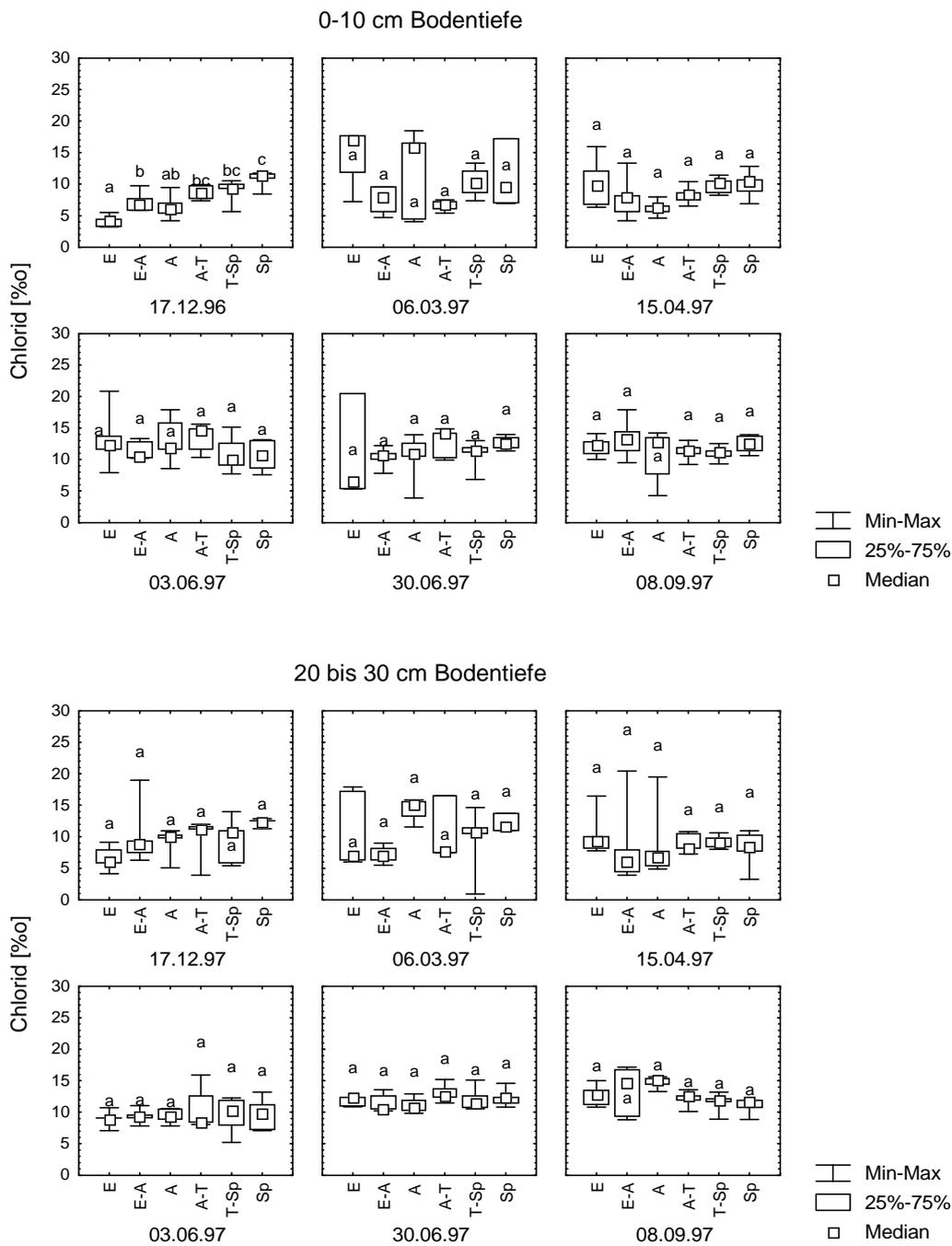


Abb. 46: Mediane, Amplituden und Quartile der Chloridkonzentrationen (n=5) der verschiedenen Vegetationstypen zu den Zeitpunkten der jeweiligen Probenahme sowie signifikante Unterschiede der Chloridkonzentrationen zwischen den Vegetationstypen an jeweils einem Probenahmeterrain in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede (Tukey-Test,  $p < 0,05$ ). Die Buchstaben beziehen sich jeweils auf einen Termin. Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind der Tab. 2 zu entnehmen (s. 3.1).

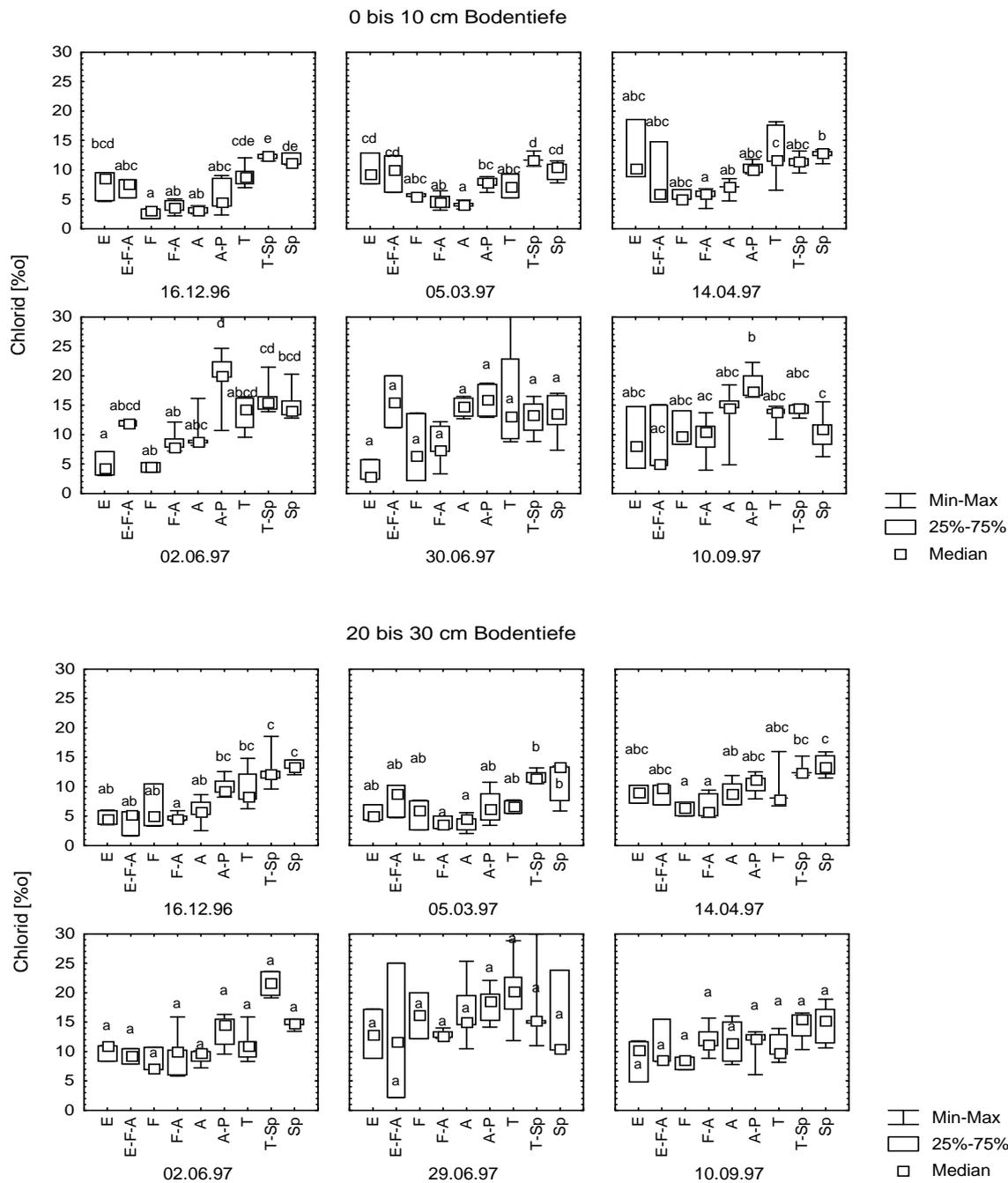


Abb. 47: Mediane, Amplituden und Quartile der Chloridkonzentrationen (n=3 bzw. n=5) der verschiedenen Vegetationstypen zu den Zeitpunkten der jeweiligen Probenahme sowie signifikante Unterschiede der Chloridkonzentrationen zwischen den Vegetationstypen an jeweils einem Probenahmetermin in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe der Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede (Tukey-Test,  $p < 0,05$ ). Die Buchstaben beziehen sich jeweils auf einen Termin. Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind der Tab. 2 zu entnehmen (s. 3.1).

### 5.7.2.2 Sulfatkonzentrationen

Da an beiden Untersuchungsflächen eine sehr ähnliche räumliche Variabilität des Sulfats wie für das Chlorid zu beobachten ist, wird auf eine ausführlichere Beschreibung verzichtet und auf die Abbildung A22 im Anhang und 5.7.2.1 verwiesen.

#### St. Peter-Ording

Bei Betrachtung der Mittelwerte der Sulfatkonzentrationen aller Termine zeigen sich zum Teil andere signifikante Unterschiede zwischen den Vegetationstypen als beim Chlorid. In 0 bis 10 cm weisen die Vegetationstypen unter dem *Atriplex-Puccinellia*-, dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp und dem *Spartinetum* signifikant höhere Werte auf als unter dem *Festucetum* und dem *Festuca-Atriplex*-Übergangstyp. In 20 bis 30 cm Tiefe liegt nur noch die Sulfatkonzentration des Übergangstyps signifikant unterhalb der drei oben genannten Vegetationstypen.

### 5.7.3 Korrelationen der Salzkonzentrationen

In St. Peter-Ording ergibt sich für die Chloridkonzentration in beiden Bodentiefen ein negativer Zusammenhang mit der Höhe und ein positiver mit den Überflutungsparametern, der sich auch für die Sulfatkonzentration in 20 bis 30 cm Tiefe ergibt (s. Tab. 21). Mit zunehmender Höhenlage und damit sinkender Überflutungsfrequenz und -dauer nehmen die Salzkonzentrationen ab, mit sinkender Höhenlage und gleichzeitig ansteigenden Überflutungsparametern zu. In der Tümlauer Bucht korreliert nur die Sulfatkonzentration in 20 bis 30 cm Bodentiefe negativ mit der Höhe und positiv mit den Überflutungsparametern.

Tab. 21: Korrelationen zwischen den Mittelwerten der Höhe über NN, der jährlichen Überflutungsfrequenz (Überflutungsfrequenz/a) bzw. -dauer (Überflutungsdauer/a) und der Chlorid- bzw. Sulfatkonzentrationen in 0-10 cm (Cl 0-10; SO<sub>4</sub>-S 0-10) und 20-30 cm (Cl 20-30, SO<sub>4</sub>-S 20-30) Bodentiefe an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (n=6) und St. Peter-Ording (n=9). r: Pearson's Korrelationskoeffizient; r<sub>s</sub>: Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit p<0,001=\*\*\*, p<0,01=\*\*, p<0,05=\*; n.s.: nicht signifikant.

| vs.                         | Standort |                | Cl 0-10 | Cl 20-30 | SO <sub>4</sub> -S 0-10 | SO <sub>4</sub> -S 20-30 |
|-----------------------------|----------|----------------|---------|----------|-------------------------|--------------------------|
| Höhe ü. NN                  | TB I     | r              | n.s.    | n.s.     | n.s.                    | -0,96**                  |
|                             | StP      | r              | -0,77*  | -0,88**  | n.s.                    | n.s.                     |
| Überflutungs-<br>frequenz/a | TB I     | r              | n.s.    | n.s.     | n.s.                    | 0,90*                    |
|                             | StP      | r <sub>s</sub> | 0,73*   | 0,82**   | n.s.                    | 0,68*                    |
| Überflutungs-<br>dauer/a    | TB I     | r              | n.s.    | n.s.     | n.s.                    | 0,85*                    |
|                             | StP      | r <sub>s</sub> | 0,73*   | 0,82**   | n.s.                    | 0,68*                    |

In beiden Untersuchungsgebieten zeigen sich enge Korrelationen zwischen den Chlorid- und Sulfatkonzentrationen einer Bodentiefe. Schwächere Zusammenhänge sind zwischen den Salzkonzentrationen der verschiedenen Bodentiefen und in St. Peter-Ording zum Teil zu den Parametern des Wasserhaushaltes zu beobachten (Tab. 22).

Tab. 22: Korrelationen zwischen den Chlorid- und Sulfatkonzentrationen in 0-10 cm (Cl 0-10; SO<sub>4</sub> 0-10) und 20-30 cm (Cl 20-30, SO<sub>4</sub> 20-30) Bodentiefe sowie zwischen den Salzkonzentrationen und dem Grundwasserstand (Gw) und der Bodenfeuchte in 0-10-cm (Wgh 0-10) bzw. 20-30-cm (Wgh 20-30) Bodentiefe an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording. r<sub>s</sub>: Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit p<0,001=\*\*\*, p<0,01=\*\*, p<0,05=\*, n.s.: nicht signifikant.

| vs.                      |      | n  | Gw     | n  | Wgh 0-10 | Wgh 20-30 | n  | Cl 20-30 | n  | SO <sub>4</sub> -S 0-10 | SO <sub>4</sub> -S 20-30 |
|--------------------------|------|----|--------|----|----------|-----------|----|----------|----|-------------------------|--------------------------|
| Cl 0-10                  | TB I | 36 | n.s.   | 36 | n.s.     | n.s.      | 36 | 0,56***  | 36 | 0,90***                 | 0,56***                  |
|                          | StP  | 52 | 0,36** | 54 | 0,42**   | 0,31*     | 54 | 0,71***  | 45 | 0,87***                 | 0,65***                  |
| Cl 20-30                 | TB I | 36 | n.s.   | 36 | n.s.     | n.s.      |    |          | 36 | 0,56***                 | 0,90***                  |
|                          | StP  | 52 | 0,37** | 54 | 0,46***  | n.s.      |    |          | 45 | 0,57***                 | 0,90***                  |
| SO <sub>4</sub> -S 0-10  | TB I | 36 | n.s.   | 36 | n.s.     | n.s.      |    |          | 36 |                         | 0,62***                  |
|                          | StP  | 44 | n.s.   | 45 | n.s.     | n.s.      |    |          | 45 |                         | 0,69***                  |
| SO <sub>4</sub> -S 20-30 | TB I | 36 | n.s.   | 36 | n.s.     | n.s.      |    |          |    |                         |                          |
|                          | StP  | 44 | n.s.   | 45 | n.s.     | n.s.      |    |          |    |                         |                          |

Wird die Abhängigkeit der Bodensalinität von den Überflutungsparametern zehn Tage bis einen Tag vor der Probenahme betrachtet, nimmt die Chloridkonzentration in St. Peter-Ording in 20 bis 30 cm und in der Tümlauer Bucht die Sulfatkonzentration beider Tiefen mit steigender Überflutung zu (s. Tab. 23).

Tab. 23: Korrelationen zwischen der Überflutungsfrequenz (F) bzw. -dauer (D) der 10, 7, 5, 3 Tage sowie 1 Tag vor der Probenahme und der Chlorid- und Sulfatkonzentrationen in 0-10 cm (Cl 0-10; SO<sub>4</sub> 0-10) und 20-30 cm (Cl 20-30, SO<sub>4</sub> 20-30) Bodentiefe an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I) und St. Peter-Ording (StP). r<sub>s</sub>: Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit p<0,001=\*\*\*, p<0,01=\*\*, p<0,05=\*, n.s.: nicht signifikant.

| vs.  |     | Cl 0-10 | Cl 20-30 | SO <sub>4</sub> -S 0-10 | SO <sub>4</sub> -S 20-30 |  | vs.  | Cl 0-10 | Cl 20-30 | SO <sub>4</sub> -S 0-10 | SO <sub>4</sub> -S 20-30 | n     |   |
|------|-----|---------|----------|-------------------------|--------------------------|--|------|---------|----------|-------------------------|--------------------------|-------|---|
| F 10 | TBI | n.s.    | n.s.     | 0,83*                   | 0,89*                    |  | D 10 | TBI     | n.s.     | n.s.                    | 0,83*                    | 0,89* | 6 |
| F 10 | StP | n.s.    | 0,81**   | n.s.                    | n.s.                     |  | D 10 | StP     | n.s.     | 0,81**                  | n.s.                     | n.s.  | 9 |
| F 7  | TBI | n.s.    | n.s.     | 0,83*                   | 0,89*                    |  | D 7  | TBI     | n.s.     | n.s.                    | 0,83*                    | 0,89* | 6 |
| F 7  | StP | n.s.    | 0,81**   | n.s.                    | n.s.                     |  | D 7  | StP     | n.s.     | 0,81**                  | n.s.                     | n.s.  | 9 |
| F 5  | TBI | n.s.    | n.s.     | 0,83*                   | 0,89*                    |  | D 5  | TBI     | n.s.     | n.s.                    | 0,83*                    | 0,89* | 6 |
| F 5  | StP | n.s.    | 0,81**   | n.s.                    | n.s.                     |  | D 5  | StP     | n.s.     | 0,81**                  | n.s.                     | n.s.  | 9 |
| F 3  | TBI | n.s.    | n.s.     | n.s.                    | 0,82*                    |  | D 3  | TBI     | n.s.     | n.s.                    | 0,83*                    | 0,89* | 6 |
| F 3  | StP | n.s.    | 0,81**   | n.s.                    | n.s.                     |  | D 3  | StP     | n.s.     | 0,81**                  | n.s.                     | n.s.  | 9 |
| F 1  | TBI | n.s.    | n.s.     | n.s.                    | 0,85*                    |  | D 1  | TBI     | n.s.     | n.s.                    | 0,83*                    | 0,89* | 6 |
| F 1  | StP | n.s.    | 0,70*    | n.s.                    | n.s.                     |  | D 1  | StP     | n.s.     | 0,81**                  | n.s.                     | n.s.  | 9 |

Die Salzkonzentrationen der verschiedenen Vegetationstypen zeigen teilweise von der oberen Salzmarsch bis zur Pionierzone enge Korrelationen mit den Wetterdaten (Anhang, Tab. A10), die aber von Vegetationstyp zu Vegetationstyp, Bodentiefe zu Bodentiefe und Standort zu Standort variieren können. Generell sind steigende Ionenkonzentrationen mit zunehmenden Temperaturen und Evapotranspirationsraten verbunden. Tritt ein Zusammenhang der Salzkonzentrationen mit dem Niederschlag auf ist dieser in 0 bis 10 cm negativ und in 20 bis 30 cm überwiegend positiv. Einzelheiten sind der Tabelle A10 im Anhang zu entnehmen.

## 5.7.4 Diskussion

### 5.7.4.1 Saisonale Dynamik und räumliche Variabilität der Salinität

Die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen bestimmen entscheidend die Salinität des Bodens, da sie als vorherrschende Anionen des Meerwassers in die Fläche eingetragen werden (Müller-Thomsen 1997, Janssen 2001). Obwohl Chlorid nur durch physikalische Prozesse, wie Austrocknung, Auswaschung und Diffusion, beeinflusst wird und Sulfat zusätzlich mikrobiellen und chemischen Umsetzungen unterworfen ist (Bloem et al. 1995), zeigen in der vorliegenden Arbeit beide Anionen an allen Standorten eine enge positive Korrelation (s. Tab. 22, Bloem et al. 1995, Aegerter 1993, Schmöcke 1998, Lüning 1998). Somit ist davon auszugehen, dass die Sulfatkonzentration mikrobiell nur geringfügig verändert wird. Beide Anionen weisen folglich einen ähnlichen saisonalen Verlauf und eine vergleichbare räumliche Variabilität auf und werden im Folgenden als Salzkonzentrationen gemeinsam diskutiert. Sie liegen mit Werten von 0,9 bis 30 ‰ Chlorid und von 0,13 bis 1,76 ‰ Sulfat-S in Bereichen, wie sie auch in anderen Gebieten der schleswig-holsteinischen Westküste gefunden wurden (Kiehl 1997, Schmöcke 1998, Lüning 1998, Dahl 2000, Schröder & Lüning 2000).

Die Salzkonzentrationen in beiden Bodentiefen unterliegen in den Untersuchungsgebieten einer hohen zeitlichen Dynamik (vgl. Dierßen et al. 1994, Kiehl 1997, Schmöcke 1998, Schröder & Lüning 2000), die auf die Interaktion zwischen dem Tidegeschehen, der Witterung und dem Mikroklima sowie den hydraulischen Bodeneigenschaften zurückzuführen ist (Giani et al. 1993, Santos & Zieman 2005 zitiert in Wang et al. 2007). Die Bodensalinität ist folglich das Ergebnis des Zusammenwirkens vieler Faktoren.

Im Gegensatz zu den Untersuchungen von Giani et al. (1993) und Aegerter (1993) zeigen die Salzkonzentrationen beider Bodentiefen in beiden Untersuchungsgebieten bis auf wenige Ausnahmen eine jahreszeitliche Tendenz mit niedrigen Werten im Winter und Frühjahr sowie höheren Werten Anfang Juni, Ende Juni oder Anfang September (s. Abb. 44, 45). Ähnliche Ergebnisse wurden auch in anderen Untersuchungen gefunden (Dierßen et al. 1994, Bloem et al. 1995, Kiehl 1997, Müller-Thomsen 1997, Wang et al. 2007, Apaydin et al. 2009). Damit liegt ein enger Zusammenhang der Salzkonzentrationen mit der Witterung vor (Kiehl 1997), der sich insbesondere hinsichtlich der Temperaturen und potenziellen Evapotranspirationsraten unter fast allen Vegetationstypen zeigt (Anhang Tab. A10). Der Einfluss beschränkt sich dabei nicht nur auf die obere Bodenschicht (vgl. Hansen 1982, Sommer 1989), sondern ist auch in 20 bis 30 cm zu beobachten (s. Abb. 44 bis 47), ähnlich wie in den Arbeiten von Aegerter (1993), Kiehl (1997) und Schmöcke (1998).

In überflutungsarmen, niederschlagsfreien Perioden führen höhere Temperaturen und damit verbunden steigende Evapotranspirationsraten zur Salzakkumulation (Dierßen et al. 1994 A, Kiehl 1997, Apaydin 2009). Aus tieferen Bodenschichten können Salze nach oben steigen und hypersaline Bedingungen bewirken (Srivastava & Jefferies 1995). Ausbleibende

Überflutungen und Niederschläge sowie steigende Temperaturen (s. Anhang Abb. A3, A10 bis A13) haben Anfang Juni mit Ausnahme des *Elymetum* und *Festucetum* in St. Peter-Ording an allen Standorten höhere Salzkonzentrationen besonders in 0 bis 10 cm Bodentiefe zur Folge (Abb. 44 bis 47). In der unteren Salzmarsch und Pionierzone in St. Peter werden dabei zum Teil Konzentrationen oberhalb der Meerwasserkonzentration erreicht. Vermutlich können in diesem Höhenbereich Salze bedingt durch das höher anstehende Grundwasser kapillar ansteigen und zur Salzakkumulation im Oberboden führen (s. 5.5.1).

Die Ende Juni vor allem in der tieferen Bodenschicht auftretenden Maximalwerte der Salze werden dagegen vermutlich durch den zwei Tage vor der Probenahme auftretenden starken Regen hervorgerufen, der zur Auswaschung und zur Verlagerung der Salze in tiefere Bodenschichten führt (s. Abb. 44, 45, Anhang Abb. A20, A21, A22). In St. Peter-Ording wird dieser Prozess im Vergleich zur Tümlauer Bucht durch die grobkörnigeren Sedimente erleichtert und hat in 20 bis 30 cm Tiefe höhere Salzkonzentrationen als an der Oberfläche und sogar zum Teil hypersaline Bedingungen zur Folge. Besonders in der oberen Salzmarsch in St. Peter-Ording kann auch die seitliche Perkolation bedingt durch Ende Juni vermehrt auftretende höhere Tiden (s. Anhang Abb. A10 bis A13) zur Erhöhung der Salzkonzentration in der tieferen Bodenschicht beitragen (s. 5.5.4.2). Auch in 0 bis 10 cm Tiefe treten Ende Juni bei einigen Vegetationstypen trotz des Niederschlages und höherer Wassergehalte die höchsten Gehalte während des Jahres auf (s. Abb. 44, 45). Dies hängt vermutlich mit den gleichzeitig auftretenden Überflutungen der Flächen zusammen (s. Anhang Abb. A9, A11). Diese können zwar einerseits einer Anreicherung entgegenwirken, andererseits kann es aber zu einem weiteren Salzeintrag kommen, da die Flächen im Sommer kurzzeitigen Überflutungen unterliegen (s. 5.2), die nur zur Benetzung der Bodenoberfläche führen. Die schnelle Verdunstung des Wassers an der Oberfläche kann dann zur Salzanreicherung an der Oberfläche führen (Kiehl 1997), da sich bei kurzzeitigen Überflutungen der Wassergehalt kaum verändert (Giani 1991, Aegerter 1993, Giani et al. 1993).

Im Gegensatz zu den anderen Vegetationstypen sinken in St. Peter-Ording Anfang und Ende Juni die Salzkonzentrationen an der Oberfläche unter dem *Elymetum* und erhöhen sich nur leicht Ende Juni unter dem *Festucetum* (s. Abb. 45). Beide Vegetationstypen befinden sich in einem Höhenbereich, der so selten überflutet wird, dass eine Salznachlieferung nicht mehr gegeben ist (vgl. Beeftink 1977). Erst wenn die Tiden so hoch auflaufen, dass sie die entsprechenden Höhenbereiche der Vegetationstypen überfluten (*Elymetum* - Ende September, *Festucetum* - Ende Juni), nimmt der Salzgehalt wieder zu. Aufgrund der tief anstehenden Grundwasserspiegel (s. Abb. 25, 27, 28) scheint eine Salzanreicherung über einen Kapillaranstieg nicht zu erfolgen. Die trotz vergleichbarer Höhenlage höheren Salzkonzentrationen unter dem *Elymus-Festuca-Atriplex* Übergangstyp könnten auf seitliche Perkolation des Meerwassers zurückzuführen sein, da sich zwei der Probenahmestellen näher am Hauptpriel befinden, über den die Fläche geflutet wird, als die der anderen

Vegetationstypen. Durch den vorhandenen sandigen Schluff und Feinsand wird eine Perkolation erleichtert (Abb. 23).

Ob es im August aufgrund der extrem niedrigen Wassergehalte (s. Abb. 34, 35), weiter steigender Temperaturen und potenzieller Evapotranspirationsraten zu weiteren Salzzakkumulationen unter den Vegetationstypen kommt, muss offen bleiben. Die Ergebnisse von Schmölcke (1998), die ihre Probenahmen zum gleichen Zeitpunkt wie in der vorliegenden Arbeit durchführte, zeigen Anfang August 1997 nur geringe Erhöhungen der Salzkonzentrationen im Vergleich zu den Vormonaten. Allerdings verringerten sich die Wassergehalte in ihren Untersuchungsgebieten an diesem Termin nicht so deutlich wie in der Tümlauer Bucht und in St. Peter-Ording. Da aber die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit im Gegensatz zu den Untersuchungen von Schnaidt & Kreeb (1993) keinen engen Zusammenhang zwischen den Salzkonzentrationen und Wassergehalten nahe legen (Tab. 22), lassen die sehr niedrigen Wassergehalte im August nicht unbedingt auf hohe Salzkonzentrationen schließen. Für die Vegetationsverteilung sind die mittleren Salzkonzentrationen entscheidender als Maximalwerte (vgl. Schmeisky 1974, Richter 1987), sodass selbst eine weitere Akkumulation für die Aussagen zur Zonierung nur eine untergeordnete Rolle spielen dürfte.

In der Tümlauer Bucht treten unter dem *Elymetum* und dem *Atriplicetum* bereits Anfang März hohe Salzkonzentrationen auf (s. Abb. 44). Diese können vermutlich auf die über einen Zeitraum von 14 Tagen bis in diesen Bereich der Fläche auflaufenden Hochwasser zurückgeführt werden. Während die tiefergelegenen Bereiche der Fläche in der Tümlauer Bucht mit dem *Triglochin-Spartina*-Übergangstyp sowie dem *Spartinetum* so häufig überflutet werden, dass insgesamt relativ ausgeglichene Salzkonzentrationen anzutreffen sind (vgl. Beeftink 1977, Jefferies et al. 1977), liegen das *Atriplicetum* und besonders das *Elymetum* in einem Höhenbereich der seltener überflutet wird. Bedingt durch die geringe Wasserleitfähigkeit und hohe Sorptionsfähigkeit des Bodens (s. 5.4) laufen Drainage- und Auswaschungsprozesse hier nur eingeschränkt ab und führen zur Aufkonzentration der Salze.

Hohe räumliche Variabilitäten sind nicht nur im Bereich der oberen Salzmarschen (vgl. Pigott 1969, Vestergaard 1982, Wang et al. 2007), sondern an allen Standorten zu beobachten (s. Abb. 46, 47). Die kleinräumige Heterogenität des Bodens, die eine hohe kleinräumige Variabilität zur Folge hat (Dierßen et al. 1991), dürfte dabei eine entscheidende Rolle spielen. Denn sowohl der Anstieg sowie die Anreicherung von Salzen als auch die Auswaschungsgeschwindigkeit werden von der räumlichen Heterogenität der Bodentextur und des Gefüges beeinflusst (Schachtschabel et al. 1992).

Bei Betrachtung der mittleren Chloridkonzentrationen in 0 bis 10 cm Tiefe weisen in der Tümlauer Bucht die höhergelegenen Vegetationstypen, in St. Peter-Ording das *Atriplicetum* und der *Atriplex-Puccinellia*-Übergangstyp die höchste Variabilität auf (s. Tab. A14). Diese Vegetationstypen befinden sich auf ihrer Untersuchungsfläche jeweils in einem Höhenbereich, in denen die Überflutungen so selten sind, dass die Witterung die

Bodensalinität beeinflussen kann (de Leeuw et al. 1991), gleichzeitig werden sie aber noch so häufig überflutet, dass eine Salznachlieferung im Gegensatz zum *Elymetum* und *Festucetum* in St. Peter-Ording gegeben ist. Eine gute Beschattung, die im Sommer zu geringeren Salzgehalten (Bertness & Ewanchuk 2002) und insgesamt ausgeglicheneren Verhältnisse führen könnte, wie sie für das *Atriplicetum* aufgrund der im Vergleich zu den anderen Vegetationstypen niedrigen Bodentemperaturen und Lichtintensitäten zu erwarten sind, scheint nur eine untergeordnete Rolle zu spielen.

#### Einfluss der lokalen Gegebenheiten auf die Salzkonzentrationen

Trotz unterschiedlicher Bodenarten in beiden Untersuchungsgebieten sind für vergleichbare Vegetationstypen kaum signifikante Unterschiede der mittleren Salzkonzentrationen zu beobachten (s. Anhang Tab. A16). Die höhere Sorptionsfähigkeit des überwiegend vorhandenen tonigen Lehms in der Tümlauer Bucht kann zwar zu höheren Salzgehalten führen; gleichzeitig liegen aber auch bedingt durch die geringe Wasserleitfähigkeit höhere Wassergehalte vor. Diese wirkt einem schnellen Kapillaranstieg entgegen, sodass es in der Tümlauer Bucht im Gegensatz zur Fläche in St. Peter-Ording auch kaum zu Salzakkumulationen oberhalb der Meerwasserkonzentration kommen kann. In der Tümlauer Bucht sind allerdings im Vergleich zu St. Peter-Ording nur selten sehr niedrige Konzentrationen zu beobachten, da auch die Vegetationstypen der oberen Salzmarsch in einem Höhenbereich liegen, der so häufig überflutet wird, dass immer eine Salznachlieferung gegeben ist. In St. Peter-Ording erleichtern die grobkörnigeren Sedimente besonders in der oberen Salzmarsch Auswaschungsprozesse.

Die Salzkonzentrationen des *Triglochin-Spartina*-Übergangstyps sowie des *Spartinetum* in St. Peter-Ording weisen im Vergleich zur Fläche der Tümlauer Bucht eine hohe Dynamik auf, obwohl ähnliche Überflutungsfrequenzen vorliegen. Zum einen erleichtert der sandigere Unterboden der beiden Vegetationstypen in St. Peter (s. Abb. 23) einen Kapillaranstieg des hoch anstehenden Grundwassers. Zum anderen ermöglichen die langen Überstauungszeiten der Pionierzone bedingt durch ihre relativ weite Entfernung zum Priel (s. 5.2) einen Austausch des Meerwassers mit dem interstitialem Wasser. Je nach bereits vorhandener Salzkonzentration und Witterung kann dies zur weiteren Salzakkumulation oder Abnahme der Konzentrationen unter diesen Vegetationstypen führen.

#### 5.7.4.2 Einfluss der Bodensalinität auf die Vegetationszonierung

Die Salzwiesenarten besitzen bedingt durch verschiedenartige Mechanismen unterschiedliche Salztoleranzen (Flowers & Colmer 2008), sodass sich für einzelne Vegetationstypen differierende Salinitäten und signifikante Beziehungen zwischen den Salzgehalten und Vegetationsgesellschaften erwarten lassen (Richter 1987, Schnaidt & Kreeb 1993, Apaydin et al. 2009). Nach den vorliegenden Ergebnissen lässt sich der Bodensalinität keine

vegetationsdifferenzierende Eigenschaft zusprechen (vgl. Silvestri et al. 2005). Einzelne Vegetationstypen lassen sich in den verschiedenen Monaten nur selten voneinander abgrenzen. Nach Richter (1987) geben die mittleren Salzgehalte die Grenzen der Toleranzbereiche des jeweiligen Vegetationstyps wieder. Dies kann mit den vorliegenden Untersuchungen nicht bestätigt werden (Anhang Tab. A14, A15), obwohl in der Tümlauer Bucht ein Zusammenhang zwischen der Sulfatkonzentration in 20 bis 30 cm Bodentiefe und in St. Peter-Ording mit Ausnahme der Sulfatkonzentration in 0 bis 10 cm Tiefe zwischen den Ionenkonzentrationen und der Höhe sowie den Überflutungsparametern besteht (vgl. Kiehl 1997, Pennings & Bertness 1999, Wang et al. 2007). Wie in den Untersuchungen von Silvestri et al. (2005) sind in der Tümlauer Bucht die mittleren Salzkonzentrationen von der oberen Salzmarsch bis zur Pionierzone ähnlich (s. Anhang Tab. A14, A15). In St. Peter-Ording weisen nur zum Teil die Vegetationstypen der unteren Salzmarsch und Pionierzone signifikant höhere Salzkonzentrationen als die der oberen Salzmarsch auf (vgl. Pigott 1969, Kiehl 1997, Dahl 2000). Unter dem *Festucetum* und dem *Festuca-Atriplex*-Übergangstyp, in dem *Festuca* ebenfalls hohe Deckungen erreicht (Anhang Tab. A3, A4), liegen die Maximalwerte in 0 bis 10 cm Bodentiefe allerdings deutlich unter denen der anderen Vegetationstypen, gleichzeitig weisen sie die geringsten mittleren Salzkonzentrationen auf (Anhang Tab. A14). Dies dürfte die Konkurrenzkraft von *Festuca* stärken und der Grund für die Dominanz dieser Art in Teilbereichen der Fläche sein, da *Festuca* sensitiv auf hohe Salzgehalte reagiert (Gray & Scott 1977, von Weihe 1978, Cooper 1982, van Diggelen 1988). Der bevorzugte Ort der Wasseraufnahme von *Festuca* wird vermutlich in den oberen fünf Zentimeter des Bodens liegen, da der Rotschwengel in dieser Tiefe die stärkste Durchwurzelung des Bodens aufweist (s. Abb. 23) und die Salzkonzentration in 0 bis 10 cm deutlicher niedriger ist als die der anderen Vegetationstypen, während die Konzentrationen in 20 bis 30 cm Tiefe in der gesamten oberen Salzmarsch ähnlich sind. In der Tümlauer Bucht wirken die auf der gesamten Fläche höheren Bodensalinitäten vermutlich der Ausbildung eines *Festucetum* entgegen.

Da hohe Salzkonzentrationen nicht nur an der Oberfläche, sondern auch in 20 bis 30 cm zu finden sind (Abb. 44 bis 47), betreffen sie auf jeden Fall die Wasseraufnahme der Halophyten, obwohl aktive Wurzelverschiebungen auftreten können (Schmeisky 1974) und der Ort der Wasseraufnahme variabel sein kann (Scherfose 1987). Trotz der höheren Sensibilität der Arten der oberen Salzmarsch gegenüber Salz scheinen sie die in beiden Untersuchungsgebieten anzutreffenden, kurzfristig höheren Salzkonzentrationen im Sommer ertragen zu können. Sie sind zum Teil in der Lage bei hypersalinen Bedingungen ihr Wachstum einzustellen (Adam 1990). Zusätzlich könnten hohe Konzentrationen im Sommer weniger problematisch als zu Beginn der Vegetationsperiode sein, weil die Bodensalinität in verschiedenen Lebensphasen der Arten eine unterschiedliche Bedeutung besitzt (He et al. 2009).

## 5.8 Zusammenfassende Ordination

Im Folgenden wird die Ordination zur Analyse der Artenzusammensetzung der Vegetation mit Hilfe der DCA (s. 3.4.3) zunächst nur für die Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording (natürliche Salzmarschen) und anschließend unter Einbeziehung der Fläche Tümlauer Bucht II (ehemals gegruppte Fläche) analysiert und die Ergebnisse zusammenfassend dargestellt (Abb. 48, 49, Tab. 24, 25). Dabei werden Korrelationen mit den Standortparametern ("second matrix") verwendet, um die Bedeutung der ermittelten Achsen zu interpretieren. Die Diskussion der Ergebnisse erfolgt im weiteren Text unter 6.2.

### Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording

Nach Berechnung der DCA ergab die "after-the-fact-evaluation" (Mc Cune & Mefford 2006), dass der größte Anteil der Varianz der Artenzusammensetzung (65 %) durch die erste Achse und nur ein geringer Teil (5,2 %) über die zweite erklärt wird (s. Abb. 48). Weitere Achsen sind zu vernachlässigen. Die Gradientenlänge der ersten Achse beträgt 3,76. Entlang der ersten Achse nehmen die Arten ab, die der Pionierzone oder unteren Salzmarsch zuzuordnen sind (s. 5.1), und die Arten der oberen Salzmarsch zu. Die erste Achse korreliert stark positiv mit der Höhe der Standorte über MThw ( $r=0,91^{***}$ ) und etwas schwächer mit der Mächtigkeit der Oxidationshorizonte (s. Tab. 24). Den engsten aber negativen Zusammenhang weist die erste Achse mit der Tiefe der anstehenden Reduktionshorizonte auf ( $r=-0,97^{***}$ ). Weitere enge negative Korrelationen der ersten Achse treten mit der jährlichen Überflutungsfrequenz und -dauer, der Tiefe des Grundwasserstandes und der Bodenfeuchte beider Bodentiefen auf (Tab. 24). Neben dem mittleren Wassergehalt ist auch ein Zusammenhang mit dem maximalen Wassergehalt gegeben. Schwächere negative Zusammenhänge mit den in der Ordination ermittelten "scores" der Achse 1 zeigen die mittleren Salzkonzentrationen beider Bodentiefen und die minimale Salzkonzentration in 0 bis 10 cm sowie der Tongehalt des Bodens (Tab. 24). Die zweite Achse korreliert signifikant positiv mit der Treibseldeckung ( $r_s=0,73$ ,  $p<0,01$ ). Ein schwacher, aber nicht signifikanter Zusammenhang mit der zweiten Achse wurde zudem mit dem Sandgehalt des Bodens ( $r_s=-0,49$ ,  $p=0,063$ ) ermittelt.

Tab. 24: Korrelation der Standortparameter mit der ersten Achse der DCA für die Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording (r: Pearson's Korrelationskoeffizient;  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient, mit  $p<0,001=^{***}$ ,  $p<0,01=^{**}$ ,  $p<0,05=^*$ , n.s.= nicht signifikant; n=15). Übfl.: jährliche Überflutungsfrequenz bzw. -dauer; MäG<sub>o</sub>: Mächtigkeit des G<sub>o</sub>-Horizontes; G<sub>r</sub>: Tiefe des G<sub>r</sub>-Horizontes unter Flur; Gw: Grundwasserstand unter Flur; Wgh 0-10, Wgh 20-30: Bodenfeuchte in 0-10 bzw. 20-30 cm Bodentiefe; Wgh 0-10 max, Wgh 20-30 max: maximale Bodenfeuchte in 0-10 bzw. 20-30 cm Tiefe; Cl 0-10, Cl 20-30, SO<sub>4</sub>-S 0-10, SO<sub>4</sub>-S 20-30: Chlorid- bzw. Sulfat-S-Konzentration in 0-10 bzw. 20-30 cm Tiefe; Cl 0-10 min, SO<sub>4</sub>-S 0-10 min: minimale Chlorid- bzw. Sulfat-S-Konzentration in 0-10 cm Bodentiefe. Für die nicht explizit aufgeführten Parameter, die aber zur Analyse herangezogen wurden, bestehen keine signifikanten Korrelationen.

|                  |       |                      |             |   |                      |                             |   |                     |
|------------------|-------|----------------------|-------------|---|----------------------|-----------------------------|---|---------------------|
| Deckung          | r     | 0,75 <sup>***</sup>  | Gw          | r | -0,89 <sup>***</sup> | Cl 0-10 min                 | r | -0,72 <sup>**</sup> |
| MThw             | r     | 0,91 <sup>***</sup>  | Wgh 0-10    | r | -0,83 <sup>***</sup> | Cl 20-30                    | r | -0,68 <sup>**</sup> |
| Übfl.-frequenz   | $r_s$ | -0,90 <sup>***</sup> | Wgh0-10max  | r | -0,88 <sup>***</sup> | SO <sub>4</sub> -S 0-10     | r | -0,51(n.s.)         |
| Übfl.-dauer      | $r_s$ | -0,91 <sup>***</sup> | Wgh 20-30   | r | -0,72 <sup>**</sup>  | SO <sub>4</sub> -S 20-30    | r | -0,64 <sup>*</sup>  |
| MäG <sub>o</sub> | r     | 0,85 <sup>***</sup>  | Wgh20-30max | r | -0,75 <sup>**</sup>  | SO <sub>4</sub> -S 0-10 min | r | -0,59 <sup>*</sup>  |
| G <sub>r</sub>   | r     | -0,97 <sup>***</sup> | Cl 0-10     | r | -0,63 <sup>*</sup>   | Ton                         | r | -0,62 <sup>*</sup>  |

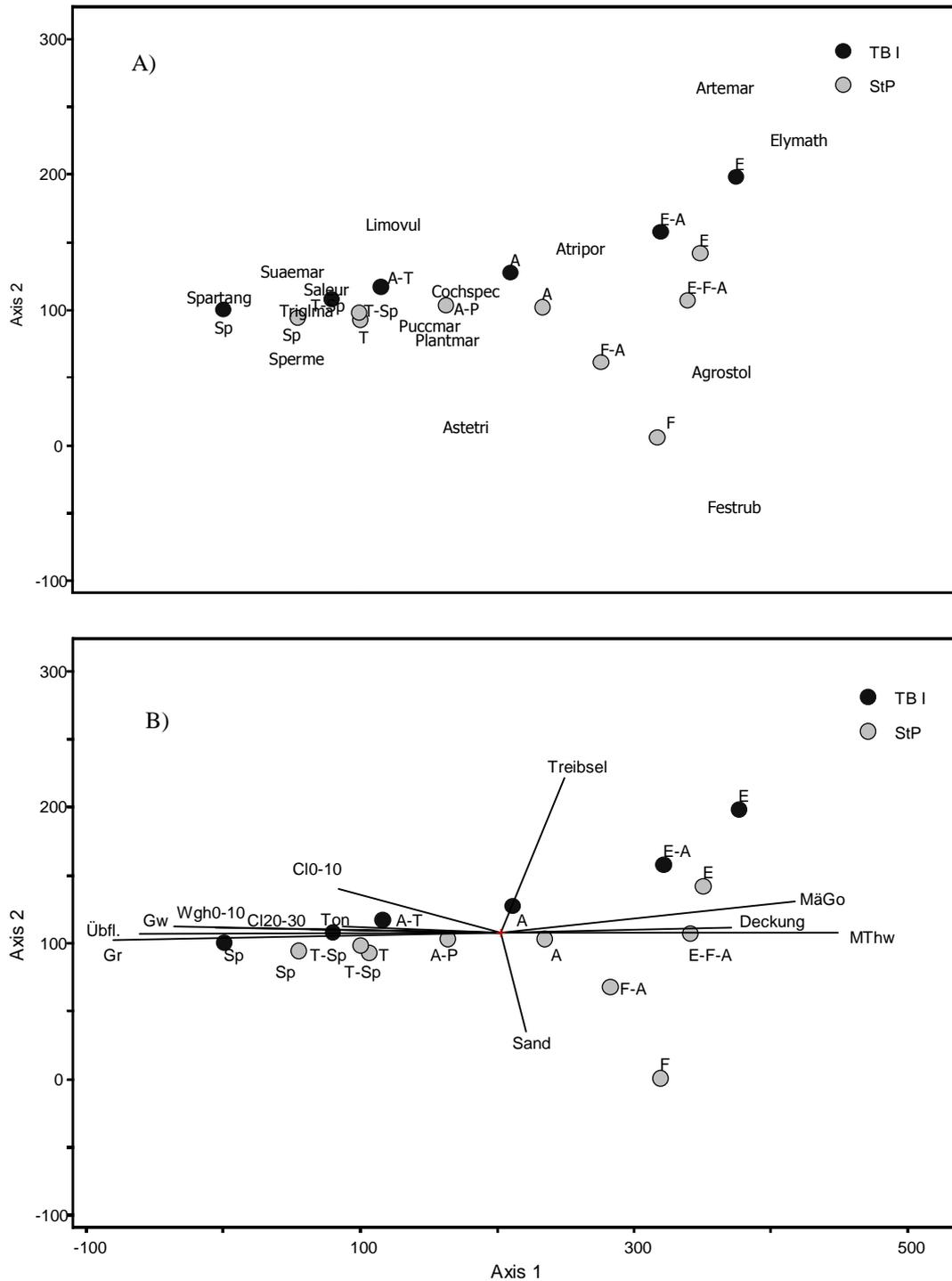


Abb. 48: Ergebnisse der DCA (Detrended Correspondence Analysis) für die Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I) und St. Peter-Ording (StP). Zur besseren Lesbarkeit wurde das Ordinationsdiagramm nach der Berechnung in zwei Teilgrafiken aufgeteilt. A): Beziehung zwischen Arten und Standorten; B): Korrelationen mit ausgewählten Standortparametern (n=15). Zur besseren Übersicht sind in der Grafik nur einige wichtige Parameter aufgeführt. Die Abkürzungen der Parameter sind der Tabellenüberschrift von Tabelle 24, die Abkürzungen der Vegetationstypen der Tabelle 2 (Kap. 3.1) zu entnehmen. Die Artnamen sind jeweils mit den ersten vier Buchstaben des Gattungsnamens und den ersten drei Buchstaben des Artnamens abgekürzt.

## Tümlauer Bucht II

Wird die ehemals geprüfte Fläche in die DCA mit einbezogen, so zeigt die Ordination ein sehr ähnliches Ergebnis (s. Abb. 49). Weiterhin wird der Hauptteil der Varianz der Vegetationsverteilung über die erste Achse erklärt (63,3 %) und nur ein geringer (3,7 %) durch die Achse 2 (after-the-fact evaluation). Der Gradient umfasst auf der ersten Achse eine Länge von 3,72. Für die erste und zweite Achse ergeben sich ähnliche positive und negative Korrelationen mit den Standortparametern wie für die Analyse der natürlichen Salzmarschen (Tab. 24) mit leichten Veränderungen der Höhe der Korrelationskoeffizienten (s. Tab. 25). Die erste Achse korreliert hochsignifikant positiv mit der Höhe der Standorte über MThw und der Mächtigkeit des  $G_0$ -Horizontes, negativ mit der jährlichen Überflutungshäufigkeit und -dauer, der Höhe der anstehenden Reduktionshorizonte und Grundwasserstände, den Bodenwassergehalten und dem Tongehalt des Bodens. Die zweite Achse zeigt einen signifikant positiven Zusammenhang mit der Treibseldeckung ( $r_s=0,69$ ,  $p<0,01$ ) und einen negativen mit dem Sandgehalt des Bodens ( $r=-0,51$ ,  $p<0,05$ ).

Tab. 25: Korrelationen der Standortparameter mit der ersten Achse der DCA für alle Untersuchungsflächen (r: Pearson's Korrelationskoeffizient;  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient, mit  $p<0,001=***$ ,  $p<0,01=**$ ,  $p<0,05=*$ , n.s.= nicht signifikant; n=19). Übfl.: jährliche Überflutungsfrequenz bzw. -dauer;  $MäG_0$ : Mächtigkeit des  $G_0$ -Horizontes;  $G_r$ : Tiefe des  $G_r$ -Horizontes unter Flur; Gw: Grundwasserstand unter Flur; Wgh 0-10, Wgh 20-30: Bodenfeuchte in 0-10 bzw. 20-30 cm Bodentiefe; Wgh 0-10 max, Wgh 20-30 max: maximale Bodenfeuchte in 0-10 bzw. 20-30 cm Tiefe. Für die nicht explizit aufgeführten Parameter, die aber zur Analyse herangezogen wurden, besteht keine signifikante Korrelation.

|                |       |          |          |   |          |              |       |          |
|----------------|-------|----------|----------|---|----------|--------------|-------|----------|
| Deckung        | $r_s$ | 0,81***  | $MäG_0$  | r | 0,84***  | Wgh 0-10max  | r     | -0,82*** |
| MThw           | r     | 0,90***  | $G_r$    | r | -0,96*** | Wgh 20-30    | r     | -0,65**  |
| Übfl.-frequenz | $r_s$ | -0,89*** | Gw       | r | -0,88*** | Wgh 20-30max | r     | -0,73*** |
| Übfl.-dauer    | $r_s$ | -0,89*** | Wgh 0-10 | r | -0,79*** | Ton          | $r_s$ | -0,50*   |

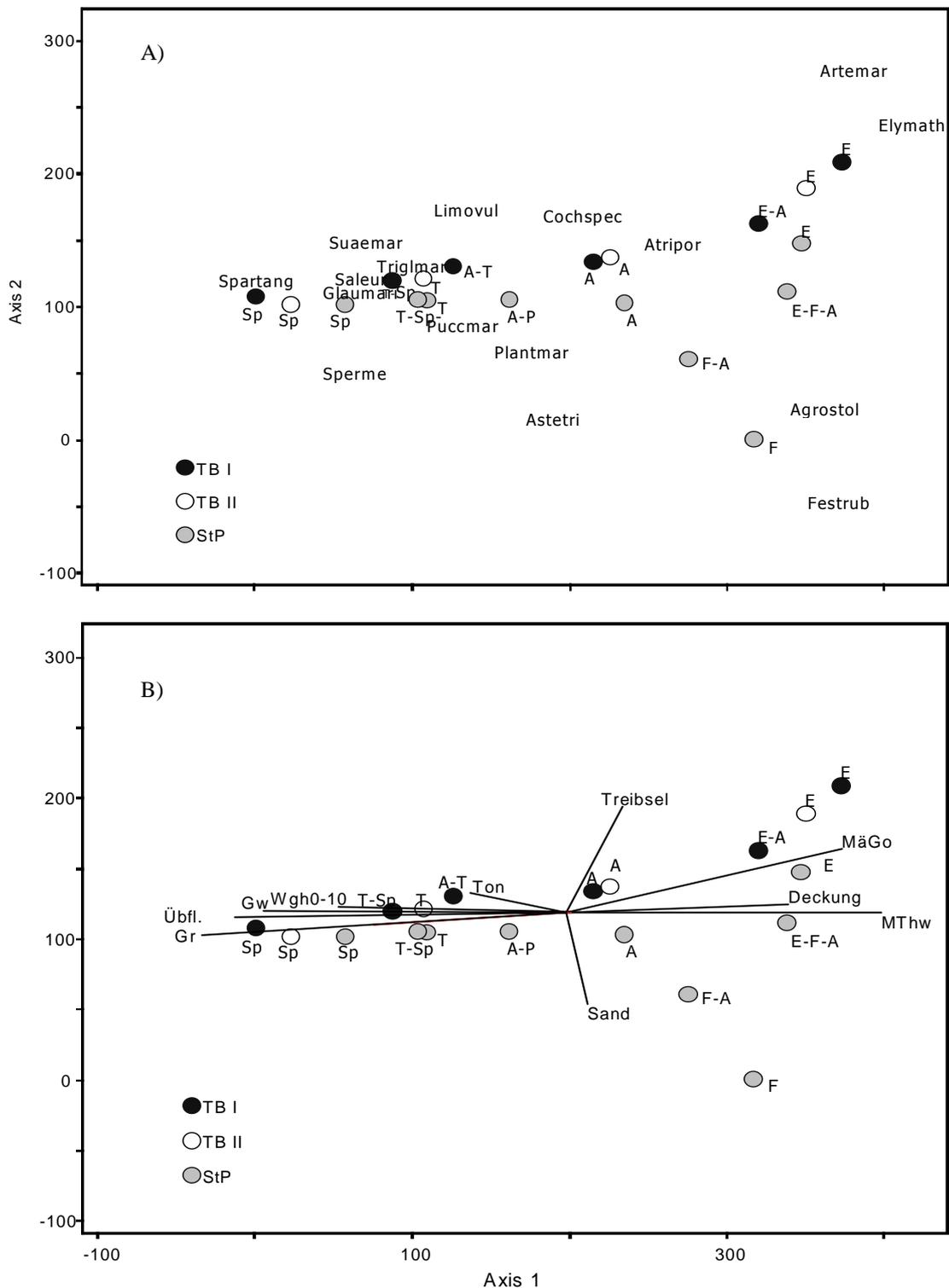


Abb. 49: Ergebnisse der DCA (Detrended Correspondence Analysis) für die Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I), Tümlauer Bucht II (TB II) und St. Peter-Ording (StP). Zur besseren Lesbarkeit wurde das Ordinationsdiagramm nach der Berechnung in zwei Teilgrafiken aufgeteilt. A): Beziehung zwischen Arten und Standorten; B): Korrelationen mit ausgewählten Standortparametern (n=15). Zur besseren Übersicht sind in der Grafik nur einige wichtige Parameter aufgeführt. Die Abkürzungen der Parameter sind der Tabellenüberschrift von Tabelle 24, die Abkürzungen der Vegetationstypen der Tabelle 2 (Kap. 3.1) zu entnehmen. Die Artnamen sind jeweils mit den ersten vier Buchstaben des Gattungsnamens und den ersten drei Buchstaben des Artnamens abgekürzt.

## 6 Abschlussdiskussion

Mögliche Auswirkungen einzelner untersuchter abiotischer Parameter auf die Vegetationszonierung der jeweiligen Untersuchungsfläche sowie die Wechselwirkungen der Faktoren unter Berücksichtigung der lokalen Standortbedingungen wurden bereits diskutiert. Für die Höhenlage sowie Überflutungsdauer und -frequenz (5.2), die Lage der Bodenhorizonte (5.4), die Grundwasserstände (5.5.1) und Bodenwassergehalte (5.5.2) und zum Teil für die Bodendurchlüftung (5.6) wurde jeweils ein Einfluss auf die Zonierung ermittelt. In den folgenden Abschnitten sollen zunächst die Beziehungen der Parameter zueinander zusammenfassend dargestellt und diskutiert werden. Anschließend wird die Wirkung der abiotischen Standortbedingungen auf die Vegetationsverteilung und ihre Bedeutung für die einzelnen Vegetationstypen zunächst für die natürlichen Salzmarschen (Tümlauer Bucht I und St. Peter-Ording) und nachfolgend für die ehemals gegrüpfte Salzmarsch (Tümlauer Bucht II) zusammenfassend erörtert.

### 6.1 Beziehungen der Standortparameter zueinander

Der in den Untersuchungsgebieten vorhandene Höhengradient, der auf jeder Untersuchungsfläche von der oberen Salzmarsch bis zur Pionierzone etwa 50 cm umfasst, führt bei abnehmender Höhenlage zu steigenden Überflutungsdauern und -frequenzen (5.2.3), Bodenfeuchten (5.5.2) und dichter unter Flur anstehenden Grundwasserständen (5.5.1) sowie Reduktionshorizonten (5.4.1). Von der Einordnung der Höhenlage zum MThw kann aber nicht direkt auf das lokale Überflutungsgeschehen und die lokalen Standortverhältnisse geschlossen werden. Trotz nahezu identischem MThw beider Untersuchungsgebiete wird die Fläche in St. Peter-Ording im Vergleich zur Tümlauer Bucht bis in eine Höhe von etwa 40 cm über MThw häufiger und bis zur Höhe von etwa 60 cm über MThw länger überstaut (5.2.6.4). Der Position der Fläche zum Prielsystem sowie den vorhandenen Entwässerungsmöglichkeiten kommen dabei eine grundlegende Bedeutung zu. Während in der Tümlauer Bucht die direkte Lage der Fläche an einem Hauptpriel nur kurzzeitige Überflutungen auf der gesamten Untersuchungsfläche (5.2.2) und eine gute Durchlüftung auch unter dem *Spartinetum* (5.6) zur Folge hat, führen die fehlenden Entwässerungsmöglichkeiten in der Pionierzone und der unteren Salzmarsch in St. Peter-Ording zu hohen Überflutungsfrequenzen, besonders aber Überstauungszeiten (5.2.3), die sich auf andere Standortfaktoren auswirken. Hohe Wassergehalte (5.5.2), dicht unter Flur anstehende Grundwasserstände (5.5.1) und Reduktionshorizonte (5.3) in diesem Bereich der Fläche sind die Folge. Die obere Salzmarsch in St. Peter-Ording wird dagegen über den direkt an die Fläche angrenzenden Priel geflutet und entwässert und befindet sich so weit über NN, dass sie nur selten und kurzzeitig überflutet wird. Besonders in den Sommermonaten führt dies unter dem *Elymetum* und *Festucetum* unter anderem zu sehr niedrigen Wassergehalten (5.5.2) und Salzkonzentrationen (5.7) aufgrund fehlender Überflutung und damit verbundener mangelnder

Salznachlieferung. Insgesamt ist dem lokalen Tidegeschehen also ein entscheidender Einfluss auf die anderen Bodenparameter zuzuschreiben. Die Bodenwassergehalte, die Grundwasserstände und die Lage und Mächtigkeit der Bodenhorizonte in den Untersuchungsgebieten zeigen eine direkte Abhängigkeit nicht nur von der Anzahl der Überflutungshäufigkeiten und Überstauungszeiten pro Jahr, sondern auch von den Überflutungsfrequenzen und -dauern in den Tagen unmittelbar vor den jeweiligen Messterminen (5.4.1, 5.5.3).

Die Bodenparameter werden neben der Überflutung vor allem von der Korngrößenzusammensetzung des Bodens beeinflusst. Die Bodenarten der beiden Untersuchungsgebiete wirken sich aufgrund ihrer unterschiedlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften auf die anderen Standortparameter in unterschiedlicher Weise aus. Deutlich wird dies unter anderem beim Wasserhaushalt der Standorte. Die in St. Peter-Ording grobkörnigen, vor allem in der oberen Salzmarsch überwiegend sandig-schluffigen Sedimente besitzen eine hohe Wasserleitfähigkeit, erleichtern Auswaschungsprozesse und ermöglichen eine gute Durchlüftung (Blume et al. 2010). Sie führen zu niedrigen Wassergehalten, tief unter Flur anstehenden Reduktionshorizonten und Grundwasserständen und haben zudem eine schnelle Perkolation des Grundwassers sowohl vertikal und als auch horizontal bis in die Böden der unteren Salzmarsch und Pionierzone zur Folge (vgl. Ursino et al. 2004, Silvestri & Marani 2004, Silvestri et al. 2005). In der Tümlauer Bucht weisen die tonreichen Sedimente eine geringe Wasserleitfähigkeit sowie eine hohe Adsorptionsfähigkeit auf (Blume et al. 2010) und führen zu höheren Wassergehalten und dichter unter Flur anstehenden Grundwasserständen sowie einer geringen seitlichen Perkolation. Im Gegensatz zur Tümlauer Bucht sind in St. Peter in der Pionierzone die mittleren Salzkonzentrationen höher und die Redoxpotenziale niedriger als in der oberen Salzmarsch. Neben dem lokalen Überflutungsgeschehen ist dies auf die unterschiedlichen Bodenarten der beiden Zonen zurückzuführen. Der in der oberen Salzmarsch in St. Peter-Ording anstehende Reinsand, sandige Schluff und schluffige Sand besitzt nur ein geringes Bindungsvermögen für Ionen, erleichtert Auswaschungsprozesse und hat eine gute Durchlüftung zur Folge. Dagegen ermöglicht der zunehmende Tonanteil bei sinkender Höhenlage in der unteren Salzmarsch und Pionierzone in St. Peter eine höhere Ionenadsorption, wirkt Auswaschungsprozessen und einer guten Durchlüftung entgegen und hat neben den in diesen Bereichen der Fläche langen Überstauungen, die zu einem regelmäßigen Eintrag an Salzen führen, höhere Salzkonzentrationen als in der oberen Salzmarsch zur Folge. Zudem enthalten tonreiche Sedimente mehr organische Substanz (Brümmer 1968), sodass Reduktionsprozesse in der Pionierzone zunehmen und zusammen mit den dicht unter Flur anstehenden Grundwasserständen sowie hohen Überflutungsdauern zu niedrigen Redoxpotenzialen unter dem *Spartinetum* führen können.

In beiden Untersuchungsgebieten ist ein Einfluss der Witterung, insbesondere der Temperaturen und Evapotranspiration auf den Wasserhaushalt (5.5.3) und die Salzkonzentrationen

(5.7.3) zu beobachten. Höhere Temperaturen und Evapotranspirationsraten führen zu niedrigeren Bodenfeuchten und höheren Salzkonzentrationen, Niederschläge dagegen zur Verlagerung der Salze in 20 bis 30 cm Tiefe. Ein zunehmender Einfluss der Witterung mit steigender Höhenlage (de Leeuw et al. 1991, Tobias und Neubauer 2009) und damit seltenerer Überflutung und kürzerer Überflutungsdauer ist auf den Untersuchungsflächen nicht zu beobachten, da sowohl unter den Vegetationstypen der oberen Salzmarsch als auch der unteren und Pionierzone Reaktionen der Bodenparameter auf die Witterung zu beobachten sind (Anhang Tab. A9, A10). In der Tümlauer Bucht könnte dies auf die auch in der Pionierzone nur kurzzeitigen Überflutungen zurückzuführen sein. Entscheidender sind in beiden Untersuchungsgebieten aber vermutlich die auch in den Pionierzonen besonders in den Sommermonaten auftretenden überflutungsfreien Perioden (5.2). Bedingt durch die niedrig auflaufenden Tiden sinken die Grundwasserstände weit ab und die ausgleichende Wirkung des Meerwassers fällt weg, sodass die Wassergehalte absinken und teilweise hypersaline Bedingungen in der unteren Salzmarsch und Pionierzone in St. Peter-Ording auftreten (5.7). Überflutungsfreie Perioden oder niedrige Tiden sowie nur kurzzeitige Überflutungen sind häufig verbunden mit Schönwetterphasen, d.h. höheren Temperaturen und Evapotranspirationsraten. Höhere und länger andauernde Überflutungen sind dagegen vor allem in den Herbst- und Wintermonaten zu beobachten (5.2.4), in denen mehr Niederschläge und niedrigere Temperaturen auftreten.

Insgesamt zeigt sich eine enge Verzahnung der abiotischen Standortparameter miteinander und ein starker Einfluss der lokalen Gegebenheiten auf die Bodenparameter, die eine direkte Übertragung der Ergebnisse auf andere Flächen vergleichbarer Höhe über MThw erschweren. Auf Flächen mit ähnlichen Tideverhältnissen, Entwässerungsbedingungen und Korngrößenzusammensetzung sind die Ergebnisse jedoch in gewissen Umfang übertragbar (vgl. Schmöcke 1998).

## 6.2 Auswirkungen der abiotischen Standortparameter auf die Vegetationszonierung

### 6.2.1 Bedeutung der Standortfaktoren für die Zonierung

Die Vegetationszonierung beider Untersuchungsgebiete lässt sich auf verschiedene abiotische Standortfaktoren zurückführen (s. 5.2, 5.4, 5.5.1, 5.5.2, 5.6). Eine entscheidende Rolle für die Artenverteilung spielt auf den Untersuchungsflächen die Höhe der Arten zum MThw (vgl. Kiehl 1997, Suchrow & Jensen 2010), mit steigender Höhe verändert sich die Artenzusammensetzung der Vegetationstypen von den typischen Vertretern der Pionierzone wie *Spartina anglica* zu Arten wie *Elymus athericus* und *Festuca rubra*, die der oberen Salzmarsch zuzuordnen sind. Beide Untersuchungsgebiete weisen einen Höhengradient von etwa 50 cm und ein nahezu identisches MThw auf. Die Vegetationstypen in St. Peter-Ording liegen aber zum Teil höher über MThw (5.2) als sie aufgrund anderer Untersuchungen zu erwarten wären (vgl. Beeftink 1977, Bakker et al. 2005), obwohl in St. Peter-Ording

aufgrund des sandigen Bodens (5.3) mit einer Verschiebung der Vegetationszonen nach unten zu rechnen wäre (Dierßen 1996). Die Pionierzone mit ihrer charakteristischen Vegetation und ihren typischen Standortbedingungen liegt hier in 14 cm über MThw und damit relativ hoch, da das lokale Tidegeschehen bedingt durch die Position der Fläche zum Prielsystem und die fehlenden Entwässerungsmöglichkeiten, zu hohen Überflutungsfrequenzen und vor allem Überflutungsdauern in der Pionierzone und unteren Salzmarsch führt und damit andere Standortbedingungen zur Folge hat als aufgrund der Lage zum MThw zu vermuten wären (s. 6.1). Die Einordnung der Lage der Vegetationstypen zum MThw kann somit zwar als Orientierungsgröße dienen (vgl. Dierßen et al. 1991), erlaubt aber keine genauen Aussagen über die tatsächlichen Standortbedingungen und deren Auswirkungen auf die Vegetation.

Die Vegetationszonierung beider Untersuchungsflächen zeigt einen engen Zusammenhang mit der Überflutungsdauer und -frequenz, der Lage der Reduktionshorizonte, den Grundwasserständen und der Bodenfeuchte (Abb. 48), sodass dem Überflutungsgeschehen und dem Wasserhaushalt ein wesentlicher Einfluss auf die Zonierung zugesprochen werden kann (vgl. Pigott 1969, Scherfose 1986, Schröder 1998, Rogel et al. 2001, Ji et al. 2009, Apaydin et al. 2009). In Abhängigkeit vom Höhengradienten nehmen vom *Elymetum* oder *Festucetum* bis zum *Spartinetum* die Anzahl der Überflutungen und Überstauungszeiten pro Jahr (5.2) sowie die Wassergehalte (5.5.2) zu und die Grundwasserstände (5.5.1) sowie Reduktionshorizonte (5.4.1) stehen näher unter Flur an (s. 5.2, 5.4, 5.5). Sowohl in der Tümlauer Bucht als auch in St. Peter-Ording sind die Dominanztypen jeweils in begrenzten Höhenbereichen mit bestimmten Überflutungsfrequenzen und -dauern (5.2), Wassergehalten und Grundwasserständen (5.5) zu finden. Da sich die Dominanztypen nicht nur bezüglich der jährlichen oder mittleren Werte dieser Parameter, sondern auch bis auf wenige Ausnahmen an jedem Untersuchungstermin trotz saisonaler Variabilität unterscheiden, ist von einem grundlegenden Einfluss des lokalen Tidegeschehens und Wasserhaushaltes auf die Zonierung auszugehen. Die Bodenfeuchte, die Grundwasserstände sowie die Lage und Mächtigkeiten der Bodenhorizonte weisen eine direkte Abhängigkeit vom Tidegeschehen auf (6.1, 5.4.1, 5.5.3), sodass die Überflutungshäufigkeit und -dauer vermutlich als Signalgeber für die Zonierung in den Salzmarschen betrachtet werden kann (Adam 1990), der in Kombination mit anderen Faktoren die Bodenparameter kontrolliert (6.1). Der maximale Wassergehalt scheint ebenfalls, bedingt durch die unterschiedliche Staunäsetoleranz der Arten (van Diggelen 1988), eine entscheidende Rolle für die Differenzierung der Vegetationstypen zu spielen (Abb. 48). Sinkt die Bodenfeuchte bedingt durch extreme Trockenheit ab, kann dies zur Verschiebung der Deckungsverhältnisse führen, wie im Sommer 1997 in der Pionierzone in der Tümlauer Bucht I (s. 6.2.2).

Der Zusammenhang zwischen der Artenzusammensetzung der Vegetation und der Salinität (vgl. van Diggelen 1988, Schröder 1998, Apaydin et al. 2009) ist im Vergleich zu den anderen Parametern schwächer (s. 5.8). Zwar deuten sich sinkende Salzkonzentrationen von

der oberen zur unteren Salzmarsch und Pionierzone an, aber nur in St. Peter-Ording sind unter den Vegetationstypen der oberen Salzmarsch, besonders dem *Festucetum*, signifikant niedrigere mittlere Salzkonzentrationen als unter denen der unteren Salzmarsch und der Pionierzone zu finden (5.7, 6.1), die zueinander ähnliche Salzkonzentrationen aufweisen. Da zudem an den einzelnen Probenahmeterminen in beiden Untersuchungsgebieten nur selten Unterschiede der Salzkonzentrationen zwischen den verschiedenen Vegetationstypen auftreten, kann der Salinität nur ein eingeschränkter Einfluss auf die Zonierung zugesprochen werden. Obwohl die Arten der Pionierzone und unteren Salzmarsch eine höhere und die Arten der oberen Salzmarsch eine geringere Salztoleranz besitzen (u. a. Cooper 1982, van Diggelen 1988), wirkt sich nach den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchungen die maximale Salzbelastung offenbar nur geringfügig auf die Zonierung der Arten aus. Kurzfristig hohe Salzkonzentrationen können auch die Arten der oberen Salzmarsch ertragen, indem sie ihr Wachstum kurzzeitig einstellen (Adam 1990). Hohe Salzbelastungen zu Beginn der Vegetationsperiode könnten dagegen die Artenverteilung in den Salzmarschen beeinflussen, da Keimlinge und Jungpflanzen von Halophyten empfindlicher auf Salzstress reagieren als ausgewachsene Pflanzen (Ungar 1987, Shumway & Bertness 1992). Die minimale Salzkonzentration im Oberboden zeigt dagegen einen Zusammenhang mit der Zonierung (s. 5.8). Ist eine bestimmte Salzkonzentration unterschritten, wird vermutlich die Konkurrenzkraft der Art, die sensibler auf Salz reagiert, soweit gestärkt, dass sie sich gegenüber der salzresistenteren Art behaupten kann. Insgesamt ist der Einfluss der minimalen Salzkonzentration wahrscheinlich aber eher als gering einzustufen. Die Durchwurzelung und somit die Wasseraufnahme der Halophyten reicht bis in tiefere Bodenschichten, ein Zusammenhang der Artenverteilung mit der minimalen Salzkonzentration ist zwar für den Oberboden und damit für den Hauptwurzelschicht, aber nicht mehr in 20 bis 30 cm Bodentiefe gegeben.

Den engsten Zusammenhang zeigt die Vegetationsverteilung mit der Tiefe der Reduktionshorizonte unter Flur, einen engen mit der Mächtigkeit der Oxidationshorizonte (s. 5.8). Dieses Ergebnis zeigt, dass die Durchlüftung bedingt durch die unterschiedliche Toleranz der Arten gegenüber Sauerstoffmangel eine entscheidende Rolle für die Zonierung spielen dürfte (Armstrong et al. 1985, Schröder et al. 2002). Mit zunehmender Höhenlage stehen die Reduktionshorizonte von der Pionierzone bis zur oberen Salzmarsch tiefer unter Flur an und die Oxidationshorizonte werden mächtiger (5.4.1). Zudem korrelieren die Überflutung, Grundwasserstände und Bodenfeuchte (5.2.3, 5.5.3), die sich entscheidend auf die Bodendurchlüftung auswirken (vgl. Silvestri et al. 2005), mit der Höhe über NN und weisen auf unterschiedliche Durchlüftungsverhältnisse der verschiedenen Vegetationszonen hin. Die vorliegenden Ergebnisse der Redoxpotenzialmessungen deuten aber nur in St. Peter-Ording einen Einfluss der Durchlüftung auf die Zonierung an (vgl. 5.6). Im Gegensatz zur Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I sind die Potenziale während des gesamten Jahres in St. Peter-Ording in der Pionierzone um 300 bis 400 mV niedriger als in der oberen

Salzmarsch. Unter dem *Spartinetum* kann mit Ausnahme des Sommers 1998 immer von reduzierenden Bedingungen ausgegangen werden (5.6). In der Tümlauer Bucht sind dagegen unter anderem aufgrund der Position der Fläche zum Prielsystem und der schlechten Zufuhr von organischen Material (5.6.4) in der Pionierzone ähnlich hohe Redoxpotenziale wie unter dem *Elymetum* zu finden (5.6), obwohl die Grundwasserstände und Reduktionshorizonte zum Teil bis zur Bodenoberfläche anstehen. Die lokalen Bedingungen sind hinsichtlich der Bedeutung einzelner Standortfaktoren somit von entscheidender Relevanz.

Die Analyse belegt zusätzlich einen schwachen Zusammenhang der Artenzusammensetzung mit den Bodenarten (s. 5.8, 6.1). Die Vegetationstypen der Pionierzone sowie unteren Salzmarsch sind auf den Böden mit einem höheren Tonanteil anzutreffen. *Festuca* kann sich auf eher sandigen Böden gegenüber *Elymus* behaupten und ist vermutlich daher nicht großflächig in der Tümlauer Bucht zu finden. Die Konkurrenzkraft von *Elymus athericus* wird wiederum durch eine höhere Treibselzufuhr begünstigt (6.2.2).

Die Werte der Standortparameter für vergleichbare Vegetationstypen der beiden Untersuchungsgebiete, die wie die Überflutungshäufigkeit und -dauer, die Bodenwasserhalte, die Tiefe der anstehenden Grundwasserstände und Reduktionshorizonte unter Flur einen entscheidenden Einfluss auf die Vegetationszonierung besitzen, variieren jedoch von Standort zu Standort und unterscheiden sich zum Teil deutlich (s. Tab. 5, 11, Anhang Tab. A8; vgl. Silvestri et al. 2005). Spannbreiten der Parameter für einzelne Arten anzugeben erscheint folglich wenig sinnvoll, da lokale Gegebenheiten, wie die Position der Fläche zum Prielsystem, Verzweigkeit des Prielsystem, lokale Entwässerungsmöglichkeiten und die Korngrößenzusammensetzung des Bodens die abiotischen Parameter eines Standortes entscheidend beeinflussen (6.1). Die Bedeutung einzelner Faktoren auf die Vegetationszonierung kann in Abhängigkeit von den lokalen Standortbedingungen von Standort zu Standort variieren (vgl. Silvestri et al. 2005, He et al. 2009, Fariña et al. 2009). So sind die Sauerstoffversorgung und die Salinität für die Ausbildung der Zonierung in St. Peter-Ording vermutlich bedeutsamer als in der Tümlauer Bucht.

Bedingt durch die Abhängigkeit der Bodenfeuchte und Grundwasserstände vom Tidegeschehen und dem Einfluss der Witterung auf die Bodenparameter können Veränderungen der Witterung und Überflutungsverhältnisse zu Verschiebungen der Zonierung führen (s. 6.1, vgl. u. a. Beeftink 1979, Callaway et al. 1994, Schröder 1998, Thomsen et al. 2004). Überflutungen im Frühjahr beeinflussen besonders die Keimbedingungen, während sich Überflutungen im Sommer besonders auf *Spartina* und Einjährige auswirken. In verschiedenen Jahren können somit auch unterschiedliche Faktoren limitierend für das Wachstum einiger Arten sein (vgl. Kiehl 1997).

#### 6.2.2 Bedeutung verschiedener Standortparameter für die einzelnen Vegetationstypen

*Elymus athericus* bevorzugt leicht erhöhte, gut durchlüftete Standorte mit guter Versorgung von organischem Material (Beeftink 1977, Dierßen et al. 1988, Hennings 1995, Kiehl 2005).

In beiden Untersuchungsgebieten hat *Elymus* auf den jeweils höchst gelegenen und am besten durchlüfteten Bereichen der Flächen mit niedrigen Überflutungsfrequenzen und -dauern, niedrigen Wassergehalten und tief unter Flur anstehenden Grundwasserständen Dominanzbestände ausgebildet (5.2, 5.3, 5.4, 5.5). Während das *Elymetum* in der Tümlauer Bucht die obere Salzmarsch dominiert (Anhang Tab. A3, A4), ist in St. Peter-Ording großflächig ein *Festucetum* anzutreffen (5.1). Unter dem *Festucetum* treten die niedrigsten Grundwasserstände (5.5.1) aller Vegetationstypen, die nur kurzfristig über 40 cm unter Flur ansteigen, sowie die geringsten Salzkonzentrationen auf (5.7). *Festuca* reagiert empfindlich auf Staunässe und Salze (Gray & Scott 1977), kann jedoch auf sandigen, gut durchlüfteten Böden mit tief anstehendem G<sub>r</sub>-Horizont durch den Aufbau dichter Dominanzbestände sehr konkurrenzstark sein (Schröder 1998). In St. Peter-Ording kann sich der Rotschwengel daher auf den sandig-schluffigen Böden gegenüber *Elymus* behaupten. *Elymus* wird als nitrophytische Art durch eine gute Stickstoffversorgung gefördert (vgl. Hennings 1995, Leendertse 1995, Leendertse et al. 1997). Da in Sandsalzmarschen der Stickstoffpool mit zunehmender Dicke der Tonauflage steigt (Olf et al. 1997), diese in der oberen Salzmarsch in St. Peter-Ording aber fehlt (Abb. 23, 5.4.1), ist das *Elymetum* auf den südwestlichen Bereich der Untersuchungsfläche beschränkt. An dieser Stelle kreuzen sich der Priel und Graben, über die die obere Salzmarsch geflutet und entwässert wird (s. 2), sodass dieser Bereich eine gute Zufuhr von Driftmaterial erfährt (Anhang Tab. A 4) und hier von der höchsten Sedimentationsrate der gesamten Fläche auszugehen ist. Eine hohe Nettosedimentationsrate (eigene Geländebeobachtungen) in diesem Bereich trägt zur Erhöhung des Nährstoffpools bei (vgl. Kiehl et al. 2001). Die hohen Redoxpotenziale (5.6) bzw. gute Durchlüftung dieses Standortes aufgrund des vorhandenen Reinsandes (5.4), die niedrigen Wassergehalte (5.5) und die im Vergleich zu anderen Vegetationstypen relativ hohen Temperaturen (5.3) dürften somit für eine hohe Stickstoffmineralisations- und Nitrifikationsrate sorgen (Scherfose 1987, Dahl 2000, Kiehl et al. 2001) und *Elymus* als nitrophytische Art in diesem Bereich fördern. Zusätzlich ermöglichen die niedrigen Salzkonzentrationen (5.7) eine schnelle Zersetzung des eingetragenen Materials (vgl. Hemminga et al. 1991). In der Tümlauer Bucht wird in den Bereich des *Elymetum* ebenfalls bedingt durch die Lage auf einem kleinen Wall (s. 2) viel leicht mineralisierbares Spülsaummaterial eingetragen (Anhang Tab. A1), sodass die geringen Wassergehalte und hohen Bodentemperaturen vermutlich zu einer hohen Stickstoffmineralisations- und Nitrifikationsrate führen. Gleichzeitig ermöglicht der im Vergleich zu St. Peter-Ording feinkörnigere Boden (5.3) eine höhere Nährstoffadsorption. Somit ist von einer hohen Nährstoffverfügbarkeit auszugehen, die die Ausbildung eines *Elymetum* begünstigt. Für die Etablierung eines *Festucetum* scheinen in der oberen Salzmarsch in der Tümlauer Bucht die optimalen Standortbedingungen zu fehlen, da zum einen kein sandig-schluffiger Boden vorhanden ist und zum anderen sowohl die Grundwasserstände und Bodenfeuchte als auch die Salzkonzentrationen deutlich über denen des *Festucetum* in St. Peter-Ording liegen.

In beiden Untersuchungsgebieten schließt sich an das *Elymetum* oder *Festucetum* mit abnehmender Höhe großflächig ein *Atriplicetum* an. *Atriplex portulacoides* verträgt zwar zeitweise anoxische Verhältnisse und weist eine hohe Salztoleranz auf (van Diggelen 1988), ist aber generell auf gut durchlüftete Standorte angewiesen (Silvestri et al. 2005), da die Art empfindlich auf Dauerüberflutungen reagiert (Jensen 1985). Die Überflutungsdauer ist zwar länger als unter dem *Elymetum* oder *Festucetum*, ist aber in beiden Gebieten mit durchschnittlich 1,4 (TB I) und 0,8 (StP) Stunden pro Tag so niedrig, dass Dauerüberflutungen ausgeschlossen werden können. Die Mediane der Grundwasserstände von 23 cm und 37 cm unter Flur sowie die in der Vegetationsperiode 40 bis 60 cm tief unter Flur anstehenden Reduktionshorizonte, lassen eine relativ gute Durchlüftung auch an diesen Standorten vermuten. Die starke Beschattung durch das *Atriplicetum* (5.1) erschwert zusätzlich die Etablierung anderer Arten und verschafft *Atriplex* einen weiteren Konkurrenzvorteil.

Insgesamt scheinen im Höhenbereich vom *Elymetum* oder *Festucetum* bis zum *Atriplicetum* die Standortbedingungen so günstig zu sein, dass die Konkurrenzkraft der Arten von großer Bedeutung ist und einzelne Arten großflächig artenarme Dominanzbestände ausbilden können (vgl. Huckle et al. 2000, Bertness & Ewanchuk 2002). Mit abnehmender Höhe erhöhen sich die physiologischen Stressfaktoren und die Konkurrenzkraft einzelner Arten lässt nach (Bertness & Ewanchuk 2002), sodass sowohl in der Tümlauer Bucht als auch in St. Peter-Ording im Bereich der unteren Salzmarsch mehrere Vegetationstypen anzutreffen sind, in denen keine einzelne Art dominiert. Die Vegetationstypen der unteren Salzmarsch und des Übergangs zur Pionierzone weisen die höchsten Artenzahlen auf (5.1.4, vgl. Kiehl 2005, Tobias & Neubauer 2009, Suchrow & Jensen 2010). Die in diesem Bereich vorliegenden Standortparameter, wie hohe Überflutungsdauern und -häufigkeiten, hohe Wassergehalte und hoch anstehende Grundwasserstände, können von mehreren Arten toleriert werden, der physiologische Stress ist aber so hoch, dass keine der Arten großflächig dominiert (vgl. Bertness & Ewanchuk 2002). Nur *Triglochin* ist durch die Ausbildung großer ringförmiger Klone in größeren Bereichen dominant (5.1.3).

Kleine Modifikationen der Höhenlage haben in der unteren Salzmarsch und Pionierzone deutliche Veränderungen in der Überflutungsdauer und -häufigkeit zur Folge (5.2.6.4) und führen zu vielfältigen Standortbedingungen und zur Ausbildung eines mosaikartigen Vegetationsmusters in diesen Bereichen der Flächen (5.1.3). Die Vegetationstypen der unteren Salzmarsch lassen sich in Bezug auf die Höhe (5.2), die Überflutungsparameter (5.2) und Grundwasserstände (5.5.1) signifikant voneinander abgrenzen, weisen teilweise aber ähnliche Bodenfeuchten (5.5.2) und Salzkonzentrationen (5.7) auf.

Mit abnehmender Höhe über MThw werden die Standortbedingungen in beiden Gebieten extremer. Die Überflutungsfrequenzen und -dauern liegen besonders in St. Peter-Ording in der Pionierzone und im Übergang zur Pionierzone so hoch, dass für lange Zeiträume von Dauerüberflutungen ausgegangen werden kann. Der Boden ist hier bis auf die

Sommermonate wassergesättigt, die Grundwasserstände und Reduktionshorizonte stehen im überwiegenden Teil des Jahres bis zur Bodenoberfläche an. An reduzierende Bedingungen im Oberboden ist *Spartina* optimal adaptiert (vgl. u. a. Bouma et al. 2001, Maricle & Lee 2007), sodass die Art in beiden Gebieten in den tiefstgelegenen Bereichen Dominanzbestände ausbildet. Der Wasserhaushalt ist für die Dominanzverhältnisse in diesen Bereichen vermutlich entscheidend. Sinken die Wassergehalte und Grundwasserstände deutlich ab, wie im August 1997 besonders in der Tümlauer Bucht, gehen die Deckungen von *Spartina* zurück und *Puccinellia* breitet sich aus (s. Anhang Tab. A1, A2). *Puccinellia* wird bei abnehmenden Bodenwassergehalten bzw. seltener auftretender Staunässe offenbar konkurrenzkräftiger (vgl. Kiehl 1997) und kann die niedrigeren Wassergehalte durch ein ausgedehntes Wurzelsystem kompensieren.

In St. Peter-Ording fällt der Wechsel vom *Atriplicetum* zum *Atriplex-Puccinellia*-Übergangstyp und von diesem zum *Triglochin*-Dominanzbestand jeweils mit einem überproportionalen Anstieg der Überflutungshäufigkeit und -dauer zusammen, sodass die unteren Verbreitungsgrenzen vermutlich durch die physiologische Toleranz der Arten gegenüber Staunässe und Sauerstoffmangel bestimmt werden (Pielou & Routledge 1976, Pennings et al. 2005). Dass aber auch die untere Grenze einer Art nicht allein auf ihre physiologische Amplitude und damit auf bestimmte Standortfaktoren zurückgeführt werden kann (Ungar 1998), wird beim Vergleich der Standortbedingungen für das *Atriplicetum* in beiden Untersuchungsgebieten deutlich. In der Tümlauer Bucht kann *Atriplex portulacoides* einen dichten Dominanzbestand in einem Bereich ausbilden, der etwa dreimal so häufig und zweimal so lange im Jahr wie in St. Peter-Ording überflutet wird und um 20 Prozentpunkte höhere Wassergehalte und dichter unter Flur anstehende Grundwasserstände aufweist (5.2.3, 5.5). Somit müssen für die untere Verbreitungsgrenze dieser Art in St. Peter-Ording noch andere Faktoren eine Rolle spielen als ihre physiologische Amplitude gegenüber Staunässe.

Insgesamt ist die Zonierung das Ergebnis des Zusammenwirkens vieler abiotischer und biotischer Faktoren (Dierßen 1996, Ungar 1998). Entscheidend sind dabei die physiologische Toleranz der Arten gegenüber stressauslösenden Standortparametern sowie die interspezifische Konkurrenz (Pennings et al. 2005). Die Beschränkung der Vegetationstypen auf bestimmte Höhenbereiche und damit verbunden auf bestimmte Werte der Standortparameter belegt die Wichtigkeit der höhenabhängigen Standortfaktoren für die Zonierung. Die unterschiedlichen Werte der untersuchten Parameter für vergleichbare Vegetationstypen verschiedener Untersuchungsgebiete zeigen jedoch, dass die Mechanismen, welche die Zonierung steuern, und die Bedeutung einzelner Faktoren für die Vegetationszonierung nicht einfach von Gebiet zu Gebiet übertragbar sind (vgl. Silvestri et al. 2005, He et al. 2009, Fariña et al. 2009).

### 6.2.3 Einfluss der Standortparameter auf die Zonierung in einer ehemals begrüppte Fläche

Für die ehemals begrüppte Fläche zeigt sich ein ähnliches Bild der Verteilung der Vegetationstypen und Arten in Abhängigkeit von den Standortfaktoren wie für die natürlichen Salzmarschen (5.8), sodass auch auf der ehemals begrüppte Salzmarsch (Tümlauer Bucht II) der Überflutungsdauer und -frequenz sowie dem Wasserhaushalt eine entscheidende Rolle zugesprochen werden kann. Die Vegetationstypen der oberen Salzmarsch, der unteren und Pionierzone lassen sich hier jeweils aufgrund der Überflutungsdauer und -frequenz (5.2.3), des Bodenwassergehaltes (5.5.2), der Tiefe der Grundwasserstände (5.5.1) und Reduktionshorizonte (5.4.1) unter Flur voneinander abgrenzen. Das gilt nicht nur für die jährlichen und gemittelten Werte, sondern auch bis auf wenige Ausnahmen für die einzelnen Probenahmetermine (5.2, 5.5). Die Vegetationstypen der ehemals begrüppte Fläche befinden sich innerhalb der Gradienten in ähnlicher Position wie die vergleichbaren Vegetationstypen in der natürlichen Salzmarsch des gleichen Untersuchungsgebietes (s. 5.8). Ähnlich wie in der natürlichen Salzmarsch nehmen von der ehemaligen Beetmitte (*Elymetum*), über die Beetseite (*Atriplicetum* und *Triglochin*-Dominanzbestand) bis zum Grüppenrand (*Spartinetum*) die Überflutungsparameter sowie die Wassergehalte zu, und das Grundwasser sowie die Reduktionshorizonte stehen dichter unter Flur an. Die ehemalige Begrüpfung spielt somit für die Vegetationszonierung folglich nur noch eine untergeordnete Rolle. Da die Grüppen mittlerweile größtenteils zusedimentiert sind (5.5.4.3), kommt die durch Begrüpfung bedingte gute Durchlüftung und Entwässerung des Grüppenrands, der dort unter anderem zu niedrigeren Bodenfeuchten als auf der Beetseite führt, nicht mehr zum Tragen (vgl. Reents 1995, Kiehl 1997, Gettner 2002). Folglich konnten sich dort Standortbedingungen ausbilden, die für die Pionierzone charakteristisch sind.

Die auf dieser Fläche nicht erfassten Salzkonzentrationen dürften denen der natürlichen Salzmarsch des gleichen Untersuchungsgebietes ähneln, da für die Fläche Tümlauer Bucht II hinsichtlich des Höhenbereichs (5.2), des Tidegeschehens (5.2.3) und der Korngrößenzusammensetzung des Bodens (5.4.2) ähnliche Werte wie für die Fläche Tümlauer Bucht I vorliegen. Leichte Unterschiede zwischen dem Überflutungsgeschehen beider Flächen bedingt durch die größere Entfernung der ehemals begrüppte Fläche zum Hauptpriel sind vermutlich als relativ gering einzustufen, da sich innerhalb des gleichen Prielsystems, wie es in der Tümlauer Bucht gegeben ist, kaum Abweichungen der Überflutungsfrequenzen ergeben (Silvestri et al. 2005). Für die Pionierzone ist allerdings von einer schlechteren Durchlüftung und somit niedrigeren Redoxpotenzialen als in der natürlichen Salzmarsch Tümlauer Bucht I auszugehen, da in der direkt an die Fläche angrenzenden Grüppe während des ganzen Jahres mit Ausnahme des Sommers 1997 Wasser stand. Auf der Fläche Tümlauer Bucht II könnte somit auch die Durchlüftung eine wichtige Rolle für die Zonierung spielen.

Das *Atriplicetum* und der *Triglochin*-Dominanzbestand unterscheiden sich kaum hinsichtlich der Bodenfeuchten oder Grundwasserstände. Die Ausbildung kleinräumig unterschiedlicher Standortbedingungen im Bereich der unteren Salzmarsch, die charakteristisch für natürliche

Salzmarschen ist, scheint hier zu fehlen. Dies ist vermutlich auf die ehemalige Begrüppung zurückzuführen, die eine Zerstörung des Mikroreliefs und eine Vereinheitlichung der davon abhängigen Parameter auf der Beetseite nach sich zieht (vgl. Reents 1995, Kiehl 1997). Zur Zeit der Begrüppung könnten die Standortverhältnisse bedingt durch andere Be- und Entwässerungsbedingungen auf der Beetseite noch unterschiedlicher gewesen sein und zur Ausbildung der Dominanzbestände von *Atriplex* und *Triglochin* geführt haben, die bis jetzt überdauert haben.

## 7 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurden in natürlichen Salzmarschen Schleswig-Holsteins ausgewählte abiotische Parameter analysiert, um deren Einfluss auf die Vegetationszonierung abzuschätzen sowie die Wechselwirkungen zwischen den Parametern zu ermitteln. In natürlichen, unbeweideten Salzmarschen wurden in direkt aneinandergrenzenden Vegetationstypen von der Pionierzone bis zur oberen Salzmarsch die räumliche Verteilung der dominanten perennierenden Arten kartiert. Für die Vegetationstypen wurde jeweils die Höhenlage, die Überflutungsfrequenz und -dauer, die Bodenart und die Lage der Bodenhorizonte bestimmt sowie die zeitliche und räumliche Variabilität der Bodenfeuchte, der Grundwasserstände und der Salzkonzentrationen der Bodenlösung diskontinuierlich untersucht. Um die Überflutungsfrequenz und -dauer zu ermitteln, wurde das lokale Tidegeschehen kontinuierlich in unmittelbarer Nähe der Flächen erfasst. Zur Untersuchung der Grundwasserdynamik und seitlichen Perkolation sowie des zeitlichen Verlaufs der Redoxpotenziale und Bodentemperaturen wurden in ausgewählten Vegetationstypen in der oberen Salzmarsch und Pionierzone ebenfalls kontinuierliche Messungen durchgeführt.

Für die Untersuchungen wurden Flächen in zwei Gebieten mit unterschiedlicher Korngrößenzusammensetzung des Bodens ausgewählt. Die tonig-schluffigen Böden der Tümlauer Bucht repräsentieren die Vorlandsalzmarschen der Festlandküste und die sandig-schluffigen in St. Peter-Ording die Sandsalzmarschen. In der Tümlauer Bucht wurde zusätzlich eine Untersuchungsfläche in einem Bereich ausgewählt, der noch durch eine Beet- und Grüppenstruktur gekennzeichnet war, die aber seit 15 Jahren nicht mehr unterhalten wurde. Um zu ermitteln, ob die ehemalige Begrüppung noch einen Einfluss auf den Wasserhaushalt hat, wurden hier die Überflutungsparameter sowie die zeitliche und räumliche Variabilität des Bodenwassergehaltes und die saisonale Grundwasserdynamik untersucht.

In den Untersuchungsgebieten umfassen alle Untersuchungsflächen jeweils einen Höhengradienten von etwa 50 cm und erstrecken sich von der Pionierzone bis zur oberen Salzmarsch. Mit dem *Spartinetum*, dem *Atriplicetum* und dem *Elymetum* sowie dem *Festucetum* (in St. Peter-Ording) sind jeweils die für die Pionierzone, untere und obere Salzmarsch kennzeichnenden Vegetationstypen anzutreffen. Sie werden jeweils durch verschiedene Übergangstypen ergänzt. Die Dominanzverhältnisse und Artenzusammensetzung der Vegetationstypen änderten sich während des Untersuchungszeitraumes nur geringfügig.

Die Zonierung der Vegetationstypen folgt in beiden Untersuchungsgebieten dem Höhengradienten. Eng korreliert mit der Höhe über MThw sind andere Parameter. Mit abnehmender Höhenlage steigen die Überflutungsfrequenzen und -dauern, die Bodenwassergehalte und die Grundwasserstände. Im Boden stehen die Reduktionshorizonte daher dichter unter Flur an. Die Vegetationstypen sind jeweils auf bestimmte Höhenbereiche und damit verbundene Überflutungsdauern und -häufigkeiten, Bodenfeuchten des Oberbodens sowie

Grundwasserstände begrenzt. Die Dominanztypen lassen sich aufgrund dieser Parameter voneinander abgrenzen. Für die Übergangstypen gilt ähnliches, partiell weisen sie mit den direkt angrenzenden Typen vergleichbare Bodenwassergehalte, selten aber gleiche Grundwasserstände auf. Die Messwerte der verschiedenen Parameter für vergleichbare Vegetationstypen variieren allerdings von Untersuchungsgebiet zu Untersuchungsgebiet. Dies ist auf lokale Gegebenheiten, wie die Korngrößenzusammensetzung des Bodens und besonders auf die lokalen Tideverhältnisse zurückzuführen. Das lokale Überflutungsgeschehen hat in den Vegetationstypen der Pionierzone und teilweise der unteren Salzmarsch in St. Peter-Ording, die sich etwa 20 cm höher über MThw als vergleichbare Vegetationstypen in der Tümlauer Bucht befinden, deutlich höhere Überstauungszeiten als in der Tümlauer Bucht zur Folge. Bedingt durch die Position der Fläche zum Prielsystem kann in St. Peter-Ording nach Überflutung der Bereich der unteren Salzmarsch und Pionierzone nicht schnell über Priele oder Gräben entwässert werden, sodass die Vegetationstypen dieses Bereichs lange überflutet werden. Daher kommt es zu einer Verschiebung der Vegetationszonen nach oben. Eine Einordnung der Vegetationstypen zum MThw erlaubt demnach keine Rückschlüsse auf die tatsächlich am Standort geltenden Standortbedingungen. In St. Peter-Ording treten zusätzlich in der oberen Salzmarsch niedrigere mittlere Salzkonzentrationen auf als in der unteren Salzmarsch und Pionierzone, wo es zum Teil zu hypersalinen Bedingungen kommt. Nur in der Pionierzone in St. Peter-Ording sind so niedrige Redoxpotenziale anzutreffen, dass mit Ausnahme des Sommers reduzierende Bedingungen vorliegen, während sie sich in der oberen Salzmarsch im oxidierenden Bereich befinden. Die Unterschiede zwischen den Zonen sind auf die unterschiedlichen Bodenarten und die jeweiligen Überflutungsverhältnisse der Zonen zurückzuführen.

In der ehemals gegrüppelten Untersuchungsfläche lassen sich die Vegetationszonen ebenfalls aufgrund der Überflutungsparameter, Bodenfeuchten in 0 bis 10 cm und Grundwasserstände voneinander abgrenzen und sind vergleichbar mit denen in natürlichen Salzmarschen. Zwischen den Vegetationstypen der unteren Salzmarsch, die sich auf der ehemaligen Beetseite befinden, zeigen sich im Gegensatz zu den anderen Untersuchungsflächen jedoch keine Unterschiede der Bodenfeuchte oder der Grundwasserstände.

In allen Untersuchungsgebieten ist eine deutliche saisonale Variabilität der Bodenfeuchte und der Salzkonzentrationen von der Pionierzone bis zur oberen Salzmarsch festzustellen, die auf verschiedene Faktoren wie Witterung, Evapotranspiration, Überflutungen, Bodenarten und Grundwasserstände zurückgeführt werden kann. Im Gegensatz zu anderen Arbeiten zeigt sich ein engerer Zusammenhang der Bodenwassergehalte und Salzkonzentrationen mit den Temperaturen und Evapotranspirationsraten als mit den Niederschlägen. In überflutungs- und niederschlagsfreien, gleichzeitig heißen Perioden kann die Bodenfeuchte auch im Bereich der Pionierzone und des Übergangs zur Pionierzone innerhalb eines Jahres so weit absinken, dass sich die Deckungsverhältnisse der Arten verschieben. Die saisonale Grundwasserdynamik sowie die Tagesdynamik zeigen einen engen Zusammenhang mit dem Tidegeschehen und

werden beeinflusst von der vorhandenen Korngrößenzusammensetzung des Bodens. Der Einfluss der Witterung und Evapotranspiration auf die Grundwasserstände ist darauf zurückzuführen, dass niedrig auflaufende Tiden häufig verbunden sind mit Schönwetterphasen, hoch auflaufende dagegen mit Schlechtwetterphasen.

Generell zeigt sich eine enge Verzahnung der Standortparameter und gegenseitige Beeinflussung der abiotischen Faktoren.

Insgesamt sind die Überflutungsdauer und -frequenz sowie der Wasserhaushalt, der eng mit dem Überflutungsgeschehen zusammenhängt, die entscheidendsten abiotischen Faktoren für die Zonierung. Zusammen mit der interspezifischen Konkurrenz sowie der physiologischen Amplitude der Arten bestimmen sie die Verteilung der Vegetation. Die kleinräumigen Gegebenheiten wie die Position der Flächen zum Prielsystem und die Entwässerungsmöglichkeiten führen zu unterschiedlichen Überflutungsverhältnissen und Grundwasserständen und sind zusammen mit der Korngrößenzusammensetzung von grundlegender Bedeutung für die Standortverhältnisse. Eine Übertragung der vorliegenden Ergebnisse auf andere Flächen ist nur gegeben, wenn vergleichbare lokale Bedingungen hinsichtlich des Überflutungsregimes und der Entwässerung vorliegen.

## 8 Summary

In the present work, selected abiotic parameters from natural salt marshes in Schleswig Holstein were analyzed to determine their influence on vegetation zonation as well as to investigate the interactions between the factors. In natural, ungrazed salt marshes, the spatial distribution of the dominant perennial species was mapped in adjacent types of vegetation, from the pioneer zone to the upper salt marsh. For each vegetation type, the elevation, inundation frequency and duration, the soil type and the position of soil horizons were determined and the temporal and spatial variability of soil moisture, groundwater levels as well as the salinity of soil solution were analyzed discontinuously. In order to calculate inundation frequency and duration the local tidal fluctuations were also recorded in immediate vicinity of the researched plots. Continuous measurements were also carried out in selected vegetation types in the upper salt marsh and pioneer zone, to study groundwater dynamics and lateral percolation as well as the temporal variability of the redox potential and soil temperatures.

Sites in two areas with varying grain size composition of the soil were selected for the research. The clayey-silt soil of the Tümlauer Bucht represent the foreshore salt marsh of the mainland coast and the sandy-silt soil of St. Peter-Ording the sandy salt marshes. In addition, a research site in the Tümlauer Bucht was selected in an area still marked by a former structure of artificial drainage system that had not been maintained for fifteen years. To determine whether these drains still had an influence on the soil moisture and groundwater, inundation parameters as well as the temporal and spatial variability in soil moisture and the seasonal ground water dynamics were analyzed.

The sites in the researched areas each comprise an elevation gradient of about 50 centimeters and extend from the pioneer zone to the upper salt marsh. The *Spartinetum*, the *Atriplicetum* and the *Elymetum* (or *Festucetum* in case of St. Peter-Ording) are the respective types of vegetation found in the pioneer zone and the lower and the upper salt marsh. They are complemented by various transitional vegetation types. During the study period there was only little variation in the dominance structure and the composition of species within the types of vegetation.

The zonation of vegetation types follows the elevation gradient in both researched areas. Other parameters closely correlate with elevation above mean high water (MHW). With decreasing elevation, inundation frequency and duration, soil moisture and groundwater levels all increase. As a result, reduction horizons in the soil are closer below ground.

Each type of vegetation is limited to a specific elevation, associated inundation duration and frequency, topsoil moisture and ground water level. Domineering types can be distinguished from one another by using these parameters. This is a similar situation for the transitional vegetation types. They partially share the same soil moisture as the adjacent type, but rarely the same ground water levels. However, measured results for compatible types of vegetation

vary from study area to study area. This is due to local conditions, such as grain size composition of the soil and especially - local tidal fluctuations. The local inundation situation in the vegetation types of the pioneer zone and – partially – the lower salt marsh of St. Peter-Ording, which is situated about 20 cm higher above MHW than the similar ones in the Tümlauer Bucht, leads to significantly higher flood durations than in the Tümlauer Bucht. The salt marsh and pioneer zone in St. Peter-Ording cannot be quickly drained via tidal creeks or drains due to the position of the area to the tidal creek system. As a result, the types of vegetation in this area are being flooded for a long time. As a result, an upwards shift in vegetation zones occurs. For this reason, a classification of the types of vegetation in regards to MHW does not allow conclusions about existing local conditions.

In the upper salt marsh of St. Peter-Ording there are in addition lower mean concentrations of salt than in the lower salt marsh and pioneer zone, where sometimes, even hyper-saline conditions occur. Only within the pioneer zone in St. Peter-Ording such low redox potentials are found that – except in summer – reducing conditions can be found, while the soil is aerated in the upper salt marsh. The differences between the zones are due to their varying types of soil and their respective flooding regimes.

In the research plot that was formerly equipped with artificial ditches the vegetation zones can be differentiated by their inundation frequency and duration, soil moisture in 0-10 cm depth and ground water levels and are compatible with the ones in natural salt marshes. However, there are no differences in soil moisture or ground water level between the types of vegetation in the lower salt marsh and the other study sites.

In all researched plots there is a seasonal variability in soil moisture and salt concentration from the pioneer zone to the upper salt marsh, that can be attributed to various factors like climate, evapotranspiration, inundation, soil types and groundwater levels. In comparison to other studies the present work demonstrates a closer connection of the soil moisture and salt concentrations to the temperatures and rates of evapotranspiration than with precipitation. Even in the pioneer zone and in the transition to the pioneer zone, the soil moisture may decrease so dramatically during periods without flooding and precipitation within a year, that the cover ratios of the species may shift.

The seasonal and diurnal groundwater dynamics show a close connection with the tides and are influenced by the existing grain size composition of the soil.

The influence of weather and evapotranspiration on groundwater levels is due to the fact that low tides are often associated with fair weather periods, in contrast to high tides that are associated with poor weather. Generally speaking there is a close interaction of the abiotic factors.

Overall, the duration and frequency of flooding as well as the water supply that is closely related to inundation, are the most important abiotic factors for the zonation. Together with the interspecific competition and the physiological amplitude of the species, they determine the distribution of vegetation. The small-scale factors such as the location of the sites in

relation to the tidal creek system and drainage lead to different flooding conditions and groundwater levels and are - together with the grain size composition - of fundamental importance for local conditions.

A transfer of the present results to other areas is only given if similar conditions exist with regard to the local flooding and drainage regimes.

## 9 Literaturverzeichnis

- Adam, P. (1990): Saltmarsh ecology. Cambridge University Press, Cambridge, 461 S.
- Adams, D. A. (1963): Factors influencing vascular plant zonation in North Carolina salt marshes. *Ecology* 44: 445-456.
- Ad-hoc-AG Boden (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 5. Auflage, Hannover, 438 S.
- Aegerter, E. (1993): Vegetationskundliche und bodenkundliche Analyse von Gradienten in lang- und kurzfristig unbeweideten Salzwiesen Schleswig-Holsteins. Diplomarbeit, Julius-Maximilian-Universität Würzburg, 128 S.
- Apaydin, Z., Kutbay, H. G., Özbucak, T., Yalcin, E. & Bilgin, A. (2009): Relationships between vegetation zonation and edaphic factors in a salt-marsh community. *Polish Journal of Ecology* 57: 99-102.
- Armstrong, W., Wright, E. J., Lythe, S. & Gaynard, T. J. (1985): Plant zonation and the effects of the spring-neap tidal cycle on soil-aeration in a Humber salt marsh. *Journal of Ecology* 73: 323-339.
- Bakker, J. P. (1985): The impact of grazing on plant communities, plant populations and soil conditions on salt marshes. *Vegetatio* 62: 391-398.
- Bakker, J. P. (1989): *Nature management by grazing and cutting*. Kluwer Academic publisher, Dordrecht, Boston, London, 400 S.
- Bakker, J. P. & de Vries, V. (1992): Germination and early establishment of lower salt-marsh species in grazed and mown salt marsh. *Journal of Vegetation Science* 3: 247-252.
- Bakker, J. P., Bunje, J., Dijkema, K., Frikke, J., Hecker, N., Kers, B., Körber, P., Kohlus, J. & Stock, M. (2005): Salt marshes. In: Essink, K., Dettman C., Farke, H., Laursen, K., Lüerßen, G., Marencic, H. & Wiersinga, W. (eds.): *Wadden Sea quality status report 2004*. Wadden Sea Ecosystem 19, Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany, 163- 177.
- Beeftink, W. G. (1966): Vegetation and habitat of the salt marshes and beach plains in the south-western part 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: Chapman, V. J. (ed.): *Wet coastal ecosystems*. Elsevier, New York, 109-155.
- Beeftink, W. G. (1979): The structure of salt marsh communities in relation to environmental disturbance. In: Jefferies, R. L. & Davy, A. J. (eds.): *Ecological processes in coastal environments*. Blackwell, Oxford 77-91.
- Berg, G., Esselink, P., Groeneweg, M. & Kiehl, K. (1997): Micropatterns in *Festuca rubra*-dominated salt-marsh vegetation induced by sheep grazing. *Plant Ecology* 132: 1-14.
- Bertness, M. D. & Ellison, A. M. (1987): Determinants of pattern in a New England salt marsh plant community. *Ecological Monographs* 57: 129-147.
- Bertness, M. D., Gough, L. & Shumway, S. W. (1992): Salt tolerances and the distribution of plants across a New England salt marsh. *Ecology* 72: 1842-1851.
- Bertness, M. D. & Hacker, S. D. (1994): Physical stress and positive associations among marsh plants. *The American Naturalist* 144: 363-372.
- Bertness, M. D. & Ewanchuk, P. J. (2002): Latitudinal and climate-driven variation in the strength and nature of biological interactions in New England salt marshes. *Oecologia* 132: 392-401.

- Bloem, E., Lüttmann, B. & Giani, L. (1995): Jahreszeitliche Schwefeldynamik semihydrischer Salzmarschen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 158: 251-256.
- Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K. & Wilke, B.-M. (2010): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 569 S.
- Bockelmann, A.-C. (1996): Das Ausbreitungspotential von *Elymus × oliveri* – Analyse eines experimentell-ökologischen Untersuchungsansatzes. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 125 S.
- Bockelmann A.-C. & Neuhaus, R. (1999): Competitive exclusion of *Elymus athericus* from high-stress habitat in a European salt marsh. *Journal of Ecology* 87: 503-513.
- Bockelmann, A.-C. (2002): Ordinary and successful – the invasion of *Elymus athericus* in European salt marshes. Thesis, University Groningen, 218 S.
- Bockelmann, A.-C., Bakker, J. P., Neuhaus, R. & Lage, J. (2002): The relation between vegetation zonation, elevation and inundation frequency in a Wadden Sea salt marsh. *Aquatic Botany* 73: 211-221.
- Bornman, T. G., Adams, J. B. & Bate, G. C. (2008): Environmental factors controlling the vegetation zonation patterns and distribution of vegetation types in the Olifants Estuary, South Africa. *South African Journal of Botany* 74: 685-695.
- Bos, D., Loonen, M., Stock, M., Hofeditz, F., de Graaf, S. & Bakker, J. P. (2002): Utilisation of Wadden Sea salt marshes in relation to livestock grazing. In: Bos, D. (ed.): *Grazing in coastal grasslands. Brent geese and facilitation by herbivory*. Thesis, University Groningen, 131-150.
- Boto, K. G. (1984): Waterlogged saline soils. In: *The mangrove ecosystem: research methods*. Unesco, 114-130.
- Bouma, T. J., Koutstaal, B. P., van Dongen, M. & Nielsen, K. L. (2001): Coping with low nutrient availability and inundation: root growth responses of three halophytic grass species from different elevations along a flooding gradient. *Oecologia* 126: 472-481.
- Broome, S. W. & Craft, C. B. (2009): Tidal marsh creation. In: Perillo, G. M. E., Wolanski, E., Cahoon, D. R. & Brinson, M. M. (eds.): *Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach*. Elsevier, Amsterdam, 715-736.
- Brümmer, G. (1968): Untersuchungen zur Genese der Marschen. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 350 S.
- Brümmer, G., Grunwaldt, H.-S. & Schroeder, D. (1971): Beiträge zur Genese und Klassifizierung der Marschen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung* 128: 208-219.
- Brümmer, G. (1973): Redoxreaktionen als merkmalsgeprägte Prozesse hydromorpher Böden. In: Schlichting, E. & Schwertmann, U. (eds.): *Pseudogley & Gley*, Transaction of Commissions V and VI of the Int. Soc. Soil Science. Verlag Chemie, 17-27.
- Caçador, I., Tibéro, S. & Cabral, H. N. (2007): Species zonation in Corroios salt marsh in the Tagus estuary (portugal) and its dynamics in the past fifty years. *Hydrobiologia* 587: 205-211.
- Callaway, R. M. & Sabraw, C. S. (1994): Effects of variable precipitation on the structure and diversity of a California salt marsh community. *Journal of Vegetation Science* 5: 433-438.

- Castillo, J. M. & Figueroa, E. (2007): Effects of abiotic factors on the life span of the invasive cordgrass *Spartina densiflora* and the native *Spartina maritima* at low salt marshes. *Aquatic Ecology* 43: 51-60.
- Catallo, W. J. (1999): Hourly and daily variation of sediment redox potential in tidal Wetland sediments. Biological Science Report USGS/BRD/BSR-1999-0001: 1-10.
- Chapman, V. J. (1938): Studies in salt marsh ecology, sections I-III. *Journal of Ecology* 26: 144-179.
- Chapman, V. J. (1939): Studies in salt marsh ecology, sections IV-V. *Journal of Ecology* 27: 160-201.
- Chapman, V. J. (1950): Biological flora of the British Isles. *Halimione portulacoides*. *Journal of Ecology* 38: 214-222.
- Chapman, V. J. (1974): Salt marshes and salt deserts of the world. 2. Auflage, Bremerhaven, 392 S.
- Colmer, T. D. & Flowers, T. J. (2008): Flooding tolerance in halophytes. *New Phytologist* 179: 964-974.
- Cooper A. (1982): The effects of salinity and waterlogging on the growth and cation uptake of salt marsh plants. *New Phytologist* 90: 263-275.
- Crawford, R. M. M. (1989): Studies in plant survival. Blackwell Scientific Publication, Oxford, London, Edingburgh, 196 S.
- Dahl, M. (2000): Mögliche Effekte eines Klimawandels auf die Stickstoffmineralisation in Vorlandsalzwiesen. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 105 S.
- Daumann, A. (1990): Die Vorlandvegetation von St. Peter-Ording. Diplomarbeit, Universität Hamburg, 103 S.
- de Leeuw, J., van den Dool, A., de Munck, W., Nieuwenhuize, J. & Beeftink, W. G. (1991): Factors influencing the soil salinity regime along an intertidal gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 32: 87-97.
- Dierßen, K., von Glahn, H., Härdtle, W., Höper, H., Mierwald, U., Schrautzer, J., & Wolf, A. (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. 2. Auflage, Schriftenreihe des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein 6, Kiel, 158 S.
- Dierßen, K., Eiseid, I., Härdtle, W., Hagge, H., Hamann U., Kiehl, K., Körber, P., Lütke Twenhöven, F., Neuhaus, R. & Walter, J. (1991): Geobotanische Untersuchungen an den Küsten Schleswig-Holsteins. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 3: 129-155.
- Dierßen, K. (1993): Mögliche Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Vegetationsentwicklung in Küsten-Salzrasen. In: Schellnhuber, H.-J. & Sterr, H. (eds.): *Klimaänderung und Küste - Einblick ins Treibhaus*. Springer Verlag, Berlin, 189-195.
- Dierßen, K., Eiseid, I., Gettner, S., Hamann, U., Kiehl, K., Walter, J., Tischler, T., Mieth, A., Meyer, H., Reinke, H.-D., Tulowitzki, I., Fock, H. & Haase, A. (1994): Die Beweidungsexperimente im Sönke-Nissen-Koog- und Friedrichskoog-Vorland. Abschlussbericht Ökosystemforschung Wattenmeer TV A 5.2, A 5.3, Bioindikatoren im Supralitoral, Teilbericht A. UBA Forschungsbericht 10802085/01.

- Dierßen, K., Eischeid, I., Gettner, S., Hamann, U., Kiehl, K., Walter, J., Tischler, T., Mieth, A., Meyer, H., Reinke, H.-D., Tulowitzki, I., Fock, H. & Haase, A. (1994): Dynamik im Salzwiesen-Ökosystem und deren Veränderung durch Beweidung. Abschlussbericht Ökosystemforschung Wattenmeer TV A 5.2, A 5.3, Bioindikatoren im Supralitoral, Teilbericht D, Vegetation. UBA Forschungsbericht 10802085/01.
- Dierßen, K. (1996): Vegetation Nordeuropas. Ulmer Verlag, Stuttgart, 838 S.
- Dijkema, K. S. (1987): Geography of salt marshes in Europe. *Zeitschrift für Geomorphologie* 31: 489-499.
- Dijkema, K. S. & van Tienen, G. (1989): Habitats of the Netherland, German and Danish Wadden Sea. 24 Karten, Texel, Leiden.
- Dijkema, K. S., Bossinade, J. H., Bouwsema, P. & de Glopper, R.-J. (1990): Salt marshes in the Netherlands Wadden Sea: rising high-tide levels and accretion enhancement. In: Beukema, J. J., Wolff, W. J., & Brouns, J. J. W. M. (eds.): Expected effects of climatic change on marine coastal ecosystems. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 173-188.
- Döscher, K., Brüning, T. & Gerlach, A. (1997): Zur Phänologie von Halophyten der niedersächsischen Nordseeküste. *Tuexenia* 17: 147-158.
- Ehlers, J. (1988): The morphodynamics of the Wadden Sea. Balkema, Rotterdam, 397 S.
- Ellison, A. M. (1987): Effects of competition, disturbance, and herbivory on *Salicornia europaea*. *Ecology* 68: 576-586.
- Erchinger, H. F. (1987): Salzwiesenbildung und -erhaltung - Lahnungsbau und Begrüppung für den Küstenschutz. In: Kempf, N., Lamp, J. & Prokosch, P. (eds.): Salzwiesen: Geformt von Küstenschutz, Landwirtschaft oder Natur? Tagungsbericht 1 der Umweltstiftung WWF-Deutschland, Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum, 279-296.
- Ernst, W. H. O. (1990): Ecophysiology of plants in waterlogged and flooded environments. *Aquatic Botany* 38: 73-90.
- Esri (1998): ArcViewGIS Version 3.1. Environmental System Research Institute, Inc. SML, Atlas Ware, Redlands, U.S.A.
- Fariña, J. M., Silliman, B. R. & Bertness, M. D. (2009): Can conservation biologists rely on established community structure rules to manage novel systems? Not in salt marshes. *Ecological Applications* 19: 413-422.
- Fischer, S. M. (1994): Untersuchungen zum Wasserhaushalt tidebeeinflußter Vorlandsalzmarschen im Ästuar der Elbe: Elemente, Faktoren, Prozesse. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* 27, 195 S.
- Flowers, T. J. & Colmer, T. D. (2008): Salinity tolerance in halophytes. *New Phytologist* 179: 945-963.
- Frahm, G. (1971): Die Lage des Andelrasens zum Mitteltidehochwasser in Abhängigkeit von der Bodenart an der schleswig-holsteinischen Westküste. *Kieler Notizen* 3: 37-46.
- Frank, U. (1993): Einfluß von Nutzungsänderungen auf die initiale Marschbodenentwicklung im Deichvorland der Leybucht/ Ostfriesland. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 72: 895-898.

- Gettner, S., Heinzl, K. & Dierßen, K. (1997): Kartierung der realen Vegetation des Vorlandes von St. Peter-Ording (im Maßstab 1:5000). Unveröffentlichtes Forschungsgutachten im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Kiel, 47 S.
- Gettner, S., Heinzl, K. & Dierßen, K. (1998): Salzmarschen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. In: Umweltatlas Wattenmeer, Band I: Nordfriesisches und Dithmarscher Wattenmeer. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer; Umweltbundesamt, Ulmer, Stuttgart, 270 S.
- Gettner, S. (2002): Kartierung der realen Vegetation der Festland-Salzmarschen an der Westküste Schleswig-Holsteins (mit Ausnahme St. Peter-Ordings) sowie des Vorlandes von Oland und Langeness. Unveröffentlichtes Forschungsgutachten im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und der Landestelle für Vegetationskunde, St. Peter-Ording, 100 S.
- Gettner, S., Heinzl, K. & Dierßen, K. (2003): Kartierung der realen Vegetation der Vorländer von St. Peter-Ording, Amrum, Sylt, Föhr, Pellworm, Nordstrandischmoor, Hooge und Gröde sowie der Insel Trischen und der Halligen Habel, Südfall, Süderoog und Norderoog. NPA-Gutachten, 94 S.
- Giani, L. (1988): Redoxpotentiale von Böden des Deichvorlandes und Redoxpotentiale junger, mariner Sedimente/ Böden bei beginnender Bodenentwicklung im Lysimeter. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 56: 277-282.
- Giani, L. (1991): Entwicklungen und Eigenschaften von Marschböden im Deichvorland der südlichen Nordseeküste. Habilitationsschrift, Universität Oldenburg, 189 S.
- Giani, L. (1993): Zur Klassifikation von Marschböden im Deichvorland. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 72: 911-914.
- Giani, L., Keuchel, B., Nay, M. & Widzowski, S. (1993): Periodische und aperiodische Veränderungen in den Eigenschaften junger Marschböden im Deichvorland. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 156: 323-331.
- Gisi, U. & Oertli, J. (1981): Ökologische Entwicklung im Brachland verglichen mit Kulturwiesen. IV. Veränderungen im Mikroklima. *Oekologia Plantarum* 2: 233-249.
- Gray, A. J. & Bunce, R. G. H. (1984): The ecology of Morecambe Bay VI. Soils and vegetation of the salt marshes: a multivariate approach. *Journal of Ecology* 72: 221-234.
- Groenendijk, A. M., Spijksma, J. G. J. & Vink-Lievaart, M. A. (1987): Growth and interaction of saltmarsh-species under different flooding. In: Huiskes, H. L., Blom, C. W. P. M. & Rozema, J. (eds.): *Vegetation between land and sea, structure and processes*. Geobotany 11, Dordrecht, 236-258.
- Härdtle, W. (1984): Vegetationskundliche Untersuchungen in Salzwiesen an der ostholsteinischen Ostseeküste. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg* 34, Kiel, 142 S.
- Hansen, D. (1982): Entwicklung und Beeinflussung der Nettoprimärproduktion auf Vorlandflächen und im Vogelschutzgebiet Hauke-Haien-Koog. Schriftenreihe Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Christian-Albrechts-Universität Kiel 1, Kiel, 273 S.
- Haraguchi, A. (1991): Effects of water-table oscillation on redox property of peat in a floating mat. *Journal of Ecology* 79: 1113-1121.

- Hartge, K. H. (1978): Einführung in die Bodenphysik. 1. Auflage, Enke Verlag, Stuttgart, 364 S.
- Hartge, K. H. & Horn, R. (1991): Einführung in die Bodenphysik. 2. Auflage, Enke Verlag, Stuttgart, 303 S.
- Havill, D. C., Ingold, A. & Pearson, J. (1985): Sulphide tolerance in coastal halophytes. *Vegetatio* 62: 279-285.
- He, Q., Cui, B., Cai, Y., Deng, J., Sun, T. & Yang, Z. (2009): What confines an annual plant to two separate zones along coastal topographic gradients? *Hydrobiologia* 630: 327-340.
- Heinze, C. (1997): Sukzessionsabläufe langfristig unbeweideter Salzwiesen an ausgewählten Beispielen der schleswig-holsteinischen Westküste. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 120 S.
- Heinze, C., Kiehl, K. & Neuhaus, R. (1999): Vegetation succession over 30 years in an ungrazed salt marsh of Süderhafen/ Nordstrand. *Senckenbergiana maritima* 29: 63-66.
- Hemminga, M. A., de Leeuw, J., de Munck, W. & Koutstaal, 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 ihren Hybriden an der schleswig-holsteinischen Westküste. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 83 S.
- Höpner, Th. & Michaelis, H. (1994): Sogenannte "Schwarze Flecken" ein Eutrophierungssymptom des Wattenmeeres. In: Lozan, J., Racher, E., Reise, K., Westernhagen, H. v. & Lenz, W. (eds.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin, 153-159.
- Horn, R. & Zhang, H. (1995): Bewertung von Vorlandbewirtschaftungsverfahren nach bodenphysikalischen Kriterien. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holsteins, 117 S.
- Hornemann, D. (1971): Über die Aussagefähigkeit von Redoxpotentialen in Böden und Bodensuspensionen. Dissertation, Universität Gießen. Zitiert in Pfisterer, U. & Gribbohm, S. (1989): Zur Herstellung von Platinelektroden für Redoxmessungen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 152: 455-456.
- Howes, B. L., Howarth, R. W., Teal, J. & Valiela, I. (1981): Oxidation-reduction potentials in a salt marsh: spatial patterns and interactions with primary production. *Limnology and Oceanography* 26: 350-360.
- Huckle, J. M., Potter, J. A. & Marrs, R. H. (2000): Influence of environmental factors on the growth and interactions between salt marsh plants: effects of salinity, sediment and waterlogging. *Journal of Ecology* 88: 492-505.
- Huisman, J., van Oostveen, P. & Weissing, F. J. (1999): Species dynamics in phytoplankton blooms: incomplete mixing and competition for light. *American Naturalist* 154: 46-68.
- Janssen, J. A. M. (2001): Ecology of salt-marsh vegetation on the island of Ameland. In: Janssen, J. A. M. (ed.): Monitoring of salt-marsh vegetation by sequential mapping. Thesis, University of Amsterdam, 81-100.
- Jefferies, R. L., Davy, A. J. & Rudmik, T. (1979): The growth strategies of coastal halophytes. In: Jefferies, R. L. & Davy, A. J. (eds.): Ecological processes in coastal environments. Blackwell, Oxford, 243-268.

- Jensen, A. (1974): A method of measuring salt marsh inundation. *Oikos* 25: 252-254.
- Jensen, A. (1985): On the ecophysiology of *Halimione portulacoides*. *Vegetatio* 61: 231-240.
- Ji, Y., Zhou, G. & New, T. (2009): Abiotic factors influencing the distribution of vegetation in coastal estuary of the Liaohe Delta, Northeast China. *Estuaries and Coasts* 32: 937-942.
- Kiehl, K. (1997): Vegetationsmuster in Vorlandsalzwiesen in Abhängigkeit von Beweidung und abiotischen Standortfaktoren. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg* 52, 142 S.
- Kiehl, K. (2000): Analyse ökologischer Daten: Explorative Datenanalyse, deskriptive Statistik, Korrelationsanalysen, lineare Regression, Varianzanalyse. Einführungsskript WS 2000, Technische Universität München, Freising, 17 S.
- Kiehl, K., Esselink, P., Gettner, S. & Bakker, J. P. (2001): The impact of sheep grazing on net nitrogen mineralization rate in two temperate salt marshes. *Plant Biology* 3: 553-560.
- Kiehl, K., Jensen, K. & Stock, M. (2003): Langfristige Vegetationsveränderungen in Wattenmeer-Salzwiesen in Abhängigkeit von Höhenlage und Sedimentation. *Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein und Hamburg* 30: 50-68.
- Kiehl, K. (2005): Einfluss von Renaturierungsmaßnahmen auf die Phytodiversität von Grasländern. Habilitationsschrift, Technische Universität München, Freising, 247 S.
- Kiehl, K., Schröder, H. & Stock, M. (2007): Long-term vegetation dynamics after land-use change in Wadden Sea salt marshes. In: Iserman, M. & Kiehl, K. (eds.): *Restoration of coastal ecosystems. Coastline Reports 7*, EuCC, Leiden, 17-24.
- Kölling, M. (1986): Vergleich verschiedener Methoden zur Bestimmung des Redoxpotentials natürlicher Wässer. *Meyniana* 38: 1-19.
- König, D. (1949): Standortuntersuchungen auf einem Vorlandrasen an der schleswig-holsteinischen Westküste bei Husum. *Biologisches Zentralblatt* 68: 452-469.
- König, D. (1983): Das Küstengebiet von St. Peter-Ording, naturkundlich betrachtet. *Seevögel* 4: 49-56.
- Kuntze, H., Roeschmann, G. & Schwerdtfeger, G. (1988): *Bodenkunde*. Ulmer, Stuttgart, 568 S.
- Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU) (2006): *Die Böden Schleswig-Holsteins. Entstehung, Verbreitung, Nutzung, Eigenschaften und Gefährdung*. Schriftenreihe LANU SH Geologie und Boden 11, Kiel, 108 S.
- Larcher, W. (1984): *Ökologie der Pflanzen*. 4. Auflage, Ulmer, Stuttgart 403 S.
- Leendertse, P. C. (1995): Impact of nutrients and heavy metals on salt marsh vegetation in the Wadden Sea. Thesis, University of Amsterdam, 160 S.
- Leendertse, P. C., Rozema, J. & Adrie, A. (1997): Effects of nitrogen addition on the growth of the salt marsh grass *Elymus athericus*. *Journal of Coastal Conservation* 3: 35-40.
- Levine, J. M., Brewer, J. S. & Bertness, M. D. (1998): Nutrients, competition and plant zonation in a New England salt marsh. *Journal of Ecology* 86: 285-292.
- Londo, G. (1975): De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanente kwadraten. *Gorteria*: 7: 101-116.
- Long, S. P. & Mason, Ch. F. (1983): *Saltmarsh ecology*. Tertiary Level Biology, New York, 160 S.

- Lozán, J. (1992): *Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler*. Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg, 237 S.
- Lüning, M. (1998): *Vegetationskundliche und bodenkundliche Untersuchungen im Vorland der Hamburger Hallig*. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 72 S.
- Mansfeldt, T., Jungfleisch-Bless, R., Blume, H.-P. & Sattelmacher, B. (1991): Einfluß des Redoxpotentials auf die Stoffdynamik einer jungen Kalkmarsch. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 66: 355-358.
- Mao, Z., Wang, G., Liu, J. & Ren, L. (2009): Influence of salt marsh vegetation on spatial distribution of soil carbon and nitrogen in Yancheng coastal wetland. *Ying Yong Sheng Tai Xue Bao* 20: 293-7.
- Maricle, B. R. & Lee, R. W. (2007): Root respiration and oxygen flux in salt marsh grasses from different elevational zones. *Marine Biology* 151: 413-423.
- Mc Cune, B. & Mefford M. J. (2006): *PC-Ord. Multivariate analysis of ecological data*. Version 5.10. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Müller, J. (1999): *Untersuchungen zum Einfluss der Höhenlage und ehemaligen Begrüppung auf die Zonierung der Salzwiesenvegetation in aufgelassenen Salzwiesen Schleswig-Holsteins*. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 108 S.
- Müller, K. (1993): *Untersuchungen zur Denitrifikation in jungen Marschböden an der Westküste Schleswig-Holsteins*. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 72: 413-416.
- Müller, W. F. (1987): Ein neues Pegel-Meßgerät zur standörtlichen Charakterisierung von Pflanzengesellschaften auf stau- oder grundwasserbeeinflussten Böden. *Tüxenia* 7: 507-513.
- Müller-Thomsen, U. & Kreitz, A. (1996): *Untersuchungen zur Stoffdynamik und Bodengenese im Deichvorland zweier Standorte vor dem Sönke-Nissen-Koog*. Jahresbericht 1996, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Christian-Albrechts-Universität Kiel: 92-98.
- Müller-Thomsen, U. (1997): *Wasser-, Gas-, Salz- und Nährstoffdynamik zweier Standorte im Deichvorland Norddeutschlands (Sönke-Nissen-Koog)*. Bericht 16, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Christian-Albrechts-Universität Kiel, 143 S.
- Nakagawa, S. (2004): A farewell to Bonferroni: the problems of low statistical power and publication bias. *Behavioral Ecology* 15: 1044-1045.
- Niemann, E. (1963): *Beziehungen zwischen Vegetation und Grundwasser. Ein Beitrag zur Präzisierung des ökologischen Zeigerwertes von Pflanzen und Pflanzengesellschaften*. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 3: 3-36.
- Niemann, E. (1973): *Grundwasser und Vegetationsgefüge*. *Nova Acta Leopoldina, Supplement* 38, Leipzig, 172 S.
- Oloff, H., Bakker, J. P. & Fresco, L. F. M. (1988): The effect of fluctuations in tidal inundation frequency on a salt marsh vegetation. *Vegetatio* 78: 13-19.
- Oloff, H., de Leeuw, J., Bakker J. P., Platerink, R. J., van Wijnen, H. J. & de Munck, W. (1997): Vegetation succession and herbivory in a salt marsh: Changes induced by sea level rise and silt deposition along an elevational gradient. *Journal of Ecology* 85: 799-814.
- Pennings, St. C. & Callaway, R. M. (1992): Salt marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. *Ecology* 73: 681-690.

- Pennings, St. C. & Bertness, M. D. (1999): Using latitudinal variation to examine effects of climate on coastal salt marsh pattern and process. *Current Topics in Wetland Biochemistry* 3: 100-111.
- Pennings, St. C., Grant, M.-B. & Bertness, M. D. (2005): Plant zonation in low-latitude salt marshes: disentangling the roles of flooding, salinity and competition. *Journal of Ecology* 93: 159-167.
- Perneger, T. V. (1998): What's wrong with Bonferroni adjustments. *British Medical Journal* 316: 1236-1238.
- Pezeshki, S. P. (2001): Wetlands plants responses to soil flooding. *Environmental and Experimental Botany* 46: 299-312.
- Pfisterer, U. & Gribbohm, S. (1989): Zur Herstellung von Platinelektroden für Redoxmessungen. Kurzmittlung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 152: 455-456.
- Pielou, E. C. & Routledge, R. D. (1976): Salt marsh vegetation: Latitudinal gradients in the zonation patterns. *Oecologia* 24: 311-321.
- Pigott, C. D. (1969): Influence of mineral nutrition on the zonation of flowering plants in coastal salt marshes. In: Rorison, I. H. (ed.): *Ecological aspects of the mineral nutrition of plants*. Blackwell, Oxford, 25-35.
- Prokosch, P. & Kempf, N. (1987): Die Nutzung der Salzwiesen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. In: Kempf, N., Lamp, J. & Prokosch, P. (eds.): *Salzwiesen: Geformt von Küstenschutz, Landwirtschaft oder Natur? Tagungsbericht 1 der Umweltstiftung WWF-Deutschland, Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum, 101-112.*
- Raabe, E. W. (1981): Über das Vorland der östlichen Nordsee-Küste. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg* 31, 118 S.
- Reents, S. (1995): Vergleich von Grüppensystemen in den Vorländern der Groninger Festlandsküste mit natürlichen Prielsystemen in vier Referenzgebieten. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 104 S.
- Reynders, J. J. (1983): Redoxvorgänge in Salzmarshböden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 38: 271-276.
- Richter, R. (1987): Pflanzensoziologisch-ökologische Untersuchungen am Weserästuar zwischen Bremerhaven und Dorum unter besonderer Berücksichtigung der Abhängigkeit der Vegetation von Salzgehalten des Bodens. Dissertation, Universität Hannover, 300 S.
- Rogel, J. A., Silla, R. O. & Ariza, F. A. (2001): Edaphic characterization and soil ionic composition influencing plant zonation in a semiarid Mediterranean salt marsh. *Geoderma* 99: 81-98.
- Rozema, J., Bijwaard, P., Prast, G. & Broekman, R. (1985): Ecophysiological adaptations of coastal halophytes from foredunes and salt marshes. *Vegetatio* 62: 499-521.
- Russell, P. J., Flowers, T. J. & Hutching, M. J. (1985): Comparison of niche breadths and overlaps of halophytes on salt marshes of differing diversity. In: Beeftink, W. G., Rozema, J. & Huiskes, A. H. L. (eds.): *Ecology of Coastal Vegetation*. Junk, Dordrecht, 171-178.
- Sánchez, J. M., Izco, J. & Medrano, M. (1996): Relationships between vegetation zonation and altitude in a salt-marsh system in northwest Spain. *Journal of Vegetation Science* 7: 695-702.

- Santos, M. C. F. V. & Zieman, J. C. (2005): The salt flats of the VCR-LTER: a synthesis. <http://www.vcrlter.virginia.edu/gopher/Publications/VCRAAdmin/1994ASC/Santos.html> zitiert in Wang, H., Hsieh, Y.P., Harwell, M. A., Huang, W. (2007): Modelling soil salinity distribution along topographic gradients in tidal salt marshes in Atlantic and Gulf coastal regions. *Ecological Modelling* 201: 429-439.
- Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K.-H. & Schwertmann U. (1992): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage, Enke, Stuttgart, 491 S.
- Scherfose, V. (1987): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Salzrasen der Nordseeinsel Spiekeroog. II. Bodenchemische Untersuchungen, Stickstoff-Netto-Mineralisation und Salzbelastung. *Tuexenia* 7: 173-198.
- Schlegel, H. G. (1985): Allgemeine Mikrobiologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 571 S.
- Schlichting, E., Blume, H.-P. & Stahr, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. 2. Auflage, Pareys Studentexte 81, Blackwell, Berlin, 295 S.
- Schmeisky H. (1974): Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen in Strandrasen des Graswarders vor Heiligenhafen/Ostsee. Dissertation, Universität Göttingen, 103 S.
- Schmölcke, K. (1998): Untersuchungen zum Einfluß der Salz- und Grundwasserdynamik auf die Vegetationszonierung in Salzwiesen Schleswig-Holsteins. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 141 S.
- Schnaidt, M. & Kreeb, K. H. (1993): Vergleichende Untersuchungen zu den Standortverhältnissen der Außengrodenvegetation auf Langeoog. *Tuexenia* 13: 141-160.
- 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, H. L., Blom, C. W. P. M. & Rozema, J. (eds.): *Vegetation between land and sea, structure and processes*. *Geobotany* 11, Dordrecht, 270-281.
- Scholten, M. & Rozema, J. (1987): The competitive ability of *Spartina anglica* on Dutch salt marshes. In: Gray, A. J. & Benham, P. E. M. (eds.): *Spartina anglica - a review of current research*. Institute of Terrestrial Ecology Research Publication 2 HSMO, London, 39-42.
- Schröder, H. (1990): Sedimentbeschaffenheit, Ionenverhältnisse und Redoxpotentiale im Übergangsbereich aperiodisch/ periodischer Überflutung als prägende Faktoren der Bodenentwicklung. Zwischenbericht zur Sachmittelbeihilfe (Ge 322/6-1), 39 S.
- 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.
- Schröder, H. & Lüning, M. (2000): Die Standortverhältnisse in den Salzmarschen der Hamburger Hallig. In: Stock, M. & Kiehl, K. (eds.): *Die Salzwiesen der Hamburger Hallig*. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 11, 13-23.
- Schröder, H., Kiehl, K. & Stock, M. (2002): Directional and non-directional vegetation changes in a temperate salt marsh in relation to biotic and abiotic factors. *Applied Vegetation Science* 5: 33-44.
- Shumway, S. W. & Bertness, M. D. (1992): Salt stress limitation of seedling recruitment in a salt marsh plant community. *Oecologia* 92: 490-497.

- Silvestri, S. & Marani, M. (2004): Salt-marsh vegetation and morphology. Basic physiology, modelling and remote sensing observations. In: Fagherazzi, S., Blum, L. & Marani, M. (eds.): Ecogeomorphology of tidal marshes. American Geophysical Union, Coastal and Estuarine Monograph Series: 1-21.
- Silvestri, S., Defina, A. & Marani, M. (2005): Tidal regime, salinity and salt marsh plant. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62: 119-130.
- Sommer, H. (1989): Vegetationsstrukturen in Abhängigkeit von Bodenparametern auf unbeweideten Salzwiesen - Untersuchungen an einem Transekt. Diplomarbeit, Philipps-Universität Marburg, 124 S.
- Srivastava, D. S. & Jefferies, R. L. (1995): Mosaics of vegetation and soil salinity: a consequence of goose foraging in an arctic salt marsh. *Canadian Journal of Botany* 73: 75-83
- StatSoft (1998): STATISTICA für Windows [Computer-Programm-Handbuch]. Tulsa
- Stock, M., Schrey, E., Kellermann, A., Gätje, C., Eskildsen, K., Feige, M., Fischer, G., Hartmann, F., Knoke, V., Möller, A., Ruth, M., Thiessen, A., Vorberg, R., Kohlus, J., Moser, D., Ortman, C. & Stumpe, H. (1996): Ökosystemforschung Wattenmeer – Synthesebericht: Grundlagen für einen Nationalparkplan. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 8, 784 S.
- Stock, M., Kiehl, K. & Reinke, H. D. (1997): Salzwiesenschutz im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 7, 48 S.
- Stock, M., Gettner, S., Hagge, M., Heinzl, K., Kohlus, J. & Stumpe, H. (2005): Salzwiesen an der Westküste von Schleswig-Holstein 1988-2001. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 15, 240 S.
- Strutz-Fischer, H. & Eber, W. (1990): Zur Populationsbiologie von *Halimione portulacoides*. In: Riewenherm, S. & Lieth, H. (eds.): Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, (Osnabrück 1989) Band XIX/II (Poster), 54-58.
- Suchrow, S. & Jensen, K. (2010): Plant species responses to an elevation gradient in German North Sea salt marshes. *Wetlands* 30: 735-746.
- Tessier, M., Gloaguen, J.-C. & Bouchard, V. (2002): The role of spatio-temporal heterogeneity in the establishment and maintenance of *Suaeda maritima* in salt marshes. *Journal of Vegetation Science* 13: 115-122.
- Thomson, A. G., Huiskes, A., Cox, R., Wadsworth, R. A. & Boorman, L. A. (2004): Short-term vegetation succession and erosion identified by airborne remote sensing of Westerschelde salt marshes, the Netherlands. *International Journal of Remote sensing* 25: 4151-4176.
- Tobias, C. & Neubauer, S. C. (2009): Salt marsh biochemistry - an overview. In: Perillo, G. M. E., Wolanski, E., Cahoon, D. R. & Brinson, M. M. (eds.): Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach. Elsevier, Amsterdam, 445-491.
- Ungar, I. A. (1987): Population ecology of halophyte seeds. *Botanical Review* 53: 301-334.
- Ungar, I. A. (1991): *Ecophysiology of vascular halophytes*. CRC Press, Boston, 209 S.
- Ungar, I. A. (1998): Are biotic factors significant in influencing the distribution of halophytes in saline habitats. *Botanical Review* 64: 176-199.
- Ursino, N., Silvestri, S. & Marani, M. (2004): Subsurface flow and vegetation patterns in tidal environments. *Water Resources Research* 40, W05115: 1-11.

- van Diggelen, J., Rozema, J. & Broekman, R. (1987): Growth and mineral relations of salt-marsh species on nutrient solutions containing various sodium sulphide concentrations. In: Huiskes, H. L., Blom, C. W. P. M. & Rozema, J. (eds.): *Vegetation between land and sea. Structure and processes. Geobotany 11*, Dordrecht, 260-268.
- van Diggelen, J. (1988): A comparative study on the ecophysiology of salt marsh halophytes. Thesis, University of Amsterdam, 208 S.
- van Diggelen, J. (1991): Effects on inundation stress on salt marsh halophytes. In: Rozema, J. & Verkleij, J. A. C. (eds.): *Ecological responses to environmental stresses*. Kluwer, Dordrecht, 62-73.
- van Wijnen, H., Bakker, J. P. & de Vries, Y. (1997): Twenty years of salt-marsh succession on a Dutch coastal barrier island. *Journal of Coastal Conservation* 3: 9-18.
- Vestergaard, P. (1982): Horizontal variability of some properties within homogeneous stands of coastal salt meadow vegetation. *Nordic Journal of Botany* 2: 343-351.
- Vince, S. W. & Snow, A. A. (1984): Plant zonation in an Alaskan salt marsh I. Distribution, abundance and environmental factors. *Journal of Ecology* 72: 651-667.
- von Weihe, K. (1978): Untersuchungen zur Ökologie von *Puccinellia maritima* (Huds) Parl. (Temperatur und Meersalzwirkung). *Beiträge zur Biologie der Pflanzen* 54: 145-163.
- Walter, H. (1986): *Allgemeine Geobotanik*. 3. Auflage, Ulmer Verlag, Stuttgart, 279 S.
- Wang, H., Hsieh, Y. P., Harwell, M. A. & Huang, W. (2007): Modelling soil salinity distribution along topographic gradients in tidal salt marshes in Atlantic and Gulf coastal regions. *Ecological Modelling* 201: 429-439.
- Whitfield, M. (1974): Thermodynamic limitations on the use of platinum electrode in Eh-measurements. *Limnology Oceanography* 19: 857-865.
- Wienholdt, D. (1987): Praktische Beispiele der Salzwiesenpflege – Tümlauer Bucht. In: Kempf, N., Lamp, J. & Prokosch, P. (eds.): *Salzwiesen: Geformt von Küstenschutz, Landwirtschaft oder Natur? Tagungsbericht 1 der Umweltstiftung WWF-Deutschland*, Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum, 395-402.
- Wisskirchen, R. & Haeupler, H. (1998): *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Ulmer Verlag, Stuttgart, 765 S.
- Wolters, M., Garbutt, A. & Bakker, J. P. (2005): Plant colonization after managed realignment: the relative importance of diaspore dispersal. *Journal of Applied Ecology* 42: 770-777.

## **Anhang**

### Abbildungen:

Abb. A1: Monatliche Niederschlagssummen in der Tümlauer Bucht

Abb. A2: Monatliche potenzielle Evapotranspirationssummen in St. Peter-Ording

Abb. A3, A4: Tägliche Niederschläge, Temperaturen und potenzielle Evapotranspirationsraten

Abb. A5 - A7: Räumliche Verteilung der Arten in den Untersuchungsgebieten

Abb. A8, A9: Höhe der Hochwasser von 16.10.96 bis 31.12.97 (Daten der amtlichen Pegel)

Abb. A10, A11: Wasserstände der lokalen Tide (Daten der Drucksonden)

Abb. A12: Boden- und Lufttemperaturen in der Tümlauer Bucht

Abb. A13: Dauerlinien vergleichbarer Vegetationstypen

Abb. A14 - A17: Tägliche Redoxpotenziale unter dem *Elymetum* und *Spartinetum*

Abb. A18: Tagesgänge der Redoxpotenziale im März in St. Peter-Ording

Abb. A19: Verlauf der Redoxpotenziale der Parallelen unter dem *Spartinetum*

Abb. A20 - A21: Jahresgänge der Sulfatkonzentrationen

Abb. A 22: Räumliche und zeitliche Variabilität der Sulfatkonzentrationen

### Tabellen:

Tab. A1 - A4: Vegetationsaufnahmen der Untersuchungsflächen

Tab. A5: Lagerungsdichte der verschiedenen Vegetationstypen

Tab. A6: Grundwasserstände und Lage der G<sub>r</sub>-Horizonte

Tab. A7: Korrelation des Grundwasserstandes und der Höhe der Tide

Tab. A8: Bodenwassergehalte vergleichbarer Vegetationstypen

Tab. A9: Korrelationen der Wassergehalte und Grundwasserstände mit den Wetterdaten

Tab. A 10: Korrelationen der Salzkonzentrationen mit den Wetterdaten

Tab. A 11, A12: Korrelationen der Redoxpotenziale mit den Grundwasserständen

Tab. A13: Mittelwerte und Standardabweichungen der Redoxpotenziale für ausgewählte Tage

Tab. A14, A15: Statistische Größen der Chlorid- und Sulfatkonzentrationen

Tab. A16: Mittelwerte der Salzkonzentrationen vergleichbarer Vegetationstypen



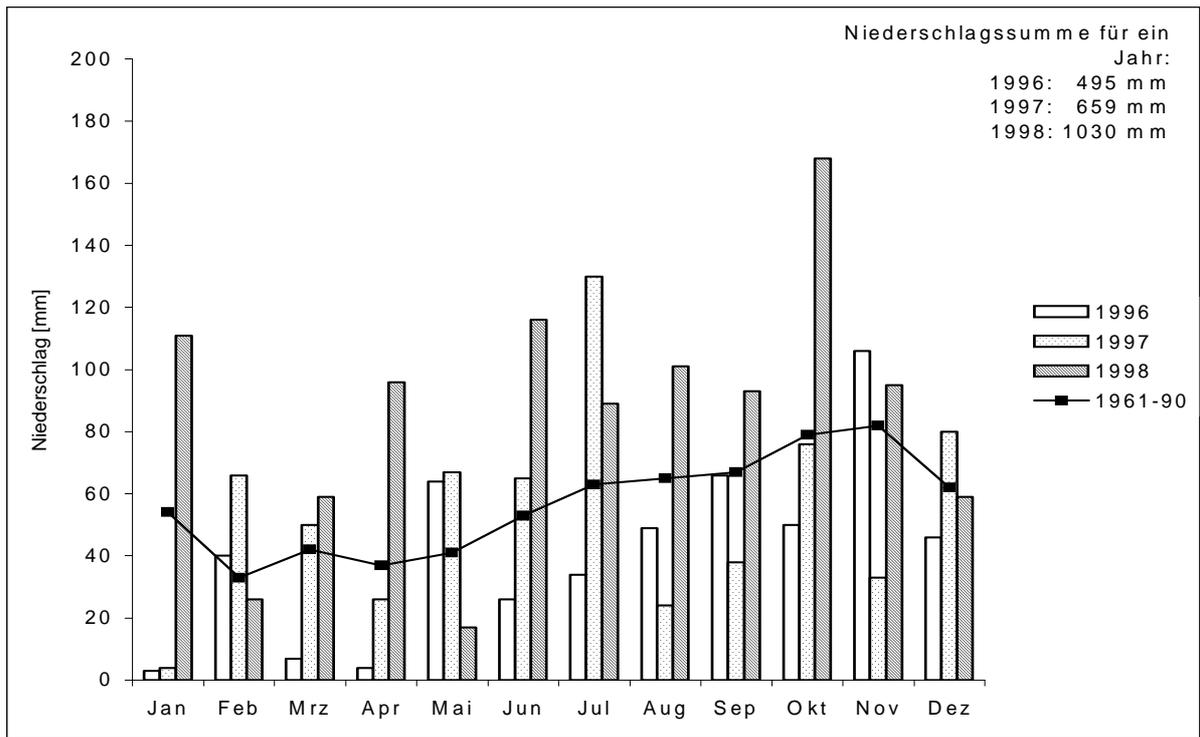


Abb. A1: Monatliche Niederschlagssummen in der Tümlauer Bucht in den Jahren 1996, 1997 sowie 1998 im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten von 1961-1990 (Daten: Deutscher Wetterdienst).

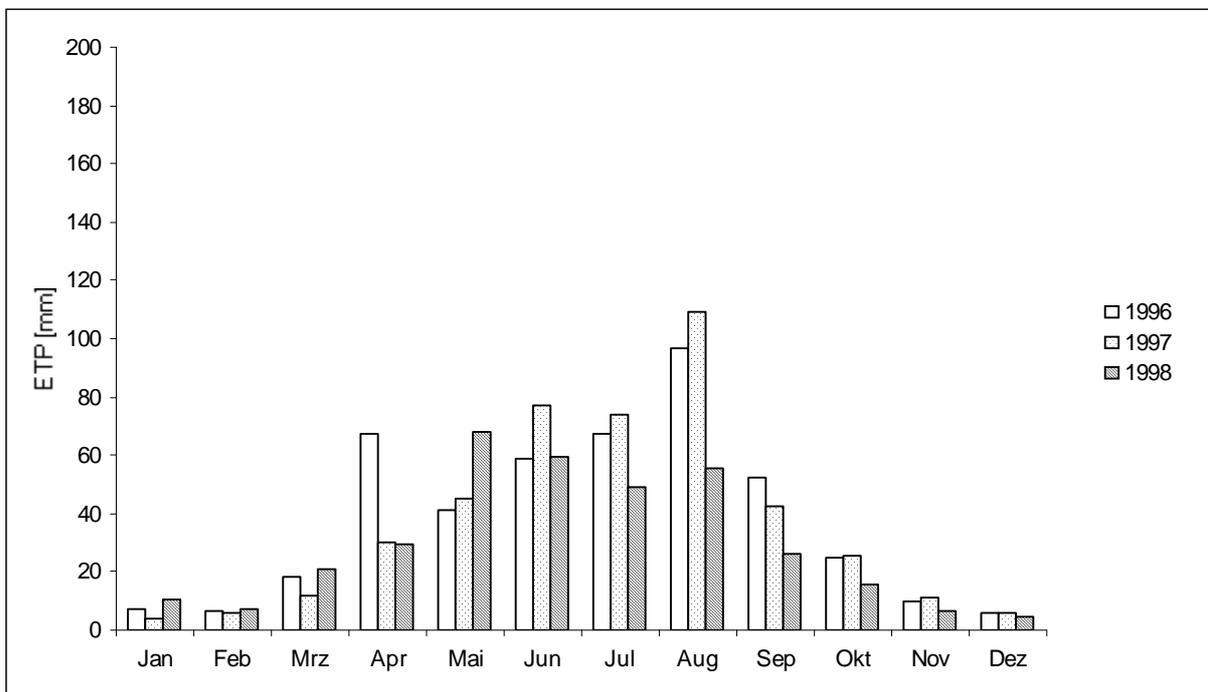


Abb. A2: Monatliche potenzielle Evapotranspirationssummen über Gras nach Haude in St. Peter-Ording in den Jahren 1996, 1997 und 1998 (Daten: Deutscher Wetterdienst).

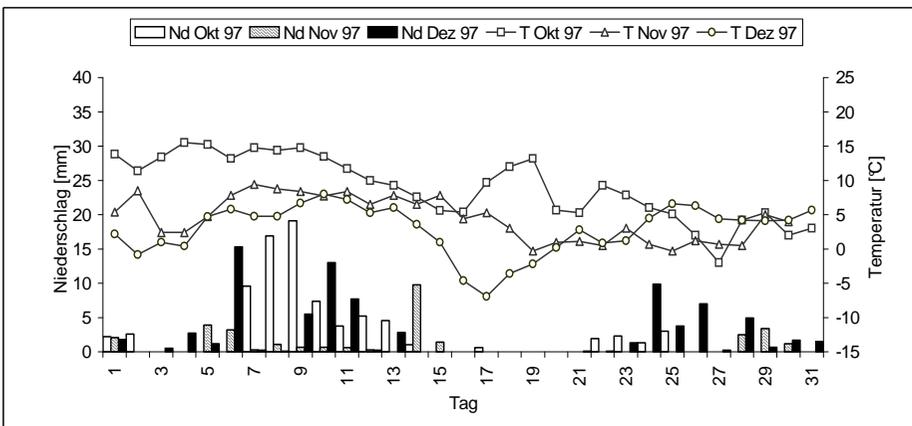
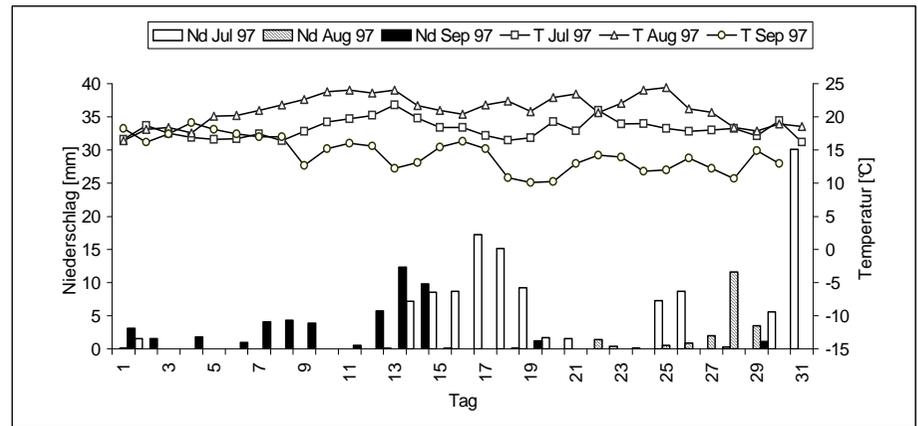
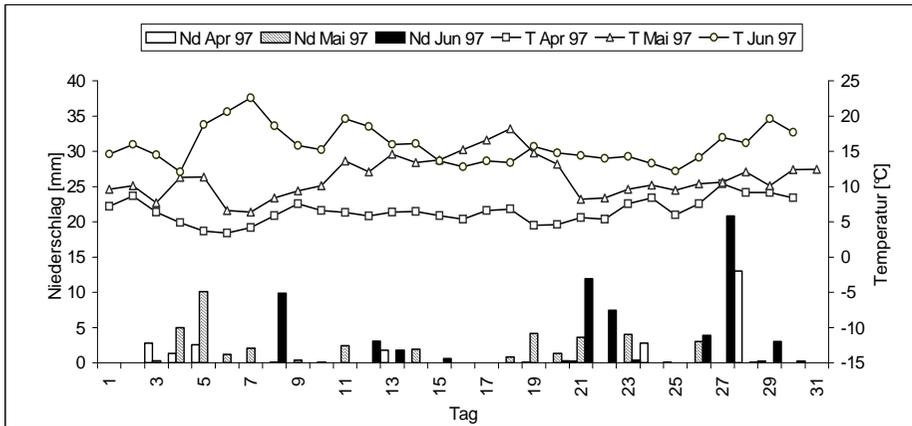
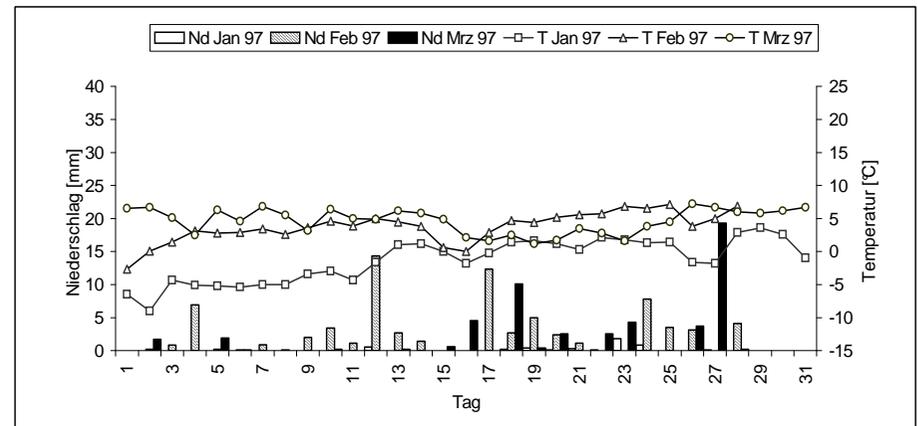
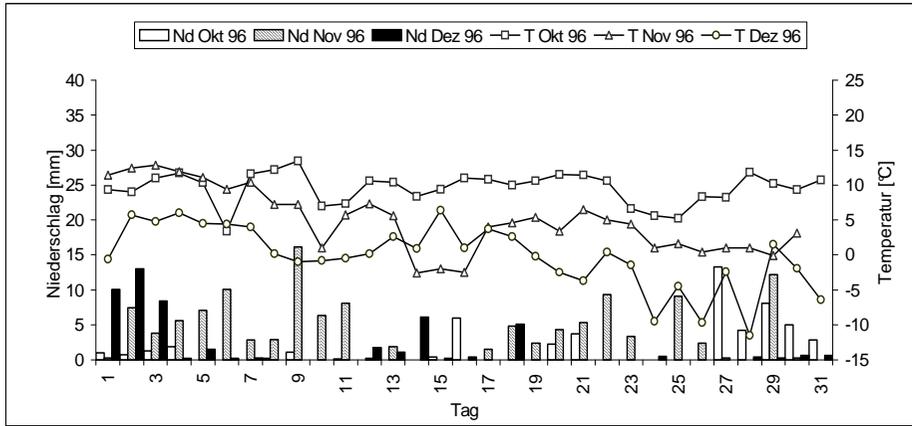


Abb. A3: Tagessumme des Niederschlags (Nd) sowie tägliche mittlere Temperatur (T) in St. Peter-Ording von Oktober 1996 bis Dezember 1997 (Daten: Deutscher Wetterdienst).

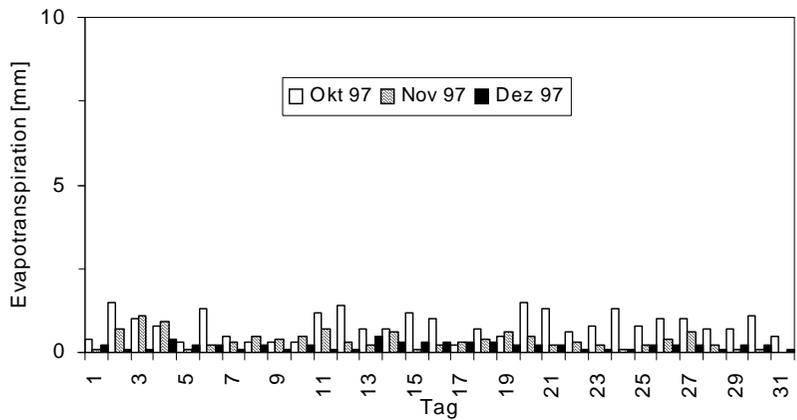
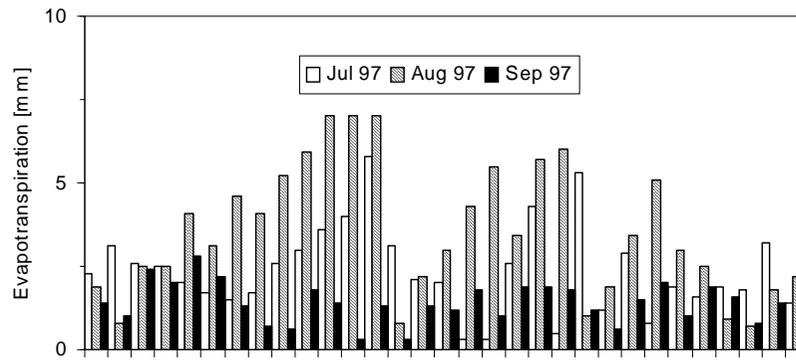
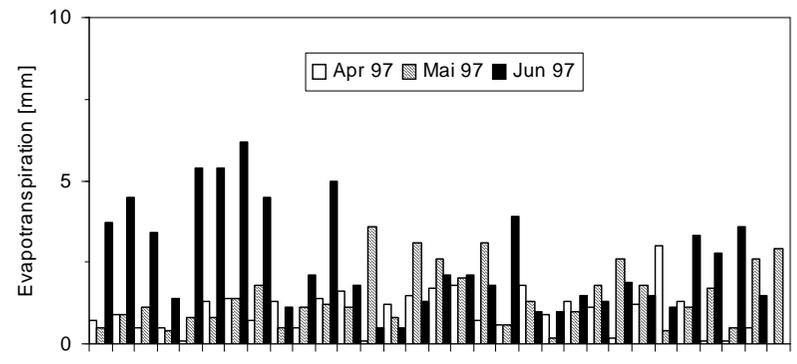
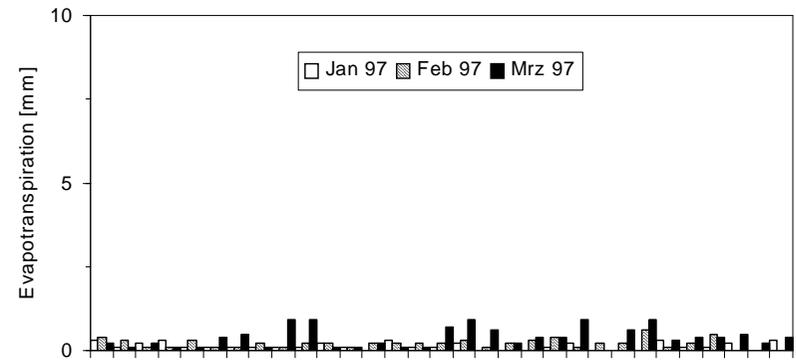
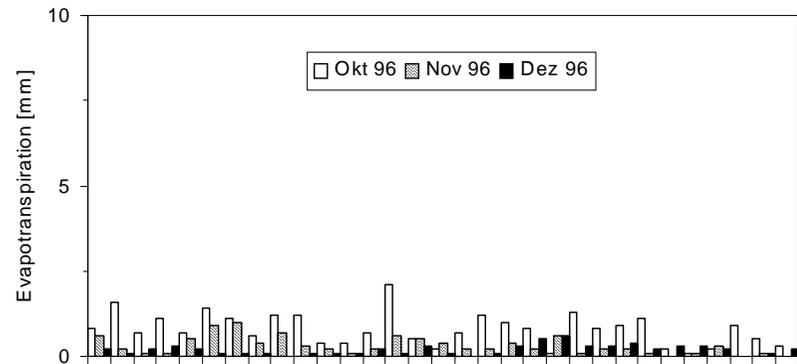


Abb. A4: Tägliche potenzielle Evapotranspirationsrate an der Station St. Peter-Ording in der Zeit von Oktober 1996 bis Dezember 1997 (Daten: Deutscher Wetterdienst).

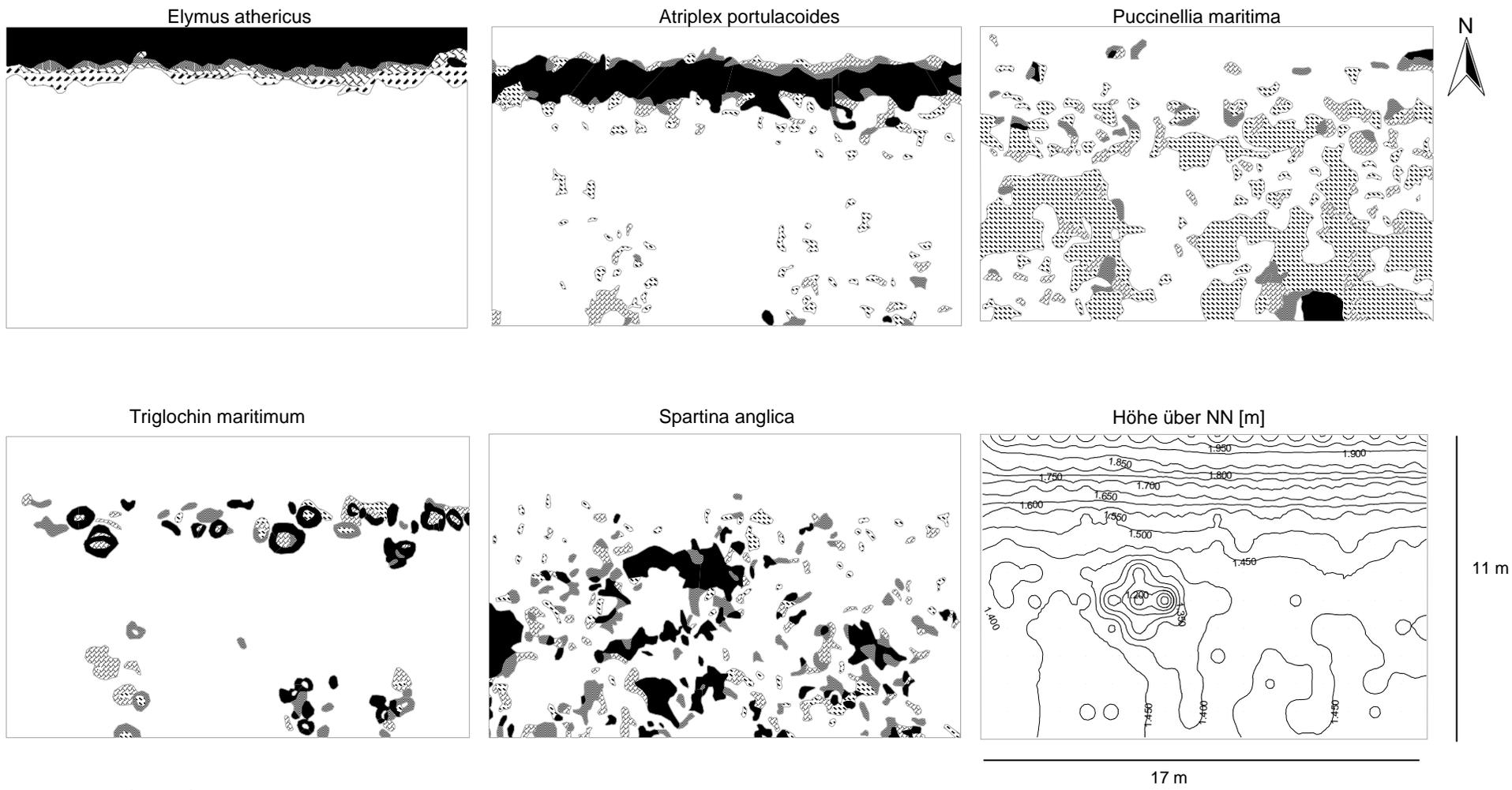
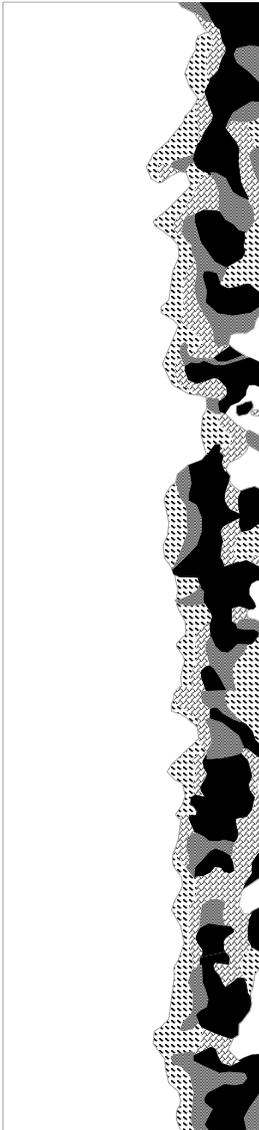


Abb. A5: Räumliche Verteilung der dominanten mehrjährigen Arten und die Höhe über NN der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I im September 1997.

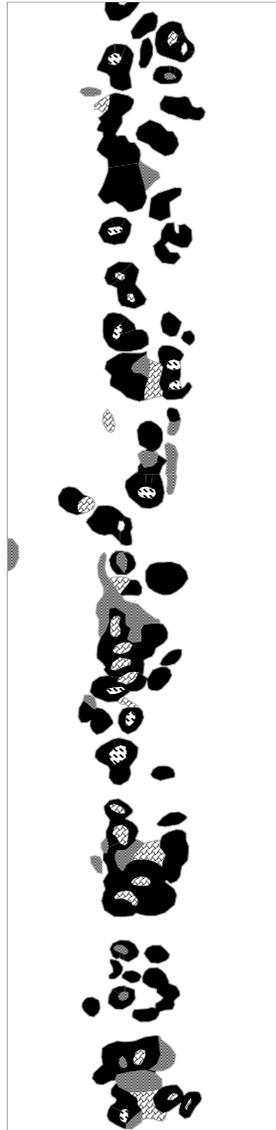
*Elymus athericus*



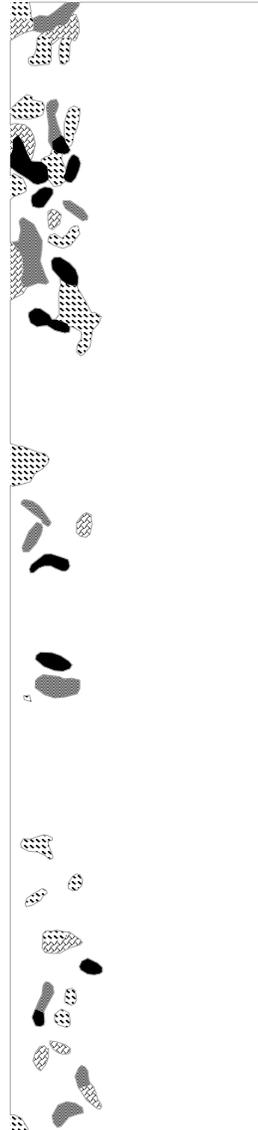
*Atriplex portulacoides*



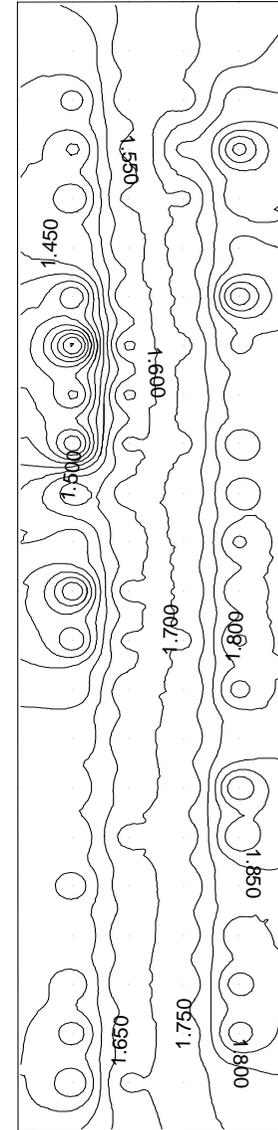
*Triglochin maritimum*



*Spartina anglica*



Höhe über NN [m]



23 m

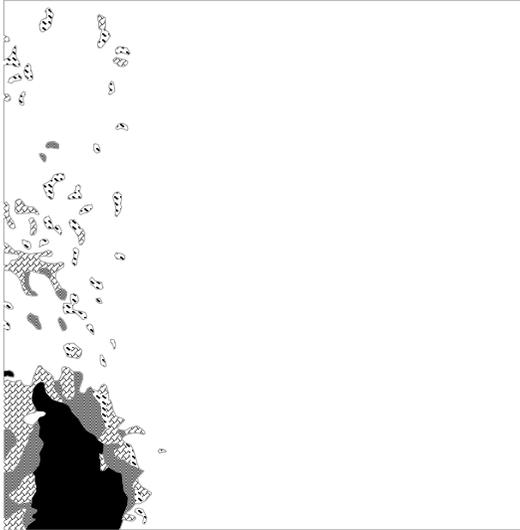


Legende:  
s. Abb. A5

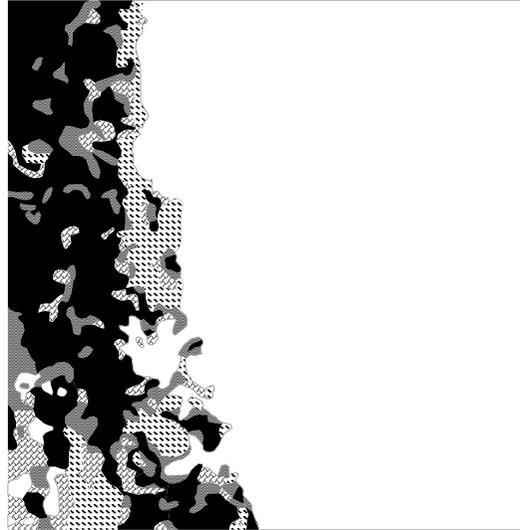
5 m

Abb. A6: Räumliche Verteilung der dominanten mehrjährigen Arten und die Höhe über NN der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht II im September 1997.

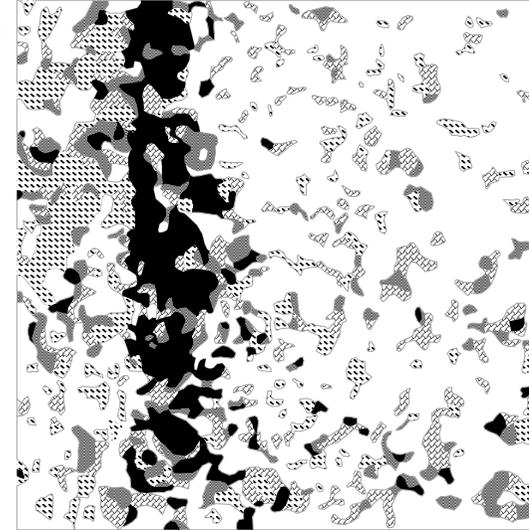
*Elymus athericus*



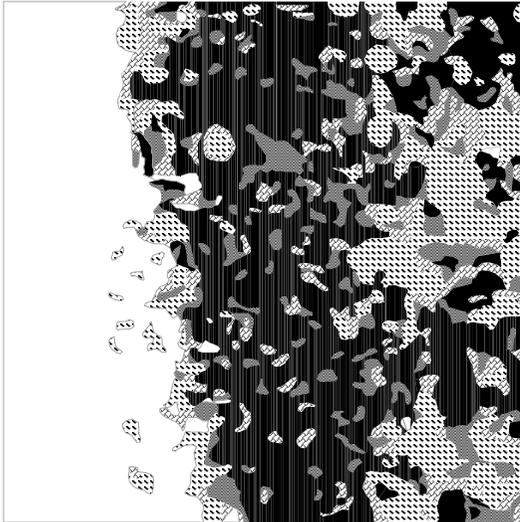
*Atriplex portulacoides*



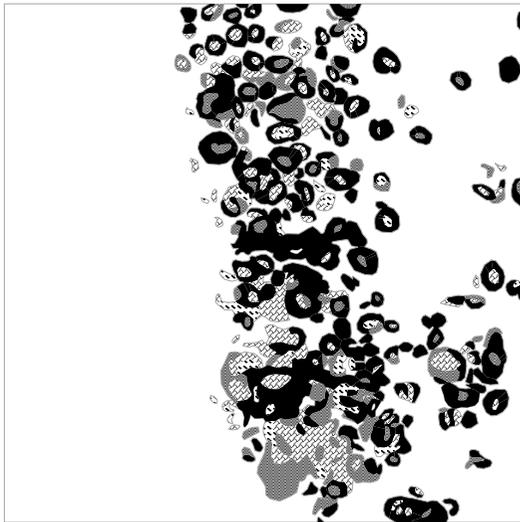
*Festuca rubra*



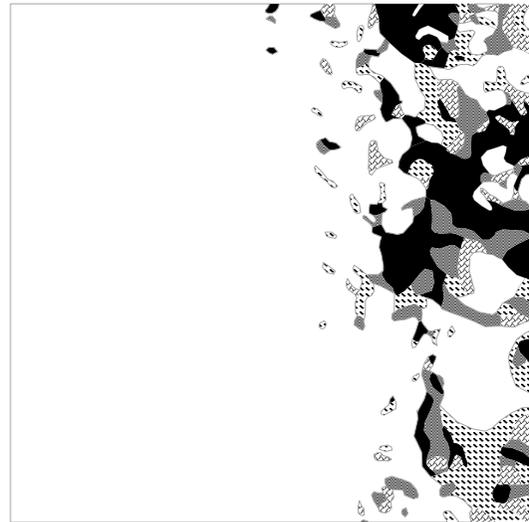
*Puccinellia maritima*



*Triglochin maritimum*



*Spartina anglica*



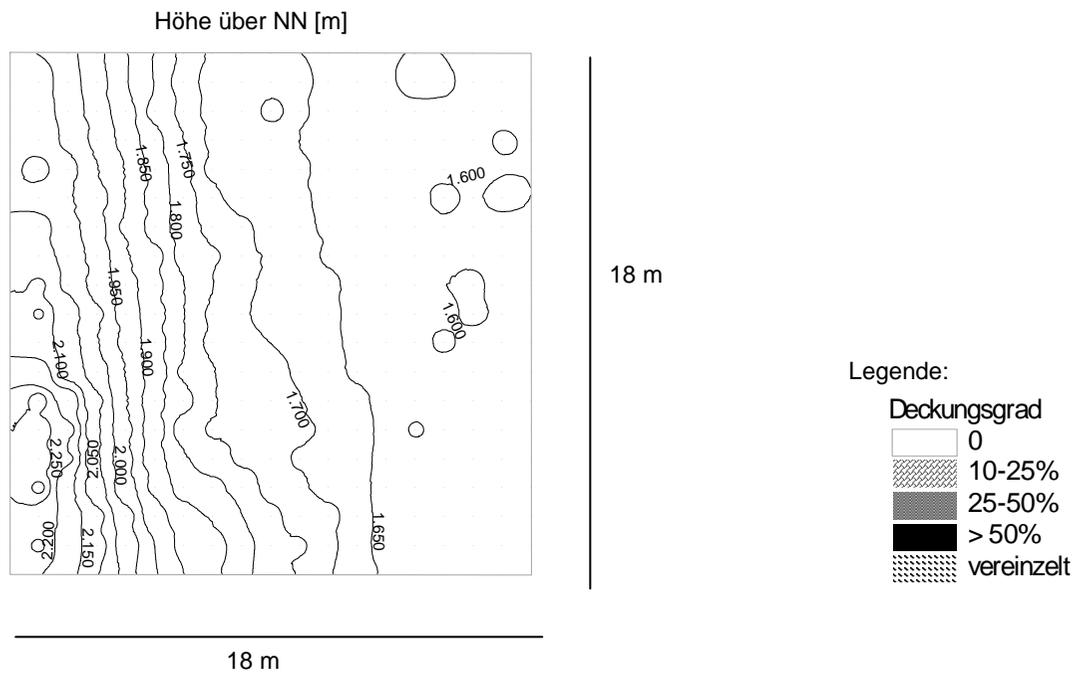


Abb. A7: Räumliche Verteilung der dominanten mehrjährigen Arten und die Höhe über NN der Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording Ende September 1997.

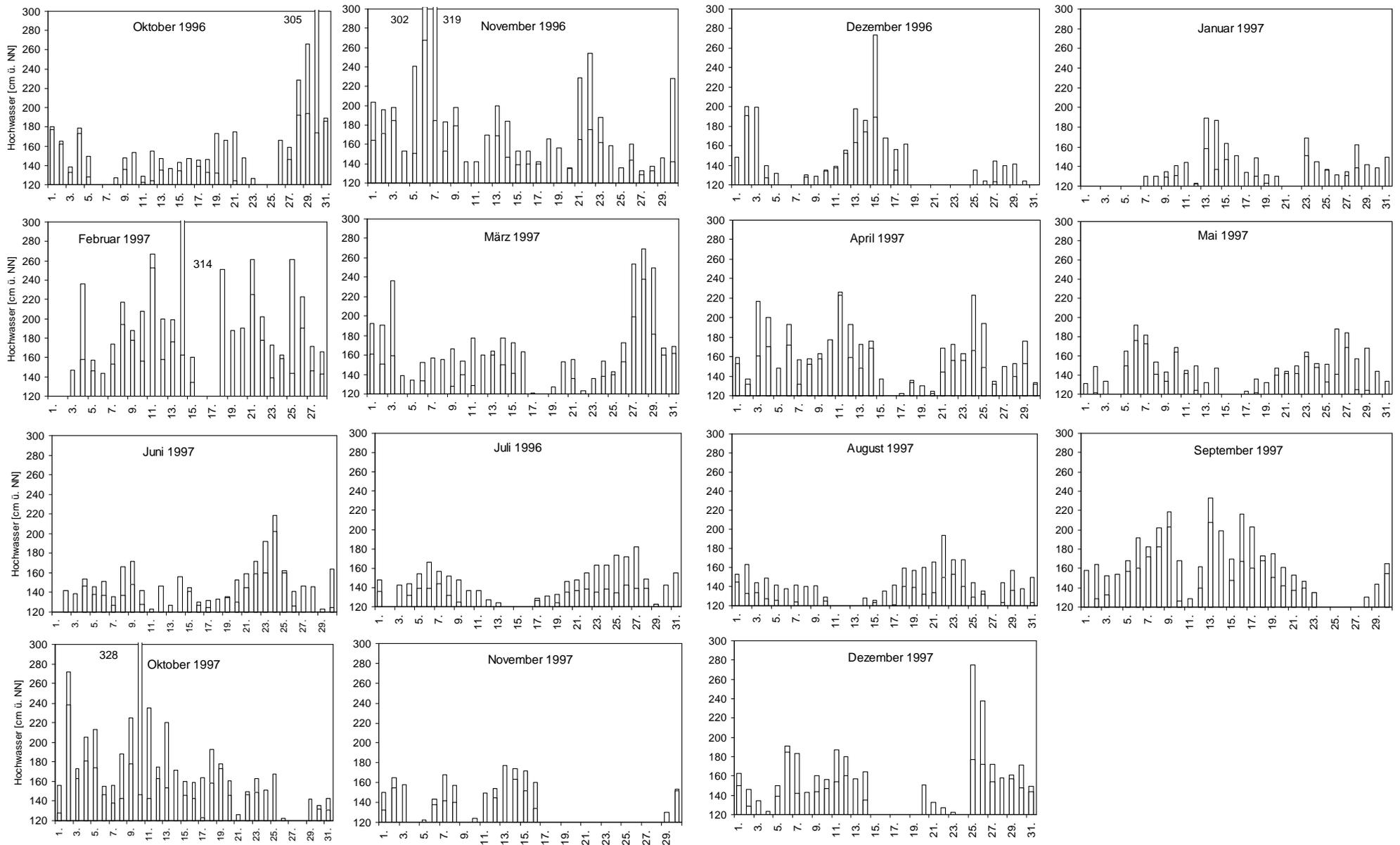


Abb. A8: Jeweilige Höhe des 1. und/oder 2. Hochwassers in der Tümlauer Bucht in der Zeit vom 01.10.1996 bis zum 31.12.1997, Daten des amtlichen Pegels Adamsiel (LKN-SH).

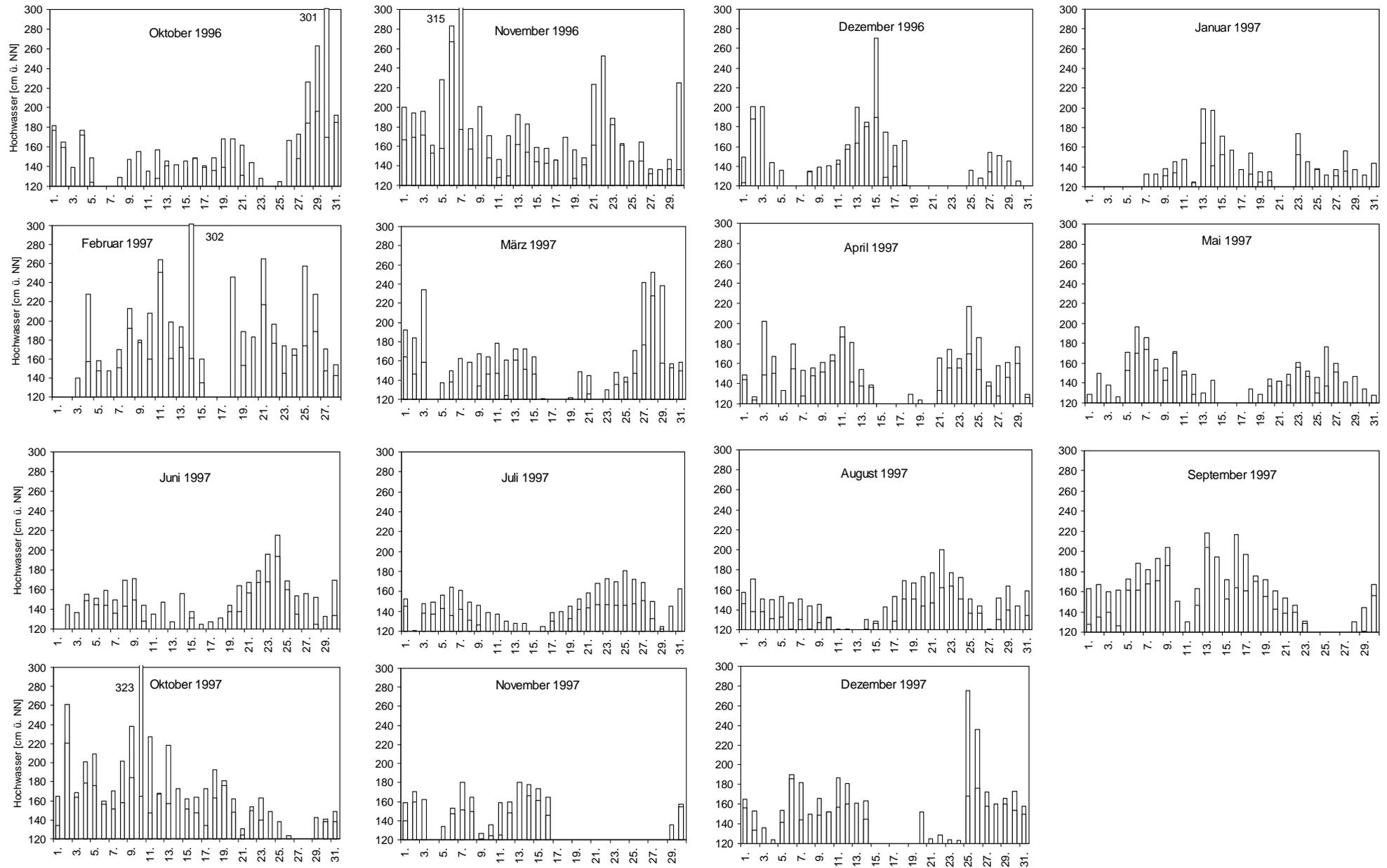


Abb. A9: Jeweilige Höhe des 1. und/oder 2. Hochwassers in St. Peter-Ording in der Zeit vom 01.10.1996 bis zum 31.12.1997, Daten des amtlichen Pegels (LKN-SH).

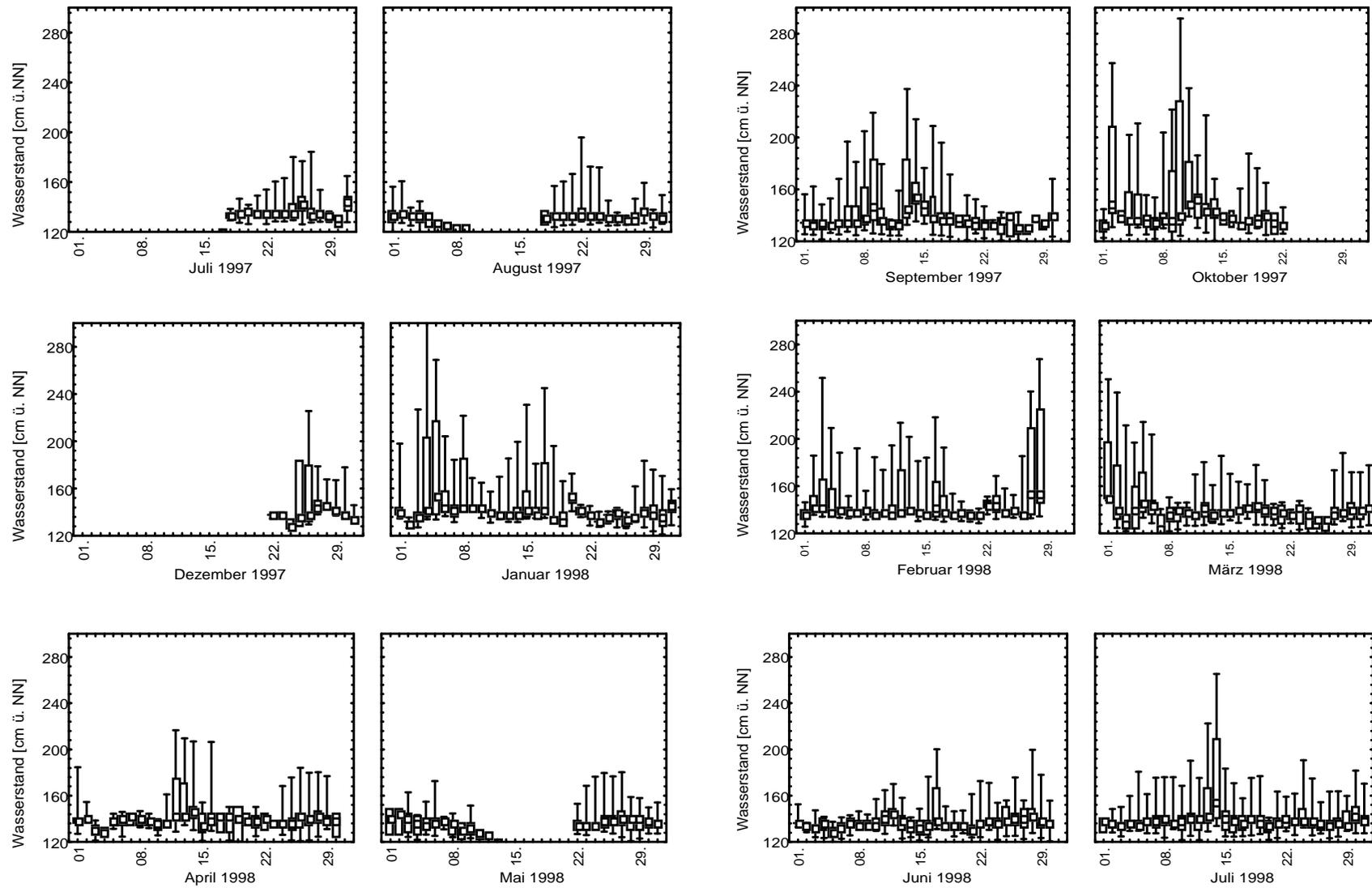


Abb. A10: Mediane, Quartile und Amplituden der Höhen der lokalen Tiden berechnet für jeweils einen Tag an der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I in der Zeit vom 15.07.1997 bis zum 31.07.1998, Werte der Drucksonde (3.3.2). Legende s. Abb. A11.

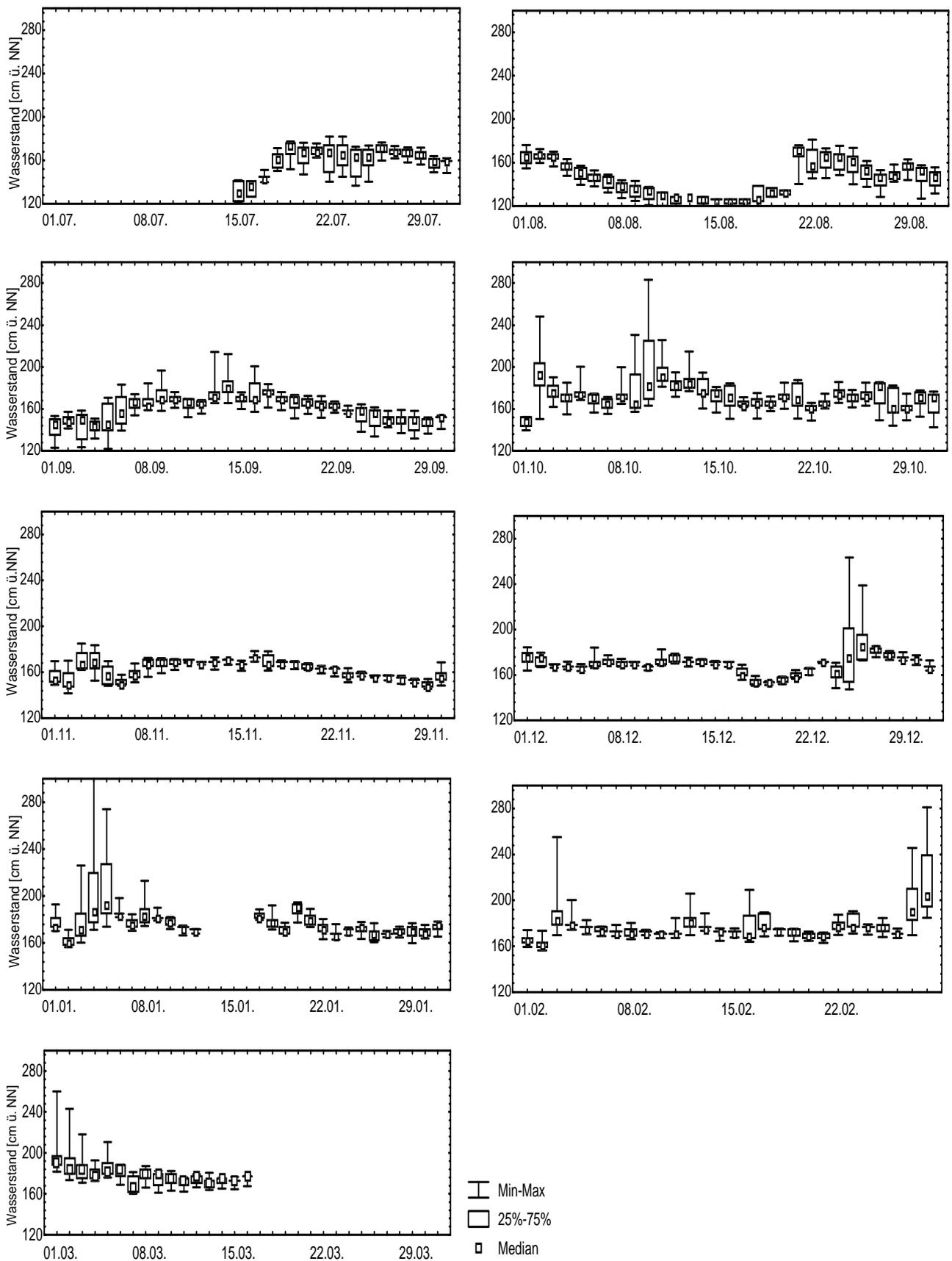


Abb. A11: Mediane, Quartile und Amplituden der Höhe der lokalen Tiden berechnet für jeweils einen Tag an der Untersuchungsfläche St. Peter-Ording in der Zeit vom 15.07.1997 bis zum 16.03.1998, Daten erhoben mit der Drucksonde (s.3.3.2).

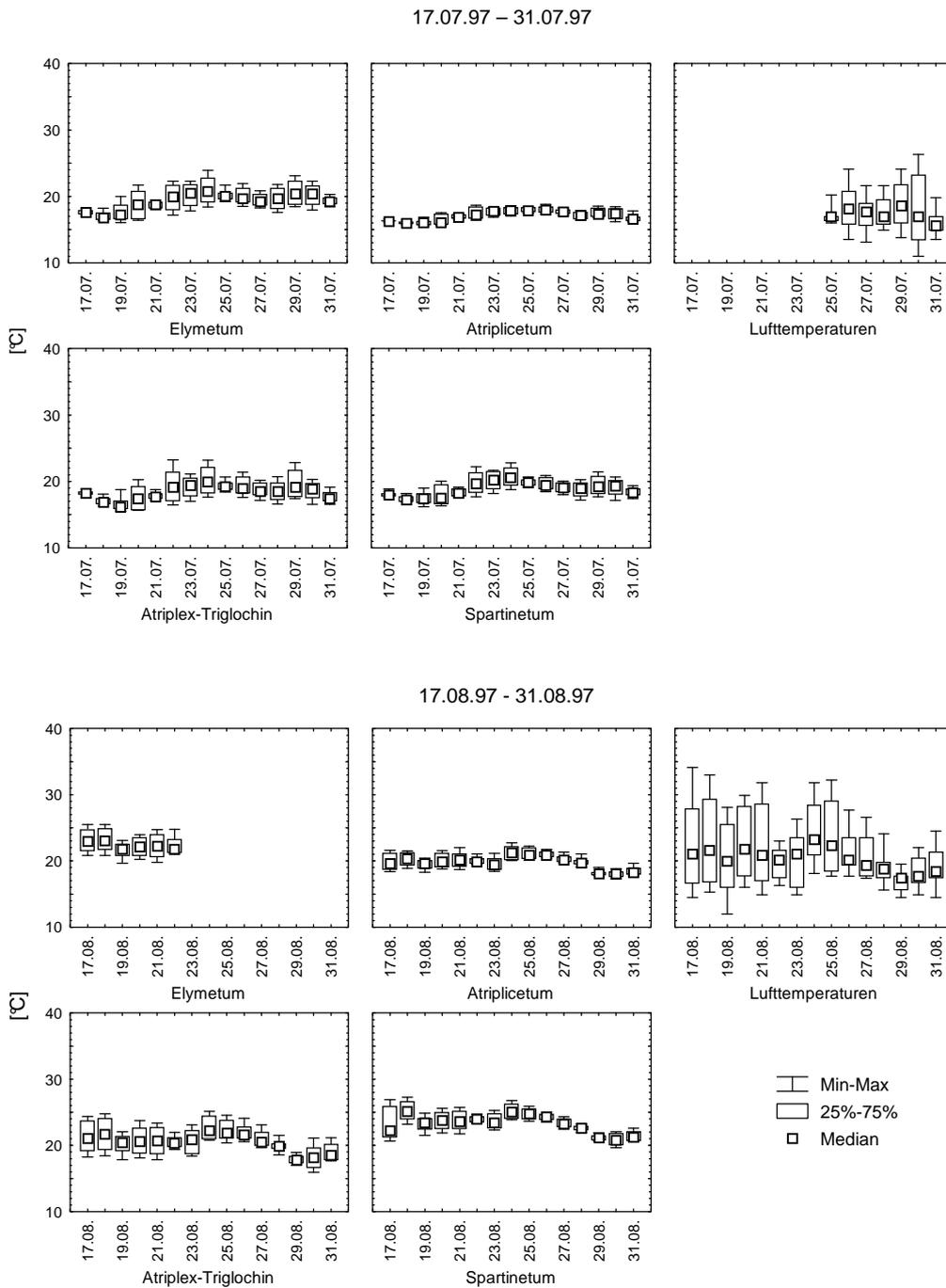


Abb. A12: Bodentemperaturen in 1 cm Bodentiefe unter verschiedenen Vegetationstypen sowie Lufttemperaturen an der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I in der Zeit vom 17.07. bis zum 31.07.97 sowie vom 17.08. bis zum 31.08.97.

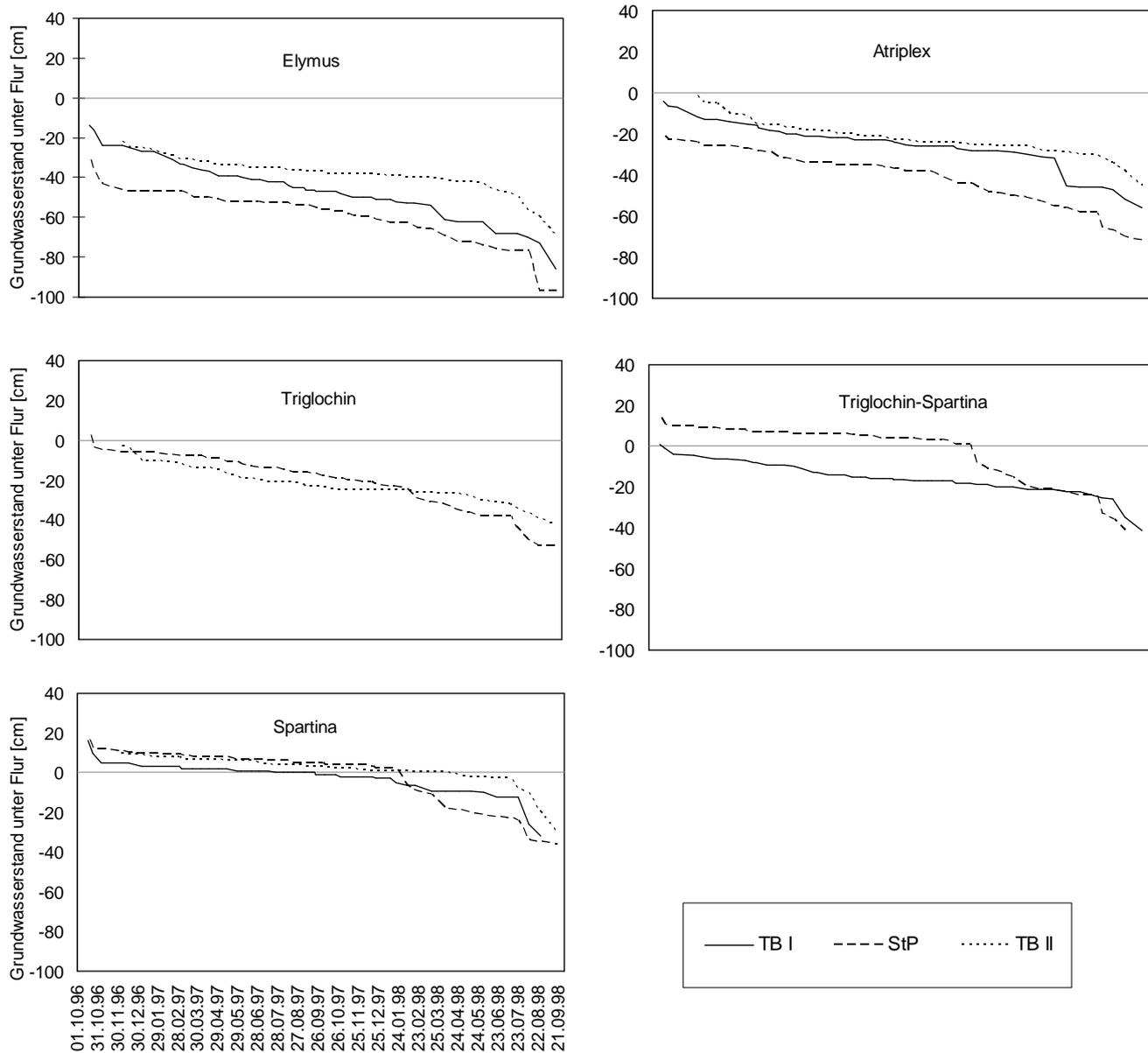


Abb. A13: Dauerlinien der Grundwasserstände vergleichbarer Vegetationstypen der verschiedenen Standorte Tümlauer Bucht I (TB I), Tümlauer Bucht II (TBII) und St. Peter-Ording (StP). Ergebnisse der 14-tägigen Ablesungen (s. 3.3.4.1.1).

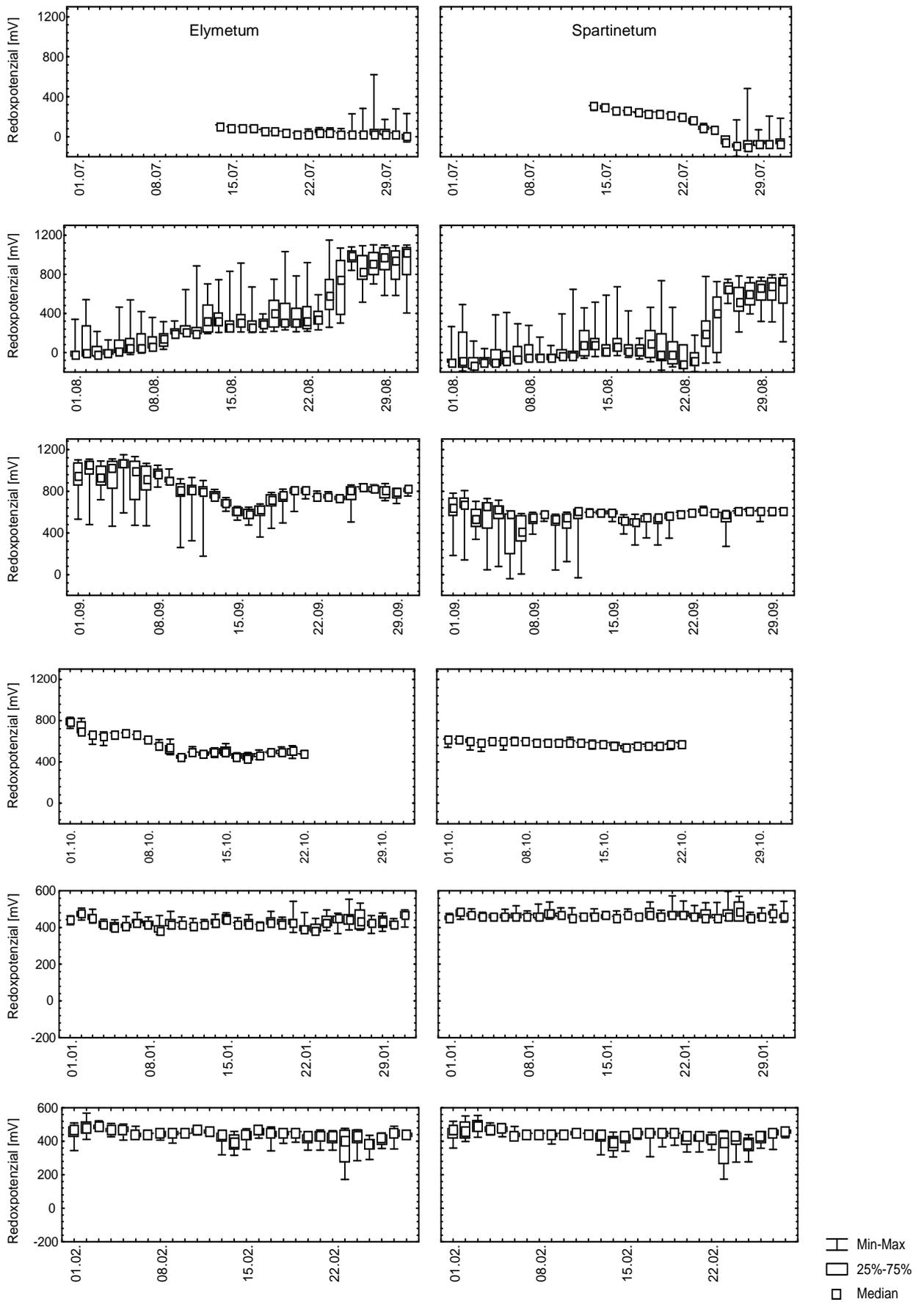


Abb. A14: Mediane, Quartile und Amplituden der Redoxpotenziale unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I berechnet für jeweils einen Tag in der Zeit vom 15.07.97 bis zum 28.02.98. Zur genaueren Darstellung geringer Tagesschwankungen sind die y-Achsen unterschiedlich skaliert.

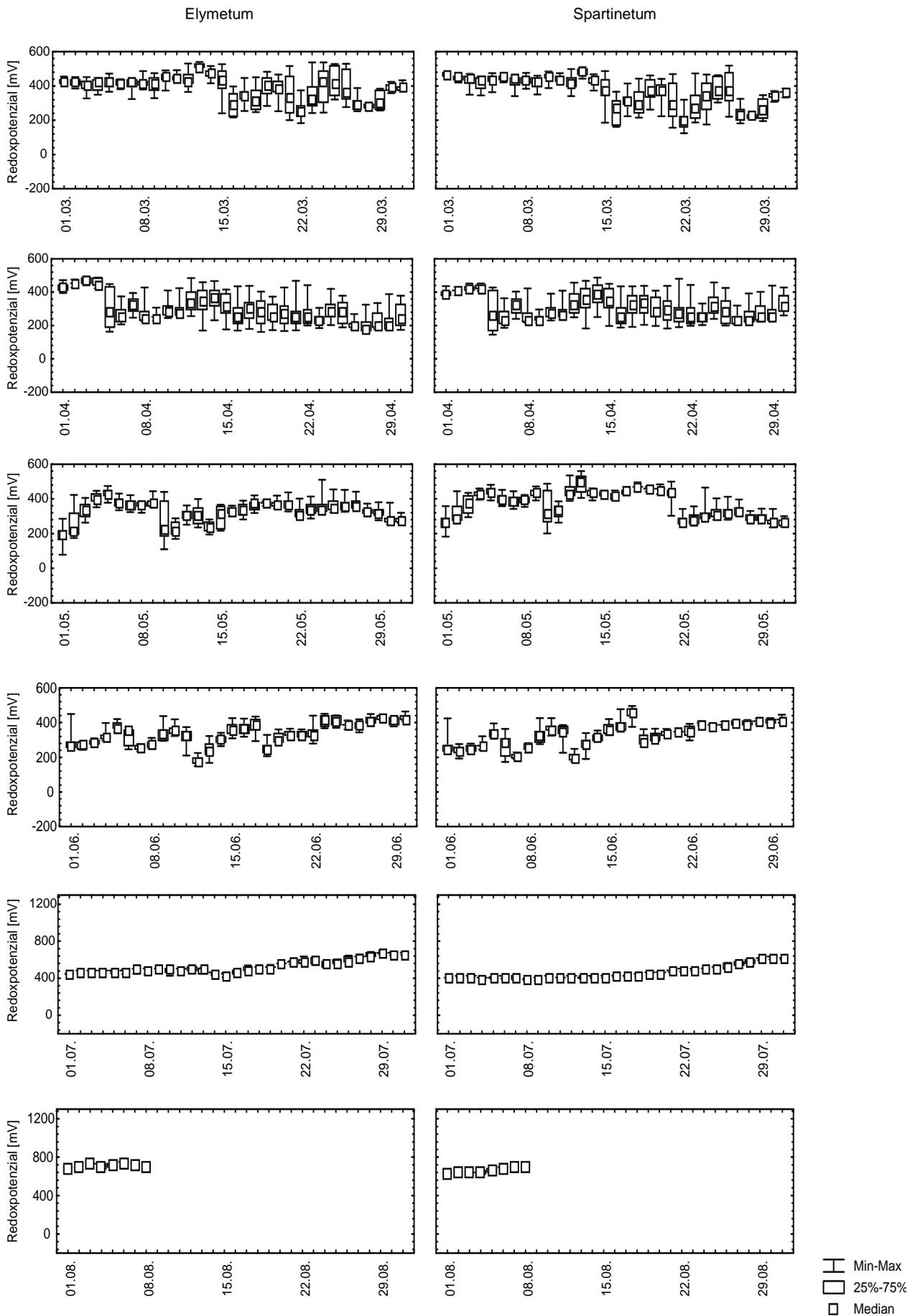


Abb. A15: Mediane, Quartile und Amplituden der Redoxpotenziale unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I berechnet für jeweils einen Tag in der Zeit vom 01.03.98 bis zum 08.08.98. Zur genaueren Darstellung geringer Tagesschwankungen sind die y-Achsen unterschiedlich skaliert.

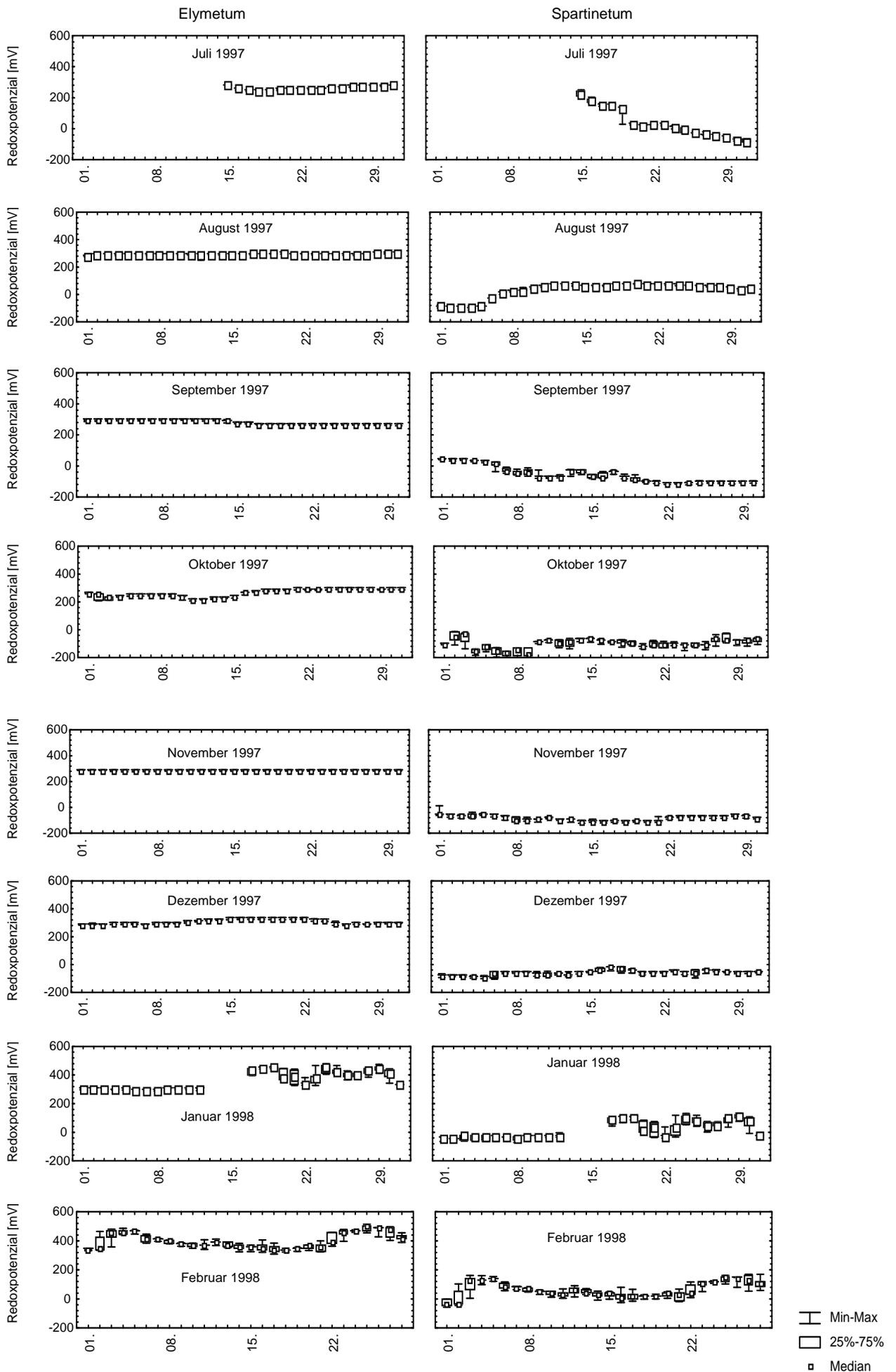


Abb. A16: Mediane, Quartile und Amplituden der Redoxpotenziale unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* der Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording berechnet für jeweils einen Tag in der Zeit vom 15.07.97 bis zum 28.02.98.

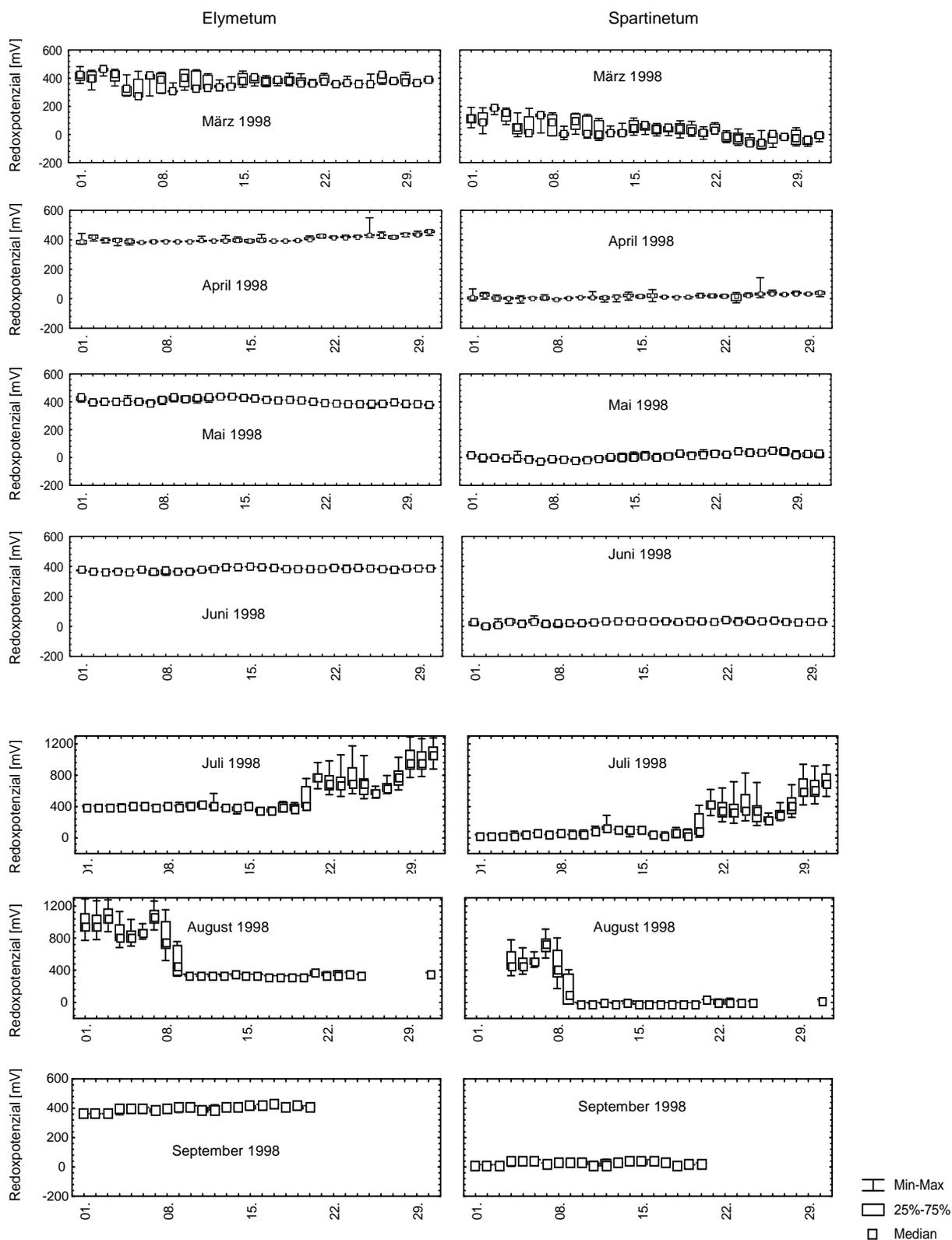


Abb. A17: Mediane, Quartile und Amplituden der Redoxpotenziale unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* der Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording berechnet für jeweils einen Tag in der Zeit vom 01.03.98 bis zum 20.09.98. Zur genaueren Darstellung geringer Tagesschwankungen sind die y-Achsen unterschiedlich skaliert.

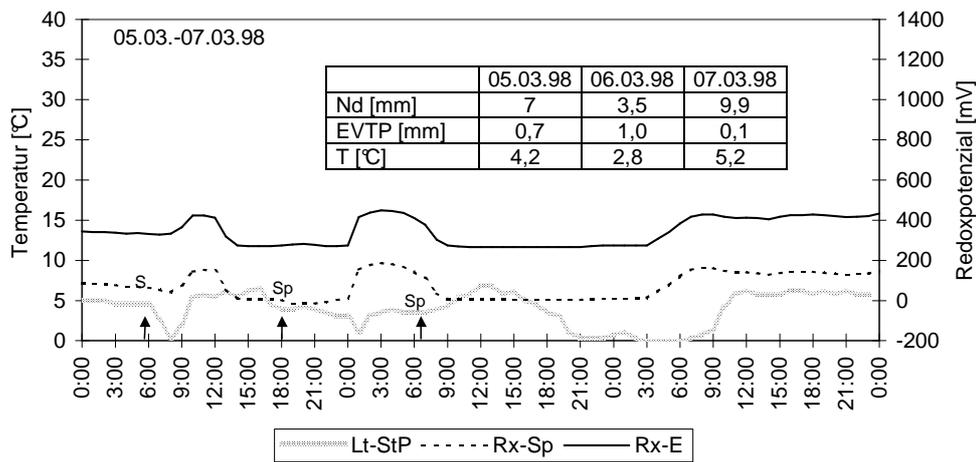


Abb. A18: Tagesgänge der Mittelwerte der Redoxpotenziale unter dem *Elymetum* (Rx-E) bzw. *Spartinetum* (Rx-Sp) und Lufttemperaturen (Lt-StP) an der Untersuchungsfläche St. Peter-Ording in der Zeit vom 05.03. bis 07.03.98 sowie die Höhe des Tagesniederschlags (Nd: Niederschlag), der potenziellen Evapotranspirationsrate (EVTP) und der durchschnittlichen Tagestemperatur (T) des jeweiligen Tages (Daten vom DWD). ↑ Sp *Spartinetum* geben den Zeitpunkt der Überflutungen des *Spartinetum* während dieses Zeitraumes wieder.

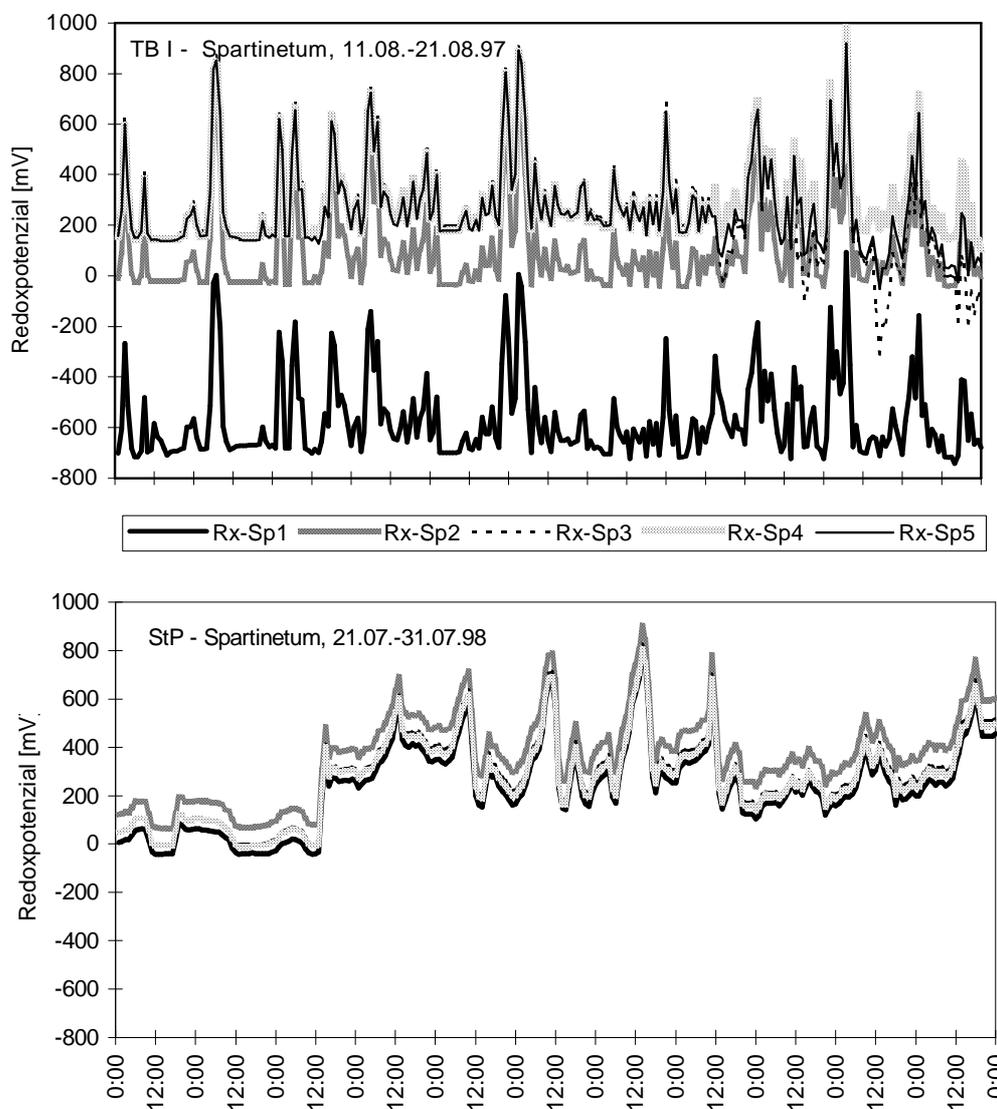


Abb. A19: Verlauf der Redoxpotenziale der Parallelen (Rx-Sp1, Rx-Sp2, Rx-Sp3, Rx-Sp4, Rx-Sp5; s. 3.3.5) unter dem *Spartinetum* an den Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I) und in St. Peter-Ording (StP) während Perioden, in denen an der jeweiligen Untersuchungsfläche starke Tagesschwankungen auftreten.

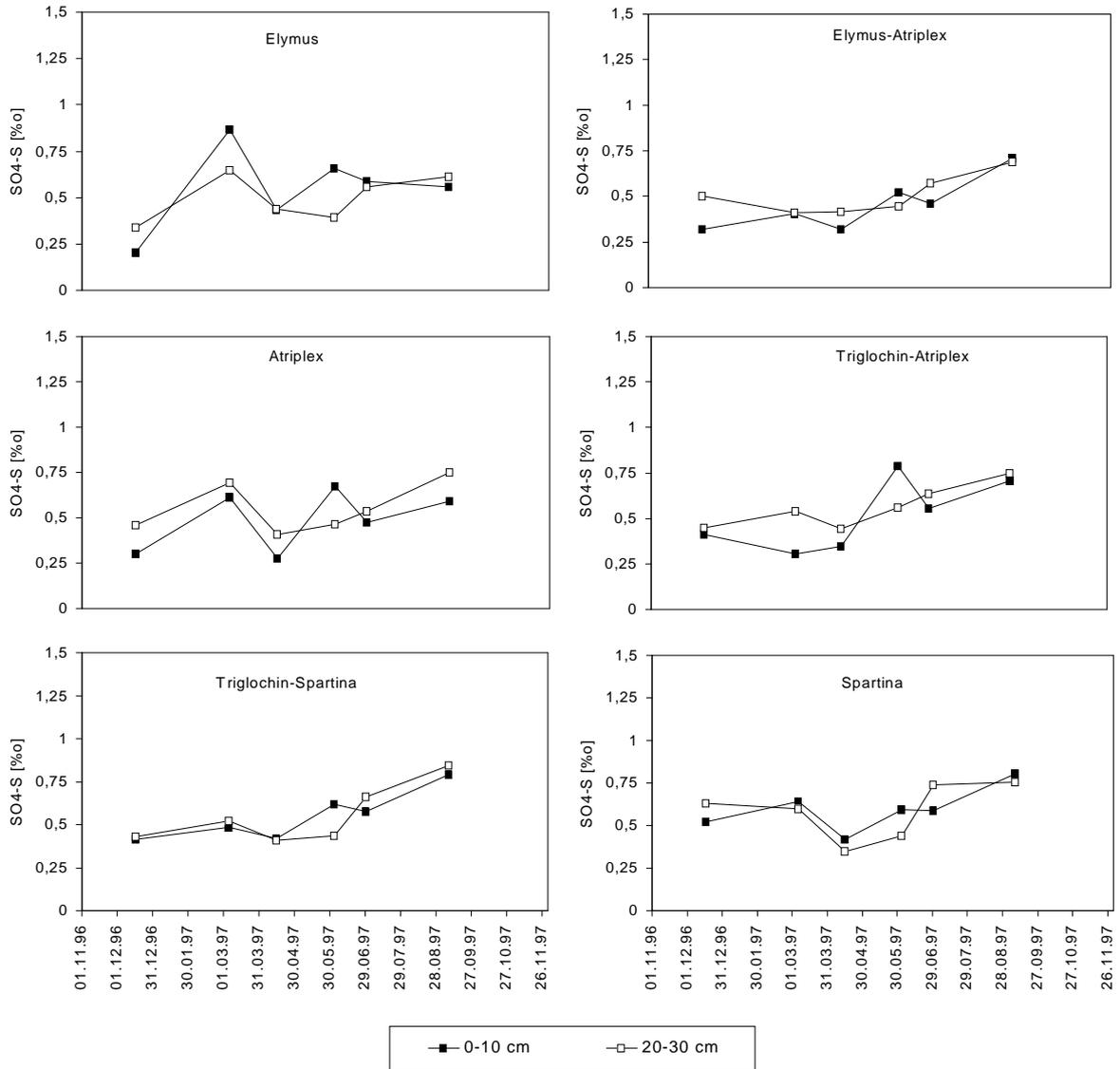


Abb. A20: Jahrgang der Sulfatkonzentrationen (Mittelwerte) in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe der verschiedenen Vegetationstypen an der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I in der Zeit von Dezember 1996 bis September 1997.

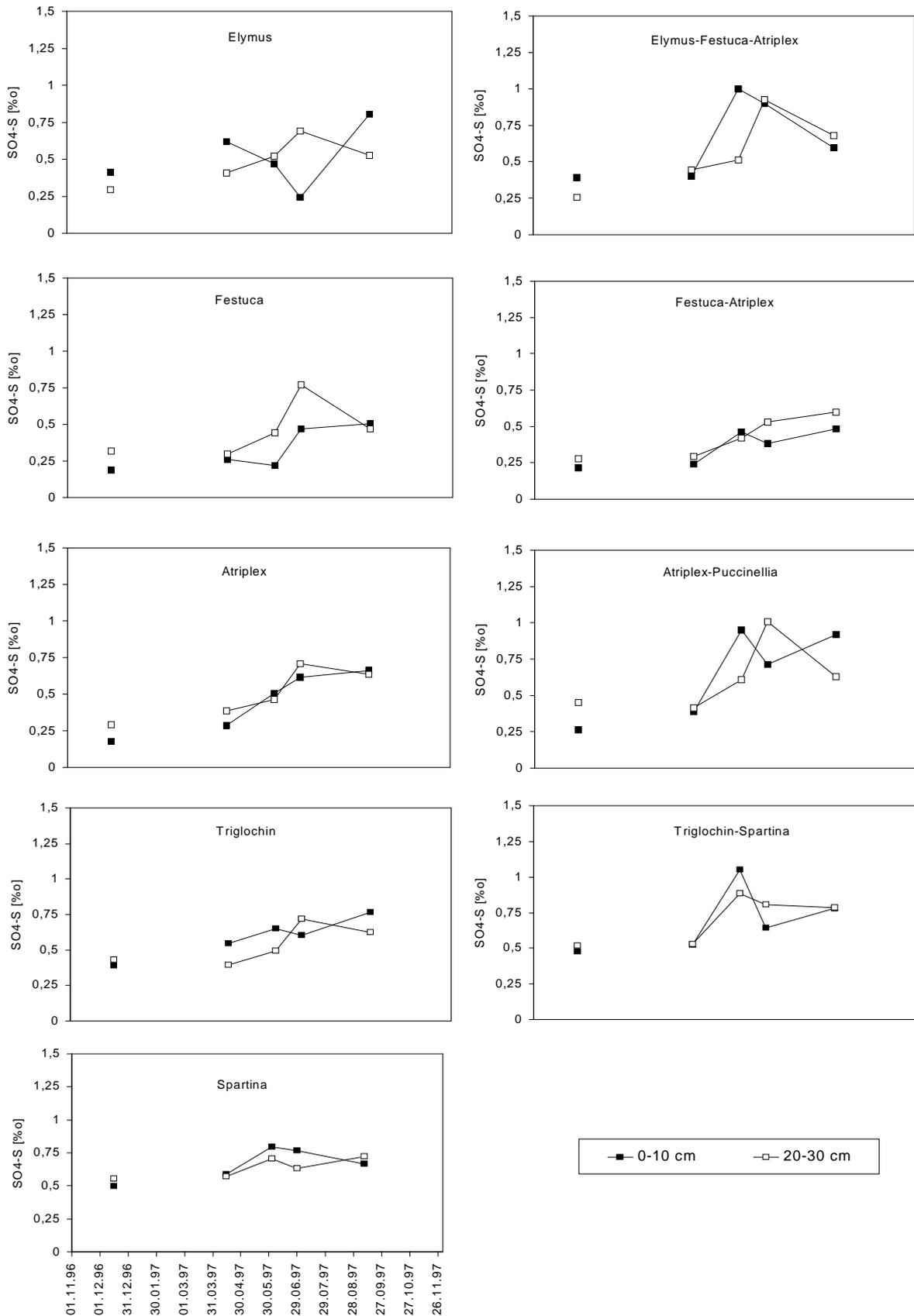
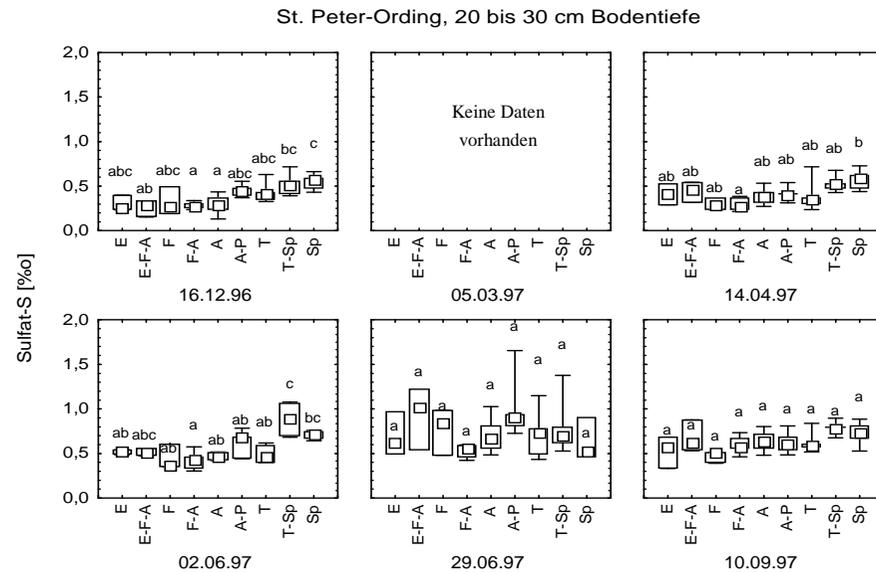
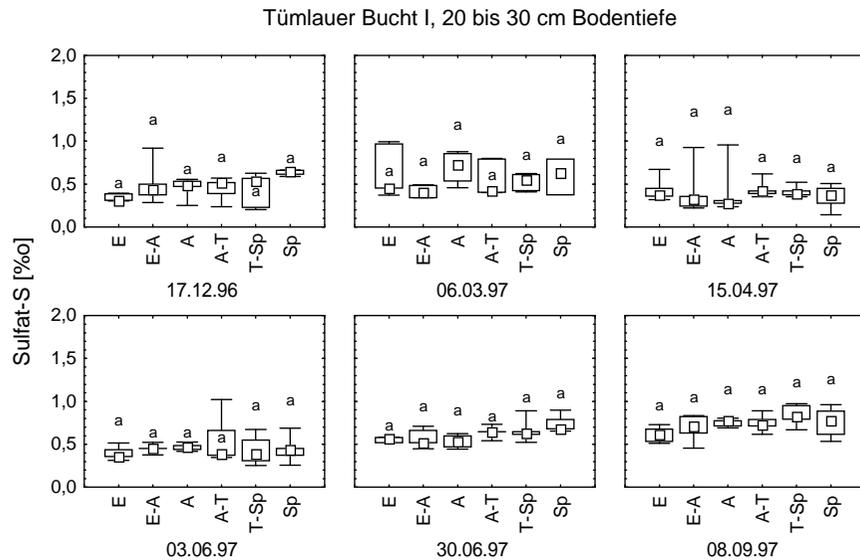
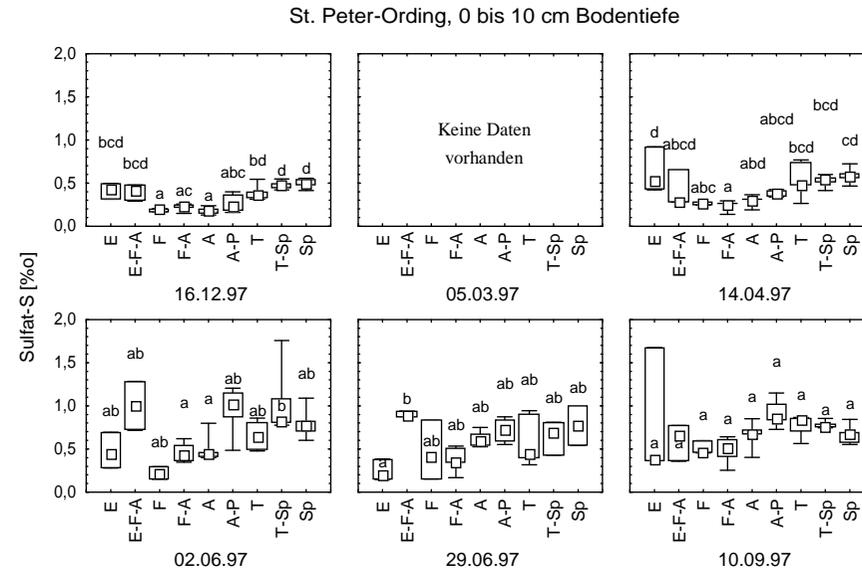
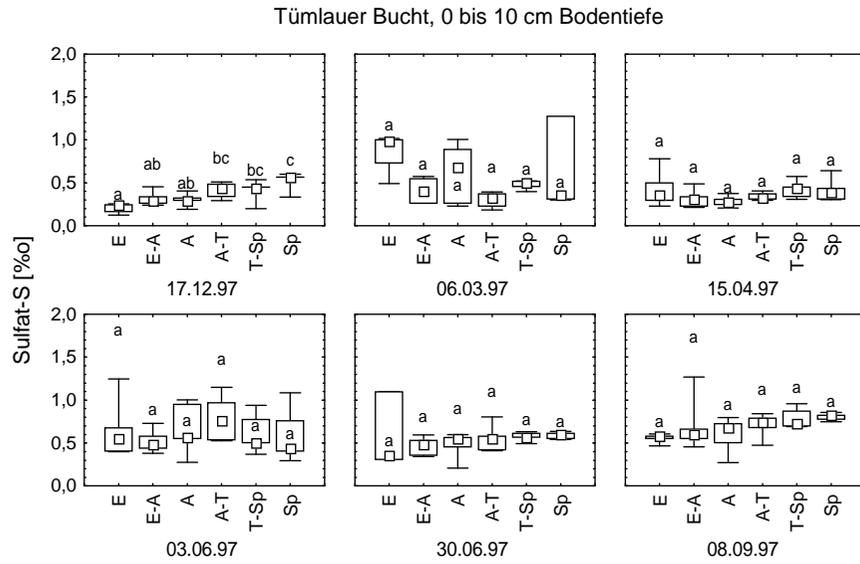


Abb. A21: Jahresgang der Sulfatkonzentrationen (Mittelwerte) in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe der verschiedenen Vegetationstypen an der Untersuchungsfläche St. Peter-Ording in der Zeit von Dezember 1996 bis September 1997.



 Min-Max  
 25%-75%  
 Median

Abb. A22: Mediane, Quartile und Amplituden der Sulfatkonzentrationen (n=3 bzw. n=5) der verschiedenen Vegetationstypen zu den Zeitpunkten der jeweiligen Probenahme sowie signifikante Unterschiede der Sulfatkonzentrationen zwischen den Vegetationstypen an jeweils einem Probenahmetermin in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I und in St. Peter-Ording. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede (Tukey-Test,  $p < 0,05$ ). Die Buchstaben beziehen sich jeweils auf einen Termin einer Untersuchungsfläche. Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind der Tab. 2 zu entnehmen (s. 3.1).



Tab. A1: Vegetationsaufnahmen 1996 und 1997 der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I.

**Tümlauer Bucht I**

Größe der Probestellen 1 bis 7 und 20 bis 27: 1m x 1m; andere Probestellen 0,5m x 2m, Gw: Probestelle für Grundwasserwassermessbrunnen

| Vegetationstyp           | Elymus-Dominanztyp |      |      |      |      |      |      |      | Übergangstyp Elymus-Atriplex |      |      |      |      |      | Atriplex-Dominanztyp |      |      |      |      |      | Übergangstyp Atriplex-Triglochin |      |      |      |      |      | Übergangstyp Triglochin-Spartina |      |      |      |      |      | Spartina-Dominanztyp |      |      |      |      |      |    |    |
|--------------------------|--------------------|------|------|------|------|------|------|------|------------------------------|------|------|------|------|------|----------------------|------|------|------|------|------|----------------------------------|------|------|------|------|------|----------------------------------|------|------|------|------|------|----------------------|------|------|------|------|------|----|----|
|                          | 1996               | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996                         | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996                 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996                             | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996                             | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996                 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 |    |    |
| 02./03.10.1996           | 1                  | 2    | 3    | 4    | 5    | 6    | 7    | Gw   | Gw                           | 9    | 10   | 11   | 12   | 13   | Gw                   | 15   | 16   | 17   | 18   | 19   | 27                               | 28   | 29   | 30   | 31   | Gw   | Gw                               | 34   | 35   | 36   | 37   | 38   | 20                   | 21   | 22   | Gw   | 24   | 25   | 26 |    |
| Probestelle              | 100                | 98   | 98   | 99   | 100  | 98   | 100  | 100  | 100                          | 98   | 98   | 96   | 98   | 98   | 99                   | 96   | 99   | 98   | 96   | 97   | 97                               | 90   | 89   | 93   | 92   | 96   | 96                               | 92   | 96   | 82   | 94   | 96   | 90                   | 80   | 96   | 80   | 76   | 96   | 89 |    |
| Gesamtdeckung [%]        | 15                 | 20   | 25   | 35   | 30   | 35   | 30   | 30   | 25                           | 30   | 15   | 20   | 18   | 35   | 5                    | 1    | 1    | 2    | 4    | 3    | 15                               | 25   | 18   | 12   | 15   | 10   | 70                               | 45   | 80   | 40   | 60   | 70   | 40                   | 50   | 60   | 18   | 60   | 85   | 80 |    |
| Streu [%]                | 60                 | 55   | 60   | 35   | 40   | 38   | 75   | 30   | 10                           | 3    | <1   | 9    | <1   | <1   | 2                    | <1   | 4    | <1   | <1   | 7    | <1                               | <1   | <1   | <1   | <1   |      |                                  |      |      |      | 10   |      |                      | <1   |      |      | 6    |      |    |    |
| Treibsel [%]             | 3                  | 5    | 1    | 2    | 3    | 3    | 1    | 1    | 5                            | 3    | 3    | 3    | 3    | 4    | 10                   | 6    | 3    | 8    | 7    | 8    | 9                                | 8    | 8    | 9    | 9    | 9    | 9                                | 8    | 8    | 9    | 7    | 5    | 1                    | 2    | 1    | 3    | 5    | 2    | 2  |    |
| Artenzahl                | 10                 | 9    | 10   | 10   | 12   | 11   | 9    |      | 23                           | 19   | 25   | 24   | 20   | 19   | 25                   | 25   | 31   | 27   | 27   | 29   | 9                                | 10   | 8    | 10   | 14   | 13   | 10                               | 22   | 22   | 17   | 8    | 20   | 30                   | 25   | 25   | 27   | 24   | 18   | 19 |    |
| Vegetationshöhe [cm]     |                    |      |      |      |      |      |      |      |                              |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |    |
| Elymus athericus         | 10                 | 9    | 9    | 10   | 10   | 9    | 9    | 9    | 5                            | 6    | 6    | 5    | 6    | 6    | m2                   | a1   | p1   | a1   | m4   | a1   |                                  |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |    |
| Festuca rubra agg.       | a1                 |      |      |      | p1   | m1   |      |      | m4                           | m4   | m4   | m4   |      | m4   | m1                   |      |      |      | m2   |      |                                  |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |    |
| Artemisia maritima       | p1                 | r1   |      |      |      |      |      |      | r1                           |      |      |      |      | p1   |                      |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |    |
| Cochlearia spec.         |                    |      |      |      |      |      |      |      |                              |      |      |      |      |      | r1                   |      |      |      | r1   | p1   | r1                               | p1   | p1   | p1   | a1   | a1   | r1                               |      | r1   | r1   |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |    |
| Atriplex portulacoides   | p1                 |      |      | r1   |      |      |      |      | 6                            | 5    | 6    | 6    | 7    | 6    | 10                   | 10   | 10   | 10   | 9    | 10   | 3                                | 5    | 5    | 3    | 3    | 5    | p1                               | 1    | 1    | p1   | 2    | 2    |                      |      |      |      |      |      | p1 |    |
| Limonium vulgare         |                    |      |      |      |      |      |      |      | r1                           |      |      |      | r1   |      | r1                   |      |      |      | r1   | r1   | r1                               | 1-   |      | 1    | p4   | 1    | p2                               | r1   |      | r1   |      | r2   |                      |      |      |      |      |      |    |    |
| Triglochin maritimum     |                    |      |      |      |      |      |      |      |                              |      |      |      |      |      | p1                   | a4   |      | a2   | m1   | a1   | 4                                | 3    | 4    | 5    | 5    | 4    | 4                                | 3    | 2    | 2    | 2    | 2    |                      |      |      |      |      |      |    |    |
| Suaeda maritima          | r1                 |      |      |      |      |      |      |      | p1                           | r1   |      | r1   | p1   | r1   | 1+                   | 1+   | 1    | 1-   | a4   | a2   | 1                                | a4   | 2    | 1    | 1    | p4   |                                  |      |      |      |      |      | p4                   | r1   |      |      | p4   | p4   |    | r1 |
| Aster tripolium          | r1                 |      |      | r1   | r1   |      |      |      |                              |      |      |      |      |      | r1                   |      |      | r1   | r1   | r1   | r1                               | 1+   | r1   | r1   | r1   | r1   | r1                               | r1   | r1   | r2   | r1   |      |                      |      |      |      | r1   | r1   |    |    |
| Puccinellia maritima     |                    |      |      |      |      |      |      |      |                              |      |      |      |      |      | a1                   |      |      | p1   |      | m1   | m2                               | m2   | m1   | a1   | m1   | m1   | m4                               | m2   | m1   | 1    | m2   |      |                      |      |      |      |      |      | m1 | p1 |
| Spartina anglica         |                    |      |      |      |      |      |      |      | r1                           | r1   | r1   | r1   | r1   | r1   | r1                   | r1   | r1   | r1   | r1   | r1   | p1                               | p2   | a4   | p1   | p1   | p1   | 2                                | 1    | 2    | 2    | 2    | 1    | 8                    | 7    | 7    | 8    | 7    | 7    | 8  |    |
| Salicornia europaea agg. |                    |      |      |      |      |      |      |      | r1                           | a1   |      | r1   |      | r1   | r1                   | a1   |      | r1   | r1   | r1   | p1                               | p1   | p1   | p1   | p1   | a1   | p1                               | r1   | p1   | a4   | r1   |      |                      |      |      |      |      |      |    |    |

| Vegetationstyp           | Elymus-Dominanztyp |      |      |      |      |      |      |      | Übergangstyp Elymus-Atriplex |      |      |      |      |      | Atriplex-Dominanztyp |      |      |      |      |      | Übergangstyp Atriplex-Triglochin |      |      |      |      |      | Übergangstyp Triglochin-Spartina |      |      |      |      |      | Spartina-Dominanztyp |      |      |      |      |      |    |      |
|--------------------------|--------------------|------|------|------|------|------|------|------|------------------------------|------|------|------|------|------|----------------------|------|------|------|------|------|----------------------------------|------|------|------|------|------|----------------------------------|------|------|------|------|------|----------------------|------|------|------|------|------|----|------|
|                          | 1997               | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997                         | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997                 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997                             | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997                             | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997                 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 |    |      |
| 19.08.1997               | 1                  | 2    | 3    | 4    | 5    | 6    | 7    | Gw   | Gw                           | 9    | 10   | 11   | 12   | 13   | Gw                   | 15   | 16   | 17   | 18   | 19   | 27                               | 28   | 29   | 30   | 31   | Gw   | Gw                               | 34   | 35   | 36   | 37   | 38   | 20                   | 21   | 22   | Gw   | 24   | 25   | 26 | 27 a |
| Probestelle              | 85                 | 96   | 97   | 100  | 99   | 99   | 98   | 90   | 98                           | 100  | 99   | 100  | 99   | 99   | 98                   | 100  | 98   | 97   | 99   | 98   | 97                               | 98   | 96   | 95   | 98   | 94   | 70                               | 75   | 70   | 85   | 65   | 55   | 70                   | 60   | 60   | 45   | 40   | 63   | 40 | 92   |
| Gesamtdeckung [%]        | 30                 | 15   | 30   | 70   | 60   | 55   | 50   | 25   | 6                            | 8    | 10   | 20   | 30   | 10   |                      | 2    | 2    | 1    | 5    |      | 1                                | 2    | 1    | 3    | 2    | 1    | 3                                | 5    | 2    | 1    | 3    | <1   | 25                   | 25   | 35   | 8    | 10   | 10   | 10 | 10   |
| Streu [%]                | 7                  |      |      | 2    |      | <1   | <1   |      | 4                            |      |      | <1   |      | 1    | 1                    |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      | <1   | 1                                |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |      |
| Treibsel [%]             | 4                  | 5    | 3    | 3    | 1    | 4    | 3    | 10   | 9                            | 3    | 4    | 4    | 6    | 6    | 8                    | 5    | 2    | 6    | 7    | 6    | 9                                | 9    | 9    | 9    | 9    | 7    | 9                                | 9    | 10   | 8    | 9    | 9    | 4                    | 4    | 6    | 4    | 7    | 4    | 5  | 4    |
| Artenzahl                | 12                 | 23   | 28   | 23   | 21   | 31   | 34   | 31   | 17                           | 17   | 20   | 12   | 16   |      | 29                   | 35   | 27   | 31   | 30   | 17   | 18                               | 18   | 20   | 16   |      | 15   | 15                               | 16   | 18   | 16   | 41   | 40   | 16                   | 25   |      | 23   |      |      |    |      |
| Vegetationshöhe [cm]     |                    |      |      |      |      |      |      |      |                              |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |      |
| Elymus athericus         | 7                  | 9    | 9    | 9    | 9    | 9    | 9    | 8    | 3                            | 5    | 7    | 5    | 6    | 5    | a1                   | a1   | a2   | 1    | 1    | a2   |                                  |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |      |
| Festuca rubra agg.       | m1                 |      |      |      |      | m2   |      | m2   | m4                           | m4   | m4   | m4   | m1   | m1   | m1                   | p1   |      | p1   | m2   | m2   |                                  |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |      |
| Artemisia maritima       | p1                 | 1-   |      |      |      |      | r1   | r1   |                              |      |      | p2   |      | 1-   |                      |      |      |      |      | p1   |                                  |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |      |
| Juncus gerardii          |                    |      |      |      |      |      |      |      |                              |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |      |
| Cochlearia spec.         | r1                 | p1   |      |      |      | r1   |      | p2   | p2                           |      |      |      | r1   | r1   |                      |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      | r1   | r1                               | r1   |      | r1   | r1   |      |                      |      |      |      |      |      |    |      |
| Spergularia media        |                    |      |      |      |      |      |      |      | p1                           |      |      |      |      |      | r1                   |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      | r1                               | r1   | p1   |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |      |
| Glaux maritima           |                    |      |      |      |      |      |      |      |                              |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |      |
| Atriplex littoralis      |                    |      |      | r1   |      |      |      | p2   | r1                           |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |      |
| Atriplex portulacoides   | r1                 | r1   |      |      |      |      |      | p1   | r1                           | 6    | 8    | 5    | 7    | 7    | 6                    | 9    | 10   | 10   | 10   | 9    | 10                               | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 3                                | a1   | 1+   | 1    | p1   | 1    | 1                    |      |      |      |      |      |    | p1   |
| Limonium vulgare         | p1                 |      |      | p1   |      |      |      | p1   | r1                           |      |      |      | r2   |      |                      |      |      |      |      | r2   | r1                               | 1    | r1   | 1    | 1+   | 2    | p4                               | p1   | r1   | p1   | p1   | p4   |                      |      | r1   |      |      |      |    |      |
| Triglochin maritimum     |                    |      |      |      |      |      |      |      |                              |      |      |      |      |      |                      | p1   |      | p1   | m2   | p1   | 5                                | 5    | 6    | 6    | 4    | 3    | 3                                | 4    | 3    | 6    | 4    | 3    |                      |      |      |      |      |      |    |      |
| Suaeda maritima          |                    |      |      |      |      |      |      | a2   | 2                            |      | r1   |      | r1   | r1   | 1                    | r1   |      | p2   | 1    | p1   | 5                                | 4    | 2    | 3    | 1+   | 2    | 3                                | 2    | 2    | 2    | 4    | 2    | r1                   | p1   | 4    | a4   | 1    | 1    | a4 | 3    |
| Aster tripolium          |                    |      |      |      | r1   |      | r1   | r1   | r1                           |      |      | r1   | r1   |      |                      |      |      |      |      |      | r1                               | p1   | r1   | r1   | r1   |      | r1                               |      | p2   | r1   | p2   | r1   |                      |      | p4   | r1   |      | r1   |    |      |
| Puccinellia maritima     |                    |      |      |      |      |      |      |      |                              |      |      |      |      |      |                      |      |      |      | r1   |      | a1                               | m1   | a1   | p1   | m1   | m1   | 1+                               | m4   | m4   | m4   | m4   | m2   | p1                   | m1   | a1   | m2   | m4   | m4   | m4 | m4   |
| Spartina anglica         |                    |      |      |      |      |      |      |      |                              |      |      |      |      |      | r1                   |      |      |      |      |      | r1                               | p1   | p2   | p1   | r1   |      | r1                               | 1-   | p4   | 1-   | p2   | p4   | 7                    | 3    | 1+   | 4    | 3    | 3    | 1  | 7    |
| Salicornia europaea agg. |                    |      | r1   |      |      |      |      | a1   | p1                           |      |      |      |      |      | p1                   |      |      | r1   |      |      | m4                               | a1   | a1   | m2   | p1   | p4   | 1                                | a4   | 2    | 1+   | 1    | 1    | r1                   | p1   | 1    | a4   | 1-   | 1-   | 2  | 1-   |

Tab. A2: Vegetationsaufnahmen 1996 und 1997 der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht II.

**Tümlauer Bucht II**

Größe der Probestellen 1, 2, 3 bis 7, 9 bis 13: 1m x 1m; andere Probestellen 0,5m x 2m; Gw: Probestelle für Grundwasserwassermessbrunnen

| Vegetationstyp           | Elymus-Dominanztyp |      |      |      |      |      | Atriplex-Dominanztyp |      |      |      |      |      | Triglochin-Dominanztyp |      |      |      |      |      | Spartina-Dominanztyp |      |      |      |      |      |
|--------------------------|--------------------|------|------|------|------|------|----------------------|------|------|------|------|------|------------------------|------|------|------|------|------|----------------------|------|------|------|------|------|
|                          | 1996               | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996                 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996                   | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996                 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 |
| 02./03.10.1996           | Gw                 | 2    | 20   | 21   | 23   | 24   | 14                   | 15   | 16   | 17   | Gw   | 19   | 3                      | 4    | 5    | 6    | Gw   | 7a   | 8                    | 9    | Gw   | 11   | 12   | 13   |
| Probestelle              | 100                | 96   | 100  | 99   | 99   | 100  | 92                   | 98   | 97   | 89   | 90   | 96   | 84                     | 80   | 90   | 82   | 92   | 93   | 74                   | 80   | 85   | 90   | 70   | 75   |
| Gesamtdeckung [%]        | 35                 | 30   | 30   | 25   | 30   | 35   | 5                    | 5    | 8    | 20   | 8    | 5    | 4                      | 8    | 4    | 3    | 2    | 10   | 8                    | 4    | 20   | 10   | 10   | 5    |
| Streu [%]                |                    |      | 2    | 10   | <1   | 10   |                      |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Treibsel [%]             | 6                  | 2    | 3    | 3    | 3    | 3    | 5                    | 3    | 5    | 7    | 7    | 6    | 9                      | 7    | 6    | 6    | 8    | 8    | 2                    | 2    | 5    | 2    | 5    | 3    |
| Artenzahl                | 33                 | 23   | 25   | 28   | 26   | 27   | 23                   | 22   | 23   | 24   | 30   | 27   | 8                      | 7    | 8    | 9    | 9    | 8    | 40                   | 45   | 18   | 55   | 25   | 43   |
| Vegetationshöhe [cm]     |                    |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Elymus athericus         | 9                  | 8    | 10   | 9    | 9    | 10   | a1                   | a1   | m2   | 1    | m2   | a1   |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Festuca rubra agg.       | m1                 |      | m1   | m1   |      | m4   |                      |      |      |      | m2   |      |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Artemisia maritima       | r1                 |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Juncus gerardii          |                    |      |      |      |      |      |                      |      |      | p1   |      |      |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Cochlearia spec.         | r1                 |      |      |      |      |      | r1                   |      | r1   | p1   | a1   | r1   | a1                     | m2   | a1   | a1   | a2   | m2   |                      |      |      |      |      |      |
| Spergularia media        |                    |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Glaux maritima           |                    |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      | r1   |                      |      |      |      |      |      |
| Atriplex littoralis      |                    |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Atriplex portulacoides   | 1-                 | a4   | a4   | 1    | a4   | 1    | 9                    | 10   | 10   | 9    | 7    | 8    | a4                     | a4   | 1    | a4   | a2   | 1    |                      |      |      |      | r1   | p1   |
| Limonium vulgare         |                    |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      | r1                     |      |      |      | r1   | r1   |                      |      |      |      |      |      |
| Triglochin maritimum     |                    |      |      |      |      |      | m4                   | p1   | a1   | p1   | 1    | 1    | 8                      | 8    | 8    | 7    | 9    | 7    |                      |      |      |      | a1   |      |
| Suaeda maritima          | r1                 |      |      |      |      |      | r1                   |      |      | r1   | p1   | r1   | p1                     | r1   |      | r1   | r1   | r1   |                      |      | r1   |      |      |      |
| Aster tripolium          |                    |      |      | r1   |      |      |                      |      |      |      | r1   | r1   | r1                     | p1   | r1   |      | p1   | r1   |                      |      | p1   |      | r1   |      |
| Puccinellia maritima     |                    |      |      |      |      |      |                      |      | p1   |      |      |      | p1                     | a1   | m2   | m2   | m4   |      | m4                   | 1    | 1    | m1   | 1    | m4   |
| Spartina anglica         |                    |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      | r1                     |      |      |      |      |      | 7                    | 8    | 7    | 8    | 6    | 7    |
| Salicornia europaea agg. |                    |      |      |      |      |      |                      |      |      | r1   |      |      | a2                     | a2   | p1   | m4   | a1   | a2   |                      |      | r1   |      |      |      |

| Vegetationstyp           | Elymus-Dominanztyp |      |      |      |      |      | Atriplex-Dominanztyp |      |      |      |      |      | Triglochin-Dominanztyp |      |      |      |      |      | Spartina-Dominanztyp |      |      |      |      |      |
|--------------------------|--------------------|------|------|------|------|------|----------------------|------|------|------|------|------|------------------------|------|------|------|------|------|----------------------|------|------|------|------|------|
|                          | 1997               | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997                 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997                   | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997                 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 |
| 19.08.1997               | Gw                 | 2    | 20   | 21   | 23   | 24   | 14                   | 15   | 16   | 17   | Gw   | 19   | 3                      | 4    | 5    | 6    | Gw   | 7a   | 8                    | 9    | Gw   | 11   | 12   | 13   |
| Probestelle              | 95                 | 97   | 98   | 94   | 98   | 98   | 94                   | 99   | 98   | 98   | 75   | 99   | 97                     | 92   | 95   | 94   | 93   | 90   | 60                   | 40   | 70   | 75   | 55   | 28   |
| Gesamtdeckung [%]        | 15                 | 25   | 50   | 40   | 30   | 20   | 1                    | 3    | 7    | 20   | <1   | 1    | 1                      | <1   | 2    | <1   | <1   | 1    | 30                   | 30   | 5    | 30   | 20   | 10   |
| Streu [%]                |                    |      |      |      |      |      |                      | 1    |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Treibsel [%]             | 7                  | 4    | 5    | 4    | 4    | 4    | 6                    | 6    | 5    | 7    | 8    | 8    | 7                      | 7    | 8    | 8    | 7    | 9    | 2                    | 2    | 3    | 2    | 4    | 2    |
| Artenzahl                | 38                 | 38   | 36   | 36   | 40   | 29   | 28                   | 23   | 25   | 29   | 27   | 32   | 21                     | 19   | 24   | 23   | 7    | 20   | 39                   | 23   | 21   | 47   | 15   | 33   |
| Vegetationshöhe [cm]     |                    |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Elymus athericus         | 9                  | 9    | 9    | 9    | 9    | 9    | p1                   | a1   | m2   | 2    | m4   | m4   |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Festuca rubra agg.       | m2                 |      | m2   | m1   | r1   | m4   |                      |      |      |      | m2   |      |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Artemisia maritima       | p4                 | a4   | r2   |      | p1   | p2   | p1                   |      |      |      |      | r1   |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Juncus gerardii          |                    | a1   |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Cochlearia spec.         |                    |      |      | r1   |      |      |                      |      |      |      |      |      | m4                     | 1-   | a4   | m4   |      | a4   |                      |      |      |      |      |      |
| Spergularia media        |                    |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      | r1   |                      |      |      |      |      |      |
| Glaux maritima           |                    |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Atriplex littoralis      | 1-                 |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Atriplex portulacoides   | p4                 | 1-   | 2    | 1+   | 1+   | 1+   | 9                    | 10   | 9    | 9    | 6    | 8    | a4                     | a4   | 1-   | m4   | a2   | 1+   |                      |      |      |      |      |      |
| Limonium vulgare         |                    |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      | r2                     |      | r1   | r1   | p4   | p2   |                      |      |      |      |      |      |
| Triglochin maritimum     |                    |      |      |      |      |      | 1+                   | a4   | m4   | m1   | 1    | 2    | 9                      | 7    | 8    | 9    | 9    | 7    |                      |      |      |      | m4   |      |
| Suaeda maritima          | p4                 |      | p1   |      |      |      | p4                   | p2   | p1   | a4   | 1    | a4   | 1+                     | m2   | a2   | 1-   | a4   | a4   |                      |      |      |      |      |      |
| Aster tripolium          |                    |      |      |      |      |      |                      |      |      |      | r1   |      | r1                     | p4   | p2   | r1   | r1   | r1   |                      |      |      |      |      |      |
| Puccinellia maritima     |                    |      |      |      |      |      |                      | r1   | p1   |      | m1   | p1   |                        | r1   | m1   | m4   | m2   | p1   | m4                   | 2    | p4   |      | r1   |      |
| Spartina anglica         |                    |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |      | 5                    | 1+   | 1+   | 7    | 1+   | 1+   |
| Salicornia europaea agg. | r1                 |      |      |      |      |      | r1                   | p1   |      | p1   | a4   | p1   | 1-                     | 1-   | m4   | m4   | m4   | 1-   |                      |      |      |      |      |      |

Tab. A3: Vegetationsaufnahmen 1996 der Untersuchungsfläche St. Peter-Ording.

**St. Peter-Ording**

Größe der Probestellen 1m x1m; Gw: Probestelle für Grundwasserwassertermessbrunnen

| Vegetationstyp            | Elymus-Dominanztyp |      |      |      | Elymus-Festuca-Atriplex-Ü. |      |      |      | Festuca-Dominanztyp |      |      |      | Festuca-Atriplex-Übergangstyp |      |      |      |      |      | Atriplex-Dominanztyp |      |      |      |      |      |
|---------------------------|--------------------|------|------|------|----------------------------|------|------|------|---------------------|------|------|------|-------------------------------|------|------|------|------|------|----------------------|------|------|------|------|------|
|                           | 1996               | 1996 | 1996 | 1996 | 1996                       | 1996 | 1996 | 1996 | 1996                | 1996 | 1996 | 1996 | 1996                          | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996                 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 |
| 17.09.1996                | Gw                 | 2    | 3    | 4    | 5                          | 6    | 8    | Gw   | Gw                  | 12   | 13   | 14   | 9                             | Gw   | 19   | 21   | 23   | 25   | Gw                   | 16   | 18   | 20   | 22   | 24   |
| Probestelle               | 100                | 95   | 98   | 95   | 90                         | 90   | 96   | 97   | 94                  | 99   | 99   | 99   | 99                            | 99   | 97   | 99   | 98   | 99   | 99                   | 97   | 98   | 97   | 100  | 98   |
| Gesamtdeckung [%]         | <1                 | <1   | <1   | 10   | 12                         | 10   | 8    | 15   | 20                  | 35   | 30   | 20   | 12                            | 15   | 30   | 20   | 17   | 20   | 10                   | 8    | 30   | 25   | 18   | 15   |
| Streu [%]                 |                    |      |      |      | <1                         |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Treibsel [%]              | 3                  | 3    | 4    | 3    | 3                          | 3    | 3    | 5    | 2                   | 3    | 4    | 3    | 3                             | 5    | 4    | 4    | 6    | 5    | 5                    | 5    | 4    | 4    | 4    | 4    |
| Artenzahl                 |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Elymus athericus          | 10                 | 8    | 7    | 6    | 6                          | 3    | 7    | 3    |                     |      | r1   |      | 1                             | r1   |      |      | r1   |      |                      | r1   |      |      |      |      |
| Festuca rubra agg.        | m4                 | 1    | 1    | 2    | 3                          | 5    | m4   | 4    | 9                   | 9    | 10   | 10   | 5                             | 5    | 5    | 4    | 4    | 5    | 1                    | m4   | m2   | a1   | m2   | a1   |
| Agrostis stolonifera agg. |                    |      |      |      |                            |      |      | a1   |                     |      |      |      |                               | a2   |      |      | p1   |      |                      |      |      |      |      |      |
| Artemisia maritima        |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Cochlearia spec.          |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      | r1   |      | r1                   |      |      |      |      |      |
| Spergularia media         |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Glaux maritima            |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Atriplex littoralis       |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Atriplex portulacoides    | 2                  | 1    | 2    | 1    | 1                          | a4   | 3    | 4    | a4                  | 1    | 1    | 1    | 4                             | 4    | 5    | 6    | 5    | 4    | 9                    | 9    | 10   | 10   | 9    | 9    |
| Plantago maritima agg.    |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |      | r1                   |      |      |      |      |      |
| Limonium vulgare          |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Triglochin maritimum      |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Suaeda maritima           |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Aster tripolium           |                    |      | r1   |      |                            |      | r1   |      | r4                  | r1   | p1   |      | r1                            | r1   | p2   | p2   | p4   |      | r1                   | r1   | p1   | r2   | r2   |      |
| Puccinellia maritima      |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      | 1    | m4   | 1-   | 1    | m2                   | m1   | m2   | 1-   | 1-   | 1+   |
| Spartina anglica          |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |
| Salicornia europaea agg.  |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |

| Vegetationstyp            | Atriplex-Puccinellia-Übergangstyp |      |      |      |      |      | Triglochin-Dominanztyp |      |      |      |      | Triglochin-Spartina-Übergangstyp |      |      |      |      | Spartina-Dominanztyp |      |      |      |      |      |      |    |    |
|---------------------------|-----------------------------------|------|------|------|------|------|------------------------|------|------|------|------|----------------------------------|------|------|------|------|----------------------|------|------|------|------|------|------|----|----|
|                           | 1996                              | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996                   | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996                             | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996                 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 |    |    |
| 17.09.1996                | Gw                                | 27   | 28   | 30   | 31   | 32   | Gw                     | 34   | 35   | 37   | 38   | 39                               | Gw   | 47   | 48   | 49   | 50                   | 51   | Gw   | 40   | 41   | Gw   | 44   | 45 | 46 |
| Probestelle               | 97                                | 99   | 98   | 98   | 98   | 99   | 93                     | 92   | 93   | 94   | 91   | 95                               | 94   | 96   | 95   | 94   | 93                   | 95   | 90   | 90   | 91   | 90   | 88   | 93 |    |
| Gesamtdeckung [%]         | 20                                | 8    | 5    | 15   | 10   | 10   | 25                     | 18   | 15   | 7    | 5    | 4                                | 5    | 6    | 10   | 8    | 6                    | 5    | 12   | 9    | 37   | 28   | 10   | 18 |    |
| Streu [%]                 |                                   |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |    |
| Treibsel [%]              | 4                                 | 8    | 7    | 4    | 7    | 3    | 5                      | 7    | 7    | 8    | 9    | 8                                | 7    | 6    | 7    | 7    | 8                    | 7    | 4    | 5    | 6    | 5    | 5    | 6  |    |
| Artenzahl                 |                                   |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |    |
| Elymus athericus          |                                   |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |    |
| Festuca rubra agg.        | m2                                | a1   |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |    |
| Agrostis stolonifera agg. |                                   |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |    |
| Artemisia maritima        | r1                                |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |    |
| Cochlearia spec.          |                                   | r1   | p2   |      |      |      |                        |      | a2   |      | r1   |                                  |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |    |
| Spergularia media         |                                   |      |      |      |      |      |                        |      |      |      | p1   |                                  |      |      |      |      | p1                   |      |      |      |      |      |      |    |    |
| Glaux maritima            |                                   |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |    |
| Atriplex littoralis       |                                   |      |      |      |      |      |                        |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |    |
| Atriplex portulacoides    | 4                                 | 4    | 5    | 4    | 5    | 4    | a2                     | 1-   | a4   | a2   | a2   | a4                               | 2    | 2    | 1    | 3    | 1                    | 2    |      | a4   | 1-   | p2   | p4   | a4 |    |
| Plantago maritima agg.    |                                   | 1    | r1   |      |      |      | r1                     |      | r2   | r1   |      |                                  |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |    |
| Limonium vulgare          |                                   | p4   | r2   |      | r1   |      |                        | r2   | r1   | p2   | r2   | r1                               |      |      |      | p4   |                      | p4   |      |      |      |      |      |    |    |
| Triglochin maritimum      |                                   | 1    | a4   | a4   | p2   | p1   | 7                      | 8    | 9    | 9    | 9    | 8                                |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |    |
| Suaeda maritima           |                                   |      |      |      |      |      |                        | p1   |      |      | r1   | p1                               |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |    |
| Aster tripolium           |                                   | r1   | r1   | p1   | p2   |      | 1-                     | 1-   | p2   | p4   | 1-   | 1+                               |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |    |
| Puccinellia maritima      | 7                                 | 6    | 6    | 6    | 6    | 6    | 2                      | 1    | 1-   | 1-   | m4   | 1-                               |      |      |      |      |                      |      | m2   | m4   | m4   | m4   | m4   | m2 |    |
| Spartina anglica          |                                   |      |      |      | r2   |      |                        |      |      |      | r1   |                                  |      |      |      |      |                      |      | 9    | 8    | 7    | 8    | 8    | 8  |    |
| Salicornia europaea agg.  |                                   |      |      |      | r1   |      |                        |      |      | a1   | 1    | p1                               |      |      |      | p1   | p1                   | r1   |      |      |      |      |      | p1 |    |

Tab. A4: Vegetationsaufnahmen 1997 der Untersuchungsfläche St. Peter-Ording.

**St. Peter-Ording**

Größe der Probestellen 1m x1m; Gw: Probestelle für Grundwasserwassermessbrunnen

| Vegetationstyp            | Elymus-Dominanztyp |      |      |      | Elymus-Festuca-Atriplex-Ü. |      |      |      | Festuca-Dominanztyp |      |      |      | Festuca-Atriplex-Übergangstyp |      |      |      |      | Atriplex-Dominanztyp |      |      |      |      |      |      |    |
|---------------------------|--------------------|------|------|------|----------------------------|------|------|------|---------------------|------|------|------|-------------------------------|------|------|------|------|----------------------|------|------|------|------|------|------|----|
|                           | 1997               | 1997 | 1997 | 1997 | 1997                       | 1997 | 1997 | 1997 | 1997                | 1997 | 1997 | 1997 | 1997                          | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997                 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 |    |
| 20.08.1997                | Gw                 | 2    | 3    | 4    | 5                          | 6    | 8    | Gw   | Gw                  | 12   | 13   | 14   | 9                             | Gw   | 19   | 21   | 23   | 25                   | Gw   | 16   | 18   | 20   | 22   | 24   |    |
| Probestelle               |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |
| Gesamtdeckung [%]         | 85                 | 97   | 99   | 75   | 90                         | 87   | 100  | 90   | 50                  | 98   | 96   | 99   | 96                            | 92   | 100  | 99   | 100  | 99                   | 98   | 97   | 95   | 98   | 98   | 98   |    |
| Streu [%]                 | 60                 | 30   | 10   | 10   | 5                          | 5    | 60   | 5    | <1                  | 40   | 70   | 65   | 5                             | 20   | 10   | 30   | 30   | 25                   | 15   | 20   | 10   | 7    | 5    | 20   |    |
| Treibsel [%]              | 12                 | 40   | 10   | 8    |                            |      | 15   | <1   | <1                  |      |      |      | 2                             |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |
| Artenzahl                 | 3                  | 4    | 3    | 3    | 4                          | 3    | 4    | 7    | 4                   | 3    | 4    | 4    | 4                             | 8    | 5    | 5    | 5    | 6                    | 5    | 5    | 4    | 6    | 7    | 5    |    |
| Vegetationshöhe [cm]      | 20                 | 31   | 32   | 31   | 33                         | 22   | 14   | 43   | 5                   | 8    | 8    | 22   | 27                            | 11   | 26   | 16   | 18   | 15                   | 41   | 21   | 25   | 26   | 28   | 23   |    |
| Elymus athericus          | 7                  | 8    | 9    | 7    | 7                          | 4    | 9    | 6    | p2                  |      |      | r1   | 3                             | p1   | r1   | p1   | r1   | m4                   | p1   |      |      | r1   |      |      |    |
| Festuca rubra agg.        | m4                 | m4   | 1    | 1    | 4                          | 5    | 1    | 3    | 5                   | 10   | 10   | 9    | 4                             | 8    | 6    | 6    | 7    | 2                    | 2    | 1    | m2   | 1    | 1-   |      |    |
| Agrostis stolonifera agg. |                    |      |      |      |                            |      |      | p1   |                     |      |      |      | 1                             |      |      | a1   |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |
| Artemisia maritima        |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |
| Cochlearia spec.          |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      | r1   | a2                   |      |      | p1   | r1   | r1   |      |    |
| Spergularia media         |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |
| Glaux maritima            |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |
| Atriplex littoralis       |                    | r1   |      |      | r1                         |      |      |      | r1                  |      |      |      |                               |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |
| Atriplex portulacoides    | 1+                 | 1    | 2    | 1    | 2                          | a2   | 6    | 5    | a4                  | 1    | m4   | 1    | 5                             | 3    | 6    | 6    | 5    | 5                    | 8    | 9    | 9    | 10   | 9    | 9    |    |
| Plantago maritima agg.    |                    |      |      |      |                            |      |      | r1   |                     |      |      |      |                               |      |      |      | p1   |                      |      |      |      |      |      |      |    |
| Limonium vulgare          |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |                      |      |      | r1   | r1   |      |      |    |
| Triglochin maritimum      |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |
| Suaeda maritima           |                    |      |      |      |                            | r1   | p1   |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      | p1   |                      |      |      |      |      |      |      |    |
| Aster tripolium           |                    |      |      |      |                            |      |      | p2   |                     |      | p4   | p1   |                               |      |      |      | p1   |                      |      | r2   | r1   | p4   | r4   | p4   |    |
| Puccinellia maritima      |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     | p1   | p1   |      |                               |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |
| Spartina anglica          |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               | p1   | p1   |      | m1   | m2                   | m2   | a1   | a1   | p1   | m2   | m1   | 1- |
| Salicornia europaea agg.  |                    |      |      |      |                            |      |      |      |                     |      |      |      |                               |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |      |    |

| Vegetationstyp            | Atriplex-Puccinellia-Übergangstyp |      |      |      |       |      | Triglochin-Dominanztyp |      |      |      |      |      | Triglochin-Spartina-Übergangstyp |      |      |      |      |      | Spartina-Dominanztyp |      |      |      |      |      |    |
|---------------------------|-----------------------------------|------|------|------|-------|------|------------------------|------|------|------|------|------|----------------------------------|------|------|------|------|------|----------------------|------|------|------|------|------|----|
|                           | 1997                              | 1997 | 1997 | 1997 | 1997  | 1997 | 1997                   | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997                             | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997                 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 | 1997 |    |
| 20.08.1997                | Gw                                | 27   | 28   | 30   | 31    | 32   | Gw                     | 34   | 35   | 37   | 38   | 39   | Gw                               | 47   | 48   | 49   | 50   | 51   | Gw                   | 40   | 41   | Gw   | 44   | 45   | 46 |
| Probestelle               |                                   |      |      |      |       |      |                        |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |
| Gesamtdeckung [%]         | 93                                | 97   | 99   | 100  | 100   | 100  | 99                     | 99   | 98   | 99   | 95   | 97   | 92                               | 98   | 96   | 99   | 99   | 99   | 97                   | 90   | 60   | 90   | 98   | 97   |    |
| Streu [%]                 | 60                                | 50   | 40   | 30   | 15    | 50   | 2                      | 10   | 60   | 15   | 3    | 1    | 8                                | 4    | 3    | 5    | 3    | 45   | 25                   | 20   | 15   | 20   | 15   |      |    |
| Treibsel [%]              |                                   |      |      |      |       |      |                        |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      | <1   |      |                      |      |      |      |      |      |    |
| Artenzahl                 | 6                                 | 7    | 7    | 4    | 3     | 4    | 7                      | 7    | 7    | 7    | 8    | 7    | 7                                | 6    | 6    | 7    | 8    | 7    | 4                    | 5    | 6    | 4    | 5    | 5    |    |
| Vegetationshöhe [cm]      | 10                                | 18   | 17   | 13   | 53/17 | 17   | 16                     | 18   | 16   | 12   | 21   | 22   | 21                               | 23   | 23   | 26   | 38   | 24   | 54                   | 42   | 38   | 38   | 55   | 46   |    |
| Elymus athericus          |                                   |      |      |      |       |      |                        |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |
| Festuca rubra agg.        | m4                                | m2   |      |      |       |      |                        |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |
| Agrostis stolonifera agg. |                                   |      |      |      |       |      |                        |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |
| Artemisia maritima        |                                   |      |      |      |       |      |                        |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |
| Cochlearia spec.          |                                   |      |      |      |       |      |                        |      |      | a2   |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |
| Spergularia media         |                                   |      |      |      |       |      |                        |      |      | r1   |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |
| Glaux maritima            |                                   |      |      |      |       |      |                        |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |
| Atriplex littoralis       |                                   |      |      |      |       |      |                        |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |
| Atriplex portulacoides    | 6                                 | 5    | 5    | 6    | 6     | 5    | a4                     | 1-   | a4   | a2   | p1   | m4   | p2                               | 1    | m4   | 2    | 1    | 2    | 1-                   | 2    |      | a4   | a2   |      |    |
| Plantago maritima agg.    |                                   |      |      |      |       |      |                        |      |      |      |      |      |                                  |      |      |      |      |      |                      |      |      |      |      |      |    |
| Limonium vulgare          |                                   | p4   | r1   |      |       |      |                        | p4   | r1   | p2   | p4   | p4   |                                  |      |      |      | p4   |      |                      |      |      |      |      |      |    |
| Triglochin maritimum      |                                   | m1   | m2   | p1   |       | p1   | 5                      | 7    | 8    | 9    | 9    | 7    |                                  |      |      | 3    | 2    | 1+   |                      |      |      |      |      |      |    |
| Suaeda maritima           | p1                                |      | r1   | p1   | p4    | p4   | p1                     | a4   | p1   | p1   | a2   | m4   | p1                               | m4   | 1    | 1    | 2    | 2    | p1                   | a4   | 1    | 1-   | 1    | 1-   |    |
| Aster tripolium           | r1                                |      | r1   | p1   | p4    | p4   | p1                     | p2   | p1   | p2   | p4   | 1-   | p4                               | 1-   | p1   | r1   | a4   | p4   | p2                   | 1-   | p4   | p4   | r1   | p4   |    |
| Puccinellia maritima      | 3                                 | 5    | 6    | 5    | 5     | 5    | 5                      | 2    | 2    | 1    | m4   | 2    | 7                                | 5    | 6    | 2    | 2    | 4    | 2                    | 1    | m4   | 1+   | m4   | 1-   |    |
| Spartina anglica          |                                   |      |      |      |       |      |                        |      |      |      |      |      | p2                               | 2    | 1    | 1    | 2    | 1    | 8                    | 8    | 3    | 7    | 9    | 9    |    |
| Salicornia europaea agg.  | r1                                |      |      |      |       |      | p1                     |      |      | a1   | 1-   | a1   | p1                               |      |      | a1   | a1   | p1   |                      |      |      |      |      |      |    |

Tab. A5: Lagerungsdichte [ $\text{g}/\text{cm}^3$ ] der verschiedenen Vegetationstypen der Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I, Tümlauer Bucht II und in St. Peter-Ording. Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind der Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen; —: Vegetationstyp nicht vorhanden.

|       | Tümlauer Bucht I |          | Tümlauer Bucht II |          | St. Peter-Ording |          |
|-------|------------------|----------|-------------------|----------|------------------|----------|
|       | 0-10 cm          | 20-30 cm | 0-10 cm           | 20-30 cm | 0-10 cm          | 20-30 cm |
| E     | 1,01             | 1,42     | 0,68              | 1,00     | 1,38             | 1,56     |
| E-F-A | —                | —        | —                 | —        | 1,27             | 1,41     |
| F     | —                | —        | —                 | —        | 1,24             | 1,46     |
| E-A   | 0,90             | 1,24     | —                 | —        | —                | —        |
| F-A   | —                | —        | —                 | —        | 1,33             | 1,39     |
| A     | 1,11             | 1,14     | 1,08              | 0,43     | 1,41             | 1,19     |
| A-P   | —                | -        | —                 | —        | 1,54             | 1,44     |
| A-T   | 0,85             | 1,04     | —                 | —        | —                | —        |
| T     | —                | —        | 0,58              | 0,84     | 1,32             | 1,33     |
| T-Sp  | 0,49             | 0,58     | —                 | —        | 0,55             | 1,61     |
| Sp    | 0,58             | 0,58     | 0,70              | 0,42     | 0,68             | 1,22     |

Tab. A6: Grundwasserstände (Gw) und Lage des  $G_r$ -Horizontes ( $G_r$ ) unter Flur [cm] der verschiedenen Vegetationstypen (VT) der Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I, Tümlauer Bucht II und in St. Peter-Ording zu verschiedenen Zeitpunkten. Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind der Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen; —: keine Daten vorhanden. Die Grundwasserstände sind die Ergebnisse der 14-tägigen Ablesungen (s. 3.3.4.1.1).

| Tümlauer Bucht I | 22.03.97 |     | 13.08.97 |     | 30.10.97 |     | 17.11.97 |     |
|------------------|----------|-----|----------|-----|----------|-----|----------|-----|
|                  | GW       | Gr  | GW       | Gr  | GW       | Gr  | GW       | Gr  |
| E                | -45      | -68 | -73      | -70 | -54      | -75 | —        | —   |
| E-A              | -35      | -67 | -67      | -64 | -41      | —   | -36      | -66 |
| A                | -23      | -53 | -56      | -43 | -30      | -54 | —        | —   |
| A-T              | -10,5    | -42 | -52      | -20 | -16      | -26 | —        | —   |
| T-Sp             | -6,5     | -6  | -41      | -15 | -15      | -7  | —        | —   |
| Sp               | -0,5     | 0   | -33      | -11 | 0        | -11 | —        | —   |

| Tümlauer Bucht II | 22.03.97 |       | 13.08.97 |       | 27.10.97 |       | 16.12.97 |       | 14.09.97 |       |
|-------------------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|
|                   | Gw       | $G_r$ |
| E                 | -39      | -92   | -69      | -100  | -39      | —     | -38      | -84   | -34      | -64   |
| A                 | -28      | -43   | -45      | -58   | -19      | -40   | -23      | -32   | -5       | —     |
| T                 | -21      | -44   | -42      | -26   | -27      | —     | -32      | -24   | -4       | -36   |
| Sp                | 4        | 0     | -30      | -15   | 1        | —     | 9        | -6    | 10       | 0     |

| St. Peter-Ording | 04.04.97 |       | 12.08.97 |       | 23.10.97 |       | 04.11.97 |       |
|------------------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|
|                  | Gw       | $G_r$ | Gw       | $G_r$ | Gw       | $G_r$ | Gw       | $G_r$ |
| E                | -43      | -69   | -72      | -80   | -52      | -72   | -56      | —     |
| E-A-F            | -43      | -53   | -76      | -80   | -53      | —     | -55      | -80   |
| F                | —        | -92   | -104     | -71   | -70      | -55   | -71,5    | —     |
| F-A              | -33      | -60   | -76      | -60   | -43      | —     | -44      | -46   |
| A                | -26      | -38   | -72      | -42   | -36      | -28   | -38      | —     |
| A-p              | -19      | -25   | -65      | -25   | -29      | —     | -28      | -23   |
| T                | -6       | -23   | -53      | -26   | -24      | -20   | -15      | —     |
| T-Sp             | 8        | -20   | -41      | -23   | 5        | —     | 4        | -36   |
| Sp               | 10       | 0     | -36      | -19   | 6,5      | -35   | 4        | —     |

Tab. A7: Korrelation des Grundwasserstandes unter dem *Elymus-Festuca-Atriplex*-Übergangstyp der Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording mit der Höhe der Tide an ausgewählten Tagen.  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit  $p < 0,001 = ***$ ,  $p < 0,01 = **$ ,  $p < 0,05 = *$ , n.s.: nicht signifikant.

| Datum    | $r_s$    | n   |
|----------|----------|-----|----------|----------|-----|----------|----------|-----|----------|----------|-----|
| 22.07.97 | -0,31*** | 144 | 08.09.97 | 0,76***  | 144 | 01.11.97 | -0,78*** | 144 | 01.02.98 | -0,32*** | 144 |
| 23.07.97 | 0,41***  | 107 | 09.09.97 | 0,70***  | 144 | 02.11.97 | -0,40*** | 144 | 02.02.98 | 0,27***  | 144 |
| 24.07.97 | 0,48***  | 98  | 10.09.97 | 0,51***  | 144 | 03.11.97 | -0,58*** | 144 | 03.02.98 | 0,93***  | 144 |
| 25.07.97 | 0,95***  | 125 | 11.09.97 | n.s.     | 144 | 04.11.97 | -0,70*** | 144 | 04.02.98 | 0,53***  | 144 |
| 26.07.97 | -0,22*** | 143 | 12.09.97 | -0,41*** | 144 | 10.11.97 | 0,40***  | 144 | 18.02.98 | 0,85***  | 144 |
| 27.07.97 | 0,68***  | 143 | 13.09.97 | 0,79***  | 144 | 11.11.97 | -0,67*** | 144 | 23.02.98 | -0,25*** | 144 |
| 28.07.97 | -0,44*** | 143 | 14.09.97 | 0,41***  | 144 | 12.11.97 | -0,85*** | 144 | 27.02.98 | 0,88***  | 144 |
|          |          |     | 15.09.97 | 0,37***  | 144 |          |          |     | 28.02.98 | 0,93***  | 144 |
| 01.08.97 | 0,40***  | 144 |          |          |     | 01.01.98 | 0,90***  | 144 |          |          |     |
| 02.08.97 | n.s.     | 144 | 01.10.97 | n.s.     | 144 | 02.01.98 | -0,93    | 144 | 01.03.98 | 0,67***  | 144 |
| 03.08.97 | n.s.     | 144 | 02.10.97 | 0,91***  | 144 | 03.01.98 | 0,65***  | 144 | 02.03.98 | 0,73***  | 144 |
| 16.08.97 | -0,35*** | 96  | 03.10.97 | 0,78***  | 144 | 04.01.98 | 0,79***  | 144 | 03.03.98 | n.s.     | 144 |
| 17.08.97 | -0,22*** | 94  | 04.10.97 | 0,77***  | 144 | 05.01.98 | 0,93***  | 144 | 04.03.98 | 0,21***  | 144 |
| 18.08.97 | n.s.     | 104 | 05.10.97 | 0,44***  | 144 | 06.01.98 | 0,48***  | 144 | 05.03.98 | 0,21*    | 144 |
| 19.08.97 | n.s.     | 127 | 06.10.97 | 0,68***  | 144 | 07.01.98 | -0,49*** | 144 | 06.03.98 | 0,72***  | 144 |
| 20.08.97 | -0,54    | 144 | 07.10.97 | n.s.     | 144 | 08.01.98 | 0,90***  | 144 | 07.03.98 | -0,94*** | 144 |
| 21.08.97 | n.s.     | 144 | 08.10.97 | 0,23***  | 144 | 09.01.98 | 0,84***  | 144 |          |          |     |
| 22.08.97 | 0,72***  | 144 | 09.10.97 | 0,79***  | 144 | 10.01.98 | 0,73***  | 144 |          |          |     |
| 23.08.97 | 0,63***  | 144 | 10.10.97 | 0,86***  | 144 |          |          |     |          |          |     |
| 24.08.97 | 0,83***  | 144 | 11.10.97 | 0,86***  | 144 |          |          |     |          |          |     |
| 25.08.97 | 0,59***  | 144 | 12.10.97 | 0,53***  | 144 |          |          |     |          |          |     |
| 26.08.97 | -0,88*** | 144 |          |          |     |          |          |     |          |          |     |
| 27.08.97 | 0,22***  | 144 |          |          |     |          |          |     |          |          |     |

Tab. A8: Mittelwerte der Bodenwassergehalte [%] sowie signifikante Unterschiede zwischen vergleichbaren Vegetationstypen der verschiedenen Untersuchungsflächen in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe an jeweils einem Termin. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede (Tukey-Test,  $p < 0,05$ ). Die Buchstaben beziehen sich jeweils auf einen Termin und einen Vegetationstyp; —: keine Werte vorhanden.

| 0-10 cm      | E     |      |       | A   |      |       | Sp  |      |       | T   |       | T-Sp |      |     |    |   |    |   |    |   |    |   |   |    |    |   |    |   |
|--------------|-------|------|-------|-----|------|-------|-----|------|-------|-----|-------|------|------|-----|----|---|----|---|----|---|----|---|---|----|----|---|----|---|
|              | Datum | TB I | TB II | StP | TB I | TB II | StP | TB I | TB II | StP | TB II | StP  | TB I | StP |    |   |    |   |    |   |    |   |   |    |    |   |    |   |
| 04./05.11.96 | 29    | a    | —     | —   | 14   | b     | 41  | a    | —     | —   | 24    | b    | 62   | a   | —  | — | 52 | b | —  | — | 35 | — | — | 53 | a  | — | —  |   |
| 16./17.12.96 | 30    | a    | 40    | b   | 16   | c     | 45  | a    | 51    | a   | 24    | b    | 60   | a   | 68 | b | 53 | c | 54 | a | 35 | b | — | —  | 58 | a | 50 | b |
| 05./06.03.97 | 29    | a    | 35    | b   | 12   | c     | 41  | a    | 53    | b   | 24    | c    | 58   | a   | 68 | b | 53 | a | 52 | a | 35 | b | — | —  | 54 | a | 47 | b |
| 14./15.04.97 | 29    | a    | 36    | b   | 11   | c     | 39  | a    | 53    | b   | 24    | c    | 58   | a   | 69 | b | 52 | a | 54 | a | 35 | b | — | —  | 57 | a | 49 | b |
| 02./03.06.97 | 28    | a    | 35    | b   | 6    | c     | 42  | a    | 52    | b   | 21    | c    | 56   | a   | 71 | b | 47 | c | 52 | a | 33 | b | — | —  | 54 | a | 43 | b |
| 29./30.06.97 | 31    | a    | 36    | b   | 7    | c     | 40  | a    | 54    | b   | 23    | c    | 57   | a   | 70 | b | 52 | a | 54 | a | 33 | b | — | —  | 53 | a | 49 | a |
| 04./05.08.97 | 26    | a    | 28    | a   | 3    | b     | 27  | a    | 41    | b   | 16    | c    | 37   | a   | 61 | b | 36 | a | 39 | a | 24 | a | — | —  | 31 | a | 16 | b |
| 08./11.09.97 | 29    | a    | 28    | a   | 2    | b     | 41  | a    | 56    | b   | 22    | c    | 55   | a   | 69 | b | 51 | a | 51 | a | 32 | b | — | —  | 55 | a | 45 | b |
| 06./07.10.97 | 28    | a    | 35    | b   | 10   | c     | 42  | a    | 53    | b   | 25    | c    | 57   | a   | 67 | b | 52 | a | 55 | a | 35 | b | — | —  | 54 | a | 50 | a |
| 17./18.11.97 | 29    | a    | 35    | b   | 8    | c     | 44  | a    | 53    | a   | 24    | b    | 57   | ab  | 65 | b | 54 | a | 54 | a | 38 | b | — | —  | 55 | a | 47 | b |

| 20-30 cm     | E     |      |       | A   |      |       | Sp  |      |       | T   |       | T-Sp |      |     |    |   |    |   |    |   |    |   |   |    |    |   |    |   |
|--------------|-------|------|-------|-----|------|-------|-----|------|-------|-----|-------|------|------|-----|----|---|----|---|----|---|----|---|---|----|----|---|----|---|
|              | Datum | TB I | TB II | StP | TB I | TB II | StP | TB I | TB II | StP | TB II | StP  | TB I | StP |    |   |    |   |    |   |    |   |   |    |    |   |    |   |
| 04./05.11.96 | 25    | a    | —     | —   | 19   | b     | 29  | a    | —     | —   | 25    | a    | 55   | a   | —  | — | 28 | b | —  | — | 30 | — | — | 59 | —  | — | —  |   |
| 16./17.12.96 | 27    | a    | 39    | b   | 19   | c     | 31  | a    | 45    | b   | 26    | a    | 59   | a   | 60 | a | 24 | b | 47 | a | 30 | b | — | —  | 52 | a | 26 | b |
| 05./06.03.97 | 26    | a    | 38    | b   | 19   | a     | 28  | a    | 44    | b   | 29    | a    | 56   | a   | 56 | a | 24 | b | 44 | a | 29 | b | — | —  | 48 | a | 25 | b |
| 14./15.04.97 | 23    | a    | 39    | b   | 15   | c     | 30  | a    | 45    | b   | 24    | c    | 56   | a   | 55 | a | 25 | b | 45 | a | 36 | b | — | —  | 53 | a | 26 | b |
| 02./03.06.97 | 25    | a    | 41    | b   | 11   | c     | 31  | a    | 44    | b   | 24    | c    | 54   | a   | 54 | a | 21 | b | 45 | a | 27 | b | — | —  | 51 | a | 22 | b |
| 29./30.06.97 | 26    | a    | 40    | b   | 14   | c     | 29  | a    | 45    | b   | 22    | c    | 55   | a   | 54 | a | 27 | b | 46 | a | 31 | b | — | —  | 51 | a | 25 | b |
| 04./05.08.97 | 21    | a    | 32    | b   | 10   | c     | 23  | a    | 32    | b   | 16    | a    | 29   | a   | 50 | b | 17 | a | 36 | a | 16 | b | — | —  | 21 | a | 15 | a |
| 08./11.09.97 | 27    | a    | 38    | b   | 9    | c     | 30  | a    | 43    | b   | 24    | c    | 57   | a   | 57 | a | 24 | b | 47 | a | 27 | b | — | —  | 54 | a | 26 | b |
| 06./07.10.97 | 26    | a    | 37    | b   | 18   | c     | 30  | a    | 42    | b   | 24    | c    | 55   | a   | 53 | a | 23 | b | 45 | a | 27 | b | — | —  | 46 | a | 22 | b |
| 17./18.11.97 | 26    | a    | 40    | b   | 16   | c     | 32  | a    | 44    | b   | 24    | c    | 53   | a   | 52 | a | 23 | b | 45 | a | 32 | b | — | —  | 48 | a | 34 | b |

Tab. A9: Korrelationen zwischen den Wetterdaten der Tage zwischen den Terminen (ges.) bzw. 10, 7, 5, 3 Tage sowie 1 Tag vor der Probenahme, bereitgestellt vom DWD (ND: Niederschlag, T: Temperatur; EVP: potenzielle Evapotranspirationsrate), und den Bodenwassergehalten in 0-10 cm und 20-30 cm Bodentiefe (Wgh 0-10, Wgh 20-30) sowie den Grundwasserständen (Gw) für die verschiedenen Vegetationstypen der Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I, Tümlauer Bucht II und in St. Peter-Ording.  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit  $p < 0,001 = ***$ ,  $p < 0,01 = **$ ,  $p < 0,05 = *$ , n.s.: nicht signifikant. Für die Korrelationen der Grundwasserstände des *Festucetum* (F) gilt  $n=10$ , für die Korrelationen der Bodenwassergehalte des *Triglochin-Spartina*-Übergangstyps (T-Sp) in St. Peter-Ording gilt  $n=9$ . Die Abkürzungen für die Vegetationstypen sind der Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen.

| Wgh 0-10 vs.         | Tümlauer Bucht I |        |        |      |        |         |          | Tümlauer Bucht II |      |         |      |        | St. Peter-Ording |          |          |         |          |         |         |        |      |      |          |
|----------------------|------------------|--------|--------|------|--------|---------|----------|-------------------|------|---------|------|--------|------------------|----------|----------|---------|----------|---------|---------|--------|------|------|----------|
|                      | n                | E      | E-A    | A    | A-T    | T-Sp    | Sp       | n                 | E    | A       | T    | Sp     | n                | E        | E-F-A    | F       | F-A      | A       | A-P     | T      | T-Sp | Sp   |          |
| ND ges.              | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | -0,78*  | n.s. | n.s.   | 10               | n.s.     | n.s.     | n.s.    | n.s.     | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| ND 10                | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | n.s.     | n.s.     | n.s.    | n.s.     | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| ND 7                 | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | n.s.     | n.s.     | n.s.    | n.s.     | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| ND 5                 | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | n.s.     | n.s.     | n.s.    | n.s.     | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| ND 3                 | 10               | 0,83** | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | n.s.     | n.s.     | n.s.    | n.s.     | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| ND 1                 | 10               | 0,76*  | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | n.s.     | n.s.     | n.s.    | n.s.     | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| T ges.               | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | -0,70*   | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,76*   | -0,65*   | n.s.    | -0,76*   | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | -0,72*   |
| T 10                 | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | -0,65*  | -0,79**  | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,83**  | -0,72*   | n.s.    | -0,78**  | n.s.    | -0,73*  | n.s.   | n.s. | n.s. | -0,79**  |
| T 7                  | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | -0,81**  | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,84**  | -0,76*   | n.s.    | -0,81**  | n.s.    | -0,71*  | n.s.   | n.s. | n.s. | -0,82**  |
| T 5                  | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | -0,78**  | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,82**  | -0,75*   | n.s.    | -0,77**  | n.s.    | -0,72*  | n.s.   | n.s. | n.s. | -0,87*** |
| T 3                  | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | -0,65*  | -0,76*   | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,78**  | -0,73*   | n.s.    | -0,75*   | n.s.    | -0,73*  | n.s.   | n.s. | n.s. | -0,84**  |
| T 1                  | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | -0,81** | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | n.s.     | -0,65*   | n.s.    | n.s.     | n.s.    | -0,70*  | n.s.   | n.s. | n.s. | -0,79**  |
| EVP ges.             | 9                | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | -0,97*** | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 9                | -0,97*** | -0,83**  | n.s.    | -0,90*** | -0,70*  | -0,72*  | -0,68* | n.s. | n.s. | -0,78*   |
| EVP 10               | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | -0,87*** | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,82**  | -0,85**  | n.s.    | -0,78**  | -0,75*  | -0,78** | n.s.   | n.s. | n.s. | -0,89*** |
| EVP 7                | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | -0,76*   | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,81**  | -0,77**  | n.s.    | -0,76*   | -0,81** | -0,73*  | -0,64* | n.s. | n.s. | -0,87*** |
| EVP 5                | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | -0,81**  | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,82**  | -0,90*** | n.s.    | -0,77**  | -0,83** | -0,75*  | n.s.   | n.s. | n.s. | -0,90*** |
| EVP 3                | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | -0,82**  | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,68*   | -0,84**  | n.s.    | -0,70*   | -0,75*  | -0,71*  | n.s.   | n.s. | n.s. | -0,85**  |
| EVP 1                | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | -0,83**  | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,79**  | -0,80**  | n.s.    | -0,94**  | n.s.    | -0,86** | -0,66* | n.s. | n.s. | -0,70*   |
| <b>Wgh 20-30 vs.</b> |                  |        |        |      |        |         |          |                   |      |         |      |        |                  |          |          |         |          |         |         |        |      |      |          |
| ND ges.              | 10               | n.s.   | -0,70* | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | n.s.     | n.s.     | n.s.    | n.s.     | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| ND 10                | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | n.s.     | n.s.     | n.s.    | n.s.     | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| ND 7                 | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | n.s.     | n.s.     | n.s.    | n.s.     | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| ND 5                 | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | n.s.     | n.s.     | n.s.    | n.s.     | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | 0,71*    |
| ND 3                 | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | n.s.     | n.s.     | n.s.    | n.s.     | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | 0,85**   |
| ND 1                 | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | n.s.     | n.s.     | n.s.    | n.s.     | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | 0,76*    |
| T ges.               | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | -0,68*  | n.s. | n.s.   | 10               | -0,70*   | -0,64*   | -0,71*  | -0,66*   | -0,77** | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| T 10                 | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | -0,80** | n.s. | n.s.   | 10               | -0,75*   | -0,75*   | -0,84** | -0,81**  | -0,78** | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| T 7                  | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | -0,77*  | n.s. | n.s.   | 10               | -0,78**  | -0,77**  | -0,79** | -0,79**  | -0,82** | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| T 5                  | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | -0,72*  | n.s. | n.s.   | 10               | -0,79**  | -0,76*   | -0,78** | -0,81**  | -0,77** | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| T 3                  | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,76*   | -0,75*   | -0,79** | -0,78**  | -0,79** | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| T 1                  | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | -0,72* | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | -0,67* | 10               | n.s.     | -0,64*   | -0,70*  | -0,64*   | -0,71*  | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| EVP ges.             | 9                | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | -0,75*  | n.s. | n.s.   | 9                | -0,92*** | -0,87**  | -0,82** | -0,90*** | -0,78*  | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| EVP 10               | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,83**  | -0,85**  | -0,77** | -0,83**  | -0,77** | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| EVP 7                | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,85**  | -0,87*** | -0,71*  | -0,81**  | -0,75*  | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| EVP 5                | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,87**  | -0,89*** | -0,68*  | -0,82**  | -0,70*  | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| EVP 3                | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,76**  | -0,79**  | n.s.    | n.s.     | -0,69*  | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |
| EVP 1                | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s. | n.s.   | n.s.    | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s. | n.s.   | 10               | -0,71*   | -0,81**  | -0,83** | -0,79**  | -0,74*  | n.s.    | n.s.   | n.s. | n.s. | n.s.     |

Fortsetzung der Tabelle A9.

| Gw vs.   | Tümlauer Bucht I |        |        |        |          |      |          | Tümlauer Bucht II |      |         |        |         | St. Peter-Ording |         |         |         |        |         |         |          |        |      |      |
|----------|------------------|--------|--------|--------|----------|------|----------|-------------------|------|---------|--------|---------|------------------|---------|---------|---------|--------|---------|---------|----------|--------|------|------|
|          | n                | E      | E-A    | A      | A-T      | T-Sp | Sp       | n                 | E    | A       | T      | Sp      | n                | E       | E-F-A   | F       | F-A    | A       | A-P     | T        | T-Sp   | Sp   |      |
| ND ges.  | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s.   | n.s.     | n.s. | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s.   | n.s.    | 10               | n.s.    | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s.    | n.s.    | n.s.     | n.s.   | n.s. | n.s. |
| ND 10    | 13               | n.s.   | n.s.   | 0,70** | n.s.     | n.s. | n.s.     | 12                | n.s. | n.s.    | n.s.   | n.s.    | 13               | n.s.    | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s.    | n.s.    | n.s.     | n.s.   | n.s. | n.s. |
| ND 7     | 13               | n.s.   | n.s.   | 0,60*  | n.s.     | n.s. | n.s.     | 12                | n.s. | n.s.    | n.s.   | n.s.    | 13               | n.s.    | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s.    | n.s.    | n.s.     | n.s.   | n.s. | n.s. |
| ND 5     | 13               | n.s.   | n.s.   | 0,58*  | n.s.     | n.s. | n.s.     | 12                | n.s. | n.s.    | n.s.   | n.s.    | 13               | n.s.    | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s.    | n.s.    | n.s.     | n.s.   | n.s. | n.s. |
| ND 3     | 13               | 0,62*  | 0,64*  | n.s.   | n.s.     | n.s. | n.s.     | 12                | n.s. | n.s.    | n.s.   | n.s.    | 13               | n.s.    | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s.    | n.s.    | n.s.     | n.s.   | n.s. | n.s. |
| ND 1     | 13               | 0,69** | 0,71** | n.s.   | n.s.     | n.s. | n.s.     | 12                | n.s. | n.s.    | 0,72** | n.s.    | 13               | n.s.    | 0,58*   | n.s.    | n.s.   | 0,55*   | n.s.    | n.s.     | n.s.   | n.s. | n.s. |
| T ges.   | 10               | n.s.   | n.s.   | n.s.   | n.s.     | n.s. | n.s.     | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s.   | n.s.    | 10               | n.s.    | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s.    | n.s.    | n.s.     | -0,65* | n.s. | n.s. |
| T 10     | 13               | n.s.   | n.s.   | n.s.   | -0,67*   | n.s. | -0,69**  | 12                | n.s. | n.s.    | n.s.   | -0,60*  | 13               | -0,62*  | n.s.    | n.s.    | n.s.   | -0,61*  | n.s.    | -0,77**  | n.s.   | n.s. | n.s. |
| T 7      | 13               | n.s.   | n.s.   | n.s.   | -0,70**  | n.s. | -0,73**  | 12                | n.s. | n.s.    | n.s.   | -0,60*  | 13               | -0,59*  | n.s.    | n.s.    | n.s.   | -0,59*  | n.s.    | -0,75**  | n.s.   | n.s. | n.s. |
| T 5      | 13               | n.s.   | n.s.   | n.s.   | -0,68**  | n.s. | -0,73**  | 12                | n.s. | n.s.    | n.s.   | -0,58*  | 13               | -0,58*  | n.s.    | n.s.    | n.s.   | -0,57*  | n.s.    | -0,73**  | n.s.   | n.s. | n.s. |
| T 3      | 13               | n.s.   | n.s.   | n.s.   | -0,70**  | n.s. | -0,74**  | 12                | n.s. | n.s.    | n.s.   | -0,60*  | 13               | -0,56*  | n.s.    | n.s.    | n.s.   | -0,56*  | n.s.    | -0,70**  | n.s.   | n.s. | n.s. |
| T 1      | 13               | n.s.   | n.s.   | n.s.   | -0,75**  | n.s. | -0,75**  | 12                | n.s. | n.s.    | n.s.   | -0,63*  | 13               | -0,58*  | n.s.    | -0,69*  | n.s.   | -0,59*  | n.s.    | -0,76**  | n.s.   | n.s. | n.s. |
| EVP ges. | 9                | n.s.   | n.s.   | n.s.   | -0,70*   | n.s. | -0,70*   | 9                 | n.s. | n.s.    | n.s.   | n.s.    | 9                | -0,67*  | n.s.    | n.s.    | n.s.   | n.s.    | n.s.    | -0,76*   | n.s.   | n.s. | n.s. |
| EVP 10   | 13               | n.s.   | n.s.   | n.s.   | -0,88*** | n.s. | -0,91*** | 12                | n.s. | -0,64*  | n.s.   | -0,75** | 13               | -0,73** | -0,76*  | -0,77** | n.s.   | -0,76** | -0,65*  | -0,80*** | n.s.   | n.s. | n.s. |
| EVP 7    | 13               | n.s.   | n.s.   | n.s.   | -0,82*** | n.s. | -0,89*** | 12                | n.s. | -0,75** | n.s.   | -0,73** | 13               | -0,74** | -0,77** | -0,77** | n.s.   | -0,77** | -0,66*  | -0,79*** | -0,56* | n.s. | n.s. |
| EVP 5    | 13               | n.s.   | n.s.   | n.s.   | -0,83*** | n.s. | -0,92*** | 12                | n.s. | -0,68*  | n.s.   | -0,77** | 13               | -0,77** | -0,78** | -0,83** | n.s.   | -0,80** | -0,68*  | -0,83*** | -0,59* | n.s. | n.s. |
| EVP 3    | 13               | n.s.   | n.s.   | n.s.   | -0,83*** | n.s. | -0,93*** | 12                | n.s. | -0,71** | n.s.   | -0,70*  | 13               | -0,71** | -0,71** | -0,84** | n.s.   | -0,79** | -0,63*  | -0,84*** | n.s.   | n.s. | n.s. |
| EVP 1    | 13               | n.s.   | n.s.   | n.s.   | -0,83*** | n.s. | -0,92*** | 12                | n.s. | -0,69*  | n.s.   | -0,73** | 13               | -0,67*  | -0,77** | -0,79** | -0,57* | -0,79** | -0,78** | -0,82*** | -0,58* | n.s. | n.s. |



Fortsetzung der Tabelle A10.

| CI 20-30 vs. | Tümlauer Bucht I |        |       |      |       |       |       |
|--------------|------------------|--------|-------|------|-------|-------|-------|
|              | n                | E      | E-A   | A    | A-T   | T-Sp  | Sp    |
| ND ges.      | 6                | -0,83* | n.s.  | n.s. | n.s.  | n.s.  | n.s.  |
| ND 10        | 6                | n.s.   | n.s.  | n.s. | n.s.  | n.s.  | 0,89* |
| ND 7         | 6                | n.s.   | n.s.  | n.s. | n.s.  | n.s.  | 0,89* |
| ND 5         | 6                | n.s.   | n.s.  | n.s. | n.s.  | n.s.  | 0,89* |
| ND 3         | 6                | n.s.   | n.s.  | n.s. | n.s.  | n.s.  | 0,89* |
| ND 1         | 6                | n.s.   | n.s.  | n.s. | n.s.  | 0,84* | 0,81* |
| T ges.       | 6                | n.s.   | 0,83* | n.s. | n.s.  | n.s.  | n.s.  |
| T 10         | 6                | 0,83*  | n.s.  | n.s. | 0,89* | 0,83* | n.s.  |
| T 7          | 6                | n.s.   | n.s.  | n.s. | n.s.  | n.s.  | n.s.  |
| T 5          | 6                | n.s.   | n.s.  | n.s. | n.s.  | n.s.  | n.s.  |
| T 3          | 6                | n.s.   | n.s.  | n.s. | 0,83* | n.s.  | n.s.  |
| T 1          | 6                | n.s.   | n.s.  | n.s. | n.s.  | n.s.  | n.s.  |
| EVP ges.     | 6                | n.s.   | n.s.  | n.s. | n.s.  | n.s.  | n.s.  |
| EVP 10       | 6                | n.s.   | n.s.  | n.s. | n.s.  | n.s.  | n.s.  |
| EVP 7        | 6                | n.s.   | n.s.  | n.s. | n.s.  | n.s.  | n.s.  |
| EVP 5        | 6                | n.s.   | n.s.  | n.s. | n.s.  | n.s.  | n.s.  |
| EVP 3        | 6                | n.s.   | n.s.  | n.s. | n.s.  | n.s.  | n.s.  |
| EVP 1        | 6                | n.s.   | n.s.  | n.s. | n.s.  | n.s.  | n.s.  |

| CI 20-30 vs. | St. Peter-Ording |        |        |        |        |        |        |        |         |        |
|--------------|------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|
|              | n                | E      | E-F-A  | F      | F-A    | A      | A-P    | T      | T-Sp    | Sp     |
| ND ges.      | 6                | n.s.    | n.s.   |
| ND 10        | 6                | n.s.    | n.s.   |
| ND 7         | 6                | n.s.    | n.s.   |
| ND 5         | 6                | n.s.    | n.s.   |
| ND 3         | 6                | n.s.    | n.s.   |
| ND 1         | 6                | n.s.    | n.s.   |
| T ges.       | 6                | n.s.   | 0,89*  | 0,83*  | 0,94** | 0,94*  | 0,83*  | n.s.   | n.s.    | 0,83*  |
| T 10         | 6                | n.s.   | 0,89*  | n.s.   | n.s.   | n.s.   | n.s.   | n.s.   | n.s.    | n.s.   |
| T 7          | 6                | 0,83*  | 0,94** | n.s.   | 0,89*  | 0,89*  | n.s.   | n.s.   | n.s.    | n.s.   |
| T 5          | 6                | 0,83*  | 0,94** | n.s.   | 0,89*  | 0,89*  | n.s.   | n.s.   | n.s.    | n.s.   |
| T 3          | 6                | 0,94** | 1      | 0,89*  | 0,94** | 0,94** | 0,89*  | n.s.   | n.s.    | 0,89*  |
| T 1          | 6                | 1      | 0,94** | 0,94** | 0,89*  | 0,89*  | 0,94** | 0,83*  | n.s.    | 0,94** |
| EVP ges.     | 6                | 0,83*  | 0,94** | n.s.   | 0,89*  | 0,89*  | n.s.   | n.s.   | n.s.    | n.s.   |
| EVP 10       | 6                | 1      | 0,94** | 0,94** | 0,89*  | 0,89*  | 0,94** | 0,83*  | n.s.    | 0,94** |
| EVP 7        | 6                | 1      | 0,94** | 0,94** | 0,89*  | 0,89*  | 0,94** | 0,83*  | n.s.    | 0,94** |
| EVP 5        | 6                | 0,94** | 0,83*  | 0,89*  | n.s.   | n.s.   | 0,89*  | n.s.   | 0,83*   | 0,89*  |
| EVP 3        | 6                | 0,83*  | n.s.   | 0,89*  | n.s.   | n.s.   | 0,89*  | n.s.   | 0,83*   | 0,89*  |
| EVP 1        | 6                | n.s.   | n.s.   | 0,84*  | n.s.   | n.s.   | 0,84*  | 0,93** | 0,99*** | 0,84*  |

SO<sub>4</sub>-S 20-30 vs.

|          |   |      |       |      |        |       |      |
|----------|---|------|-------|------|--------|-------|------|
| ND ges.  | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | n.s.   | n.s.  | n.s. |
| ND 10    | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | n.s.   | n.s.  | n.s. |
| ND 7     | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | n.s.   | n.s.  | n.s. |
| ND 5     | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | n.s.   | n.s.  | n.s. |
| ND 3     | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | n.s.   | n.s.  | n.s. |
| ND 1     | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | n.s.   | n.s.  | n.s. |
| T ges.   | 6 | n.s. | 0,83* | n.s. | n.s.   | n.s.  | n.s. |
| T 10     | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | 0,94** | 0,89* | n.s. |
| T 7      | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | 0,83*  | n.s.  | n.s. |
| T 5      | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | 0,83*  | n.s.  | n.s. |
| T 3      | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | n.s.   | n.s.  | n.s. |
| T 1      | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | n.s.   | n.s.  | n.s. |
| EVP ges. | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | n.s.   | n.s.  | n.s. |
| EVP 10   | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | n.s.   | n.s.  | n.s. |
| EVP 7    | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | n.s.   | n.s.  | n.s. |
| EVP 5    | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | n.s.   | n.s.  | n.s. |
| EVP 3    | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | n.s.   | n.s.  | n.s. |
| EVP 1    | 6 | n.s. | n.s.  | n.s. | n.s.   | n.s.  | n.s. |

|          |   |       |       |       |       |       |       |       |       |        |
|----------|---|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| ND ges.  | 5 | n.s.  | -0,90* |
| ND 10    | 5 | n.s.  | n.s.  | 0,90* | n.s.  | n.s.  | 0,90* | 0,90* | n.s.  | n.s.   |
| ND 7     | 5 | n.s.  | n.s.  | 0,90* | n.s.  | n.s.  | 0,90* | 0,90* | n.s.  | n.s.   |
| ND 5     | 5 | n.s.   |
| ND 3     | 5 | n.s.   |
| ND 1     | 5 | n.s.   |
| T ges.   | 5 | 0,90* | 0,90* | n.s.  | 1     | 0,90* | n.s.  | n.s.  | n.s.  | 0,90*  |
| T 10     | 5 | 0,90* | 0,90* | n.s.  | 1     | 0,90* | n.s.  | n.s.  | n.s.  | 0,90*  |
| T 7      | 5 | 0,90* | 0,90* | n.s.  | 1     | 0,90* | n.s.  | n.s.  | n.s.  | 0,90*  |
| T 5      | 5 | 0,90* | 0,90* | n.s.  | 1     | 0,90* | n.s.  | n.s.  | n.s.  | 0,90*  |
| T 3      | 5 | 1     | 1     | 0,90* | 0,90* | 1     | 0,90* | 0,90* | n.s.  | n.s.   |
| T 1      | 5 | 0,90* | 0,90* | n.s.  | n.s.  | 0,90* | n.s.  | n.s.  | 0,90* | n.s.   |
| EVP ges. | 5 | 0,90* | 0,90* | n.s.  | 1     | 0,90* | n.s.  | n.s.  | n.s.  | 0,90*  |
| EVP 10   | 5 | 0,90* | 0,90* | n.s.  | n.s.  | 0,90* | n.s.  | n.s.  | 0,90* | n.s.   |
| EVP 7    | 5 | 0,90* | 0,90* | n.s.  | n.s.  | 0,90* | n.s.  | n.s.  | 0,90* | n.s.   |
| EVP 5    | 5 | n.s.  | 1     | n.s.   |
| EVP 3    | 5 | n.s.  | 0,90* | n.s.   |
| EVP 1    | 5 | n.s.  | 0,90* | n.s.   |

Tab. A11: Korrelationen zwischen den Redoxpotenzialen und den Wasserständen (s. 3.3.4.1.2) der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I an ausgewählten Tagen. Für jeden Tag und Vegetationstyp gilt n=24;  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit  $p<0,05=*$ ;  $p<0,01=**$ ;  $p<0,001=***$ ; n.s.: nicht signifikant; Ampl.-Gw: Höhe der Tagesamplitude des Wasserstandes [cm], Ampl.-Rx: Höhe der Tagesamplitude der Redoxpotenziale [mV]. T-E1, T-E2: Tensiometer unter dem *Elymetum*; T-Sp1, T-Sp2: Tensiometer unter dem *Spartinetum*.

| Datum    | Elymetum |          |          |          |          | Spartinetum |          |          |          |          |
|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-------------|----------|----------|----------|----------|
|          | Ampl.-Rx | T-E1     |          | T-E2     |          | Ampl.-Rx.   | T-Sp1    |          | T-Sp2    |          |
|          |          | $r_s$    | Ampl.-Gw | $r_s$    | Ampl.-Gw |             | $r_s$    | Ampl.-Gw | $r_s$    | Ampl.-Gw |
| 17.07.97 | 9        | -0,90*** | 27       | -0,89*** | 25       | 14          | -0,86*** | 20       | -0,87*** | 21       |
| 18.07.97 | 33       | -0,76*** | 66       | -0,81*** | 72       | 6           | n.s.     | 17       | n.s.     | 17       |
| 19.07.97 | 16       | n.s.     | 30       | n.s.     | 34       | 4           | 0,61**   | 15       | 0,60**   | 15       |
| 20.07.97 | 29       | -0,57*** | 42       | 0,57***  | 43       | 14          | 0,62***  | 32       | 0,62***  | 32       |
| 21.07.97 | 15       | 0,46*    | 11       | 0,42*    | 12       | 17          | 0,45*    | 9        | 0,44*    | 9        |
| 22.07.97 | 65       | n.s.     | 12       | n.s.     | 12       | 20          | n.s.     | 19       | n.s.     | 19       |
| 23.07.97 | 68       | n.s.     | 5        | n.s.     | 6        | 54          | n.s.     | 22       | -0,41*   | 23       |
| 24.07.97 | 69       | -0,69*   | 4        | -0,47*   | 4        | 67          | n.s.     | 23       | n.s.     | 23       |
| 25.07.97 | 63       | n.s.     | 9        | n.s.     | 9        | 17          | n.s.     | 35       | n.s.     | 34       |
| 26.07.97 | 192      | 0,47*    | 30       | 0,47*    | 29       | 346         | n.s.     | 43       | n.s.     | 42       |
| 27.07.97 | 272      | n.s.     | 17       | n.s.     | 14       | 365         | n.s.     | 53       | n.s.     | 52       |
| 28.07.97 | 605      | n.s.     | 10       | n.s.     | 10       | 626         | 0,43*    | 14       | n.s.     | 13       |
| 29.07.97 | 157      | 0,68**   | 6        | 0,51***  | 7        | 160         | 0,74***  | 6        | 0,51***  | 7        |
| 30.07.97 | 268      | n.s.     | 4        | n.s.     | 4        | 307         | n.s.     | 10       | n.s.     | 11       |
| 31.07.97 | 284      | 0,58*    | 18       | 0,59*    | 19       | 276         | 0,41*    | 29       | 0,43*    | 28       |
| 01.08.97 | 379      | -0,43*   | 14       | -0,49*   | 13       | 399         | n.s.     | 25       | 0,47*    | 24       |
| 02.08.97 | 578      | n.s.     | 9        | n.s.     | 9        | 681         | -0,52*   | 21       | -0,50*   | 22       |
| 03.08.97 | 219      | 0,85***  | 14       | 0,85***  | 14       | 249         | 0,77***  | 14       | 0,79***  | 15       |
| 15.08.97 | 620      | -0,54**  | 6        | -0,69*** | 5        | 623         | n.s.     | 4        | n.s.     | 3        |
| 16.08.97 | 703      | n.s.     | 6        | 0,48*    | 6        | 702         | n.s.     | 4        | 0,48*    | 4        |
| 17.08.97 | 224      | n.s.     | 4        | n.s.     | 5        | 238         | n.s.     | 27       | n.s.     | 26       |
| 18.08.97 | 462      | n.s.     | 28       | n.s.     | 24       | 491         | n.s.     | 34       | n.s.     | 36       |
| 19.08.97 | 532      | -0,51*   | 9        | -0,54*   | 9        | 555         | 0,42*    | 22       | n.s.     | 20       |
| 20.08.97 | 814      | n.s.     | 4        | 0,43*    | 4        | 916         | n.s.     | 19       | n.s.     | 20       |
| 21.08.97 | 570      | 0,43*    | 10       | 0,42*    | 7        | 609         | n.s.     | 30       | n.s.     | 31       |

Tab. A12: Korrelationen zwischen den Redoxpotenzialen und den Grundwasserständen der Untersuchungsfläche in St. Peter-Ording an ausgewählten Tagen. Für jeden Tag und Vegetationstyp gilt n=24 (vom 23.07.98 – 03.08.98 gilt n=23);  $r_s$ : Spearman-Rangkorrelationskoeffizient mit  $p<0,05=*$ ;  $p<0,01=**$ ;  $p<0,001=***$ ; n.s.: nicht signifikant; Ampl.-Gw: Höhe der Tagesamplitude des Grundwasserstandes [cm], Ampl.-Rx: Höhe der Tagesamplitude der Redoxpotenziale [mV].

| Datum    | Ampl.-Gw | Elymetum |          | Spartinetum |          | Datum    | Ampl.-Gw | Elymetum |          | Spartinetum |          |
|----------|----------|----------|----------|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|-------------|----------|
|          |          | $r_s$    | Ampl.-Rx | $r_s$       | Ampl.-Rx |          |          | $r_s$    | Ampl.-Rx | $r_s$       | Ampl.-Rx |
| 01.10.97 | 9        | -0,58**  | 1        | n.s.        | 6        | 17.07.98 | 10       | n.s.     | 95       | 0,53**      | 94       |
| 02.10.97 | 122      | n.s.     | 52       | n.s.        | 97       | 18.07.98 | 22       | n.s.     | 62       | n.s.        | 67       |
| 03.10.97 | 37       | -0,93*** | 24       | 0,95***     | 114      | 19.07.98 | 8        | -0,55**  | 61       | -0,56**     | 57       |
| 12.10.97 | 10       | -0,69*** | 6        | 0,96***     | 56       | 20.07.98 | 9        | 0,67***  | 63       | 0,75***     | 65       |
| 13.10.97 | 30       | n.s.     | 6        | 0,65***     | 72       | 21.07.98 | 17       | n.s.     | 132      | n.s.        | 129      |
|          |          |          |          |             |          | 22.07.98 | 15       | 0,77***  | 109      | 0,78***     | 110      |
| 03.01.98 | 58       | n.s.     | 5        | n.s.        | 40       | 23.07.98 | 10       | 0,66*    | 407      | 0,66***     | 406      |
| 18.01.98 | 25       | -0,43*   | 18       | n.s.        | 48       | 24.07.98 | 17       | 0,63**   | 334      | 0,63**      | 332      |
| 19.01.98 | 15       | 0,45*    | 14       | n.s.        | 16       | 25.07.98 | 5        | n.s.     | 432      | n.s.        | 430      |
| 20.01.98 | 20       | 0,47*    | 88       | 0,49*       | 90       | 26.07.98 | 9        | n.s.     | 529      | n.s.        | 529      |
| 21.01.98 | 17       | 0,41*    | 114      | 0,51*       | 111      | 27.07.98 | 7        | n.s.     | 610      | n.s.        | 610      |
|          |          |          |          |             |          | 28.07.98 | 7        | n.s.     | 529      | n.s.        | 529      |
| 03.03.98 | 30       | 0,46*    | 61       | -0,72***    | 67       | 29.07.98 | 11       | -0,76*** | 157      | -0,77***    | 157      |
| 04.03.98 | 16       | n.s.     | 118      | -0,51*      | 117      |          |          |          |          |             |          |
| 05.03.98 | 20       | n.s.     | 152      | n.s.        | 169      | 01.08.98 | 2        | n.s.     | 507      | n.s.        | 506      |
| 06.03.98 | 9        | 0,77***  | 183      | 0,74**      | 185      | 02.08.98 | 2        | n.s.     | 494      | n.s.        | 494      |
| 07.03.98 | 17       | 0,55**   | 156      | 0,50*       | 152      | 03.08.98 | 9        | n.s.     | 452      | n.s.        | 451      |

Tab. A13: Stündliche Mittelwerte (MW) und Standardabweichungen (Stdab) der Redoxpotenziale [mV] unter dem *Elymetum* und *Spartinetum* der Untersuchungsfläche Tümlauer Bucht I und in St. Peter-Ording beispielhaft für zwei Tage (14.08.97, 25.07.98), es gilt n=5 (St. Peter-Ording: *Spartinetum* n=4).

| Uhrzeit | Tümlauer Bucht |       |          |       |             |       |          |       | St. Peter-Ording |       |          |       |             |       |          |       |
|---------|----------------|-------|----------|-------|-------------|-------|----------|-------|------------------|-------|----------|-------|-------------|-------|----------|-------|
|         | Elymetum       |       |          |       | Spartinetum |       |          |       | Elymetum         |       |          |       | Spartinetum |       |          |       |
|         | 14.08.97       |       | 25.07.98 |       | 14.08.97    |       | 25.07.98 |       | 14.08.97         |       | 25.07.98 |       | 14.08.97    |       | 25.07.98 |       |
|         | MW             | Stdab | MW       | Stdab | MW          | Stdab | MW       | Stdab | MW               | Stdab | MW       | Stdab | MW          | Stdab | MW       | Stdab |
| 01:00   | 304            | 81    | 563      | 340   | 56          | 375   | 513      | 112   | 288              | 78    | 755      | 29    | 64          | 149   | 410      | 57    |
| 02:00   | 338            | 81    | 563      | 340   | 91          | 376   | 509      | 117   | 289              | 78    | 742      | 29    | 64          | 149   | 396      | 57    |
| 03:00   | 206            | 81    | 565      | 339   | -41         | 376   | 501      | 125   | 290              | 77    | 738      | 29    | 64          | 149   | 391      | 57    |
| 04:00   | 280            | 81    | 560      | 339   | 34          | 377   | 499      | 121   | 290              | 77    | 751      | 29    | 64          | 149   | 404      | 57    |
| 05:00   | 687            | 81    | 556      | 339   | 442         | 377   | 501      | 118   | 291              | 77    | 766      | 29    | 64          | 149   | 419      | 58    |
| 06:00   | 746            | 96    | 552      | 340   | 515         | 377   | 501      | 115   | 292              | 76    | 824      | 29    | 64          | 150   | 477      | 58    |
| 07:00   | 496            | 122   | 549      | 341   | 282         | 378   | 505      | 115   | 292              | 76    | 866      | 29    | 64          | 150   | 519      | 58    |
| 08:00   | 646            | 79    | 550      | 342   | 398         | 378   | 509      | 115   | 293              | 75    | 924      | 29    | 64          | 150   | 577      | 57    |
| 09:00   | 322            | 79    | 569      | 338   | 69          | 376   | 513      | 113   | 294              | 75    | 954      | 29    | 64          | 150   | 607      | 57    |
| 10:00   | 382            | 80    | 572      | 339   | 131         | 377   | 517      | 111   | 295              | 76    | 984      | 29    | 64          | 150   | 637      | 56    |
| 11:00   | 364            | 80    | 564      | 338   | 111         | 377   | 513      | 108   | 295              | 77    | 821      | 29    | 64          | 150   | 475      | 56    |
| 12:00   | 297            | 81    | 554      | 335   | 45          | 376   | 505      | 106   | 294              | 78    | 601      | 29    | 64          | 150   | 255      | 55    |
| 13:00   | 263            | 82    | 548      | 332   | 10          | 376   | 501      | 107   | 292              | 82    | 561      | 29    | 64          | 150   | 216      | 54    |
| 14:00   | 257            | 83    | 557      | 330   | 3           | 374   | 507      | 117   | 291              | 83    | 552      | 29    | 63          | 150   | 207      | 54    |
| 15:00   | 304            | 83    | 572      | 327   | 51          | 375   | 510      | 126   | 290              | 84    | 626      | 29    | 63          | 150   | 282      | 54    |
| 16:00   | 370            | 83    | 578      | 322   | 115         | 374   | 507      | 125   | 290              | 84    | 723      | 29    | 63          | 150   | 379      | 54    |
| 17:00   | 249            | 83    | 584      | 321   | -4          | 375   | 513      | 120   | 289              | 84    | 672      | 29    | 63          | 150   | 328      | 54    |
| 18:00   | 314            | 83    | 592      | 320   | 63          | 376   | 519      | 116   | 289              | 83    | 673      | 29    | 63          | 150   | 330      | 53    |
| 19:00   | 422            | 83    | 599      | 319   | 169         | 376   | 522      | 114   | 288              | 83    | 636      | 29    | 62          | 150   | 293      | 54    |
| 20:00   | 269            | 81    | 603      | 317   | 18          | 378   | 525      | 112   | 287              | 83    | 617      | 29    | 62          | 151   | 274      | 55    |
| 21:00   | 345            | 81    | 605      | 315   | 95          | 378   | 527      | 113   | 287              | 82    | 605      | 29    | 62          | 151   | 261      | 57    |
| 22:00   | 380            | 81    | 604      | 314   | 132         | 380   | 525      | 112   | 287              | 81    | 585      | 29    | 62          | 151   | 241      | 57    |
| 23:00   | 522            | 80    | 603      | 314   | 274         | 380   | 524      | 112   | 287              | 80    | 564      | 29    | 62          | 151   | 219      | 57    |
| 00:00   | 259            | 80    | 601      | 313   | 11          | 381   | 520      | 111   | 288              | 79    | 569      | 29    | 61          | 151   | 223      | 58    |

Tab. A14: Mittelwerte (MW), Mediane, Minimal-, Maximalwerte, Amplituden (Ampl.), Quartile und die Verhältnisse zwischen Maximal- und Minimalwerten der Chloridkonzentrationen [Cl %] der verschiedenen Vegetationstypen der Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I) und in St. Peter-Ording (StP) in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe sowie die Ergebnisse des Tukey-Tests ( $p > 0,05$ ), bezogen auf die jeweilige Untersuchungsfläche. Gleicher Buchstabe (letzte Spalte) bedeutet keine signifikanten Unterschiede zwischen den Vegetationstypen einer Untersuchungsfläche und einer Bodentiefe (für die Untersuchungsflächen und jeweils eine Bodentiefe getrennt zu lesen). Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind der Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen.

| Chlorid ‰ |      |      |        |     |      |          |      |       |         |            |
|-----------|------|------|--------|-----|------|----------|------|-------|---------|------------|
| 0-10 cm   | VT   | MW   | Median | Min | Max  | Quartile |      | Ampl. | Max/Min | Tukey-Test |
| TB I      | E    | 10,7 | 11,0   | 3,2 | 20,9 | 6,3      | 14,1 | 17,7  | 6,5     | a          |
| TB I      | E-A  | 9,7  | 9,7    | 4,2 | 17,9 | 7,7      | 11,5 | 13,7  | 4,3     | a          |
| TB I      | A    | 9,8  | 9,0    | 3,9 | 18,5 | 5,7      | 13,5 | 14,6  | 4,8     | a          |
| TB I      | A-T  | 10,3 | 9,9    | 5,4 | 15,6 | 7,7      | 11,9 | 10,2  | 2,9     | a          |
| TB I      | T-Sp | 10,3 | 10,5   | 5,7 | 15,2 | 9,2      | 11,3 | 9,5   | 2,7     | a          |
| TB I      | Sp   | 11,3 | 11,4   | 6,9 | 17,2 | 9,9      | 13,0 | 10,3  | 2,5     | a          |

| 20-30 cm | VT   | MW   | Median | Min | Max  | Quartile |      | Ampl. | Max/Min | Tukey-Test |
|----------|------|------|--------|-----|------|----------|------|-------|---------|------------|
| TB I     | E    | 10,1 | 9,2    | 4,1 | 17,9 | 7,4      | 12,3 | 13,8  | 4,3     | a          |
| TB I     | E-A  | 10,1 | 9,3    | 3,9 | 20,4 | 7,5      | 11,0 | 16,5  | 5,2     | a          |
| TB I     | A    | 11,2 | 10,6   | 4,9 | 19,5 | 9,0      | 14,7 | 14,6  | 4,0     | a          |
| TB I     | A-T  | 10,9 | 11,3   | 3,9 | 16,6 | 8,3      | 12,5 | 12,6  | 4,2     | a          |
| TB I     | T-Sp | 10,2 | 10,6   | 0,9 | 15,1 | 8,9      | 11,9 | 14,2  | 16,6    | a          |
| TB I     | Sp   | 10,8 | 11,4   | 3,2 | 14,6 | 9,9      | 12,3 | 11,4  | 4,5     | a          |

| 0-10 cm | VT    | MW   | Median | Min | Max  | Quartile |      | Ampl. | Max/Min | Tukey-Test |
|---------|-------|------|--------|-----|------|----------|------|-------|---------|------------|
| StP     | E     | 7,9  | 7,9    | 2,4 | 18,5 | 4,4      | 9,5  | 16,1  | 7,6     | a          |
| StP     | E-F-A | 10,0 | 10,0   | 4,5 | 20,0 | 6,0      | 12,5 | 15,5  | 4,4     | ab         |
| StP     | F     | 6,2  | 5,4    | 1,7 | 13,9 | 3,6      | 6,6  | 12,2  | 8,1     | a          |
| StP     | F-A   | 6,8  | 6,5    | 2,2 | 13,7 | 4,0      | 8,0  | 11,5  | 6,3     | a          |
| StP     | A     | 8,6  | 7,2    | 2,5 | 18,5 | 4,2      | 13,7 | 15,9  | 7,3     | ab         |
| StP     | A-P   | 12,9 | 11,3   | 2,3 | 24,7 | 8,6      | 18,7 | 22,4  | 10,6    | b          |
| StP     | T     | 12,5 | 11,7   | 5,3 | 30,6 | 8,9      | 14,8 | 25,4  | 5,8     | b          |
| StP     | T-Sp  | 13,1 | 12,7   | 8,9 | 21,5 | 11,7     | 14,2 | 12,6  | 2,4     | b          |
| StP     | Sp    | 12,2 | 12,1   | 6,3 | 20,3 | 11,0     | 13,5 | 14,0  | 3,2     | b          |

| 20-30 cm | VT    | MW   | Median | Min | Max  | Quartile |      | Ampl. | Max/Min | Tukey-Test |
|----------|-------|------|--------|-----|------|----------|------|-------|---------|------------|
| StP      | E     | 8,5  | 8,6    | 3,6 | 17,2 | 5,1      | 11,0 | 13,7  | 4,8     | a          |
| StP      | E-F-A | 9,0  | 8,6    | 1,6 | 25,0 | 5,7      | 10,3 | 23,4  | 15,4    | ac         |
| StP      | F     | 8,4  | 7,2    | 2,7 | 19,9 | 6,0      | 10,4 | 17,2  | 7,5     | a          |
| StP      | F-A   | 8,4  | 8,8    | 2,8 | 15,9 | 4,9      | 12,2 | 13,1  | 5,7     | a          |
| StP      | A     | 9,4  | 8,6    | 2,1 | 25,3 | 5,7      | 11,4 | 23,3  | 12,3    | ac         |
| StP      | A-P   | 11,8 | 11,3   | 3,4 | 22,1 | 9,2      | 14,1 | 18,7  | 6,4     | ab         |
| StP      | T     | 11,8 | 9,8    | 5,4 | 28,8 | 7,9      | 14,8 | 23,4  | 5,3     | ab         |
| StP      | T-Sp  | 14,8 | 12,7   | 9,6 | 30,0 | 12,0     | 16,1 | 20,3  | 3,1     | b          |
| StP      | Sp    | 13,6 | 13,4   | 5,9 | 23,7 | 11,8     | 15,2 | 17,9  | 4,0     | bc         |

Tab. A15: Mittelwerte (MW), Mediane, Minimal-, Maximalwerte, Amplituden (Ampl.), Quartile und die Verhältnisse zwischen Maximal- und Minimalwerten der Sulfat-S-Konzentrationen [SO<sub>4</sub>-S ‰] der verschiedenen Vegetationstypen der Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I) und St. Peter-Ording (StP) in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe sowie die Ergebnisse des Tukey-Tests (p>0,05), bezogen auf die jeweilige Untersuchungsfläche. Gleicher Buchstabe (letzte Spalte) bedeutet keine signifikanten Unterschiede zwischen den Vegetationstypen einer Untersuchungsfläche und einer Bodentiefe (für die Untersuchungsflächen und jeweils eine Bodentiefe getrennt zu lesen). Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind der Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen.

| Sulfat-S [‰] |      |      |        |      |      |          |      |       |         |            |
|--------------|------|------|--------|------|------|----------|------|-------|---------|------------|
| 0-10 cm      | VT   | MW   | Median | Min  | Max  | Quartile |      | Ampl. | Max/Min | Tukey-Test |
| TB I         | E    | 0,54 | 0,49   | 0,13 | 1,25 | 0,30     | 0,68 | 1,1   | 10,0    | a          |
| TB I         | E-A  | 0,46 | 0,46   | 0,21 | 1,27 | 0,31     | 0,55 | 1,1   | 6,0     | a          |
| TB I         | A    | 0,49 | 0,43   | 0,19 | 1,01 | 0,27     | 0,67 | 0,8   | 5,3     | a          |
| TB I         | A-T  | 0,53 | 0,48   | 0,19 | 1,15 | 0,35     | 0,68 | 1,0   | 6,2     | a          |
| TB I         | T-Sp | 0,55 | 0,52   | 0,20 | 0,96 | 0,44     | 0,63 | 0,8   | 4,8     | a          |
| TB I         | Sp   | 0,59 | 0,57   | 0,29 | 1,27 | 0,40     | 0,75 | 1,0   | 4,3     | a          |

| 20-30 cm | VT   | MW   | Median | Min  | Max  | Quartile |      | Ampl. | Max/Min | Tukey-Test |
|----------|------|------|--------|------|------|----------|------|-------|---------|------------|
| TB I     | E    | 0,49 | 0,45   | 0,31 | 0,99 | 0,36     | 0,58 | 0,7   | 3,3     | a          |
| TB I     | E-A  | 0,51 | 0,46   | 0,22 | 0,93 | 0,37     | 0,63 | 0,7   | 4,2     | a          |
| TB I     | A    | 0,55 | 0,51   | 0,24 | 0,96 | 0,44     | 0,70 | 0,7   | 4,0     | a          |
| TB I     | A-T  | 0,56 | 0,56   | 0,24 | 1,02 | 0,40     | 0,68 | 0,8   | 4,3     | a          |
| TB I     | T-Sp | 0,55 | 0,54   | 0,20 | 0,97 | 0,40     | 0,65 | 0,8   | 4,8     | a          |
| TB I     | Sp   | 0,58 | 0,62   | 0,14 | 0,96 | 0,44     | 0,69 | 0,8   | 6,7     | a          |

| 0-10 cm | VT    | MW   | Median | Min  | Max  | Quartile |      | Ampl. | Max/Min | Tukey-Test |
|---------|-------|------|--------|------|------|----------|------|-------|---------|------------|
| StP     | E     | 0,51 | 0,42   | 0,15 | 1,67 | 0,31     | 0,52 | 1,5   | 11,5    | abcde      |
| StP     | E-F-A | 0,64 | 0,66   | 0,28 | 1,28 | 0,36     | 0,88 | 1,0   | 4,6     | cde        |
| StP     | F     | 0,34 | 0,27   | 0,15 | 0,83 | 0,19     | 0,45 | 0,7   | 5,6     | ab         |
| StP     | F-A   | 0,36 | 0,34   | 0,14 | 0,64 | 0,25     | 0,51 | 0,5   | 4,6     | ac         |
| StP     | A     | 0,44 | 0,41   | 0,13 | 0,85 | 0,27     | 0,63 | 0,7   | 6,6     | abcd       |
| StP     | A-P   | 0,65 | 0,63   | 0,16 | 1,21 | 0,36     | 0,87 | 1,0   | 7,6     | de         |
| StP     | T     | 0,59 | 0,53   | 0,26 | 0,94 | 0,40     | 0,80 | 0,7   | 3,6     | bcde       |
| StP     | T-Sp  | 0,70 | 0,69   | 0,41 | 1,76 | 0,49     | 0,80 | 1,3   | 4,3     | e          |
| StP     | Sp    | 0,66 | 0,59   | 0,41 | 1,09 | 0,54     | 0,75 | 0,7   | 2,6     | de         |

| 20-30 cm | VT    | MW   | Median | Min  | Max  | Quartile |      | Ampl. | Max/Min | Tukey-Test |
|----------|-------|------|--------|------|------|----------|------|-------|---------|------------|
| StP      | E     | 0,49 | 0,50   | 0,23 | 0,97 | 0,33     | 0,57 | 0,7   | 4,1     | ab         |
| StP      | E-F-A | 0,57 | 0,54   | 0,16 | 1,22 | 0,33     | 0,63 | 1,1   | 7,8     | ab         |
| StP      | F     | 0,46 | 0,39   | 0,19 | 0,98 | 0,29     | 0,51 | 0,8   | 5,1     | ab         |
| StP      | F-A   | 0,42 | 0,40   | 0,22 | 0,73 | 0,28     | 0,56 | 0,5   | 3,4     | a          |
| StP      | A     | 0,50 | 0,48   | 0,13 | 1,03 | 0,37     | 0,59 | 0,9   | 7,9     | ab         |
| StP      | A-P   | 0,62 | 0,55   | 0,31 | 1,66 | 0,44     | 0,73 | 1,3   | 5,3     | b          |
| StP      | T     | 0,53 | 0,49   | 0,24 | 1,15 | 0,40     | 0,62 | 0,9   | 4,9     | ab         |
| StP      | T-Sp  | 0,70 | 0,68   | 0,39 | 1,38 | 0,53     | 0,78 | 1,0   | 3,5     | b          |
| StP      | Sp    | 0,64 | 0,64   | 0,43 | 0,90 | 0,53     | 0,74 | 0,5   | 2,1     | b          |

Tab. A16: Mittelwerte der Chlorid- und Sulfat-S-Konzentrationen sowie signifikante Unterschiede zwischen vergleichbaren Vegetationstypen der verschiedenen Untersuchungsflächen Tümlauer Bucht I (TB I) und St. Peter-Ording (StP) in 0 bis 10 cm und 20 bis 30 cm Bodentiefe an jeweils einem Termin. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede (Tukey-Test,  $p < 0,05$ ), Die Buchstaben beziehen sich jeweils auf einen Termin und einen Vegetationstyp; —: keine Werte vorhanden. Die Abkürzungen der Vegetationstypen sind der Tab. 2 (s. 3.1) zu entnehmen.

### Chlorid [‰]

| 0-10 cm      | E    |      | A    |      | T-Sp |      | Sp   |      |
|--------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Datum        | TB I | StP  |
| 16./17.12.96 | 4 a  | 8 a  | 6 a  | 3 b  | 9 a  | 12 b | 11 a | 12 a |
| 05./06.03.97 | 15 a | 10 a | 12 a | 4 b  | 10 a | 12 a | 11 a | 10 a |
| 14./15.04.97 | 10 a | 13 a | 6 a  | 7 a  | 10 a | 11 a | 10 a | 13 b |
| 02./03.06.97 | 13 a | 5 b  | 13 a | 10 a | 11 a | 16 b | 11 a | 15 b |
| 29./30.06.97 | 11 a | 4 a  | 10 a | 15 a | 11 a | 13 a | 13 a | 15 a |
| 08./11.09.97 | 12 a | 9 a  | 11 a | 14 a | 11 a | 14 a | 13 a | 11 a |

| 20-30 cm     | E    |      | A    |      | T-Sp |      | Sp   |      |
|--------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Datum        | TB I | StP  |
| 16./17.12.96 | 7 a  | 5 a  | 9 a  | 6 a  | 9 a  | 13 a | 12 a | 13 a |
| 05./06.03.97 | 11 a | 5 a  | 14 a | 4 b  | 10 a | 12 a | 12 a | 11 a |
| 14./15.04.97 | 10 a | 9 a  | 9 a  | 9 a  | 9 a  | 13 b | 8 a  | 14 b |
| 02./03.06.97 | 9 a  | 10 a | 9 a  | 9 a  | 10 a | 22 b | 10 a | 15 b |
| 29./30.06.97 | 12 a | 13 a | 11 a | 17 a | 12 a | 17 a | 12 a | 15 a |
| 08./11.09.97 | 13 a | 9 a  | 15 a | 12 a | 12 a | 14 a | 11 a | 15 a |

### Sulfat-S [‰]

| 0-10 cm      | E     |       | A     |       | T-Sp  |       | Sp    |       |
|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Datum        | TB I  | StP   |
| 16./17.12.96 | 0,2 a | 0,4 b | 0,3 a | 0,2 b | 0,4 a | 0,5 a | 0,5 a | 0,5 a |
| 05./06.03.97 | 0,9   | —     | 0,6   | —     | 0,5   | —     | 0,6   | —     |
| 14./15.04.97 | 0,4 a | 0,6 a | 0,3 a | 0,3 a | 0,4 a | 0,5 a | 0,4 a | 0,6 a |
| 02./03.06.97 | 0,7 a | 0,5 a | 0,7 a | 0,5 a | 0,6 a | 1,0 a | 0,6 a | 0,8 a |
| 29./30.06.97 | 0,6 a | 0,2 a | 0,5 a | 0,6 a | 0,6 a | 0,6 a | 0,6 a | 0,8 a |
| 08./11.09.97 | 0,6 a | 0,8 a | 0,6 a | 0,7 a | 0,8 a | 0,8 a | 0,8 a | 0,7 b |

| 20-30 cm     | E     |       | A     |       | T-Sp  |       | Sp    |       |
|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Datum        | TB I  | StP   |
| 16./17.12.96 | 0,3 a | 0,3 a | 0,5 a | 0,3 a | 0,4 a | 0,5 a | 0,6 a | 0,6 a |
| 05./06.03.97 | 0,6   | —     | 0,7   | —     | 0,5   | —     | 0,6   | —     |
| 14./15.04.97 | 0,4 a | 0,5 b | 0,3 a | 0,6 b |
| 02./03.06.97 | 0,4 a | 0,5 a | 0,5 a | 0,5 a | 0,4 a | 0,9 b | 0,4 a | 0,7 b |
| 29./30.06.97 | 0,6 a | 0,7 a | 0,5 a | 0,7 a | 0,7 a | 0,8 a | 0,7 a | 0,6 a |
| 08./11.09.97 | 0,6 a | 0,5 a | 0,7 a | 0,6 a | 0,8 a | 0,8 a | 0,8 a | 0,7 a |



## **Danksagung**

Ich möchte mich bei allen bedanken, die mich bei meiner Arbeit unterstützt haben.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Klaus Dierßen, der mir große Freiheit bei der Wahl des Themas ließ und mir immer die Möglichkeit zum selbständigen Arbeiten gab, der mir großes Vertrauen entgegen gebracht, eine unendliche Geduld gezeigt und immer an die Fertigstellung dieser Arbeit geglaubt hat. Ausdrücklich möchte ich mich bei Frau Prof. Dr. Kathrin Kiehl für die konstruktive Kritik und das sorgfältige Korrekturlesen bedanken. Ihre stets motivierenden Worte sowie ihr immer offenes Ohr nicht nur für fachliche Probleme haben mich immer wieder bestärkt, diese Arbeit fertig zu stellen.

Ohne die kompetente Hilfe von Lutz Becker wäre der Einsatz der Sonden und Logger zur Datenerhebung im Gelände nicht möglich gewesen. Stefan Worms baute die Tensiometer. Herr Walter nahm es auf sich, die speziellen Konstruktionen für die Grundwassermessbrunnen und für den Schutz der Datalogger anzufertigen. Jessica Müller schlug sich im Labor mit zahlreichen Bodenproben rum und trotzte Wind und Wetter an der Westküste, um zuverlässig die Datenerhebung fortzusetzen, als ich schon in Viersen weilte. Isabelle Frese digitalisierte die Vegetationskarten und Matthias Pfisterer korrigierte das englische Summary. Allen vielen Dank!

Frau Helga Plähn und Frau Annelie Osterrod danke ich für die Unterstützung bei verwaltungs- bzw. labortechnischen Fragen und allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der ehemaligen Landestelle für Vegetationskunde, besonders Reimert Neuhaus, für die bereichernden Diskussionen, die gute Arbeitsatmosphäre und Zusammenarbeit während meiner Zeit in Kiel.

Mein herzlicher Dank gilt auch Sabine Gettner und Hannes Matthiesen, die mir meine Aufenthalte an der Westküste mit ihrer Gesellschaft und interessanten Diskussionen nach langen einsamen Stunden auf der Salzmarsch und nicht zuletzt mit einer Übernachtungsmöglichkeit erleichtert und verschönt haben. Bedanken möchte ich mich bei Angela Köbel, die mich bei der Geländearbeit unterstützte, mir immer mit Rat und Tat zur Seite stand und mich bei meinen Besuchen in Kiel verwöhnte. Gabi Granert-Wolf danke ich für die Erledigung wichtiger Formalitäten in Kiel.

Insbesondere möchte ich mich aber bei meinen Geschwistern und Eltern bedanken. Thomas und Uwe Aegerter opferten ihren Urlaub, um mir tatkräftig bei den Geländearbeiten zu helfen. Meine Eltern legten schon früh mit unseren Zelturlaube an der Nordsee einen Grundstock für meine Begeisterung für das Ökosystem Wattenmeer und waren jederzeit bereit, mich auf der Salzmarsch oder mit der Betreuung von Marit während der Datenerhebung und der langen Auswertungs- und Fertigstellungsphase tatkräftig und moralisch zu unterstützen. DANKE!

Vor allen Dingen möchte ich meinem Mann Joachim Rudnick-Aegerter für die Möglichkeit danken, mich neben der Kinderziehung und Familienorganisation dieser Arbeit widmen zu können, und für den fortwährenden Zuspruch, mein Ziel, die Arbeit zum Abschluss zu bringen, nicht aus den Augen zu verlieren. Und Marit hat mir immer wieder gezeigt, dass sich die Entscheidung für einen "längeren" Weg zur Fertigstellung der Arbeit gelohnt hat und nicht nur Salzmarschen eine wichtige Bedeutung haben. Vielen Dank euch beiden!

Herzlich bedanken möchte ich mich auch bei allen meinen Freunden und Freundinnen, die mir in den Jahren von der Datenerhebung bis zur Fertigstellung dieser Arbeit in der einen oder anderen Weise zur Seite gestanden haben.

Diese Arbeit wurde während der Zeit der Datenerfassung von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert.



## **Erklärung**

Hiermit erkläre ich, dass die vorliegende Dissertationsschrift, abgesehen von der Beratung durch meine Betreuer, nach Inhalt und Form meine eigene Arbeit ist.

Die Arbeit wurde bisher weder ganz noch teilweise einer anderen Stelle im Rahmen eines Prüfungsverfahrens vorgelegt, veröffentlicht oder zur Veröffentlichung eingereicht.

Entstanden ist diese Arbeit nach den Regeln der Deutschen Forschungsgemeinschaft zur guten wissenschaftlichen Praxis.

Kiel, den.....

.....

Unterschrift

