

Wasser- und Nährstoffhaushalt grundwasserabhängiger Pflanzengesellschaften der feuchten Dünentäler auf den Ostfriesischen Inseln

Vom Fachbereich Biologie, Geo- und Umweltwissenschaften der
Carl von Ossietzky Universität Oldenburg zur Erlangung des Grades
einer Doktorin der Naturwissenschaften

angenommene

Dissertation

von

Dipl.-Biologin Nicole Armbrüster,
geboren am 20.06.1973 in Celle

2002

Erstreferent: Prof. Dr. Peter Janiesch

Korreferent: Prof. Dr. Dieter J. von Willert

Tag der Disputation: 30.05.2003

Danksagung

Ganz herzlich möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. P. Janiesch für die Überlassung des Themas dieser Dissertation sowie für die stete Diskussionsbereitschaft und die hilfreichen Anregungen zu dieser Arbeit bedanken.

Des Weiteren danke ich Frau Prof. Dr. L. Giani für die Korrektur des bodenkundlichen Teils und die wertvollen Diskussionen bei der Auswertung der Daten.

Für die technische Unterstützung auf Langeoog danke ich herzlich Klaus-Peter Schleicher (TU Braunschweig). Ebenso gilt mein Dank Hartmut Stosnach (TU Braunschweig) für die Hilfe bei den Geländearbeiten auf den Inseln. Auch den Mitarbeitern der Stadtwerke Norderney und des OOWV (Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband) sei hiermit für ihre Hilfsbereitschaft gedankt. Dem Niedersächsischen Landesamt für Ökologie in Hannover danke ich herzlich für die Bereitstellung der Wetterdaten im Untersuchungszeitraum.

Meinen Projektpartnern Katrin Naumann (TU Braunschweig), Gloria Marggraf (TU Braunschweig), Jörg Petersen (Universität Hannover) und Jürgen Leist (Universität Hannover) möchte ich ebenfalls ein großes Dankeschön aussprechen. Mit ihnen erlebte ich anstrengende, aber schöne Tage auf den Inseln und konnte wertvolle Diskussionen führen.

Ein ganz besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. D. von Willert (Universität Münster), der die Apparaturen zur Messung des Gaswechsels und der Chlorophyllfluoreszenz zur Verfügung gestellt hat. Seine stets geschaltete „Hotline“ konnte so manche Verzweiflungstat verhindern. Außerdem danke ich ihm für seine Hilfs- und Diskussionsbereitschaft bei der Auswertung der Daten. Des Weiteren sei Herrn G. Plenge (Universität Münster) und Herrn F.-A. Austenfeld (Universität Münster) ganz herzlich gedankt, die ebenfalls bei technischen Problemen mit den Geräten sowohl per Telefon als auch vor Ort eine große Hilfe waren.

Allen Mitgliedern der AG Pflanzenökologie möchte ich für ihre Hilfe und dem überaus netten Klima in der Arbeitsgruppe danken. Ganz besonders bedanke ich mich bei Jutta Rach und Brigitte Rieger. Gunda Sänglerlaub und Sabine Willig waren mir außerdem bei der praktischen Arbeit im Labor eine große Hilfe.

Ein ganz großer Dank geht an die vielen „Helferlein“, die mir bei Wind und Wetter auf den Inseln tatkräftig zur Seite gestanden und die Stunden auf den Inseln zu einem unvergesslichen Erlebnis gemacht haben. Ohne sie (und den Fischbrötchen) wäre die Feldarbeit in dieser Form nicht möglich gewesen. Auch bei den „Helferlein“ im Labor bedanke ich mich ganz herzlich.

Schließlich möchte ich mich bei Sven Hermans, meiner Familie und meinen Freunden bedanken, die mich während der Doktorarbeit immer wieder motiviert und unterstützt haben. Vielen, vielen Dank!!!

Die vorliegende Untersuchung wurde im Rahmen des interdisziplinären Projekts „Umweltverträgliche Grundwasserbewirtschaftung in hydrogeologisch und ökologisch sensiblen Bereichen der Nordseeküste“ durchgeführt. Finanziell gefördert wurde sie von der Volkswagenstiftung Hannover, dem Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverband (OOWV Brake) sowie der Stadt, Kurverwaltung und den Stadtwerken Norderney.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
1.1 Fragestellung und Zielsetzung	3
2. Bedeutung der Vegetation in Küstenökosystemen	9
3. Untersuchungsgebiet	11
3.1 Lage und Entstehung der Inseln	11
3.2 Klima	12
3.3 Wasserhaushalt einer Ostfriesischen Insel	15
3.4 Pflanzengesellschaften der feuchten Dünentäler	16
4. Material und Methoden	23
4.1 Auswahl der Pflanzengesellschaften	23
4.2 Auswahl der Probeflächen	24
4.3 Hydrologie	26
4.3.1 Grundwasserstände	26
4.3.2 Bodenwassergehalte	26
4.3.3 Wechselfeuchteindex	27
4.3.4 Erfassung von Wasserhaushaltsparametern	27
4.4 Bestimmung bodenphysikalischer und bodenchemischer Parameter	28
4.5 Bestimmung der Stickstoff-Netto-Mineralisation	31
4.6 Analyse von Niederschlagswasser	32
4.7 Untersuchung von Sickerwasser	33
4.8 Laborlysimeterversuch	33
4.8.1 Lysimetergefäße.....	33
4.8.2 Entnahme der Bodenmonolithen.....	34
4.8.3 Versuchsdurchführung	35
4.9 Gaswechselfmessungen	37
4.9.1 <i>Carex nigra</i> (L.) Reichard - Beschreibung der Art.....	37
4.9.2 Lysimetergefäße.....	39
4.9.3 Probenentnahme	39
4.9.4 Versuchsdurchführung	39
4.9.5 Gaswechselfmessungen	40
4.9.5.1 Lichtabhängigkeitskurven	41
4.9.5.2 A-ci-Kurven und Photorespiration	43
4.9.5.3 Chlorophyllfluoreszenz	45
4.9.5.4 Statistische Auswertung	46

5. Ergebnisse und Diskussionen.....	47
5.1 Hydrologie	47
5.1.1 Grundwasserganglinien.....	47
5.1.2 Wechselfeuchteindex	51
5.1.3 Bodenwassergehalte.....	52
5.1.4 Diskussion	57
5.2 Bodenkundliche Charakterisierung.....	62
5.2.1 Kurzcharakterisierung der Probeflächen.....	62
5.2.2 Bodenprofile	63
5.2.3 pH-Werte	67
5.2.4 Gesamtnährstoffe.....	68
5.2.5 Austauschbare Kationen und Kationenaustauschkapazität.....	69
5.2.6 C/N-Verhältnisse	71
5.2.7 Diskussion	72
5.3 Mineralstickstoffdynamik	77
5.3.1 Jahresverläufe.....	77
5.3.2 Jahresbilanzen	83
5.3.3 Stickstoffvorräte und Stickstofffreisetzung	87
5.3.4 Diskussion	88
5.4 Analyse von Niederschlags- und Sickerwasser	94
5.4.1 Niederschlagswasser	94
5.4.2 Sickerwasser	96
5.4.2.1 pH-Werte	96
5.4.2.2 Stickstoff	97
5.4.2.3 Nährstoffe	98
5.4.3 Bilanzierung der Stickstoffeinträge und -austräge	99
5.4.4 Diskussion	100
5.5 Bodenchemische Prozesse in Abhängigkeit unterschiedlicher Wassergehalte	104
5.5.1 Verlauf des volumetrischen Wassergehalts	104
5.5.2 Sickerwasser	105
5.5.2.1 pH-Werte	105
5.5.2.2 Mineralstickstoffkonzentrationen	106
5.5.3 Boden	107
5.5.3.1 pH-Werte	107
5.5.4 Abpumpfraktionen	110
5.5.4.1 pH-Werte	110
5.5.4.2 Mineralstickstoffkonzentrationen	111
5.5.5 Diskussion	113

5.6 Gaswechselfmessungen	119
5.6.1 Lichtabhängigkeitskurven.....	120
5.6.2 Abhängigkeit der CO ₂ -Austauschrate vom CO ₂ -Partialdruck	121
5.6.3 Photorespiration	123
5.6.4 Abhängigkeit der CO ₂ -Austauschrate von der stomatären Leitfähigkeit.....	124
5.6.5 Transpirationsrate	125
5.6.6 Wasserausnutzungskoeffizient.....	126
5.6.7 Chlorophyllfluoreszenz	127
5.6.8 Diskussion	127
6. Synthese	135
7. Zusammenfassung	142
8. Literatur	144

ANHANG

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Lage der Inseln Norderney und Langeoog in der Nordsee.....	11
Abb. 2:	Monatsmitteltemperaturen auf Langeoog und Norderney	13
Abb. 3:	Monatliche Niederschlagssummen auf Langeoog und Norderney	14
Abb. 4:	Schematische Darstellung einer Süßwasserlinse.....	15
Abb. 5:	Vereinfachtes Schema der Sukzession in der Hygroserie.....	17
Abb. 6:	<i>Caricetum trinervi-nigrae</i> auf Langeoog bei Überflutung im Frühjahr	18
Abb. 7:	<i>Empetro-Ericetum</i> am Südstrandpolder auf Norderney.....	19
Abb. 8:	<i>Betula pubescens</i> -Gesellschaft auf Langeoog bei Überflutung im Frühjahr.....	20
Abb. 9:	<i>Hieracio-Empetretum</i> auf Langeoog	22
Abb. 10:	Übersicht über die Probestellen auf der Insel Langeoog	24
Abb. 11:	Übersicht über die Probestellen auf der Insel Norderney	25
Abb. 12:	Laborlysimeter	34
Abb. 13:	Probenentnahme der Bodenmonolithen für die Laborlysimeterversuche	35
Abb. 14:	Übersicht über den Ablauf der Laborlysimeterversuche	37
Abb. 15:	<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard	38
Abb. 16:	Gaswechsellmessanlage.....	40
Abb. 17:	Kardinalpunkte von Lichtabhängigkeitskurven	42
Abb. 18:	Kardinalpunkte von A-c _i -Kurven.....	44
Abb. 19:	Grundwasserganglinien in der <i>Betula pubescens</i> -Gesellschaft	48
Abb. 20:	Grundwasserganglinien im <i>Caricetum trinervi-nigrae</i>	49
Abb. 21:	Grundwasserganglinien im <i>Empetro-Ericetum</i>	49
Abb. 22:	Grundwasserganglinien im <i>Hieracio-Empetretum</i>	50
Abb. 23:	Bodenwassergehalte der Oberböden der <i>Betula pubescens</i> -Gesellschaften	54
Abb. 24:	Bodenwassergehalte der Oberböden der <i>Caricetum trinervi-nigrae</i> -Standorte... ..	55
Abb. 25:	Bodenwassergehalte der Oberböden der <i>Empetro-Ericetum</i> -Standorte	56
Abb. 26:	Bodenwassergehalte der Oberböden der <i>Hieracio-Empetretum</i> -Standorte	57
Abb. 27:	Monatliche Stickstoff-Netto-Mineralisation in den Oberböden der <i>Betula pubescens</i> -Gesellschaften	78
Abb. 28:	Monatliche Stickstoff-Netto-Mineralisation in den Oberböden der <i>Caricetum trinervi-nigrae</i> -Standorte.....	80
Abb. 29:	Monatliche Stickstoff-Netto-Mineralisation in den Oberböden der <i>Empetro-Ericetum</i> -Standorte	81
Abb. 30:	Monatliche Stickstoff-Netto-Mineralisation in den Oberböden der <i>Hieracio-Empetretum</i> -Standorte	83

Abb. 31:	Jährliche Stickstoff-Netto-Mineralisationsraten in den Oberböden der <i>Betula pubescens</i> -Gesellschaften	84
Abb. 32:	Stickstoff-Netto-Mineralisationsraten (bezogen auf 8 Monate) in den Oberböden der <i>Caricetum trinervi-nigrae</i> -Standorte	85
Abb. 33:	Jährliche Stickstoff-Netto-Mineralisationsraten in den Oberböden der <i>Empetro-Ericetum</i> -Standorte	86
Abb. 34:	Jährliche Stickstoff-Netto-Mineralisationsraten in den Oberböden der <i>Hieracio-Empetretum</i> -Standorte	86
Abb. 35:	Eintrag von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ auf Norderney in den Jahren 2000 und 2001	95
Abb. 36:	Eintrag von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ auf Langeoog in den Jahren 2000 und 2001	95
Abb. 37:	pH-Werte des Sickerwassers	96
Abb. 38:	$\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen des Sickerwassers.....	97
Abb. 39:	Nährstoff-Konzentrationen des Sickerwassers.....	98
Abb. 40:	Stickstoffbilanz für das Jahr 2001 am Feuchtheidestandort L4* auf Langeoog...	99
Abb. 41:	Verlauf der Bodenwassergehalte in den Laborlysimetern 1-6	104
Abb. 42:	Verlauf der pH-Werte des Sickerwassers in den Laborlysimetern 1-6	105
Abb. 43:	Verlauf der N_{min} -Konzentrationen im Sickerwasser der Laborlysimeter 1-6	106
Abb. 44:	Veränderungen der pH (KCl)-Werte im Boden der Laborlysimeter 1-6	108
Abb. 45:	Veränderungen der pH (H_2O)-Werte im Boden der Laborlysimeter 1-6	109
Abb. 46:	pH-Werte im Bodenwasser der einzelnen Fraktionen in den Laborlysimetern 1-6	111
Abb. 47:	N_{min} -Konzentrationen im Bodenwasser der einzelnen Abpumpfraktionen in den Laborlysimetern	112
Abb. 48:	Verlauf der Wassergehalte im Oberboden der Lysimeter 1 und 2 sowie Zeitpunkt der Gaswechselfmessungen.....	119
Abb. 49:	Netto- CO_2 -Austauschrate in Abhängigkeit der photosynthetisch aktiven Photonenflussdichte für <i>Carex nigra</i>	120
Abb. 50:	Netto- CO_2 -Austauschrate in Abhängigkeit der internen CO_2 -Konzentration in den Interzellularen für <i>Carex nigra</i>	122
Abb. 51:	A-c _i -Kurven bei 21% und 2% Luftsauerstoff	123
Abb. 52:	Zusammenhang zwischen Netto- CO_2 -Austauschrate und der stomatären Leitfähigkeit bei <i>Carex nigra</i>	124
Abb. 53:	Maximale Transpirationsraten von <i>Carex nigra</i> in Abhängigkeit unterschiedlicher Bodenfeuchteverhältnisse	125
Abb. 54:	Beziehung zwischen Netto- CO_2 -Aufnahme und Transpirationsrate bei <i>Carex nigra</i>	126
Abb. 55:	Fv/Fm-Werte.....	127

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Jahresniederschlagssummen auf Langeoog und Norderney	13
Tab. 2:	Beprobungshorizonte und Tiefen, aus denen Boden für die Bodenanalysen entnommen wurde	29
Tab. 3:	Untersuchungsprogramm für die durchgeführten Laboranalysen	30
Tab. 4:	Bebrütungs- und Berechnungszeiträume zur Bestimmung der Stickstoff-Netto-Mineralisation in den Oberböden der einzelnen Standorte	32
Tab. 5:	Feuchtegrade im Boden der Laborlysimeter	35
Tab. 6:	Chemische Zusammensetzung des Leitungswassers	36
Tab. 7:	Untersuchte Parameter bei den Lysimeterversuchen	36
Tab. 8:	Ökologische Zeigerwerte für die Seggenart <i>Carex nigra</i>	38
Tab. 9:	Gemessene Gaswechselgrößen mit Symbolen und Einheiten	41
Tab. 10:	Eckdaten der Grundwasserganglinien auf den untersuchten Standorten	51
Tab. 11:	Mittlere jährliche Bodenwassergehalte der einzelnen Standorte	53
Tab. 12:	Hydrologische Kennwerte der untersuchten Pflanzengesellschaften	58
Tab. 13:	Charakterisierung der Probeflächen auf Langeoog	62
Tab. 14:	Charakterisierung der Probeflächen auf Norderney	62
Tab. 15:	Profilbeschreibung eines Gleys	63
Tab. 16:	Profilbeschreibung eines Anmoorgleys	64
Tab. 17:	Profilbeschreibung eines Niedermoorgleys	64
Tab. 18:	Profilbeschreibung eines Podsol-Gleys	65
Tab. 19:	Profilbeschreibung eines Gley-Regosols	66
Tab. 20:	Profilbeschreibung eines Regosols	66
Tab. 21:	pH (KCl)- und pH (H ₂ O)-Werte in den Oberböden	67
Tab. 22:	Gesamtnährstoffe in den Oberböden	68
Tab. 23:	ΣaK , KAK_{eff} sowie Basensättigung in den Oberböden	70
Tab. 24:	C/N-Verhältnisse in den Oberböden	72
Tab. 25:	Gesamt-Stickstoffvorräte (N _t) und Stickstofffreisetzungsraten	87
Tab. 26:	Jährlicher Eintrag von NH ₄ -N und NO ₃ -N durch Niederschläge auf Langeoog und Norderney in den Jahren 2000 und 2001	94
Tab. 27:	N:P-Verhältnisse verschiedener Kompartimente der oberirdischen Biomasse in Heiden von Dünentälern auf Norderney	101
Tab. 28:	Kardinalpunkte der Lichtabhängigkeitskurven von <i>Carex nigra</i>	121
Tab. 29:	Ermittelte Parameter aus A-c _i -Kurven	122
Tab. 30:	Photorespiration von <i>Carex nigra</i>	124

Abkürzungen

a	Jahr
AAS	Atomabsorptionsspektrometer
aK	austauschbare Kationen
<i>Bet. pub.-Ges.</i>	<i>Betula pubescens</i> -Gesellschaft
BOF	Bodenoberfläche
BS	Basensättigung
CE	Carboxylierungseffizienz [$\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]
c_i	CO ₂ -Konzentration in den Interzellularen [ppm]
C/N	Verhältnis zwischen Gesamtkohlenstoff- und -stickstoffgehalt
<i>C. tri.-nig.</i>	<i>Caricetum trinervi-nigrae</i>
ΔG	Amplitude des Grundwasserstandes
GOF	Geländeoberfläche
<i>Emp.-Eric.</i>	<i>Empetro-Ericetum</i>
ET _p	potenzielle Evapotranspiration
FK	Feldkapazität
Φ	Photonenwirksamkeit [$\mu\text{mol } \mu\text{mol}^{-1}$]
Γ	CO ₂ -Konzentration am Kompensationspunkt [ppm]
$g_{\text{H}_2\text{O}}$	Blattleitfähigkeit für H ₂ O [$\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]
Gew%	Gewichtsprozent
G _{max}	maximaler Grundwasserstand
G _{min}	minimaler Grundwasserstand
GWS	Grundwasserstand
<i>Hier.-Emp.</i>	<i>Hieracio-Empetretum</i>
I _k	Lichtkompensationspunkt [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]
I _s	Lichtsättigungspunkt [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]
J _{CO₂}	Netto-CO ₂ -Austauschrate [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]
J _{H₂O}	Transpirationsrate [$\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]
KAK _{eff}	effektive Kationenaustauschkapazität
Lys	Lysimeter
$\text{max } J_{\text{CO}_2}$	maximale CO ₂ -Aufnahmekapazität [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]
n	Anzahl der Proben
N	Stickstoff
n.b.	nicht bearbeitet
N _{min}	mineralisierter Stickstoff

N _t	Gesamtstickstoff
PPFD	Photosynthetisch aktive Photonenflussdichte [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]
R	Respiration [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]
ΣaK	Summe austauschbarer Kationen
SD	Standardabweichung
SK	Saugkerze
TS	Trockensubstanz
θ	volumetrischer Wassergehalt [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$]
ü. / u. GOF	über / unter Geländeoberfläche
WI	Wechselfeuchteindex / -indices
WG	Wassergehalt
WUE	molarer Wasserausnutzungskoeffizient (water-use efficiency) [$\mu\text{mol mmol}^{-1}$]

1. Einleitung

Die feuchten Dünentäler der Ostfriesischen Inseln stellen für Pflanzen einen extremen Lebensraum dar. Hier kommt es in den Winter- und Frühjahrsmonaten, in sehr regenreichen Jahren durchaus auch im Sommer, zu Staunässe und Überflutungen der Böden, die unter Umständen mehrere Monate andauern können.

Der eigentliche Stressfaktor ist dabei nicht der Überschuss an Wasser selbst, sondern die geringe Durchlüftung bzw. das Auftreten anaerober Bedingungen. Da die Diffusion von Sauerstoff in Wasser um den Faktor 10.000 geringer ist als in der Luft, kommt es schnell zu Hypoxie bzw. Anoxie im Boden. Innerhalb weniger Tage ist der im Boden gelöste Sauerstoff durch die atmenden Pflanzenwurzeln und aeroben Mikroorganismen aufgebraucht (BLACKWELL 1983). Lediglich die obersten Millimeter bis wenige Zentimeter eines wasser-gesättigten bzw. überfluteten Bodens können mit Sauerstoff aus der Luft oder des überstauenden Wasserkörpers versorgt werden (aerobe Schicht), ansonsten herrschen anaerobe Verhältnisse vor (GAMBRELL et al. 1991). Unter diesen Bedingungen dominieren fakultativ oder obligat anaerobe Mikroorganismen, die bei Überflutung andere Elektronen- bzw. Wasserstoffakzeptoren als Sauerstoff bei der Atmung verwenden können.

Die Anoxie im Boden führt zur Verringerung der Redoxpotenziale. Damit kommt es zu grundlegenden Veränderungen bodenchemischer Prozesse, die sich unmittelbar auf das Pflanzenwachstum auswirken können. Dazu gehören beispielsweise die Reduktion oxidierter Substanzen, Hemmung der Nitrifikation, Ammonium wird Hauptstickstoffquelle, Stickstoffverluste durch Denitrifikation und Anreicherung von CO_2 , CH_4 , H_2S , H_2 (BRÄNDLE 1996).

Pflanzen, die sich in den feuchten Dünentälern etablieren, müssen daher spezielle Anpassungen aufweisen, um längere Phasen unter anoxischen Bedingungen im Boden überdauern zu können. Dies kann die Ausbildung von Aerenchymen sein, die bei Sauerstoffmangel die Versorgung der Wurzeln mit Luftsauerstoff verbessern sowie die Abgabe von Sauerstoff in die Rhizosphäre (MOOG & JANIESCH 1990, BLOM & VOESENEK 1996). Des Weiteren sind Umstellung der mitochondrialen Atmung auf Gärungsprozesse und Reduzierung der Stoffwechselaktivität zu nennen (JANIESCH 1991, PEZESHKI 1993, PEZESHKI et al. 1996). Auch Intensität und Dauer der Überflutung spielen für die Etablierung von Arten bzw. Pflanzengesellschaften eine bedeutende Rolle (JOLY & CRAWFORD 1982, BLOM et al. 1990). Der Grad der Anpassung an anaerobe Bedingungen grenzt den Lebensraum der Pflanzenarten in den feuchten Dünentälern sehr stark ab (JONES & ETHERINGTON 1970, 1971, SCHAT 1984, VAN BECKHOVEN 1992). Demgegenüber muss allerdings auch eine ausreichende Wasserversorgung in den Sommermonaten gewährleistet sein.

Über Untersuchungen von grundwasserabhängigen Pflanzengesellschaften im Küstenbereich liegen für das niederländische Festland und die Westfriesischen Inseln bereits zahlreiche hydrologische und pflanzenökologische Arbeiten vor (GROOTJANS et al. 1991, 2001, OLFF et al. 1993, ERNST et al. 1996, SIVAL 1996, LAMMERTS & GROOTJANS 1998, LAMMERTS et al. 1999, 2001), die in erster Linie in basiphilen Pioniergesellschaften der feuchten Dünentäler durchgeführt wurden.

Auf den Ostfriesischen Inseln beschränken sich Charakterisierungen des Wasser- und Nährstoffhaushalts bisher auf die Pflanzengesellschaften der Xeroserie (trockene Dünen) (EIS 1990, GERLACH 1993, GERLACH et al. 1994, GROEBLER 1999, KAHLE 1999). Für Gesellschaften der feuchten Dünentäler (Hygroserie) wurden bislang hauptsächlich pflanzensoziologische Arbeiten vorgenommen (NEUHAUS 1990, HOBOMH 1993, PETERSEN 2000), intensive Untersuchungen der ökologischen Bedingungen sind allerdings nicht vorhanden. Vor allem für ältere Sukzessionsstadien wie Braunseggen Sümpfe, Feuchtheiden und Birkenwälder liegt kaum Datenmaterial vor. Da es sich hierbei um Vegetationseinheiten handelt, die sehr charakteristisch für feuchte Dünentäler sind und flächenmäßig einen großen Anteil ausmachen, kommt ihnen eine besondere Bedeutung zu (PETERSEN 2000).

Ein Ziel dieser Arbeit ist es daher, typische Pflanzengesellschaften älterer Sukzessionsstadien hinsichtlich ihrer Standortfaktoren zu charakterisieren und zu vergleichen. Dies ermöglicht es, Aussagen darüber zu treffen, mit welchen standörtlichen Bedingungen Pflanzen in den einzelnen Vegetationseinheiten konfrontiert sind und welche Anpassungen für eine erfolgreiche Etablierung vorausgesetzt werden müssen. Dadurch kann ein wichtiger Beitrag zum Verständnis der komplexen Sukzessionsabfolgen in den feuchten Dünentälern geleistet werden, welches die Voraussetzung für einen nachhaltigen Schutz darstellt. Durch anthropogene Einwirkungen wie Tourismus und Wasserförderung gehört die Vegetation der feuchten Dünentäler mittlerweile zu den am meisten bedrohten Pflanzengesellschaften im Küstenbereich (WESTHOFF et al. 1993, DVWK 1996a, POTT 1996).

1.1 Fragestellung und Zielsetzung

Ökosystemare Untersuchungen in Feuchtgebieten erfordern die Berücksichtigung hydrologischer Aspekte, da Wasser ein bedeutender Standortfaktor ist und sowohl direkten als auch indirekten Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung ausübt.

Für die Beschreibung hydrologischer Standorteigenschaften ist der Grundwasserstand ein wichtiger Parameter, der sich unmittelbar auf die Wasserversorgung von Pflanzen auswirken kann. Über die enge Beziehung zwischen Grundwasserstand und Vegetation berichten u. a. ZAWACKI (1999), LAMMERTS et al. (2001) und PETERSEN et al. (2001). Auch der Wechselfeuchteindex als Maß für die Intensität der Wechselfeuchte bietet sich zur hydrologischen Charakterisierung an, wie es SCHOLLE & SCHRAUTZER (1993) gezeigt haben.

Um Aussagen über die Wasserversorgung von Pflanzen zu treffen, sollte ausserdem die Bestimmung der Bodenwassergehalte erfolgen, die mit moderner Messtechnik (z.B. FDR-, TDR-Sonde) direkt am natürlichen Standort erfasst werden können (WEGEHENKEL 1998, IRMAK et al. 1999). Dadurch kann man zusätzliche Informationen darüber erhalten, wie viel Wasser den Pflanzen gerade im Sommer bei erhöhten Grundwasserabsenkungen in der Hauptwurzelzone zur Verfügung steht.

Bodenkundliche Charakterisierungen liegen bereits hauptsächlich für Pioniergesellschaften der feuchten Dünentäler der Niederlande (z.B. *Samolo-Littorelletum*, *Junco baltici-Schoenetum nigricantis*, *Centauro-Saginetum moniliformis*) in zahlreichen Arbeiten vor. Hier wurden zumeist Untersuchungen zur Akkumulation organischer Substanz, Versauerungsprozessen und Nährstoffverfügbarkeit (vor allem von Stickstoff und Phosphor) in den Böden sowie die Nährstoffakkumulationen in der Biomasse durchgeführt (KOERSELMAN 1992, SIVAL & GROOTJANS 1996, BERENDSE et al. 1998, GROOTJANS et al. 2001). Die Ergebnisse fanden vor allem in Zusammenhang einer möglichen Rekultivierung bereits degradierten Dünentäler besondere Berücksichtigung. Es konnte gezeigt werden, dass es sich bei diesen Pflanzengesellschaften um sehr nährstoffarme Vegetationseinheiten handelt, die gerade durch Versauerung und Nährstoffakkumulation im Laufe der Sukzession, aber auch durch künstlichen Eintrag stark in ihrer Existenz bedroht sind.

Ältere Sukzessionsstadien wie Feuchtheiden und Dünenwälder im Küstenbereich bzw. auf den Ostfriesischen Inseln fanden dagegen bislang kaum Berücksichtigung. Zwar existieren Arbeiten von RINGER (1994), HOBHOM (1995) und PETERSEN (2000), in denen pflanzenökologische Charakteristika innerhalb feuchter Heide- und Waldgesellschaften untersucht wurden. Diese standen aber meist nicht im Mittelpunkt, sondern wurden als Neben aspekt im Rahmen pflanzensoziologischer Untersuchungen durchgeführt.

Ergebnisse, die auf trockeneren Binnenheidestandorten z.B. von BARKMAN (1990) oder VAN RHEENEN et al. (1995) gewonnen wurden, sind nur bedingt auf küstengebundene Heiden übertragbar, da sie sich nach DIERSSEN (1993) unter anderem in ihrem Artenbestand, den vegetationswirksamen Standorteigenschaften und der Dynamik unterscheiden.

Daher erfolgt im Rahmen dieser Untersuchungen eine Erfassung grundlegender bodenkundlicher Kenndaten (Lagerungsdichte, Feldkapazität, organische Substanz, Gesamtnährstoffe, pH etc.) für ältere Vegetationseinheiten in den feuchten Dünentälern.

Daneben werden bodenchemische Reaktionen am natürlichen Standort untersucht. Der Wechsel zwischen Oxidations- und Reduktionsprozessen aufgrund periodischer Überflutung übt einen entscheidenden Effekt auf die Bodenazidität aus (PONNAMPERUMA 1972, VAN BREEMEN 1987). Sinkt das Redoxpotenzial ab, kommt es meist zu einer Erhöhung der pH-Werte, da durch die Reduktion oxidierter Substanzen Protonen verbraucht werden. Unter aeroben Bedingungen erhöht sich dagegen die Freisetzung von Protonen durch die vorherrschenden Oxidationsreaktionen in Anwesenheit von Sauerstoff (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Die Bedeutung des pH-Wertes ist allerdings nicht in der absoluten Konzentration der Protonen zu sehen, sondern in seinem Einfluss gegenüber wichtigen Bodenprozessen. Dazu gehören unter anderem Verwitterung und Mineralisierung, die biologische Aktivität und Nährstoffanlieferung (GISI et al. 1997). Gerade die Verfügbarkeit von Nährstoffen, die durch Bestimmung der austauschbaren Kationen und der Kationenaustauschkapazität charakterisiert werden kann, ist dabei von Wichtigkeit. Aufgrund des großen Anteils negativer Ladungen auf der Oberfläche von Bodenpartikeln (Tonmineralien, Oxidhydroxide, Huminstoffe) sind die austauschbaren Kationen von größerer Relevanz als die Anionen. Die Kationenaustauschkapazität ist der Summe aus permanenter und variabler Ladung äquivalent und steigt somit mit dem pH-Wert an. Hier dürften daher jahreszeitliche Veränderungen zu erwarten sein.

Ein weiterer wichtiger Standortfaktor ist die Versorgung der Pflanzen mit Stickstoff, da er zu 90-95% in organischer Bindung vorliegt und damit nicht pflanzenverfügbar ist. Er gilt meist als ein limitierender Faktor des Pflanzenwachstums. Erst durch den Prozess der Mineralisation wird Stickstoff in die Form überführt, die Pflanzenwurzeln aufnehmen können. Das Mineralisationsprodukt ist das anorganische Ammonium, das in Anwesenheit von Sauerstoff zu Nitrat umgewandelt werden kann. Die Form und Menge des mineralisierten Stickstoffs hängt damit stark von den Redoxprozessen im Boden ab und ist zudem eng an die Aktivität und die Lebensbedingungen der Mikroorganismen im Boden gebunden. Die Stickstoff-Netto-Mineralisation erweist sich somit von einer Vielzahl von Faktoren abhängig (z.B. Bodenfeuchte, Temperatur, Bodenazidität, Menge und Qualität der organischen Substanz, Durch

lüftung), die über das Jahr nicht konstant sind (GONZÁLEZ-PRIETO et al. 1992, MÜNCHMEYER et al. 1998, LEIRÓS et al. 1999).

Durch die Ermittlung der Stickstofffreisetzung in den Böden ist es möglich, die nährstoffökologische Situation in verschiedenen Pflanzengesellschaften zu bewerten und miteinander zu vergleichen. Bei Untersuchungen von RACH (2000) in Bruchwäldern zeichnete sich diesbezüglich auch die Möglichkeit einer Standortkategorisierung durch den Nitrifikationsgrad ab. RUNGE et al. (1993) konnten zudem eine enge Beziehung der Stickstoffumsätze innerhalb verschiedener Stadien einer Heide-Wald-Sukzession aufzeigen. Hier erfolgte eine Erhöhung der Stickstoffmineralisation im Laufe der Sukzession, wie es ebenfalls von BERENDSE (1990) in Heidegesellschaften sowie von GROOTJANS et al. (1995) und BERENDSE et al. (1998) in Pflanzengesellschaften feuchter Dünentäler nachgewiesen wurde.

Des Weiteren können aus der Bestimmung der N-Mineralisationsraten die Stabilität eines Ökosystems abgeleitet und Aussagen darüber gemacht werden, inwieweit diese durch den Einfluss äußerer Faktoren beeinträchtigt werden kann (JANIESCH et al. 1991, JANIESCH 1997, RACH 2000).

Neben den internen Stoffkreisläufen müssen ebenfalls Stoffflüsse beobachtet werden, die von außen auf Ökosysteme einwirken. Für Veränderungen der Artenzusammensetzung auf nährstoffarmen Standorten ist demnach auch der Eintrag an Stickstoff durch die Atmosphäre immer bedeutsamer (ELLENBERG 1991, FANGMEIER et al. 1992, BERENDSE et al. 1993, STEUBING 1993). MOHR (2000) gibt für verschiedene Orte in Nordwestdeutschland beispielsweise eine Gesamtdeposition zwischen 30 und 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹ an, in Nähe industrieller Emittenten oder landwirtschaftlicher Betriebe sind aber durchaus höhere Werte möglich. Durch eine übermäßige Stickstoffzufuhr kann es zur Eutrophierung der Standorte kommen, was zu einer Verschlechterung der Lebensbedingungen der an nährstoffarme Verhältnisse angepassten Arten führt, wie es von HEIL & DIEMONT (1983), BERENDSE & AERTS (1984), BERENDSE et al. (1993) und RUNGE et al. (1993) bereits für zahlreiche nährstoffarme Feuchtgebiete berichtet werden konnte.

Die Bestimmung der Stickstoffkonzentrationen im Niederschlags- und Sickerwasser soll eine Abschätzung des Stickstoffein- und -austrags auf den Ostfriesischen Inseln ermöglichen. Dies gibt Aufschluss darüber, inwieweit eingetragener Stickstoff von der Vegetation aufgenommen und somit dem Verlust durch Versickerung entzogen wird. Durch den Vergleich mit den mikrobiellen Stickstofffreisetzungen in den Böden kann außerdem die Bedeutung des Stickstoffeintrags für die Nährstoffversorgung der Pflanzen ermessen werden.

Beeinflusst wird der Lebensraum der grundwasserabhängigen Pflanzengesellschaften auch durch eine erhöhte Wasserförderung der örtlichen Wasserwerke, die bereits zu starken

Grundwasserabsenkungen in Feuchtgesellschaften geführt hat (VAN DIJK & GROOTJANS 1993, HOBOHM 1993, RINGER 1994). Diese können von den hier vorkommenden Pflanzenarten nur bis zu einer bestimmten Grenze toleriert werden. Störungen werden dabei beispielsweise durch eine Veränderung der Stickstoffversorgung hervorgerufen. GROOTJANS et al. (1985) und BERENDSE et al. (1994) konnten in Feuchtgebieten den Anstieg der Stickstoff-Netto-Mineralisation durch Absenkung des Grundwasserstandes beobachten. Eine solche Erhöhung ist meist mit einem Anstieg der Nitrifikation verbunden (GROOTJANS et al. 1985, 1986), welche dazu führt, dass nitrophile Pflanzen einwandern, die besser an die veränderte Nährstoffversorgung angepasst sind als die ursprünglichen Arten. Eine Änderung der Form und Höhe des im Boden produzierten Stickstoffs kann somit bereits auf eine mögliche Verschiebung der Artenzusammensetzung hinweisen. Eine vermehrte Bildung von Nitrat ist allerdings auch deshalb problematisch, da es im Boden leicht verlagerbar ist und somit ins Grundwasser gelangen kann (JAGNOW & SÖCHTING 1981, DVWK 1985). Aus diesem Grund ist es notwendig, für eine Pflanzengesellschaft vergleichende Untersuchungen zwischen Standorten innerhalb und außerhalb des Grundwassereinzugsgebietes durchzuführen. Da man auf den Flächen außerhalb des Förderungsgebietes von natürlichen und unbeeinflussten Prozessen ausgehen kann, erlaubt deren Vergleich mit den Standorteigenschaften der Probestellen im Einzugsbereich der Wasserwerke, den Einfluss der Wasserförderung auf hydrologische und nährstoffökologische Standortbedingungen abzuschätzen.

Ökosystemare Prozesse erweisen sich meist als äußerst komplex. Abiotische Standortfaktoren wie Temperatur, Niederschläge, Wasser oder Nährstoffe können im Freiland während des Jahres stark variieren. Aber auch biotische Faktoren (z.B. Mikroorganismen) nehmen Einfluss auf dynamische Abläufe in einem Ökosystem. So kommt es häufig zwischen Pflanzen und Bodenmikroorganismen zu einem Konkurrenzkampf um Nährstoffe (KAYE & HART 1997, JINGGUO & BAKKEN 1997). Auswirkungen einzelner Faktoren auf Stoffkreisläufe sind daher am natürlichen Standort nur schwer zu erfassen, da sie sich gegenseitig überlagern oder beeinflussen können. Aus diesem Grund hat in der ökosystemaren Forschung der Einsatz von Lysimetern in den letzten Jahren immer mehr an Bedeutung zugenommen (NORDMEYER & ADERHOLD 1994, BOHNE et al. 1997, KLOTZ et al. 1999, EDER 2001). Sie stellen eine geeignete Methode dar, um bestimmte Bodenprozesse zu simulieren und damit Teilreaktionen der komplexen Abläufe in einem Ökosystem zu erfassen und zu beschreiben. Mit Laborlysimetern soll somit in dieser Untersuchung die Transformation von Stickstoff bei unterschiedlichen Bodenwassergehalten im Vordergrund stehen, da dieser Nährstoff, wie bereits erwähnt, für die Ernährung von Pflanzen von besonderer Bedeutung ist. Des Weiteren bietet ein solcher Versuchsaufbau die Möglichkeit, auf einfache Weise, Redoxprozesse durch Bestimmung der Boden-pH-Werte zu verfolgen.

Um den Einfluss von Pflanzen auf Bodenreaktionen zu verhindern, wird zusätzlich die Vegetation entfernt. Damit kann eine Abschätzung der potenziell möglichen chemischen Prozesse in semiterrestrischen Böden unter definierten Feuchteverhältnissen sowie der Einfluss biotischer Faktoren wie Mikroorganismen stattfinden.

Um die Lebensbedingungen für Pflanzen in einem Ökosystem zu charakterisieren, reicht allerdings die alleinige Untersuchung von hydrologischen und nährstoffökologischen Faktoren nicht aus. Die Pflanzen selbst, mit ihren Strukturen und Funktionen, stellen eine wesentliche Komponente an einem Standort dar. Im Rahmen der Evolution haben sich bei Pflanzen bestimmte Anpassungsmuster als Antwort auf die Anforderungen eines Lebensraumes entwickelt (VON WILLERT et al. 1995, BRUNHOLD et al. 1996). In den feuchten Dünentälern sind vor allem der Wechsel von aeroben und anaeroben Bodenbedingungen und den daraus resultierenden bodenphysikalischen und -chemischen Prozessen als große Einschränkung anzusehen. Durch zusätzliche interspezifische Konkurrenz (z.B. um Licht, Wasser oder Nährstoffe) besiedeln Pflanzen meist nicht das für sie optimale Habitat, sondern dasjenige, in dem für sie keine Begrenzungen durch physische und biologische Faktoren gegeben sind (CRAWFORD 1996).

Die Untersuchung von Überlebensstrategien von Pflanzen und ihrer potenziellen Leistungsfähigkeit unter sich ändernden Standortbedingungen ist innerhalb natürlicher Pflanzengemeinschaften nur bedingt möglich. Im Freiland kann keine ausreichende Kontrolle über die Wasserstände und Bodenfeuchten sowie über den Einfluss anderer Pflanzenarten stattfinden. Außerdem würde eine Untersuchung am natürlichen Standort einen hohen logistischen und zeitlichen Aufwand erfordern. Daher bietet es sich an, Messungen unter Laborbedingungen durchzuführen, wo kontrollierte Veränderungen der Wasserversorgung in einer Bodensäule innerhalb kurzer Zeiträume erfolgen können.

Auf autökologischer Ebene soll daher am Beispiel der Braunsegge *Carex nigra* die Auswirkung von Überflutung und sich anschließender Abtrocknung der Böden auf die Vitalität einer charakteristischen Feuchtwiese aufgezeigt werden. Als geeignete Parameter erweisen sich hierbei das Gaswechselverhalten und die Chlorophyllfluoreszenz (BOLHÄR-NORDENKAMPF & ÖQUIST 1993, PAROLIN 1997, BUSCH 2000). Da die Photosynthese für den Energiehaushalt von großer Bedeutung ist, lassen sich durch deren Messung Aussagen über die physiologische Aktivität unter aeroben und anaeroben Bedingungen machen. Gaswechseluntersuchungen stellen zudem ein nicht-destruktives Verfahren dar, bei dem Messungen direkt am lebenden Individuum durchführbar sind.

Zur Charakterisierung der Lebensbedingungen für Pflanzen in grundwasserabhängigen Vegetationseinheiten der feuchten Dünentäler sollen somit folgende Fragen geklärt werden:

- Welche hydrologischen und nährstoffökologischen Standortbedingungen sind für die Pflanzengesellschaften charakteristisch und existieren zwischen ihnen Unterschiede?
- Welchen Einfluss haben Überflutung und Abtrocknung der Böden auf bodenchemische Prozesse und damit auf die Nährstoffversorgung der Pflanzen?
- Inwiefern kann die Stabilität der Pflanzengesellschaften durch äußere Einflüsse (z.B. verstärkte Grundwasserabsenkung durch Wasserförderung, erhöhte Zufuhr von Nährstoffen über die Atmosphäre) beeinträchtigt werden?
- Wie reagieren Pflanzen hinsichtlich ihrer physiologischen Aktivität auf den Wechsel von Überflutung und Abtrocknung der Böden?
- Können anhand der Ergebnisse Sukzessionsabfolgen in den feuchten Dünentälern abgeleitet werden?

2. Bedeutung der Vegetation in Küstenökosystemen

Auf den Ostfriesischen Inseln Langeoog und Norderney wird Trinkwasser aus einer Süßwasserlinse gefördert. Die Notwendigkeit Trink- und Nutzwasser bereitzustellen, hat infolge des stetig wachsenden Tourismus in den letzten Jahren stark an Bedeutung und Intensität zugenommen. Da die Süßwasserlinse nur ein begrenztes Reservoir an Wasser bereitstellen kann, muss sich eine umweltschonende Grundwasserbewirtschaftung auf den Ostfriesischen Inseln langfristig an der Belastungsfähigkeit der natürlichen Gegebenheiten orientieren.

Neben den Bedürfnissen des Menschen muss allerdings auch die Vegetation in ein Nutzungskonzept integriert werden, da gerade in den feuchten Dünentälern Pflanzengesellschaften existieren, die von hohen Grundwasserständen abhängig sind. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Vegetation selbst großen Einfluss auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt ausübt.

Neben der Evaporation wird dem Süßwasserspeicher auch durch die Transpiration der Pflanzen Wasser entzogen, die einen beträchtlichen Anteil an der Gesamtverdunstung hat.

Die Gesamtverdunstung setzt sich aus vier Bestandteilen zusammen (Anteil der einzelnen Komponenten gemessen an der mittleren Jahresbilanz für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland in %; Daten aus SCHRÖDTER 1985):

- Evaporation freier Wasserflächen (2,2%)
- Bodenevaporation (9,2%)
- Interzeption (16,0%)
- Transpiration (72,6%)

Es wird deutlich, dass die Transpiration der Pflanzen den größten Teil der Verdunstungsprozesse ausmacht und somit eine entscheidende Größe in diesem Ökosystem darstellt. Durch Transpiration wird Wasser aus dem Boden über Wurzel, Spross und Blätter in die Atmosphäre geleitet. Auf diesem Weg werden den Pflanzen lebensnotwendige Nährstoffe zugeführt. Außerdem hat die Transpiration Kühlwirkung, die gerade bei intensiver Sonneneinstrahlung und hohen Temperaturen von großer Bedeutung ist.

Durch Wasseraufnahme der Pflanzen und Evapotranspiration geht dem Süßwasserspeicher über die Vegetationsdecke aktiv Wasser verloren. Dieser Verlust kann unter Umständen sehr hoch sein. So können beispielsweise Schilfbestände und Röhrichte 6-12(20) Liter sowie Nasswiesen 8-15 Liter Wasser pro Quadratmeter und Tag verdunsten (LARCHER 1994).

Als ein wesentlicher Faktor, der zu erheblichen Grundwasserabsenkungen sowohl auf dem Festland als auch auf den Westfriesischen Inseln geführt hat, gelten die Aufforstungen von Kiefern (BAKKER 1981). VAN DIJK & GROOTJANS (1993) geben eine Absenkung von 0,70 m,

im Extremfall bis zu 2 m, hervorgerufen durch Kiefernforste, an. Die Grundwasserabsenkung durch natürliche Wälder bzw. laubwerfende Bäume beträgt dagegen 0,2 m.

Die Vegetationsdecke beeinflusst aber nicht nur den Entzug von Wasser aus der Süßwasserlinse, sondern auch dessen Versickerung und Speicherung im Boden. Es werden in der Literatur für Heiden und Grünland 1-2 Liter, für Torfmoose 15 Liter Wasser pro Quadratmeter angegeben, die zurückgehalten werden, bevor der Niederschlag den Boden überhaupt erreicht (LARCHER 1994). Zudem erhöht die Menge an organischer Substanz, die von den Pflanzen gebildet wird, die Wasserspeicherkapazität eines Bodens (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

Auch das Mikroklima eines Standorts kann durch Pflanzen verändert werden. Als Beispiel sei hier die Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) genannt. Vor allem auf den Nordhängen von Dünen kommt es aufgrund geringer Einstrahlungsintensitäten zur Bildung einer dichten Vegetationsbedeckung mit dieser Art. Zusammen mit der Rohhumusschicht, die unter Krähenbeerheiden entsteht, bildet der dichte Bewuchs einen guten Schutz gegen Austrocknung des Bodens und oberflächliches Abfließen von Wasser. Wassergehalte sind in diesen Bereichen viel höher als auf vergleichbaren Stellen eines Südhangs. Zudem ist die Luftbewegung in *Empetrum*-Heiden stark herabgesetzt, so dass durch hohe und ausgeglichene Luftfeuchtigkeit starke Temperaturschwankungen verhindert werden (BARKMAN 1990, POTT 1995).

Auf den Nährstoffkreislauf wirkt die Vegetation ebenfalls ein. Vielfach wurde bereits festgestellt, dass die Pflanzendecke eine entscheidende Auffangfunktion für eingetragene Nährstoffe aufweist (HEIL et al. 1988, STEUBING 1993). Ein Großteil der Nährstoffe, die einem Ökosystem über trockene oder nasse Deposition zugeführt werden, können vom Boden gespeichert sowie von den Pflanzen aufgenommen und in der Biomasse festgelegt werden. Damit wird verhindert, dass wertvolle Nährstoffe, aber auch Schadstoffe im Boden verlagert und unter Umständen ins Grundwasser transportiert werden.

Pflanzen vermögen Nährstoffe allerdings nur bis zu einem bestimmten Schwellenwert aufzunehmen, der von den Niederschlags- bzw. Sickerwassermengen und von den vorhandenen Nährstoffkonzentrationen abhängig ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). So kommt es meist zu jahreszeitlich unterschiedlichen Nährstoffverlusten. Die Hauptauswaschung fällt in die Winter- und Frühjahrsmonate, in denen zum einen die Grundwasserneubildung sehr hoch, die Stoffwechselaktivität der Pflanzen jedoch reduziert ist und Nährstoffe nur geringfügig oder gar nicht aufgenommen werden.

3. Untersuchungsgebiet

3.1 Lage und Entstehung der Inseln

Die praktischen Arbeiten dieser Untersuchungen wurden von August 1999 bis Januar 2002 auf den Inseln Langeoog und Norderney durchgeführt. Sie gehören zu den Ostfriesischen Inseln, die eine in west-östliche Richtung verlaufende Inselkette vor der niedersächsischen Nordseeküste bilden (Abb. 1).

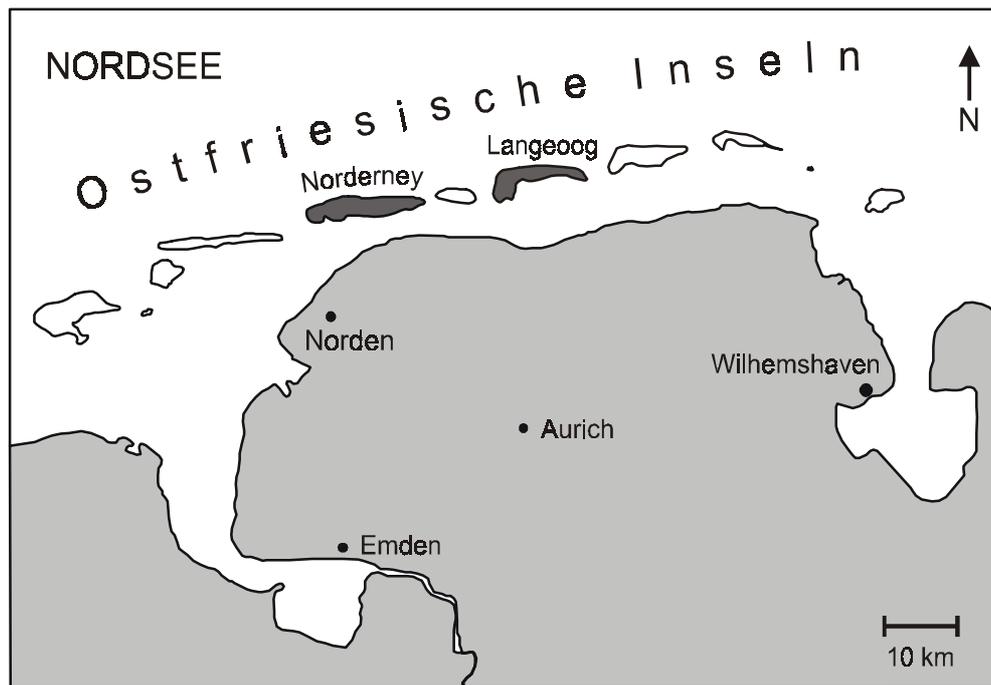


Abb. 1: Lage der Inseln Norderney und Langeoog in der Nordsee (verändert nach Karte von H. Müller, TU Braunschweig).

Hierbei handelt es sich um so genannte Barriere-Inseln, die nicht wie die Inseln Schleswig-Holsteins einen Geestkern besitzen, sondern allein durch Aufsandungen entstanden sind. Das Zusammenspiel von Seegang, Strömung, Wind und Vegetation führte dazu, dass Sandplaten, sobald sie einmal hochwasserfrei waren, von Pflanzen besiedelt werden konnten und den Beginn der Dünenentwicklung initiierten (POTT 1995). In ihrem Aufbau unterscheiden sich die Ostfriesischen Inseln kaum voneinander.

Auf der Nord- / Nordwestseite der Inseln, die zum offenen Meer hin liegen, bilden sich weite Sandstrände, die zur Inselmitte von Dünenzügen abgelöst werden. Auf den Rückseiten, die dem Festland zugewandt sind, erstrecken sich weite Wattflächen (Rückseitenwatt) (DOLDER & DOLDER 1989, POTT 1995). Getrennt sind die Inseln durch Seegats, Rinnen, die das Wattengebiet mit dem offenen Meer verbinden. Hier finden durch die Tideströme Transport- und Ablagerungsvorgänge des Küstensandes statt, die im seewärtigen Bereich des Seegats Riff

bögen bilden. Als Riffbogen (Ebbdelta) bezeichnet man hochliegende Sandplatten, die mit flachen Rinnen durchzogen sind und sich vom Ostende der einen Insel bogenförmig zur benachbarten Insel hinziehen. Zur Wattseite gewandt befinden sich dagegen die Platten des Flutdeltas, die Baljen und Priele bilden (STREIF 1990). Seit der Entstehung der Inseln vor etwa 2000 Jahren hat es ständige Veränderungen in ihrer Gestalt und Größe gegeben. Ausgehend von der Tidewelle, die sich in der südlichen Nordsee von Westen nach Osten fortbewegt, kommt es zu einem westwärtigen Ebbstrom und einem ostwärtigen Flutstrom. Da mit dem Flutstrom mehr Sandmaterial heran- als mit dem Ebbstrom wieder abtransportiert wird, ist der Sandtransport vorwiegend nach Osten gerichtet, was im Laufe der Jahrhunderte eine West-Ost-Verlagerung der Inseln zur Folge hatte. Außerdem ist eine Lageveränderung in Nord-Südrichtung festzustellen, die durch den langfristigen Anstieg des Meeresspiegels hervorgerufen wurde. Diesem Fortlauf wird heutzutage mit Inselschutzmaßnahmen entgegengewirkt (Bau von Buhnen und Lahnungen, Deichen, Dünenschutz etc.).

3.2 Klima

Für die Erfassung der Wetterdaten auf der Insel Langeoog wurde eine Wetterstation der Firma Thies in der Nähe des Wasserwerkes in den Dünen installiert. Die Parameter Niederschlag, Temperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit, -richtung, Globalstrahlung und Sonnenscheindauer wurden mit Hilfe eines Loggers ab Dezember 1999 kontinuierlich ermittelt. Die monatlichen Niederschläge von Januar bis Juni 1999 wurden von Mitarbeitern des OOWV (Odenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband) auf Langeoog gemessen. Langjährige Messreihen sind nicht vorhanden.

Zur Charakterisierung des Klimas auf Norderney und Berechnung langjähriger Mittel standen Wetterdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) zur Verfügung. Für den Untersuchungszeitraum 1999-2001 wurde allerdings auf Messreihen des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (NLÖ) zurückgegriffen, da deren Wetterstation direkt am Wasserwerk in den Dünen installiert ist und damit eine bessere Vergleichbarkeit zu Langeoog erzielt werden kann. Niederschlagsdaten im Untersuchungszeitraum wurden von Mitarbeitern der Stadtwerke Norderney täglich registriert.

Zwischen den Wattenmeerinseln Langeoog und Norderney war im Untersuchungszeitraum ein geringfügiger Unterschied bezüglich der Monatsmitteltemperaturen festzustellen (Abb. 2). So lagen sowohl die Monats- als auch die Jahresmitteltemperaturen auf Langeoog im Durchschnitt $1,8^{\circ}\text{C}$ niedriger als auf Norderney, wobei die größten Unterschiede in den Winter- und Sommermonaten zu verzeichnen waren.

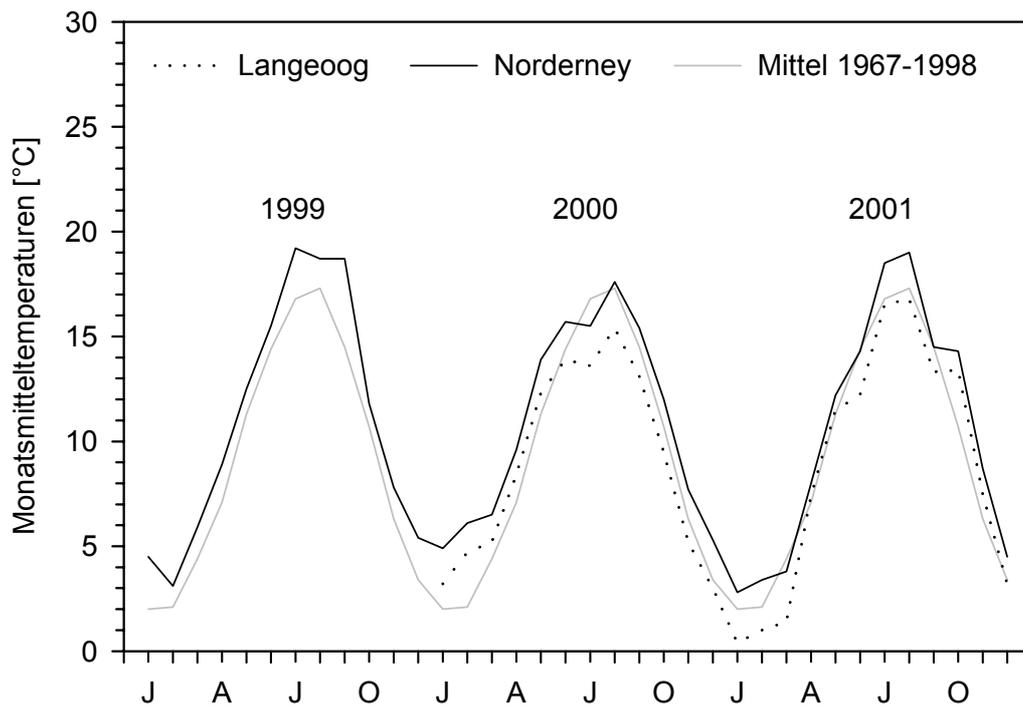


Abb. 2: Monatsmitteltemperaturen [°C] auf Langeoog und Norderney in den Jahren 1999 bis 2001 und im langjährigen Mittel von 1967 bis 1998.

Im Vergleich zum langjährigen Mittel waren die Jahre 1999-2001 auf Norderney um 1-2°C wärmer, auf Langeoog dagegen lagen die Temperaturen der Jahre 2000 und 2001 um bis zu 0,5°C unterhalb des Mittels. Da bei Langeoog auf langjährige Klimauntersuchungen nicht zurückgegriffen werden kann, orientieren sich alle Vergleiche an Messdaten von Norderney. Die höheren Temperaturen auf Norderney könnten zum einen durch die Lage der Wetterstation verursacht, zum anderen aber auch gerätebedingt sein. Vergleiche mit Daten des Deutschen Wetterdienstes ergaben auf Norderney im Durchschnitt um ca. 0,5°C geringere Temperaturwerte als die Aufzeichnungen des NLÖ.

Die mittleren Jahresniederschlagssummen im Untersuchungszeitraum zeigten zwischen den beiden Inseln keine großen Unterschiede (Tab. 1).

Tab. 1: Jahresniederschlagssummen [mm] auf Langeoog und Norderney.

	1999*	2000*	2001*	mittlere Niederschläge 1967-1998**
Langeoog		657	1007	
Norderney	762	687	978	756

* gemessen von Stadtwerken Norderney

** DWD (Deutscher Wetterdienst)

Im Vergleich zum langjährigen Mittel können die Jahre 1999-2001 hinsichtlich der Niederschlagssummen als ein normales (1999), etwas trockeneres (2000) und sehr nasses Jahr (2001) eingestuft werden.

Für eine Beurteilung der Niederschlagsverhältnisse ist allerdings nicht nur die Jahressumme entscheidend, sondern vielmehr die Verteilung der Niederschläge über das Jahr (Abb. 3).

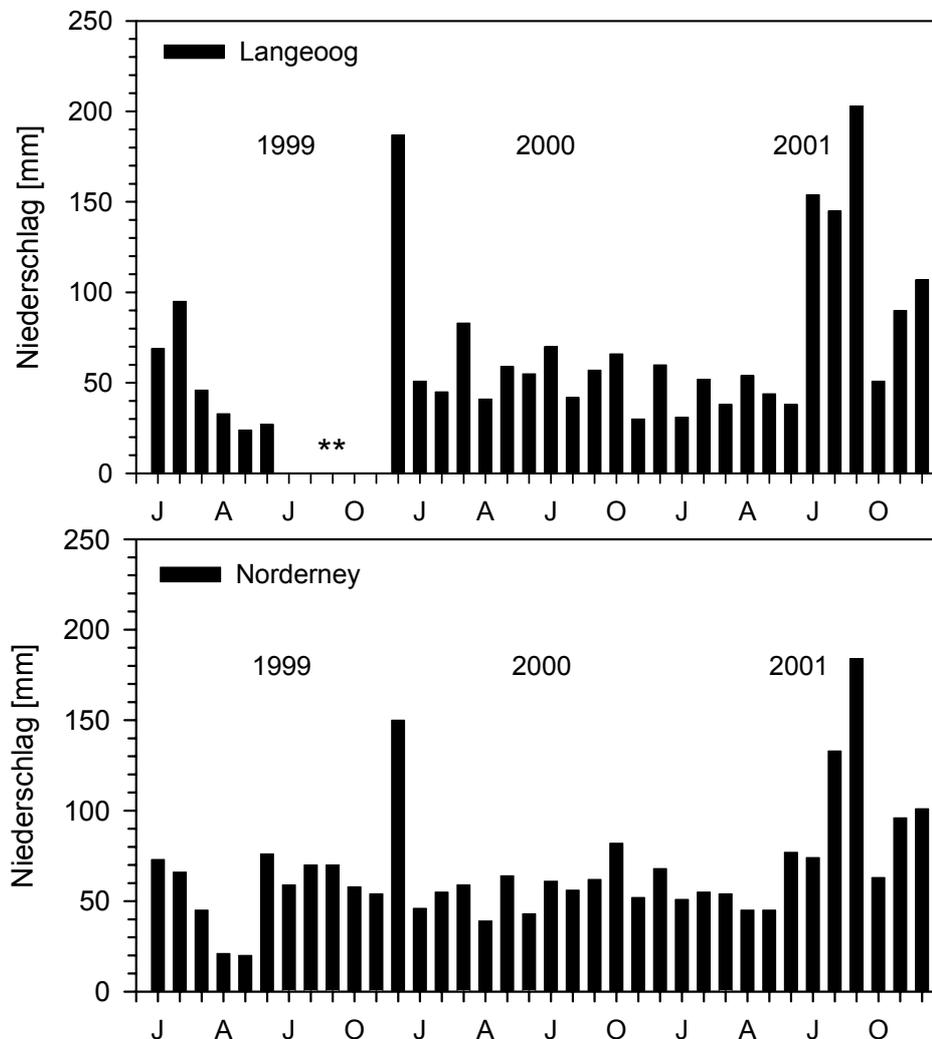


Abb. 3: Monatliche Niederschlagssummen [mm] auf Langeoog und Norderney von 1999 und 2001.
 ** keine Messdaten vorhanden

Somit ist das Jahr 1999 außer sehr starker Regenerenisse im Dezember als normal einzustufen, wobei jedoch die Monate März bis Mai und Oktober/November sehr trocken waren und deutlich vom mittleren Monatsniederschlag abwichen. Trockenere Verhältnisse waren ebenfalls in den Sommer- und Herbstmonaten 2000 festzustellen. Dieses Jahr war insgesamt deutlich trockener als im Mittel.

Auffallend hohe Niederschläge konnten dagegen auf Norderney in den Monaten August und September 2001 registriert werden. Hier fielen innerhalb dieser zwei Monate 30% des gesamten Jahresniederschlags. Im Vergleich zu Norderney begannen die starken Regenerig

nisse auf Langeoog bereits im Juli, so dass innerhalb der drei Sommermonate fast 50% des gesamten Jahresniederschlags abregnete.

3.3 Wasserhaushalt einer Ostfriesischen Insel

Der Wasserhaushalt auf einer Insel unterscheidet sich wesentlich von demjenigen, der auf dem Festland anzutreffen ist. Die Wattenmeerinseln sind allseitig von Salzwasser umgeben, das für den Menschen als Trinkwasser nicht geeignet ist. Süßwasser aber kann in Form von Niederschlägen in den Untergrund der Inseln gelangen, da die Geländeoberfläche über dem Meeresspiegel liegt und das Salzwasser verdrängen. Da Süßwasser eine geringere spezifische Dichte als Salzwasser aufweist, kommt es zu keiner Vermischung, sondern zur Bildung eines Süßwasserspeichers im Untergrund der Insel, der die Form einer „Linse“ annimmt (Abb. 4).

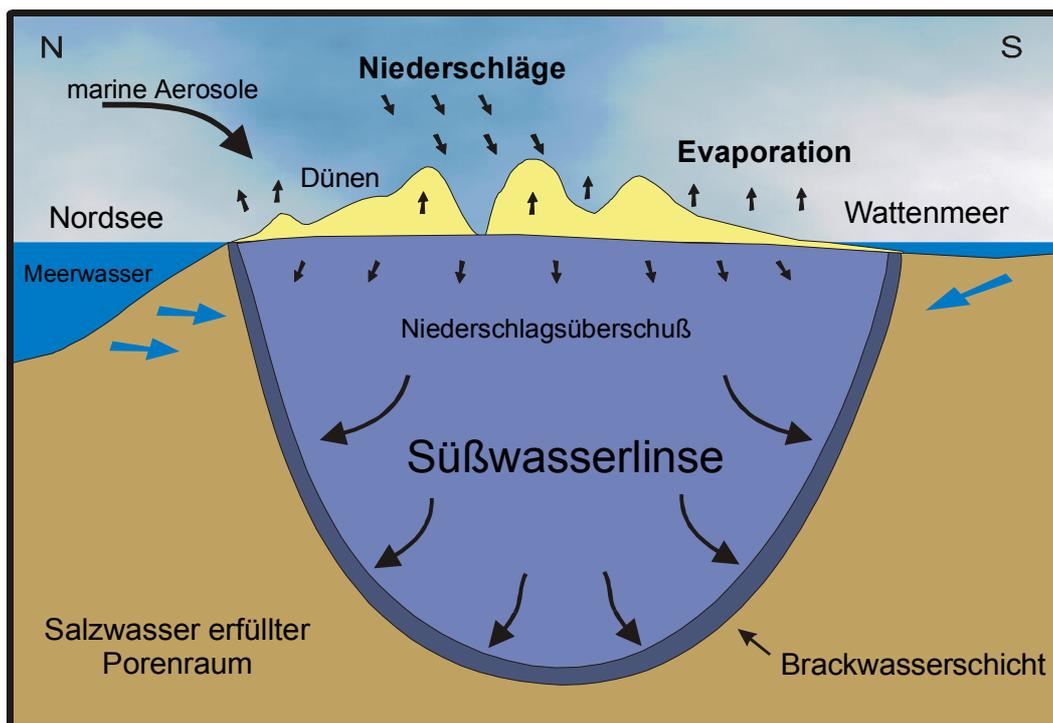


Abb. 4: Schematische Darstellung einer Süßwasserlinse.

Diese Form resultiert aus einem dynamischen Gleichgewichtszustand zwischen Süß- und Salzwasserströmung (MEYER 1977). Lediglich an der Übergangszone kommt es zur Ausbildung einer zwei bis drei Meter mächtigen Brackwasserschicht (NATIONALPARKVERWALTUNG NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER, UMWELTBUNDESAMT, 1999). Die Mächtigkeit und Ausdehnung der Süßwasserlinse ist variabel und von verschiedenen Faktoren abhängig (z.B.

Form und Ausdehnung der Inseln, Niederschlagsmenge, Wasserentnahme, Vegetationsbedeckung, Lage und Größe der Dünen, etc.). Der äußere Rand befindet sich ungefähr auf Höhe des Tidemittelwassers, während der Spiegel im Mittel bei +1 bis +2 m ü. NN steht, so dass sich in tieferen Dünentälern temporäre Süßwasserbänke oder dauerhaft flache Seen bilden können. Die Mächtigkeit der Linse ist unter anderem von den geologischen Begebenheiten abhängig und kann beispielsweise auf Norderney bis zu 80 m betragen.

Anders als auf dem Festland kommt es zu keinem unterirdischen Zustrom von Grundwasser, womit die Süßwasserlinse einen in sich geschlossenen Körper darstellt, der nur von Regenwasser gespeist werden kann. Die mittlere Versickerungsrate liegt im Winterhalbjahr bei ca. 90%, im Sommerhalbjahr dagegen bei ca. 50%. Süßwasser ist somit vor allem im Sommer nur in begrenzter Menge verfügbar und macht eine nachhaltige Nutzung unabdingbar. Mit Ausnahme von Baltrum und Wangerooge (Festlandleitung) versorgen sich zur Zeit alle Ostfriesischen Inseln eigenständig mit Trink- und Nutzwasser.

3.4 Pflanzengesellschaften der feuchten Dünentäler

Feuchte Dünentäler können hinsichtlich ihrer Entstehung in primäre und sekundäre Täler unterschieden werden. Die primären Dünentäler entwickeln sich zwischen den Weißdünenketten durch inselparallele Anlagerung eines neuen Dünenzuges (PETERSEN 2000). Sie führen zumindest im Winter regelmäßig Wasser, süßen im Laufe der Zeit aus und können vermooren (POTT 1995). Durch Richtung und Form lassen sie sich gut von sekundären Dünentälern unterscheiden, welche durch Windausblasungen entstanden sind und bis zum Kapillarsaum des Grundwassers reichen können.

Die Pflanzengesellschaften der grundwasserbeeinflussten Dünentäler werden in der so genannten Hygro- und Hydroserie zusammengefasst. Die Hydroserie beinhaltet die Wasserpflanzen, Röhrichte und Großseggenrieder in und an offenen Brack- und Süßgewässern der Dünentäler und Dünenseen (POTT 1995). Die Hygroserie dagegen umfasst unter anderem die Niedermoor- und Hochmoorvegetation sowie Feuchtheiden und Gehölzgesellschaften der grundwasserbeeinflussten und wechselfeuchten Dünentäler, die Gegenstand dieser Arbeit sind. Eine ausführliche Übersicht über die einzelnen Pflanzengesellschaften der Hydro- und Hygroserie sowie ihrer Artenzusammensetzung ist bei PETERSEN (2000) beschrieben. Im Folgenden wird daher hauptsächlich auf die Vegetationseinheiten eingegangen, die für die vorliegende Untersuchung von Relevanz sind.

Der Abb. 5 kann ein vereinfachtes Schema der Sukzession in einem Dünental entnommen werden.

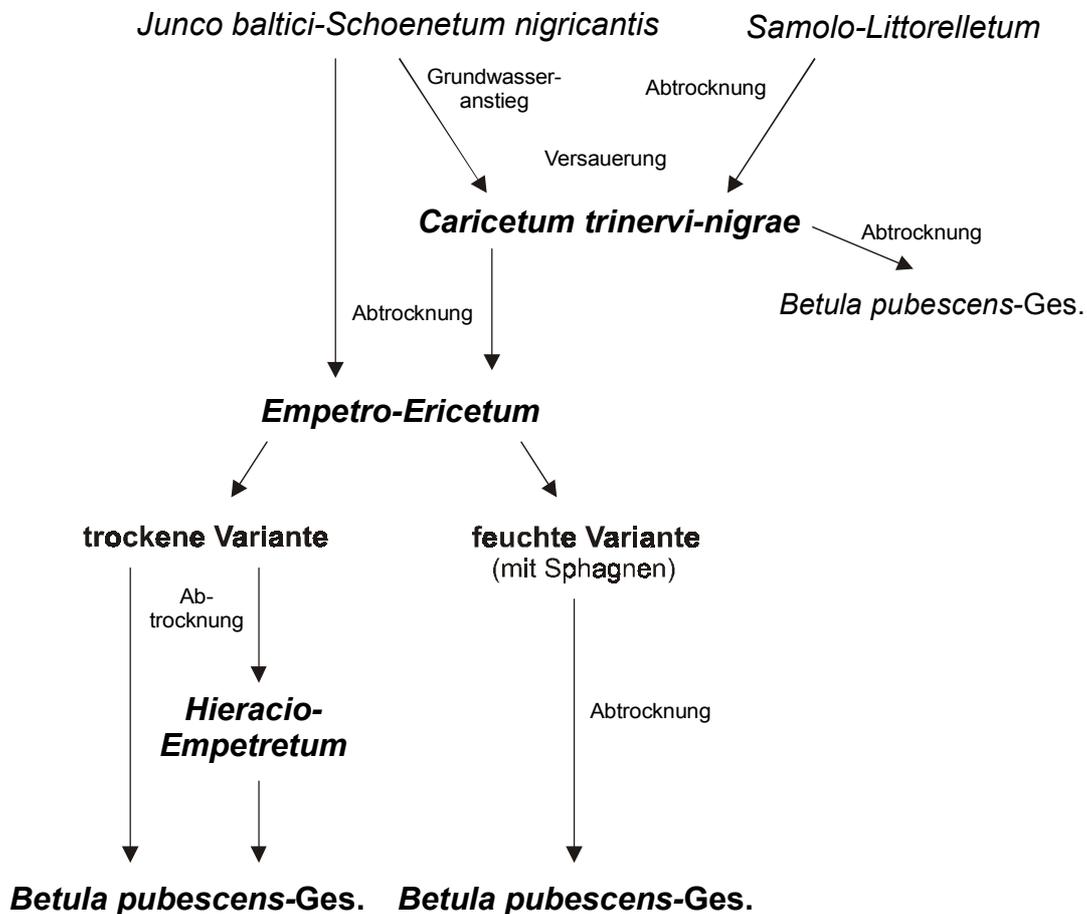


Abb. 5: Vereinfachtes Schema der Sukzession in der Hygroserie.

***Caricetum trinervi-nigrae* (Braunseggensumpf)**

Diese natürliche Sumpfgesellschaft geht zumeist bei zunehmender Versauerung der Böden aus dem *Samolo-Littorelletum* oder auch dem *Junco baltici-Schoenetum nigricantis* hervor und ist vor allem in älteren Dünentalbereichen mit starken Grundwasserschwankungen zu finden. Hier kommen nur sehr schwache Charakterarten wie die namensgebende Braunsegge *Carex nigra* und der „Dünen-Ubiquist“ *Salix repens* (Kriechweide) vor, womit das Erscheinungsbild als homogenes, unauffälliges, feuchtes bis nasses Seggen-Kriechweiden-Gestrüpp beschrieben werden kann (PETERSEN 2000) (Abb. 6). Neben den weiteren Charakterarten *Carex trinervis* und *Potentilla palustris* kommen außerdem begleitend Arten wie

Hydrocotyle vulgaris, *Galium palustre*, *Potentilla anserina*, *Eriophorum angustifolium*, *Agrostis stolonifera* und *Juncus articulatus* vor.



Abb. 6: *Caricetum trinervi-nigrae* auf Langeoog bei Überflutung im Frühjahr.

Charakteristisch ist auch eine Moosschicht, die vor allem durch *Drepanocladus*-, *Calliergon* und *Sphagnum*-Arten gebildet wird (PETERSEN et al. 2002).

Eine Abnahme der Feuchtigkeit, z.B. durch Grundwasserabsenkungen, kann die Entwicklung vom *Caricetum trinervi-nigrae* zum *Empetro-Ericetum* bzw. die Ausbreitung der Feuchtheide begünstigen (PETERSEN 2000). Des Weiteren konnte bereits auf den Ostfriesischen Inseln festgestellt werden, dass sich das *Caricetum trinervi-nigrae* zu Gebüschstadien bzw. Buschwäldern mit *Salix cinerea* und *Betula pubescens* entwickelt hat. Beispiel hierfür ist die „Bakenlegde“ auf Norderney.

Nach DIERSSEN (1988) wird das *Caricetum trinervi-nigrae* von allen *Scheuchzerio-Caricetea* als am wenigsten gefährdet angesehen. Dennoch stuft er diese Assoziation als stark gefährdet und im Bestand nicht ausreichend gesichert ein. Auch WESTHOFF et al. (1993) sehen die Braunseggensumpf-Gesellschaften im gesamten südlichen Wattenmeerbereich als schutzwürdig an. PETERSEN et al. (2002) weisen darauf hin, dass ein Rückgang dieser Vegetationseinheit nicht nur durch Grundwasserabsenkungen, sondern auch durch das Aufkommen von Birken- und Weidengebüschen als Folge des passiven Naturschutzes erfolgen könnte.

***Empetro-Ericetum* (Küsten-Feuchtheide)**

Das *Empetro-Ericetum* entwickelt sich zu einem auf schwach brackigen Dünentalstandorten aus dem Kopfried-Bestand (*Junco baltici-Schoenetum nigricantis*), häufiger geht die Entstehung jedoch vom *Caricetum trinervi-nigrae* aus. Charakteristisch für das *Empetro-Ericetum* ist die Vergesellschaftung der Arten *Erica tetralix* (Moor-Glockenheide), *Empetrum nigrum* (Krähenbeere) und *Salix repens* (Kriechweide) (Abb. 7).



Abb. 7: *Empetro-Ericetum* am Südstrandpolder auf Norderney.

Als weitere typische Arten sind unter anderem *Drosera rotundifolia*, *Calluna vulgaris*, *Potentilla erecta*, *Danthonia decumbens* und *Nardus stricta* sowie auch *Carex nigra*, *Hydrocotyle vulgaris* und *Agrostis canina* zu nennen (PETERSEN et al. 2002). Das *Empetro-Ericetum* kann in eine trockene und eine nasse Variante differenziert werden, die sich anhand der dort vorkommenden Moosschicht gut unterscheiden lassen. Für die feuchte Variante sind vor allem *Sphagnum*-Arten und *Aulacomnium palustre* typisch, wohingegen in der trockenen *Hypnum cupressiforme*, *Pseudoscleropodium purum*, *Dicranum scoparium* und *Pleurozium schreberi* vorzufinden sind.

Häufig entwickelt sich das *Empetro-Ericetum* in Dünentälern zum Birken-Buschwald (POTT 1996, PETERSEN 2000), wie es am nördlichen „Südstrandpolder“ der Insel Norderney gut zu

beobachten ist. Kommt es zu verstärkten Grundwasserabsenkungen und damit zur Abtrocknung des Bodens, können sich die Feuchtheiden auch zu grundwasserunabhängigen Trockenheiden (*Hieracio-Empetretum*) entwickeln. Sowohl WESTHOFF et al. (1993) als auch DIERSSEN (1988) weisen auf einen Rückgang der Feuchtheide-Bereiche hin und stufen das *Empetro-Ericetum* als gefährdete und schutzbedürftige Pflanzengesellschaft ein.

***Betula pubescens*-Gesellschaft (Birkenwald-Gesellschaft)**

Die Etablierung sämtlicher heute vorhandener Baum- und Straucharten (Ausnahme: *Salix repens*) setzte auf den Inseln erst seit dem letzten Jahrhundert im größeren Maße ein. Diese Entwicklung wurde zumeist durch Anpflanzungen gefördert bzw. erst möglich (PETERS & POTT 1999). Die Moorbirke (*Betula pubescens*) hat mit ihren Beständen einen sehr großen Flächenanteil auf den Inseln. Durch ihre immense Zunahme in den letzten Jahrzehnten lässt sich kaum mehr feststellen, ob die Bestände auf Anpflanzungen zurückzuführen oder natürlichen Ursprungs sind.



Abb. 8: *Betula pubescens*-Gesellschaft auf Langeoog bei Überflutung im Frühjahr.

Betula pubescens ist sowohl auf trockenen Dünenhängen als auch in wechselfeuchten Dünentälern zu finden. Meist erreichen die Birken lediglich Buschform, was vor allem an Dünenhängen und windexponierten Standorten gut zu beobachten ist. In geschützten Tälern

dagegen können sie durchaus bis zu 9 m hohen Bäumen heranwachsen (PETERS & POTT 1999).

In der Krautschicht von Birkenwäldern sind hauptsächlich Gräser wie *Holcus lanatus*, *Anthoxanthum odoratum*, *Carex*-, *Calamagrostis*- und *Agrostis*-Arten zu finden. Als Arten der Moosschicht sind *Mnium hornum*, *Brachythecium rutabulum* und *Eurhynchium praelongum* zu nennen (PETERSEN et al. 2002).

Auf der Insel Langeoog existieren lediglich kleinflächige Birkenwaldbestände (Abb. 8). Auf Norderney dagegen ist die *Betula pubescens*-Gesellschaft großflächiger ausgebildet, vor allem am „Südstrandpolder“ und an der „Bakenlegde“.

Durch die starke Konkurrenzkraft von *Betula pubescens* gegenüber Arten des *Empetro-Ericetum* oder des *Hieracio-Empetretum* können die Birkenwälder ein Endstadium der Dünensukzession in den feuchten Dünentälern darstellen. Es wird angenommen, dass die Ausbreitung der Moorbirke besonders durch Grundwasserabsenkungen gefördert wird (RINGER 1994). Dieser Prozess ist bereits im Bereich der „Bakenlegde“ auf Norderney gut zu beobachten (HOBOM 1993, PETERS & POTT 1999).

***Hieracio-Empetretum* (Trockenheide)**

Die Trockenheide gehört nicht zu den Pflanzengesellschaften der feuchten Dünentäler, sondern stellt eine grundwasserunabhängige Vegetationseinheit der Xeroserie (trockene Dünen) dar (Abb. 9). Namensgebend sind die Krähenbeere *Empetrum nigrum* und das Doldenhauchkraut *Hieracium umbellatum*. Bei der Krähenbeere handelt es sich um eine Pflanze, die vor 1900 lediglich auf Norderney häufig zu finden war. Erst ab 1930 verbreitete sie sich stärker auf den Ostfriesischen Inseln (LEEGE 1937, MÜHL 1994) und erreichte ihre heutige große Ausdehnung in den letzten Jahrzehnten (CORDES & ISERMANN 1992). Auf Norderney nimmt diese Pflanzengesellschaft heute einen Flächenanteil von vermutlich mehr als 10% an der Tertiärdünenvegetation ein (PETERS & POTT 1999). Vornehmlich siedelt sich die Krähenbeerheide auf den nordexponierten Hängen an. Neben der Krähenbeere findet man im *Hieracio-Empetretum* außerdem *Carex arenaria* und *Salix repens* als dominierende Arten. *Polypodium vulgare* ist auf vielen nordexponierten Hängen ebenfalls häufig vertreten (PETERSEN et al. 2002). Das *Hieracio-Empetretum* zeichnet sich durch eine hohe Moosbedeckung aus, die insbesondere von *Dicranum scoparium*, *Hypnum cupressiforme* und *Pseudoscleropodium purum* gebildet wird.



Abb. 9: *Hieracio-Empetretum* auf Langeoog.

Die *Empetrum*-Heiden stellen eine relativ stabile Pflanzengesellschaft dar, können aber durch Verbuschungen auch in einen Gehölzbestand übergehen. Als wichtigste Baumarten sind die Zitterpappel (*Populus tremula*), die Eberesche (*Sorbus aucuparia*), die Stieleiche (*Quercus rubor*) und die Moorbirke (*Betula pubescens*) zu nennen. Letztere hat hierbei auf den Inseln den größten Flächenanteil (PETERS & POTT 1999).

4. Material und Methoden

4.1 Auswahl der Pflanzengesellschaften

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des interdisziplinären Projekts „Umweltverträgliche Grundwasserbewirtschaftung in hydrogeologisch und ökologisch sensiblen Bereichen der Nordsee“ durchgeführt, an dem vier verschiedene Fachdisziplinen beteiligt waren (Hydrogeologie, Geobotanik, Pflanzenökologie, Sozioökonomie).

Für die Untersuchung des pflanzenökologischen Teilaspekts wurden bei der Auswahl der Vegetationseinheiten folgende Kriterien in den Vordergrund gestellt:

Die Pflanzengesellschaften sollen

- charakteristische und häufig vorkommende Vegetationseinheiten in den feuchten Dünentälern sein,
- ältere Sukzessionsstadien darstellen,
- sich in ihrer Grundwasserabhängigkeit unterscheiden,
- sowohl im Einzugsgebiet der Wasserwerke als auch in von der Grundwasserförderung unbeeinflussten Gebieten der Inseln liegen.

Diese Voraussetzungen wurden von den folgenden vier Pflanzengesellschaften erfüllt:

- *Betula pubescens*-Ges. (Birkenwald)
- *Caricetum trinervi-nigrae* (Braunseggensumpf)
- *Empetro-Ericetum* (Feuchtheide)
- *Hieracio-Empetretum* (Trockenheide)

Das *Hieracio-Empetretum* wurde als grundwasserunabhängige Pflanzengesellschaft ausgewählt, in der von trockeneren Standortbedingungen ausgegangen werden kann. Hier wurden weniger intensive Untersuchungen durchgeführt als in den anderen drei Vegetationseinheiten.

4.2 Auswahl der Probeflächen

Im Gesamtprojekt wurden auf den Inseln Langeoog und Norderney 48 Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet. Für die vorliegenden Untersuchungen wurden davon insgesamt 16 Probeflächen nach folgenden Kriterien ausgewählt:

- Die Flächen sollen innerhalb charakteristischer grundwasserabhängiger Pflanzengesellschaften (vgl. Kap. 4.1) liegen.
- Die Flächen sollen bereits aufgrund ihrer Vegetation auf Abtrocknungsprozesse schließen lassen (*Hieracio-Empetretum*).
- Die Vegetation auf den Flächen soll innerhalb einer Pflanzengesellschaft vergleichbar sein.
- Die Flächen sollen innerhalb und außerhalb des Einzugsbereichs der lokalen Wasserwerke liegen.

Einen Überblick über die Probenahmestandorte geben Abb. 10 und Abb. 11.

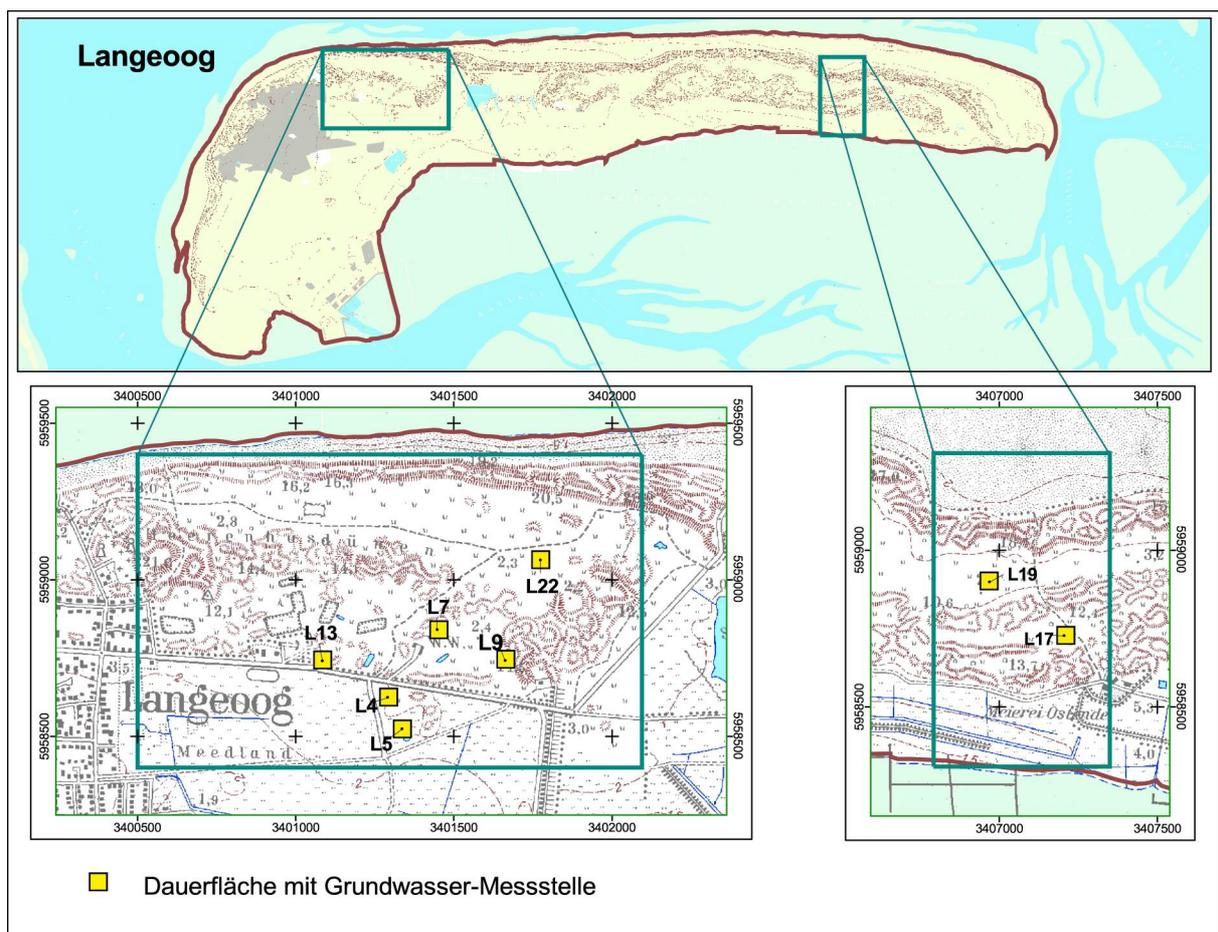


Abb. 10: Übersicht über die Probestellen auf der Insel Langeoog (verändert nach PETERSEN et al. 2002).

Die Probestellen auf Langeoog und Norderney sind durch die Voranstellung eines „L“ (für Langeoog) bzw. „N“ (für Norderney) vor die Standortnummer zu unterscheiden. Die Nummerierung entspricht der Reihenfolge, wie sie für das Gesamtprojekt festgelegt wurde.

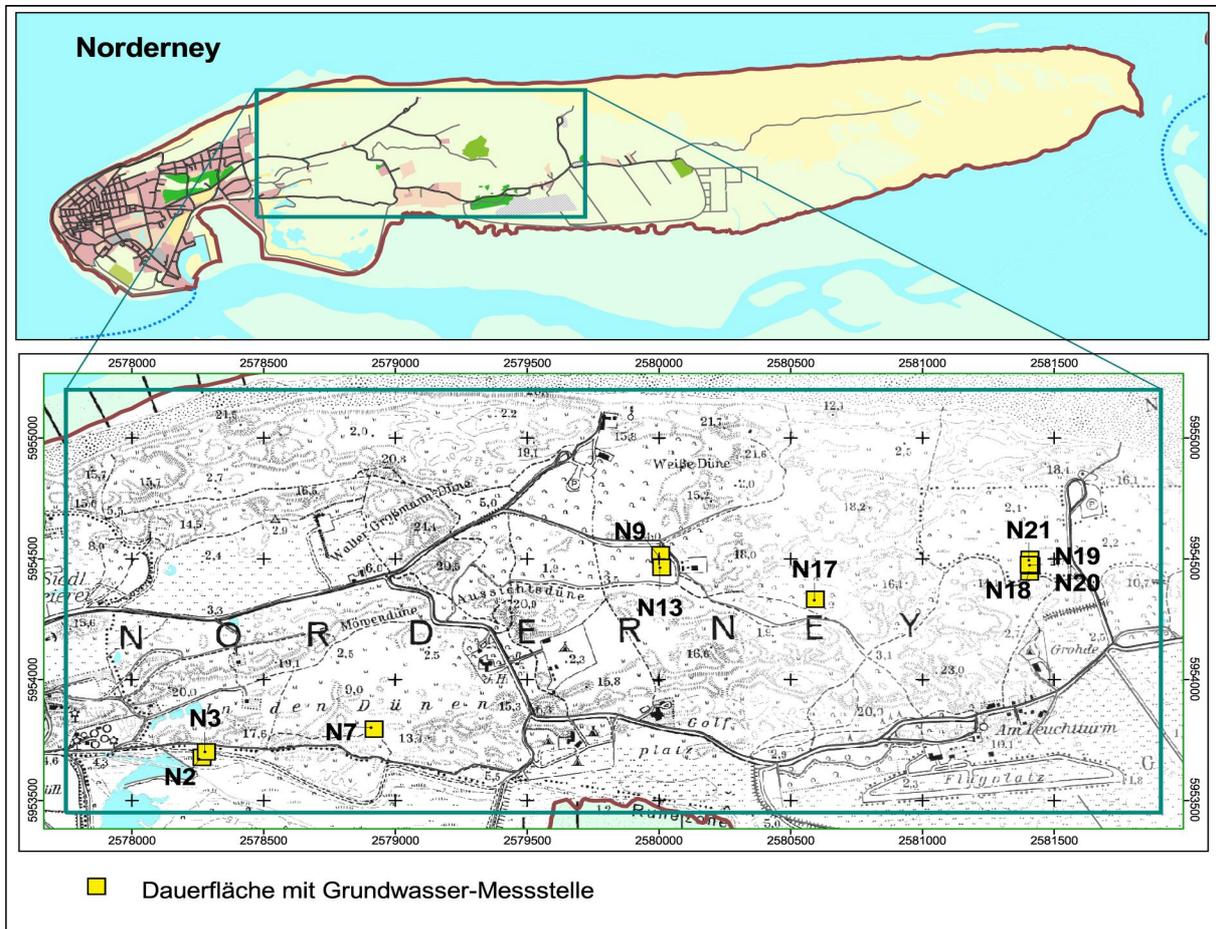


Abb. 11: Übersicht über die Probestellen auf der Insel Norderney (verändert nach PETERSEN et al. 2002).

Vor Beginn der Untersuchungen wurden alle Standorte in innerhalb und außerhalb des Wassereinzugsgebiets liegende Flächen eingeordnet. Dies erfolgte in Absprache mit den Projektpartnern auf Basis von bereits vorhandenem hydrologischem Kartenmaterial. Die Standorte, die in der Nähe der Wasserwerke liegen, werden in den weiteren Ausführungen im Gegensatz zu den Probestellen außerhalb der Wassereinzugsgebiete mit einem „*“ gekennzeichnet, z.B. L13*.

Ein Überblick und eine Kurzcharakterisierung der Standorte (Boden, Vegetation, wichtige Bodenkennwerte) ist in Kap. 5.2.1 zu finden.

4.3 Hydrologie

4.3.1 Grundwasserstände

Zu Beginn der Untersuchungen wurde an jeder Dauerbeobachtungsfläche eine Grundwassermessstelle eingerichtet. Hierbei handelt es sich um Flachpegel (Tiefe: 2 m; Ø: 1 ¼ bzw. 2 Zoll), die mit Verschlusskappen vor Verschmutzung geschützt wurden.

Der Grundwasserstand wurde 2000 und 2001 alle 14 Tage durch Mitarbeiter des Wasserwerkes Norderney bzw. des NLWK (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz) auf Langeoog erfasst. Eigene Messungen, die bei der monatlichen Probenentnahme durchgeführt wurden, konnten ergänzend hinzugefügt werden.

Bei Überflutungen der Grundwassermessstellen, welche zum Teil in den Wintermonaten vorkamen, wurde der ungefähre Wasserstand über Geländeoberkante geschätzt.

4.3.2 Bodenwassergehalte

An jedem Probenahmetermin wurde mit einer FDR-Sonde (ThetaProbe ML1, Fa. Delta-T Devices Ltd.) vor Ort der volumetrische Wassergehalt in verschiedenen Tiefen gemessen (in jeder Tiefe n=4). Die ThetaProbe misst den Volumenprozentsatz an Bodenfeuchtigkeit durch Messen von Veränderungen in der dielektrischen Konstante. Diese Veränderungen werden proportional zu dem Bodenfeuchtigkeitsgehalt in ein Millivolt-Signal umgewandelt. Die anschließende Berechnung des Wassergehaltes erfolgte nach DELTA-T DEVICES (1995):

$$\theta = \frac{[1 + 6,19V - 9,72V^2 + 24,35V^3 - 30,84V^4 + 14,73V^5] - a_0}{a_1} \quad (1)$$

es gilt:

θ = volumetrischer Wassergehalt [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$]

V = ThetaProbe Output [Volt]

$a_0; a_1$ = Koeffizienten

Aufgrund der Tatsache, dass die untersuchten Böden unterschiedliche Feldkapazitäten besitzen (vgl. Tab. 13 und Tab. 14) und sich damit ihre maximale Wasseraufnahmefähigkeit unterscheidet, werden die volumetrischen Wassergehalte zur besseren Vergleichbarkeit in % Wassergehalt bei FK angegeben. Die Bestimmung der Feldkapazität wird in Kap. 4.4 beschrieben.

4.3.3 Wechselfeuchteindex

Um die Grundwasserganglinien der verschiedenen Standorte besser miteinander vergleichen zu können, kann der Wechselfeuchteindex (WI) hinzugezogen werden, der ein Maß für die Wechselfeuchte eines Standorts darstellt und sowohl die Häufigkeit als auch die Höhe der Grundwasserschwankungen beschreibt.

Der Index wird nach SCHOLLE & SCHRAUTZER (1993) mit folgender Formel berechnet:

$$WI = \frac{\bar{X}S \cdot \Delta G_{\min} / G_{\max}}{M} \cdot \%A \quad (2)$$

wobei gilt:

- $\bar{X}S$ = mittlere Abweichung des Grundwasserstandes zwischen zwei aufeinanderfolgenden Terminen
- M = Gesamtzeitraum in Tagen, über den sich die Messungen erstrecken
- $\%A$ = Anzahl der Tage mit Abweichungen des Grundwasserstandes zwischen zwei aufeinanderfolgenden Terminen, die über der mittleren Abweichung ($\bar{X}S$) liegen
- $\Delta G_{\min} / G_{\max}$ = Differenz zwischen minimalem und maximalem Flurabstand des Grundwassers

Je niedriger der Wert des WI ist, desto weniger wechselfeucht ist ein Standort.

4.3.4 Erfassung von Wasserhaushaltsparametern

Zur Ermittlung der Verdunstung wurde die empirische Formel nach HAUDE (1955) verwendet. Hierbei gehen die Temperatur und die relative Luftfeuchtigkeit um 14:30 Uhr in die Berechnung der **potenziellen Evapotranspiration ETp** (Verdunstungsanspruch der Atmosphäre) ein. Die Berechnung erfolgte nach Formelangabe vom DVWK (1996b):

$$ETp_{\text{Haude}} = f \times (e_s(T) - e)_{14} \quad (3)$$

es gilt:

- f = Haude-Faktoren für die einzelnen Monate in mm/hPa
- T = Temperatur
- $(e_s(T) - e)_{14}$ = Sättigungsdefizit der Luft mit Wasserdampf in hPa zum Mittagstermin 14:30 MEZ

Der Sättigungsdampfdruck $e_s(T)$ in hPa über Wasser wurde nach der Magnus-Formel mit den neuen Koeffizienten nach SONNTAG (1994) wie folgt berechnet:

$$e_s(T) = 6,11 \times \exp\left(\frac{17,62 \times T}{243,12 + T}\right) \quad (4)$$

es gilt:

$$e = e_s(T) \times \frac{U}{100} \quad (5)$$

U = relative Luftfeuchtigkeit (%)

Aus der Differenz von Niederschlag und empirisch ermittelter Evapotranspiration lässt sich schließlich die Grundwasserneubildungsrate berechnen, die für eine Bilanzierung des Ein- und Austrags von Nährstoffen in einem Ökosystem nötig ist.

Entwickelt wurde die Haude-Formel für die Verdunstung über niedrigem Gras, wobei auftretender Wassermangel keine Berücksichtigung findet. Da es sich bei den feuchten Dünentälern um Gebiete mit sehr hohen jährlichen Grundwasserständen handelt, dürfte die Anwendung der Formel gerade in dieser Region gute Ergebnisse liefern.

4.4 Bestimmung bodenphysikalischer und bodenchemischer Parameter

Die Probenentnahme erfolgte auf einer ca. 3 x 3 m großen Fläche in unmittelbarer Nähe der Dauerbeobachtungsflächen. Zusätzlich zu einem Spatenaushub (30 x 30 x 50 cm) wurden 3-5 Bodenproben mit einem Metallbohrer (Ø: 45 mm) entnommen. Anschließend wurde sämtliches Probenmaterial zu einer Mischprobe vereint und in Styroporkisten gekühlt transportiert. Bodenprofile wurden mit einem Spaten gegraben, die Ansprache erfolgte nach AG BODEN (1994). An jedem Standort wurde Bodenmaterial aus dem Horizont mit dem höchsten Gehalt an organischer Substanz (Mächtigkeit >2 cm) und der damit zu erwartenden höchsten biologischen Aktivität genommen. Dies konnte je nach Bodentyp eine organische Auflage oder ein mineralischer Oberbodenhorizont mit Akkumulation organischer Substanz sein. Diese Art der Probenentnahme gewährleistet eine bessere Vergleichbarkeit der Böden. Eine Übersicht über die einzelnen Beprobungshorizonte wird in Tab. 2 gegeben.

Mit Hilfe von Stechzylindern (100 cm³) wurde die Lagerungsdichte und Feldkapazität ermittelt (SCHLICHTING et al. 1995) (n=5-6). Für die Bestimmung des Aschegehaltes wurden 5-10 g des Bodens (zuvor bei 105°C getrocknet) eingewogen und bei 800°C (4h) verascht (n=3). Für jeden Standort erfolgte die Bestimmung von Feldkapazität, Bodendichte und Gehalt organischer Substanz einmalig.

Die aktuellen pH-Werte wurden mit einer Glaselektrode in einer Frischboden / A. dest.-Suspension bestimmt (n=1). Zur Messung der potenziellen Azidität wurde luftgetrockneter Boden mit 0,1 n KCl versetzt (n=1). Es wurde ein Boden-Flüssigkeits-Verhältnis von ca. 1:2,5 gewählt, die Messungen erfolgten nach einer Wartezeit von mindestens 12 Stunden.

Tab. 2: Beprobungshorizonte und Tiefen, aus denen Boden für die Bodenanalysen entnommen wurde. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Standort	Beprobungshorizont	Tiefe [cm]
L4*	Ah	0-5
L5*	nH	0-11
L7*	Of	12-0
L9*	Ah	0-3
L13*	Oh	6-0
L17	Oh	6-0
L19	Go-Aa	0-7
L22*	Of	6-0
N2	nH	0-12
N3	Of	7-0
N7	Ahe	0-8
N9*	Ah	0-4
N13*	Oh	5-0
N17*	Ah	0-5
N18	Oh	5-0
N19	Of	5-0
N20	Go-Aa	0-5
N21	Go-Aa	0-5

Für die bodenchemischen Analysen wurde ausschließlich Feinboden (\varnothing : 2 mm) verwendet. Um die Gesamtgehalte der Elemente Magnesium, Kalzium, Natrium, Kalium, Eisen und Mangan zu ermitteln, wurde der luftgetrocknete Boden in einer Kugelmühle homogenisiert und daraufhin bei 105°C getrocknet. Nach anschließender Abkühlung im Exsikkator wurden ca. 100 mg des Probenmaterials für 4h bei 175°C mit einem Gemisch aus HNO₃ und HF aufgeschlossen. Die Messung der Elemente erfolgte im AAS (Atomabsorptionsspektrometer) (Varian SpectrAA-300). Gesamtstickstoff und -kohlenstoff wurden mit dem CHNS-Analyser (Fisons NA 2000) gemessen.

Für die Bestimmung des Gesamtphosphors wurde der feingemahlene Boden mit einem Gemisch aus HNO₃ und HClO₄ für 4h bei 140°C aufgeschlossen. Danach erfolgte mit NaOH (10 mol L⁻¹) die Einstellung des pH auf Werte zwischen 11,5 und 12, der Überstand wurde abfiltriert. Zur Messung der Phosphatgehalte wurde die Blaumethode nach dem durch TIMMERMANN (1995) veränderten Verfahren von MURPHY & RILEY (1962) angewandt. Die Extinktio

nen wurden am Photometer (Shimadzu UV-1202) bei einer Wellenlänge von 680 nm gemessen.

Durch das abgewandelte Verfahren von MEHLICH (1953) konnten die austauschbaren Kationen (aK) Magnesium, Kalzium, Natrium, Kalium, Eisen und Aluminium sowie die austauschbaren Protonen ermittelt werden. Hierfür wurden Glassäulen mit 5-10 g luftgetrocknetem Boden befüllt, der vorher mit Seesand vermischt wurde, um die Perkolation des Extraktionsmittels (0,1 M SrCl_2) zu verbessern. Dies wurde in drei Portionen von je 25 ml über die Säulen gegeben. Das Eluat wurde aufgefangen und die in ihm vorhandenen Kationen im AAS gemessen. Die Protonenkonzentration wurde über die Bestimmung des pH-Wertes mit einer Glaselektrode ermittelt. Des Weiteren wurde zur Ermittlung der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) das Bodenmaterial mit einer 0,1 M MgCl_2 -Lösung eluiert, erneut in 3 Portionen zu je 25 ml. Auf diese Weise werden die Sr-Ionen, die im ersten Teil dieses Verfahrens alle Bindungen des Bodenmaterials belegt haben mit Mg-Ionen zurückgetauscht. Die Konzentration der Sr-Ionen im Eluat entspricht dann der KAK_{eff} und kann im AAS gemessen werden.

Für die einzelnen Probestandorte ergab sich folgendes Untersuchungsprogramm (Tab. 3):

Tab. 3: Untersuchungsprogramm für die einzelnen Standorte auf Langeoog und Norderney in den Jahren 2000 und 2001. A = pH (KCl) und $^{(1)}\text{pH}$ (H_2O); B = C/N; C = Gesamtnährstoffe; D= KAK_{eff} und aK. $^{(1)}\text{pH}$ (H_2O) wurde monatlich von August 1999 bis November 2001 bestimmt.

Pflanzen-gesellschaft	Standort	Apr 00	Jul 00	Okt 00	Jan 01	Apr 01	Jul 01	Okt 01
<i>Betula pubescens-Gesellschaft</i>	L13*	ABCD						
	L17	ABCD						
<i>Caricetum trinervi-nigrae</i>	L5*	ABCD	ABCD	ABCD	ABCD	ABCD	ABCD	**
	L19	ABCD						
<i>Empetro-Ericetum</i>	L4*	ABCD						
	L9*	ABCD						
<i>Hieracio-Empetretum</i>	L7*	n.b.	n.b.	n.b.	AB	AB	AB	AB
	L22*	AB	AB	AB	AB	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Betula pubescens-Gesellschaft</i>	N2	ABCD						
	N13*	ABCD						
	N18	ABCD						
<i>Caricetum trinervi-nigrae</i>	N7	AB	AB	AB	AB	n.b.	n.b.	n.b.
	N17*	ABCD						
	N20	ABCD	ABCD	ABCD	ABCD	ABCD	ABCD	**
<i>Empetro-Ericetum</i>	N3	ABCD						
	N9*	ABCD						
	N21	ABCD						
<i>Hieracio-Empetretum</i>	N19	n.b.	n.b.	n.b.	AB	AB	AB	AB

*Standorte im Wassereinzugsgebiet

**wegen Überschwemmung keine Probenentnahme möglich

4.5 Bestimmung der Stickstoff-Netto-Mineralisation

Die Stickstoff-Netto-Mineralisation wurde mit der Brutmethode bestimmt, die u.a. ausführlich bei RUNGE (1970) beschrieben wird. Hierbei wurde am Standort Bodenmaterial entnommen und in zwei Polyethylenbeutel verpackt. Vorteile bieten Beutel aus diesem Material deshalb, weil sie zum einen durchlässig für Gase sind, Pflanzenwurzeln und Wasser das Material aber nicht durchdringen können. Ein Beutel wurde wieder in entsprechender Tiefe für 8 Wochen im Boden gelagert, der andere bis zur weiteren Verarbeitung und Bestimmung des aktuell vorhandenen Mineralstickstoffs in Styroporkisten gekühlt transportiert. Die Probenentnahmen erfolgten in monatlichen Abständen.

Das Bodenmaterial wurde zunächst gesiebt (\varnothing : 6,3 mm), um grobes Wurzelwerk und Holzreste zu entfernen. Anschließend wurde der Boden mit $\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$ extrahiert (Schüttlung) und der Ammonium-N- bzw. Nitrat-N-Gehalt durch ein Mikrodestillationsverfahren nach GERLACH (1973) bestimmt. Aus der Differenz zwischen dem N_{min} -Gehalt der bebrüteten und der aktuellen Proben, können die Stickstoff-Netto-Mineralisationsraten berechnet werden. Die Wassergehalte bzw. die Trockengewichte, die in die Berechnungen eingehen, wurden durch mindestens 24stündige Trocknung des Bodenmaterials bei 105°C im Trockenschrank ermittelt. Jeweils am Ende eines Monats wurde mit der Bebrütung begonnen. Dadurch repräsentieren die Ergebnisse eines Bebrütungsdurchganges die Umsatzraten von zwei aufeinander folgenden Monaten, die schließlich für vier Wochen kalkuliert werden können. Die monatliche Probenentnahme und die 8wöchige Bebrütung resultierte in einer Überschneidung der Bebrütungszeiträume, womit für einen Monat zwei Werte vorhanden sind, die gemittelt wurden. Einziger Monat, in denen keine Probenentnahme stattfand, war der Dezember eines jeden Jahres.

Die Berechnung der monatlichen Stickstoff-Netto-Mineralisationsraten erfolgte für die gesamten Bebrütungszeiträume. Die Jahresbilanzen wurden allerdings nur für die Jahre 2000 und 2001 (jeweils Februar bis Dezember) erstellt.

Aufgrund der Tatsache, dass durch Überflutungen auf den *Caricetum trinervi-nigrae*-Standorten in mehreren Monaten keine Entnahme von Bodenmaterial möglich war, beziehen sich hier die Berechnungen lediglich auf die Monate Mai-September (2000 bzw. 2001). Die Ergebnisse dieser Probeflächen dürfen hinsichtlich der Jahresbilanz somit nicht direkt mit den Werten der anderen Pflanzengesellschaften verglichen werden, da bei den übrigen ein Berechnungszeitraum von 11 Monaten (Februar-Dezember 2000 bzw. 2001) berücksichtigt wird.

Die Bebrütungs- und Berechnungszeiträume sind für die einzelnen Standorte in Tab. 4 aufgelistet.

Tab. 4: Bebrütungs- und Berechnungszeiträume zur Bestimmung der Stickstoff-Netto-Mineralisation in den Oberböden der einzelnen Standorte. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

	1999	2000	2001
Bebrütungszeiträume	Sept. 99-Jan. 00	Feb. 00-Jan. 01	Feb. 01-Jan. 02
Berechnungszeiträume			
L4*	Sept.-Dez.99	Feb.-Dez.00	Feb.-Okt.+Dez.01
L5*	Sept.-Dez.99	Mai-Dez.00	Feb.-Sept.01
L7*	n.b.	n.b.	Feb.-Dez.01
L9*	Sept.-Dez.99	Feb.-Dez.00	Feb.-Dez.01
L13*	Sept.-Dez.99	Feb.-Dez.00	Feb.-Dez.01
L17	Sept.-Dez.99	Feb.-Dez.00	Feb.-Dez.01
L19	Sept.-Dez.99	Mai-Dez.00	Feb.-Okt.01
L22*	Sept.-Dez.99	Feb.-Dez.00	n.b.
N2	Sept.-Dez.99	Feb.-Dez.00	Feb.-Dez.01
N3	Sept.-Dez.99	Feb.-Dez.00	Feb.-Dez.01
N7	Sept.-Dez.99	Feb.-Dez.00	n.b.
N9*	Sept.-Dez.99	Feb.-Dez.00	Feb.-Dez.01
N13*	Sept.-Dez.99	Feb.-Dez.00	Feb.-Dez.01
N17*	Sept.-Dez.99	Feb.-Dez.00	Feb.-Dez.01
N18	Sept.-Dez.99	Feb.-Dez.00	Feb.-Dez.01
N19	n.b.	n.b.	Feb.-Dez.01
N20	Sept.-Dez.99	Mai-Dez.00	Feb.-Okt.01
N21	Sept.-Dez.99	Feb.-Dez.00	Feb.-Dez.01

4.6 Analyse von Niederschlagswasser

Das Niederschlagswasser wurde in den Jahren 2000 und 2001 in unregelmäßigen Abständen (abhängig von aktuellen Regenereignissen und Niederschlagsmengen) von Mitarbeitern der Stadtwerke Norderney bzw. des OOWVs auf Langeoog in Hellmann-Gefäßen gesammelt.

Die Sammelbehälter standen auf offener Fläche, so dass ein Einfluss von Gebäuden oder Bäumen auf Niederschlagsmenge und -qualität ausgeschlossen werden kann.

Die Proben durften nicht älter als ca. drei Tage sein, bevor sie zur Lagerung eingefroren wurden. Um weitere mikrobielle Prozesse trotz Gefrierung zu vermeiden, wurden die Proben mit einigen Tropfen Chloroform (CHCl_3) versetzt (vgl. FUNK 1977 und SPRENGER 1978). Nach einer Lagerung von maximal vier Wochen wurden die Ammonium- und Nitratkonzentrationen im Niederschlagswasser untersucht (Analyse erfolgte wie in Kap. 4.5 beschrieben).

4.7 Untersuchung von Sickerwasser

Auf der Insel Langeoog wurden am Feuchtheidestandort L4* (vgl. Abb. 10) drei Saugkerzen (SK 1, SK 2, SK 3) mit einer Länge von jeweils 58 cm nach Vorbohrung in den Boden eingebracht. Sie wurden in einem Dreieck angeordnet (Abstand zueinander jeweils ca. 2 m). Auf diese Weise war es möglich über eine poröse Keramik am Ende der Kerzen, Bodenwasser unterhalb des Hauptwurzelbereiches zu gewinnen. Die Saugkerzen wurden über einen Schlauch mit einem Vakuumgefäß verbunden. Mit Hilfe einer Vakuumpumpe konnte ein Unterdruck (ca. 70 kPa) erzeugt und damit freies Bodenwasser in das Gefäß gesogen werden. Um zu gewährleisten, dass nur frisches Bodenwasser gewonnen wird, wurden die ersten Milliliter des Filtrats (altes Standwasser) verworfen.

Nach 4-5h Stunden wurde das Sickerwasser eingesammelt und gekühlt ins Labor transportiert. Dort fand umgehend die Bestimmung der pH-Werte mit einer Glaselektrode statt. Spätestens nach zwei Tagen wurden die Ammonium- und Nitratgehalte ermittelt (siehe Kap. 4.5). Die Lagerung der Proben erfolgte bis dahin in eingefrorenem Zustand.

Die Konzentrationen an Kalzium, Magnesium, Natrium, Kalium, Eisen und Mangan wurden im AAS bestimmt. Die Probenentnahme erfolgte monatlich von Februar bis November 2001.

4.8 Laborlysimeterversuch

Mit Hilfe von Laborlysimetern sollten bodenchemische Prozesse in Abhängigkeit unterschiedlicher Wassergehalte untersucht werden.

4.8.1 Lysimetergefäße

Für die Durchführung der Versuche wurden sechs 600 mm hohe PVC-Rohre (Innendurchmesser: 110 mm) verwendet (vgl. Abb. 12). In verschiedenen Höhen befanden sich Aussparungen (Innendurchmesser: 60 mm), die ca. 3 cm vom eigentlichen Gefäß abstanden und durch einen Gewindedeckel wasserdicht verschließbar waren. Durch diese Öffnungen konnte die Bestimmung der Bodenfeuchte und die Probenentnahme im Lysimetergefäß in Tiefen von 20-30 cm und 40-50 cm gewährleistet werden. Um zu verhindern, dass Wasser in diese Aussparungen gelangt und es zu Bodenversackungen kommt, wurden die Hohlräume mit PVC-Stopfen versehen, die je nach Bedarf, heraus- und hineingeführt werden konnten. Sickerwasser konnte am Boden der Gefäße über einen Ablasshahn abgepumpt werden. Dieser war im Innern des Gefäßes mit einem Metallsieb versehen, um Austritt von Sand entgegenzuwirken.



Abb. 12: Laborlysimeter

Vor der Probenentnahme wurden die Gefäße zur Vermeidung von Staueffekten ca. 6 cm hoch mit Kristall-Quarzsand gefüllt. Mit Hilfe dieser Laborlysimeter wurden bereits von RACH (2000) ähnliche Versuche durchgeführt.

4.8.2 Entnahme der Bodenmonolithen

Die Bodenmonolithen wurden am 13. März 2001 auf der Insel Langeoog nahe der Standorte L4* und L5* (vgl. Abb. 10) entnommen, da hier ein für die feuchten Dünentäler typischer Gley als Bodentyp vorlag.

Mit einem Hammer wurde ein Stechzylinder aus Stahl (Höhe: 750 mm; Innendurchmesser: 100 mm) in den Boden eingebracht (Abb. 13). Der Boden wurde anschließend direkt in die Lysimetergefäße umgefüllt. Auf diese Weise war es möglich, die natürliche Abfolge der Bodenhorizonte beizubehalten. Sackungen und Veränderungen der Bodendichte innerhalb der Gefäße können allerdings nicht ausgeschlossen werden.

Die Entnahme der Bodenmonolithen erfolgte in einem Abstand von jeweils ca. 10 cm, so dass sich in allen Gefäßen Boden nahezu identischer Schichtung befindet:

Ah: 0-5 cm
 Ahe: 5-8 cm
 Go: 8-55 cm
 Gr: ab 55 cm

Der Boden entspricht somit dem typischen Gley. Die Gefäße wurden während des gesamten Untersuchungszeitraums vegetationsfrei gehalten.



Abb. 13: Probenentnahme der Bodenmonolithen für die Laborlysimeterversuche.

4.8.3 Versuchsdurchführung

Nach der Entnahme der Monolithen wurden die aktuellen Wassergehalte mit einer FDR-Sonde bestimmt (vgl. Kap. 4.3.2). Ausgehend von diesen Werten wurden in den Gefäßen drei verschiedene Wassergehalte im Oberboden eingestellt, wobei jeweils 2 Gefäße die gleiche Bodenfeuchte besitzen sollten. Die Gehalte an Bodenwasser lassen sich in drei Kategorien einteilen, die in Tab. 5 dargestellt sind.

Tab. 5: Feuchtegrade im Boden der Laborlysimeter und entsprechende Bodenwassergehalte [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$].

Lysimetergefäß	1	2	3	4	5	6
Feuchtegrad	trocken		nass		überflutet*	
Bodenwassergehalt [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$]	0,20-0,30		0,45-0,55		0,60-0,70	

*Boden wurde ca. 6 cm mit Wasser überstaut

Auf diese Weise werden zum einen die im Freiland vorkommenden Extremsituationen (überflutet und trocken) simuliert, zum anderen wird noch ein Wassergehalt eingestellt, unter dem zwar nasse Bedingungen, aber aerobe Verhältnisse erwartet werden dürfen. Die hier

gewählten Wassergehalte entsprechen Erfahrungswerten aus dem ersten Untersuchungsjahr im Freiland.

Um die Wassergehalte zu erhöhen, wurden den Böden täglich ca. 50-100 ml Leitungswasser hinzugefügt, bis die angestrebte Bodenfeuchte erreicht war. Dem Boden in Lysimeter 1 und 2 wurde kein Wasser zugesetzt, hier erfolgte eine natürliche Abtrocknung bis zur erforderlichen Feuchte. Zur Gewährleistung relativ konstanter Wassergehalte wurde während der Versuchsdurchführung regelmäßig die Bodenfeuchte gemessen (siehe Kap. 4.3.2) und nach Bedarf Wasser hinzugegeben. Die chemische Zusammensetzung des Leitungswassers ist der Tab. 6 zu entnehmen.

Tab. 6: Chemische Zusammensetzung des Leitungswassers (Angaben in mg L^{-1}), $n=6$.

pH	Ca	Mg	K	Na	Fe	Mn	Cl	NH ₄ -N	NO ₃ -N
5,5-6,0*	52,6	0,7	2,7	15,6	0,28	0	25,9	< 0,2	< 0,2

*Einstellung des pH mit konz. H₂SO₄

Während des Untersuchungszeitraums von vier Monaten wurden wöchentlich 50 ml Sickerwasser mit Hilfe einer Vakuumpumpe entnommen. Die ersten Milliliter wurden verworfen, um zu gewährleisten, dass kein altes Standwasser aus dem Abflusshahn die Analyse verfälscht. Am Ende der Versuchsreihen wurde aus jedem Gefäß das Bodenwasser in 60-80 ml-Fractionen abgepumpt. Außerdem wurden durch die Aussparungen Bodenproben entnommen.

Nach vollständigem Abpumpen des Bodenwassers erfolgte in Lysimeter 1 und 2 eine sukzessive Wiedervernässung bis zu einer 6 cm hohen Überstauung, wobei im Abstand von ca. 2 Wochen eine Analyse des Sickerwassers durchgeführt wurde. Am Ende einer 10wöchigen Wiedervernässungsphase wurde erneut das Bodenwasser abgepumpt und Bodenproben wurden entnommen. Eine Übersicht über den Versuchsablauf und die untersuchten Parameter geben Tab. 7 und Abb. 14.

Tab. 7: Untersuchte Parameter bei den Lysimeterversuchen.

Boden	pH (KCl), pH (H ₂ O)
Bodenwasser	N _{min} -Konzentrationen (NH ₄ -N, NO ₃ -N) pH

Die Bestimmung der pH-Werte ist in Kap. 4.4 beschrieben. Das Analyseverfahren zur Ermittlung der N_{\min} -Konzentrationen befindet sich in Kap. 4.5.

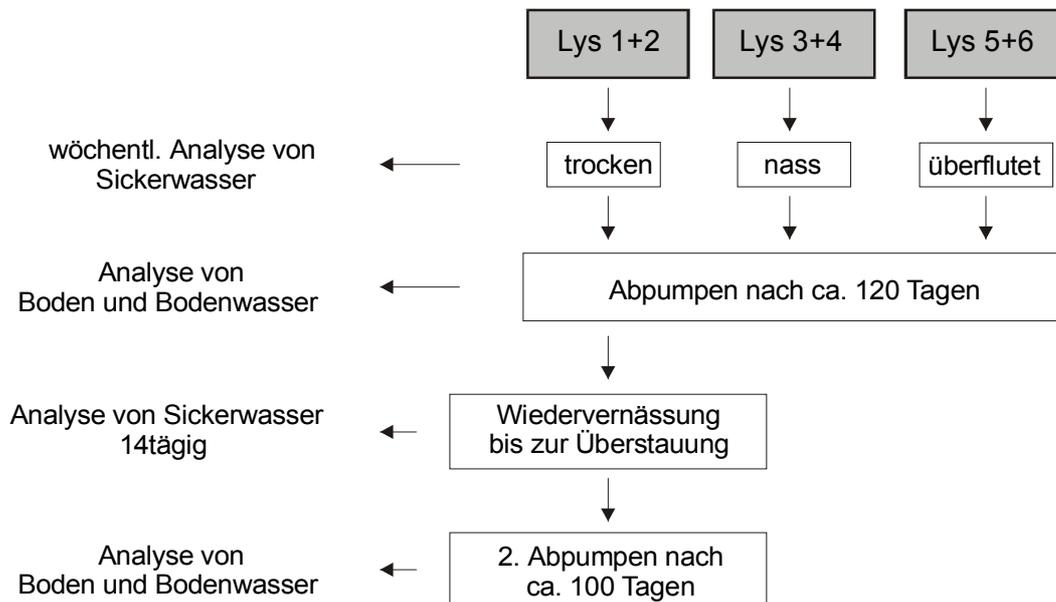


Abb. 14: Übersicht über den Ablauf der Laborlysimeterversuche.

4.9 Gaswechselfmessungen

Die Wasserversorgung an einem Standort ist ein entscheidender Faktor für die physiologische Leistungsfähigkeit einer Pflanze. Überflutung von Böden aber auch deren verstärkte Abtrocknung können in Veränderungen der photosynthetischen Aktivität resultieren. In einem Laborversuch sollen sowohl der CO_2 -Gaswechsel als auch die Chlorophyllfluoreszenz der Seggenart *Carex nigra* in Abhängigkeit unterschiedlicher Bodenwassergehalte untersucht werden, um auf diese Weise eventuell auftretende Stresssituationen aufzeigen zu können.

4.9.1 *Carex nigra* (L.) Reichard - Beschreibung der Art

Carex nigra (L.) Reichard (Braune Segge) (Abb. 15) aus der Familie der Cyperaceae gehört zu den am weitesten verbreiteten Seggenarten Deutschlands (HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988). Ihre gesamte Verbreitung findet *Carex nigra* in Europa (außer den südlichen Teilen), Nord-Asien, in den Bergen Nord-West-Afrikas und Nord-Amerika (CLAPHAM et al. 1987, WEEDA et al. 1994). Sie siedelt sich vor allem in Niedermooren sowie an Quellen und Ufern an. Nach WILLIS et al. (1959) wächst *C. nigra* in Gebieten, die nicht weniger als 2 Monate im Jahr überflutet werden. Die ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1991) sind aus der Tab. 8 ersichtlich.

Tab. 8: Ökologische Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1991) für die Seggenart *Carex nigra*. L= Lichtzahl, T=Temperaturzahl, K=Kontinentalitätszahl, F=Feuchtezahl, R=Reaktionszahl, N=Stickstoffzahl, S=Salzzahl.

<i>Carex nigra</i>	L	T	K	F	R	N	S
	8	x	3	8~	3	2	1



Danach zeichnet sich *Carex nigra* als ausgesprochene Lichtpflanze aus, die auf wechselfeuchten bis nassen, basen- und stickstoffarmen Standorten zu finden ist. Sie besiedelt sowohl ebene Flächen als auch Gebiete im Gebirge (Höhe bis 2250 m) (OBERDORFER 2001). Die mehrjährige Segge wird zwischen 7 und 70 cm hoch.

Bei hochanstehenden Wasserspiegeln sind die Wurzeln dieser Segge in der Lage, aus dem sauerstofffreien in einen sauerstoffreichen Bereich zu wachsen und breiten sich, solange das Wasser nicht auf Oberflächenhöhe steht, seitlich aus. Es bilden sich auf diese Weise niedrige Matten von *Carex nigra*. Steht das Wasser leicht über der Bodenoberfläche, wachsen die Pflanzen eher in die Höhe.

Abb. 15: *Carex nigra* (L.) Reichard.

Die Wuchsform von *Carex nigra* ist somit stark vom Wasserstand bzw. vom Wasserregime abhängig. Wo sich die Segge erst einmal angesiedelt hat, erweist sie sich als sehr anpassungsfähig an sich ändernde Umweltbedingungen, unabhängig, ob es sich dabei um einen andauernden Wasserstandsanstieg handelt oder zeitweilig eine oberflächliche Abtrocknung des Bodens erfolgt (WEEDA et al. 1994).

In Bezug auf Größe, Färbung und Form der Fruchtschläuche und Spelzen, Blattbreite sowie Anzahl und Größe der Ährchen, ist die Art sehr variabel. *Carex nigra* gehört zu den wenigen Seggenarten, die ihre Spaltöffnungen auf der Oberseite der Blätter besitzen (KIFFE 1997). FETTWEIS (1951/52) weist allerdings darauf hin, dass auch bei der reinen *Carex nigra* einzelne kurze Reihen von Stomata auf der Blattunterseite vorkommen können.

Die Segge *Carex nigra* wurde für die Untersuchungen ausgewählt, da sie sehr charakteristisch für das grundwasserabhängige *Caricetum trinervi-nigrae* ist und dort häufig ein dominierendes Auftreten zeigt (PETERSEN 2000). Hinsichtlich ihrer Überflutungstoleranz liegen bereits Untersuchungen vor, die sich aber hauptsächlich mit dem Wachstum von Spross und Wurzel sowie deren Reaktionen auf sich ändernde Nährstoffkonzentrationen im Boden (z.B. Eisen oder Mangan) und deren Aufnahme bei Überflutung beschäftigen (JONES & ETHE-RINGTON 1971, JONES 1972a, 1972b). Über Veränderungen des Gaswechselverhaltens und

der Chlorophyllfluoreszenz bei sich ändernden Bodenwasserverhältnissen ist dagegen noch wenig bekannt.

4.9.2 Lysimetergefäße

Für die Versuche wurden zwei Lysimetergefäße (Höhe: 620 mm, Innendurchmesser: 210 mm), angefertigt. Außen wurde eine Plastikröhre angebracht, die mit dem Innenraum des Behälters in Verbindung steht. Auf diese Weise ist es möglich, nach dem Prinzip von kommunizierenden Röhren, den Wasserstand in den Lysimetern außen abzulesen.

Durch Zugabe von Wasser können bestimmte Wasserstände in den Gefäßen eingestellt werden. Ein Ablasshahn am Boden der beiden Gefäße ermöglicht den Abfluss überschüssigen Wassers beim Abtrocknungsprozess.

4.9.3 Probenentnahme

Die Probenentnahme der Bodenmonolithen erfolgte am 14. Mai 2001 auf der Insel Langeoog in Nähe der Standorte L4* und L5* (siehe Abb. 10). Ein Stechzylinder wurde mit einem Hammer in den Boden eingebracht. Dieser enthielt das Boden- und Pflanzenmaterial, das anschließend in die Lysimetergefäße gefüllt wurde. Auf diese Weise können Veränderungen von bodenphysikalischen Parametern wie Korngrößenverteilung, Gesamtporenvolumen oder kapillare Leitfähigkeit so gering wie möglich gehalten werden. Beim Bodentyp handelt es sich um einen Gley. Da beide entnommenen Bodenmonolithen ursprünglich direkt nebeneinander lagen, weist der Boden in beiden Gefäßen nahezu gleiche Schichtung auf.

4.9.4 Versuchsdurchführung

Alle Untersuchungen zum Gaswechsel und der Chlorophyllfluoreszenz wurden in einem Gewächshaus durchgeführt. Zu Beginn wurde den Böden in den Lysimetergefäßen Leitungswasser zugesetzt (chemische Zusammensetzung siehe Tab. 6) bis es zu einer Überstauung von wenigen Zentimetern kam. Aufgrund technischer Schwierigkeiten konnten die eigentlichen Gaswechselfmessungen erst ca. 60 Tage nach der Probenentnahme erfolgen. Bis zu diesem Zeitpunkt blieb der Boden wassergesättigt. Anschließend wurden die Grundwasserstände in den Lysimeterbehältern sukzessive durch Ablassen von Wasser abgesenkt. Von einer Feuchtestufe zur nächsten vergingen ca. 1 bis 2 Wochen. Messungen wurden bei fünf Grundwasserständen bzw. Feuchtestufen der Böden durchgeführt (staunass, -15 cm ü. BOF (Bodenoberfläche), -30 cm ü. BOF, -45 cm ü. BOF, trocken). Bei Staunässe stand das Wasser etwa 2-3 cm über der Bodenoberfläche.

In regelmäßigen Abständen wurden die volumetrischen Bodenwassergehalte in den oberen 5 Zentimetern mit einer FDR-Sonde gemessen. Zur Berechnung der volumetrischen Wassergehalte siehe Kap. 4.3.2.

4.9.5 Gaswechsellmessungen

Die Gaswechsellmessungen erfolgten mit einer Gaswechsellanlage der Firma Walz, Effeltrich (Abb. 16).

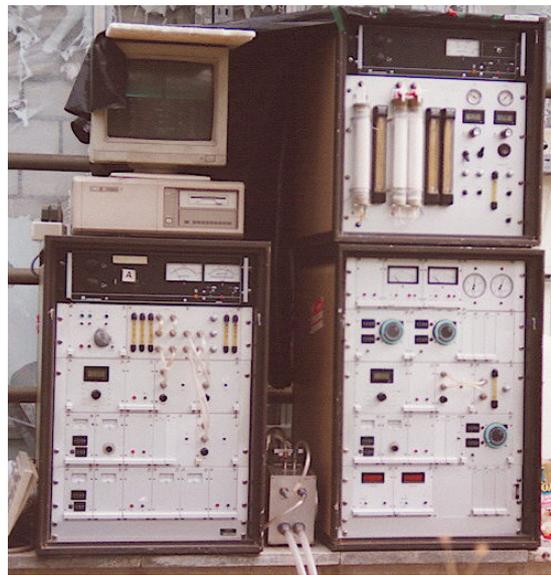


Abb. 16: Gaswechsellmessanlage.

In zwei voll klimatisierbaren Küvetten aus Plexiglas konnten Messungen an zwei verschiedenen Blättern gleichzeitig durchgeführt werden. Hierbei wurden jeweils zwei bis drei Blätter von *Carex nigra* aus jedem Gefäß luftdicht in eine Küvette eingeschlossen. Traten im Laufe der Versuchsreihe Alterungs- oder Abnutzungserscheinungen (beginnende Gelbfärbung) auf, wurden die Blätter durch neue ersetzt.

Bei der Gaswechsellmessanlage handelt es sich um ein offenes System. Über einen Schlauch wird Außenluft aus ca. 3 m Höhe angesaugt, was verhindert, dass es zu spontanen Änderungen der CO₂-Konzentrationen durch den Experimentator kommt. Die CO₂-Konzentration der Außenluft wird über einen Absolut-IRGA (infrared gas analyzer), Typ BINOS, gemessen. Durch einen Differenz-BINOS wird die CO₂-Konzentration zwischen der in die Messküvette eingeleiteten und wieder austretenden Luft erfasst. Weitere ausführliche Informationen zum Gerät und seiner Funktionsweise sind bei VON WILLERT et al. (1995) zu finden.

Die bei dieser Untersuchung erfassten Parameter sind in Tab. 9 aufgeführt.

Tab. 9: Gemessene Gaswechselgrößen mit Symbolen und Einheiten.

Parameter	Symbol	Einheit
CO ₂ -Austauschrate	J _{CO₂}	[μmol m ⁻² s ⁻¹]
Transpirationsrate	J _{H₂O}	[mmol m ⁻² s ⁻¹]
Blattleitfähigkeit	g _{H₂O}	[mmol m ⁻² s ⁻¹]
photosynthetisch aktive Photonenflussdichte	PPFD	[μmol m ⁻² s ⁻¹]
Blatttemperatur	T _{leaf}	[°C]
Küvettemperatur	T _{cu_v}	[°C]
Außentemperatur	T _{ext}	[°C]
CO ₂ -Konzentration der Außenluft	c _a	[ppm]
CO ₂ -Konzentration in den Interzellularen	c _i	[ppm]
water-use efficiency	WUE	[μmol mmol ⁻¹]

Die Gaswechseldaten wurden nach VON CAEMMERER & FARQUHAR (1981) berechnet und auf die projizierte Blattfläche bezogen.

4.9.5.1 Lichtabhängigkeitskurven

Der CO₂-Austausch zwischen einer Pflanze und ihrer Umgebung wird durch eine Vielzahl von Faktoren bestimmt. Diese können u.a. die Photonenflussdichte, Temperatur, Wasserversorgung, Öffnungsweite der Stomata und CO₂-Partialdruck sein.

Die Untersuchung der Abhängigkeit des CO₂-Gaswechsels von der Lichtintensität erfolgte durch die Aufnahme von Lichtabhängigkeitskurven. Auf die Oberseite der Messküvetten wurde dafür eine künstliche Lichtquelle (Halogenlampe) installiert. Der restliche Teil der Küvette wurde mit schwarzer Folie abgedeckt, um seitliche Einstrahlung zu vermeiden. Nach einer Einlaufzeit von ca. einer halben Stunde wurde mit der Messung des Gaswechsels bei höchster Lichtintensität begonnen. Diese lag bei einer Photonenflussdichte von ca. 1500 μmol m⁻² s⁻¹. Vorversuche haben ergeben, dass diese Strahlung ausreichend ist, um eine Sättigung der Netto-Photosynthese bei *Carex nigra* zu erreichen. Anschließend wurde die Lichtintensität mit Hilfe von Neutralglasfiltern sukzessive verringert (1500, 1000, 750, 500, 250, 100, 50, 0 μmol m⁻² s⁻¹). Alle übrigen Faktoren (Temperatur (20°C), Taupunkt (12°C), CO₂-Partialdruck (36 Pa)) blieben konstant.

Berechnung der Lichtabhängigkeitskurve

Die Beziehung zwischen Einstrahlung und Nettophotosynthese folgt einer Sättigungskurve. Aus ihr können wichtige Kardinalpunkte wie maximale Photosyntheserate, Respiration, Lichtkompensationspunkt und Photonenwirksamkeit ermittelt werden.

Für eine Kurvenanpassung an die Messdaten erwies sich eine Tangenshyperbolicus-Funktion (verändert nach JASSBY & PLATT 1976) als gut geeignet (vgl. Abb. 17).

$$J_{\text{CO}_2}(I) = (\text{max} J_{\text{CO}_2} - R) * \tanh\left(\frac{\Phi * I}{(\text{max} J_{\text{CO}_2} - R)}\right) + R \quad (6)$$

es gilt:

$J_{\text{CO}_2}(I)$	=	lichtabhängige Photosyntheserate ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)
$\text{max} J_{\text{CO}_2}$	=	maximale Nettophotosyntheserate ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)
R	=	Dunkelatmung ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)
Φ	=	Photonenwirksamkeit ($\mu\text{mol CO}_2 \mu\text{mol Photonen}^{-1}$)
I	=	Lichtintensität ($\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)

Dies sei an folgendem Beispiel dargestellt:

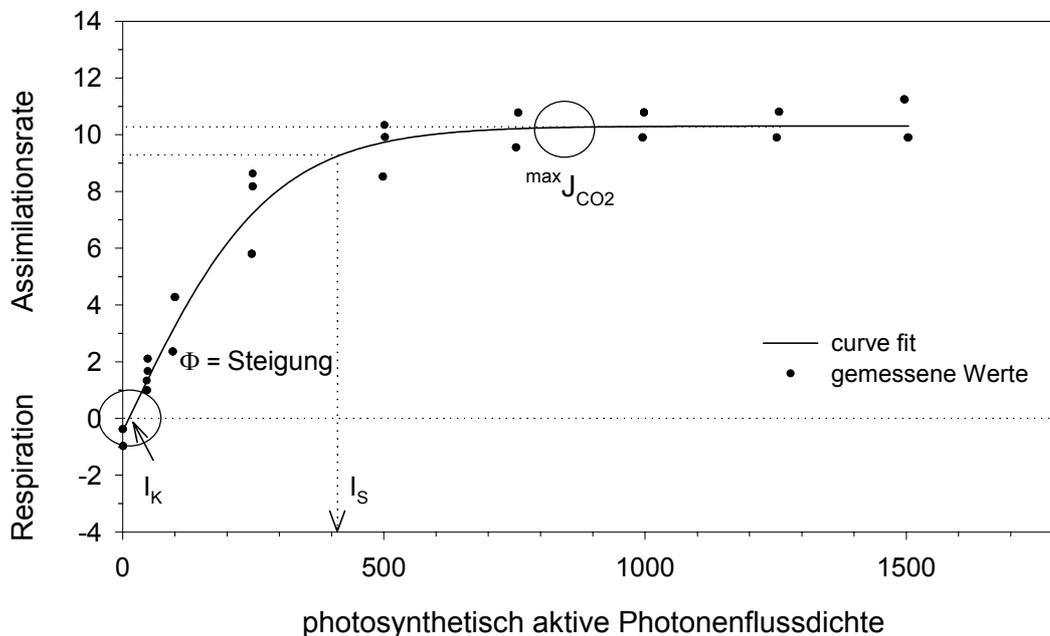


Abb. 17: Lichtabhängigkeitskurven von *Carex nigra* aus Lysimeter 1 und 2 bei einem Grundwasserstand von -15 cm ü. BOF. Dargestellt sind die gemessenen Werte (Punkte) und die daraus berechnete Kurve (durchgezogene Linie). Des Weiteren sind maximale Assimilationsrate ($\text{max} J_{\text{CO}_2}$), Lichtkompensationspunkt (I_K), Lichtsättigungspunkt (I_S) und Photonenwirksamkeit (Φ) ersichtlich.

Als maximale Netto-CO₂-Aufnahme ($^{max}J_{CO_2}$) wird die Assimilationsrate bezeichnet, bei der keine weitere Erhöhung des Photosynthesevermögens trotz erhöhter Einstrahlung erfolgt. Es wird bei diesen Untersuchungen allerdings nicht berücksichtigt, ob die CO₂-Versorgung oder andere Faktoren (z.B. Wasserversorgung) ebenfalls limitierend wirken. Die Respiration (R) bezeichnet die CO₂-Abgabe der Pflanzen durch die Atmung. Die Photonenwirksamkeit (Φ) wird durch den Quotienten fixierter CO₂-Moleküle pro Anzahl der auf die Blattfläche auftreffenden Photonen beschrieben und ist aus der Anfangssteigung der Lichtabhängigkeitskurve ersichtlich. Lichtsättigungs- und Lichtkompensationspunkt können aus den berechneten Kurven abgeleitet werden. Beim Lichtkompensationspunkt (I_K) handelt es sich um den Schnittpunkt der Sättigungskurve mit der Abszisse. Bei dieser Lichtintensität ist keine Netto-CO₂-Aufnahme messbar ($J_{CO_2} = 0$), da die durch Atmung abgegebene und die bei der Assimilation aufgenommene Menge an CO₂ gleich sind ($c_i = c_a$). Lichtsättigung (I_S) der CO₂-Assimilation ist ab 90% der maximalen Netto-CO₂-Aufnahme definiert und kann entsprechend der Ergebnisse der Kurvenanpassung berechnet werden (VON WILLERT et al. 1995).

Die maximale Transpirationsrate ($^{max}J_{H_2O}$) wurde auf die gleiche Art mathematisch berechnet wie $^{max}J_{CO_2}$.

Während der ersten drei Feuchtestufen wurde für jedes Lysimeter jeweils eine Lichtabhängigkeitskurve aufgenommen. Bei einem Wasserstand von -45 cm ü. BOF bzw. bei trockenem Boden wurden zwei Messungen durchgeführt, die entsprechend ihrer zeitlichen Abfolge mit (a) und (b) gekennzeichnet sind (z.B. -45 cm (a) bzw. -45 cm (b)). Die Ergebnisse von *Carex nigra* aus Lysimeter 1 und 2 werden als Parallelen angesehen, die Werte werden somit gegebenenfalls gemittelt.

4.9.5.2 A-ci-Kurven und Photorespiration

Ein weiterer limitierender Faktor der Photosynthese ist der CO₂-Partialdruck der Luft, da dieser in der Außenluft zumeist nur sehr gering ist (ca. 34-36 Pa). Durch Erhöhung der Menge an CO₂ ist die CO₂-Aufnahmerate bei den meisten Pflanzen noch zu steigern. Die CO₂-Abhängigkeit des Gaswechsels wurde durch die Aufnahme von A-c_i-Kurven untersucht. Auf diese Weise können Aussagen über die Aktivität der carboxylierenden Enzyme gemacht werden.

Die Netto-CO₂-Aufnahme wird in der englischsprachigen Literatur häufig mit A (von engl. assimilation) abgekürzt, womit sich auch der Begriff der A-c_i-Kurve etabliert hat. Da es sich bei der Netto-CO₂-Aufnahme allerdings nicht um eine CO₂-Assimilation, sondern um eine Teilchenflussdichte handelt, wird im Folgenden der Begriff der A-c_i-Kurve weiterhin verwendet, mit A ist aber immer J_{CO_2} gemeint (VON WILLERT et al. 1995).

Der aus der Außenluft angesogene Luftstrom wurde vor Erreichen der Messküvetten durch einen CO₂-Absorber (Natronkalk) geleitet. Auf diese Weise erhält man CO₂-freie Luft. Durch Zumischen von Kohlendioxid in einer Gasmischanlage wird der gewünschte CO₂-Partialdruck eingestellt. Schrittweise wurde der CO₂-Gehalt der Luft verändert (590, 450, 360, 220, 150, 70, 0 ppm) und die entsprechenden Assimilationsraten erfasst. Dabei werden Temperatur (20°C), Taupunkt (12°C) und Photonenflussdichte (1000 μmol m⁻² s⁻¹) konstant gehalten. Neben der direkten Ermittlung des CO₂-Kompensationspunktes (Γ) ($c_i=c_a$) aus der A-c_i-Kurve, kann die stomatäre Limitierung bestimmt werden. Diese berechnet sich aus $a/(a+b)$, was in Abb. 18 an einem Beispiel dargestellt ist.

Die stomatäre Limitierung gibt an, inwieweit die Spaltöffnungen das Eindringen von CO₂ in das Blatt und damit die Netto-CO₂-Aufnahmerate verringern. Die Angabe ist in Prozent [%]. Des Weiteren kann durch die Berechnung der Anfangssteigung der Kurve die Carboxylierungseffizienz (CE) bestimmt werden. Dies erfolgt mathematisch durch eine lineare Regression der ersten vier Messwerte bei niedrigen CO₂-Konzentrationen. Die Carboxylierungseffizienz gibt Aufschluss über die Affinität des Photosyntheseapparates zu CO₂.

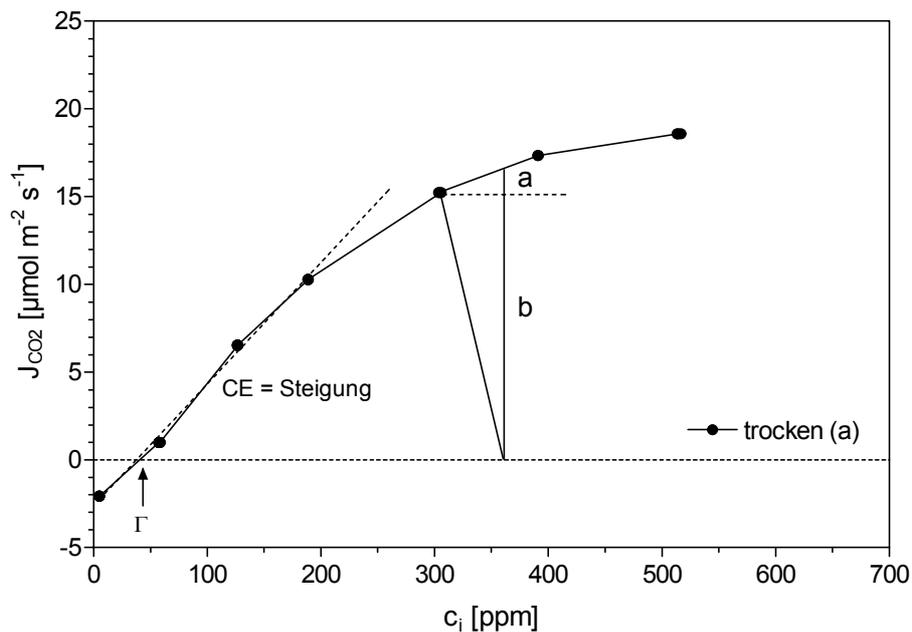


Abb. 18: Ermittlung des CO₂-Kompensationspunktes (Γ), der Carboxylierungseffizienz (CE) (Anfangssteigung der Geraden) und der stomatären Limitierung ($a/a+b$) am Beispiel der A-c_i-Kurve, gemessen an *Carex nigra* in Lysimeter 1 bei trockenen Bodenverhältnissen.

Unter den oben ausgeführten Bedingungen erfolgte ebenfalls die Bestimmung der Photorespiration. Hierzu wurde der Sauerstoffpartialdruck der Außenluft von 21% auf 2% reduziert. Dies hat den Effekt, dass die Oxigenaseaktivität der Rubisco (Ribulose-1,5-bisphosphat-

Carboxylase/Oxygenase) minimiert wird. Die Veränderung der Zusammensetzung des Messgases erfolgte durch Zumischen von N₂. Die Photorespiration gibt den Prozentsatz an, um den die Netto-CO₂-Austauschrate bei 21% Luftsauerstoff vermindert ist.

Für jede Feuchtestufe wurden jeweils einmal A-c_i-Kurven bei 21% und 2% O₂ in der Außenluft aufgenommen. Lediglich bei abgetrocknetem Boden wurden zwei Messungen (trocken (a) und trocken (b)) durchgeführt.

4.9.5.3 Chlorophyllfluoreszenz

Neben den Gaswechselfmessungen erfolgte die Untersuchung der Chlorophyllfluoreszenz. Diese Methode gibt Aufschluss über die Ausnutzung absorbierter Lichtenergie (aktuelle Quantenausbeute), den Aktivitätszustand des Photosystems II sowie seiner Beeinflussung oder Schädigung durch Umwelt- und Stressfaktoren (BOLHÄR-NORDENKAMPF et al. 1989).

Durchgeführt wurden die Messungen mit einem PAM (Puls-Amplituden-Modulation)-Fluorometer (PAM-2000, Walz, Effeltrich).

Während des Versuchs wurden bei jeder Feuchtestufe 1 bis 2 Tages- und Nachtgänge der Chlorophyllfluoreszenz für die Pflanzen beider Lysimeter unter den im Gewächshaus vorherrschenden Bedingungen aufgenommen. In die Blattklammer wurde jeweils ein Blatt eingespannt, das zumeist nur für ein bis zwei Messungen benutzt wurde.

Während einer Messreihe wurde in einem Abstand von 10 Minuten ein Sättigungsimpuls auf das Blatt abgegeben (7500 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Aus den Nachtmessungen wurden die Fv/Fm-Werte ermittelt, die Aufschluss über den Aktivitätszustand des Photosyntheseapparates geben. Bei Fv handelt es sich um die variable Fluoreszenz, die den Redoxzustand von Q_A, einem gebundenen Plastochinon (erster stabiler Akzeptor der Elektronentransportkette), widerspiegelt. Dieser Wert bildet sich aus der Differenz von maximaler Fluoreszenz (Fm) und Grundfluoreszenz (Fo).

Der Quotient Fv/Fm gilt als Maß für die Effizienz, mit der die Anregungsenergie aus den Antennenkomplexen von offenen Reaktionszentren im Photosystem II übertragen wird (VON WILLERT et al. 1995). Bei ungestörten Systemen liegen die Werte zwischen 0,75 und 0,85 (BOLHÄR-NORDENKAMPF et al. 1989). Eine Abnahme von Fv/Fm deutet somit auf eine Störung der photochemischen Nutzung hin. BOLHÄR-NORDENKAMPF & GÖTZL (1992) geben einen Störungsschwellenwert von 0,72 an.

Da die Messungen durch die variierende Umgebungstemperatur beeinflusst wird (HERPPICH et al. 1994), wurden alle Fluoreszenzwerte entsprechend korrigiert.

4.9.5.4 Statistische Auswertung

Zur Beurteilung der Signifikanz unterschiedlicher Werte bei verschiedenen Behandlungsmethoden wurde mit dem Statistikprogramm SPSS 10.0 ein gepaarter *t*-test durchgeführt. Signifikante Unterschiede ergaben sich für $P < 0,05$.

5. Ergebnisse und Diskussionen

5.1 Hydrologie

5.1.1 Grundwasserganglinien

Zwischen den Grundwasserganglinien in den Jahren 2000 und 2001 lassen sich bei allen Probestellen große Unterschiede erkennen, die eng mit dem Niederschlagsgeschehen in Verbindung zu bringen sind.

Nach relativ hohen Wasserständen im Frühjahr 2000, die teilweise über Flur zu verzeichnen waren, kam es im Laufe der Sommermonate zu einem langsamen, aber stetigen Absinken der Wasserspiegel. An den meisten Standorten wurden Ende August die niedrigsten Wasserstände gemessen. Anschließend stieg der Grundwasserstand wieder an, was allerdings nicht auf erhöhte Niederschläge zurückzuführen war, da gerade die Herbstmonate im Vergleich zum langjährigen Mittel als sehr trocken einzustufen waren. Die abnehmende Evapotranspiration dürfte hierbei eine große Rolle spielen. Dies resultierte darin, dass die Wasserstände im Winter 2000/Frühjahr 2001 bei weitem nicht so hoch waren, wie im vorherigen Jahr. Sie erreichten teilweise zwar die Geländeoberkante, stiegen aber nicht darüber hinaus an.

Im weiteren Verlauf des Jahres 2001 nahm der Grundwasserspiegel auf beiden Inseln infolge ansteigender Evapotranspiration und geringer Niederschläge kontinuierlich ab. Auf Langeoog wurden Ende Juni/Anfang Juli die niedrigsten Wasserstände gemessen. Anschließend erhöhte sich der Pegel an allen Standorten aufgrund sehr starker Regenereignisse ab Mitte Juli, die dazu führten, dass bereits im August einige Standorte überflutet waren (z.B. L4* und L5*). Dadurch, dass diese hohen Niederschläge auf Norderney erst im August einsetzten, ist der Anstieg der Wasserstände um einen Monat verschoben. Ab dann waren bis Ende des Jahres auf beiden Inseln Grundwasserstände zu verzeichnen, wie sie eher für Frühjahrsmonate typisch sind.

Betrachtet man die Grundwasserganglinien der einzelnen Standorte genauer, lässt sich feststellen, dass innerhalb gleicher Pflanzengesellschaften große Unterschiede existieren.

***Betula pubescens*-Gesellschaft**

Die Ganglinie am Standort L17 auf Langeoog zeichnete sich durch lange Überflutungsphasen in den Frühjahrsmonaten 2000 und ab Herbst 2001 aus (Abb. 19a). Das Wasser stand teilweise mehr als 30 cm über der Geländeoberkante. Die sommerlichen Grundwasserstände betragen maximal 60 cm u. GOF. Für L13* dagegen wurden in beiden Untersuchungsjah

ren hohe sommerliche Grundwasserabsenkungen von bis zu 111 cm ermittelt. Auch im Frühjahr blieb der Grundwasserspiegel deutlich unter der Geländeoberfläche, lediglich im Herbst 2001 kam es zu oberflächennahen Wasserständen mit geringen Überflutungen.

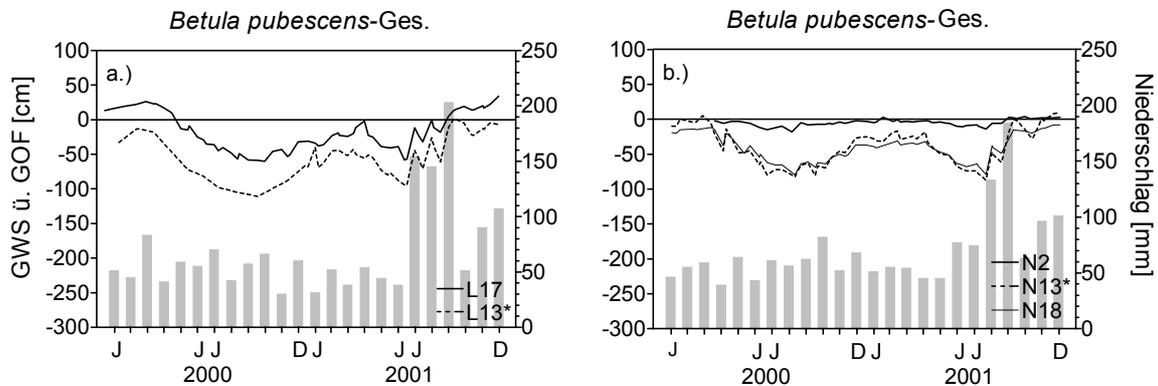


Abb. 19: Grundwasserganglinien [in cm ü. GOF] in der *Betula pubescens*-Gesellschaft auf Langeoog (a.) und Norderney (b.) sowie monatliche Niederschlagssummen [mm] in den Jahren 2000 und 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Der Birkenwaldstandort N2 am Südstrandpolder auf Norderney wies in beiden Untersuchungsjahren einen stets oberflächennahen Wasserstand auf, die Amplitude betrug max. 18 cm (Abb. 19b). Anders dagegen N13* und N18, die eine deutliche jahreszeitliche Dynamik aufwiesen. Im Verlauf sind die beiden sehr ähnlich, einziger Unterschied ist die um 20-25 cm höhere Amplitude bei N13*. Dort lag der Grundwasserspiegel in einigen Monaten durchaus über Flur, während er bei N18 selbst im Herbst 2001 nur wenige Zentimeter unter Geländeoberkante stieg.

Caricetum trinervi-nigrae

Die *Caricetum trinervi-nigrae*-Standorte L5* und L19 wiesen im Untersuchungszeitraum hohe und langanhaltende Überflutungen auf (Abb. 20a). Der Verlauf der Grundwasserstände war an den beiden Probestellen allerdings unterschiedlich. Das Absinken des Wasserspiegels setzte bei L5* etwas früher ein. Der tiefste Wasserstand im Sommer lag bei -78 cm ü. GOF und damit 12 cm unter dem von L19 gemessenen. Im Winter 2000/Frühjahr 2001 stiegen die Pegel an, jedoch blieb der Wasserstand von L5* bei -21 cm u. GOF verhältnismäßig tief.

Vergleicht man die Grundwasserganglinien der Untersuchungsstandorte des *Caricetum trinervi-nigrae* auf Norderney ist auffällig, dass im Sommer 2000 bei N17*, der sich im Einzugsbereich des Wasserwerkes befindet, deutlich geringere Wasserstände gemessen wurden als an den Vergleichsstandorten (Abb. 20b).

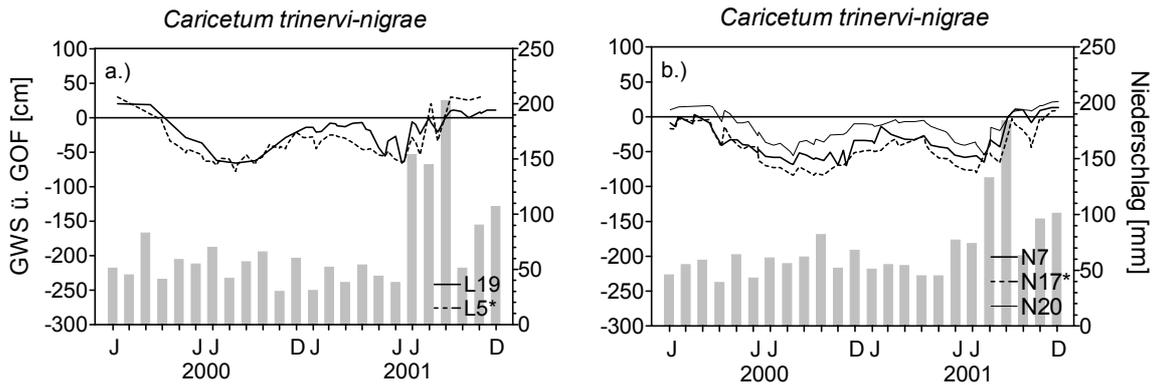


Abb. 20: Grundwasserganglinien [in cm ü. GOF] im *Caricetum trinervi-nigrae* auf Langeoog (a.) und Norderney (b.) sowie monatliche Niederschlagssummen [mm] in den Jahren 2000 und 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Der tiefste Stand lag hier deutlich unter denen der Flächen N7 und N20, die nicht von der Grundwasserrförderung betroffen sind. Auch im weiteren Verlauf des Untersuchungszeitraums blieben die Wasserstände tiefer als bei den anderen beiden Probestellen. Als sehr nass erwies sich N20, dessen Grundwasserstand nie unter -60 cm ü. GOF abfiel und ausgeprägte Überflutungsphasen hatte.

Empetro-Ericetum

Die Standorte L4* und L9*, die dem *Empetro-Ericetum* zuzuordnen sind, zeigten zwar ähnliche Verläufe, doch sind die Ganglinien um ca. 30-40 cm zueinander verschoben (Abb. 21a). Im Sommer sank der Grundwasserstand bei L9* bis zu -90 cm ü. GOF ab, wohingegen bei L4* maximal -65 cm ü. GOF registriert wurden. Auch Überflutungsphasen, wie sie für L4* festgestellt wurden, traten bei L9* nicht auf.

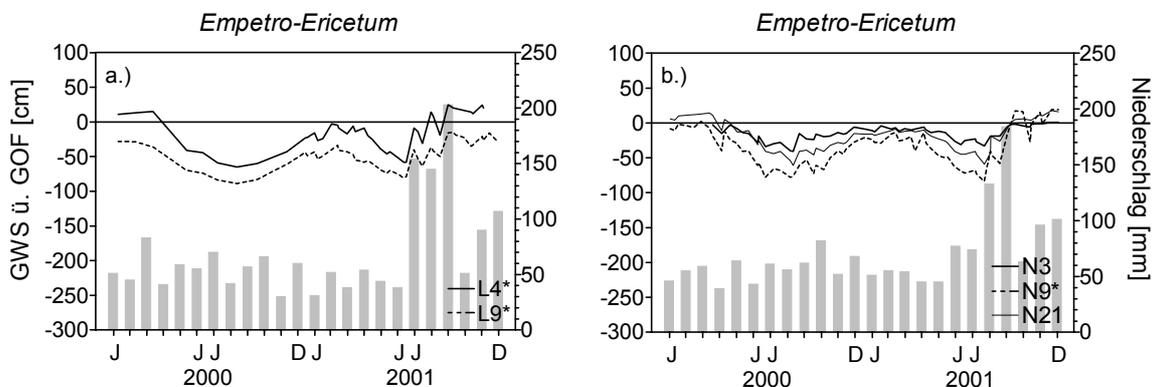


Abb. 21: Grundwasserganglinien [in cm ü. GOF] im *Empetro-Ericetum* auf Langeoog (a.) und Norderney (b.) sowie monatliche Niederschlagssummen [mm] in den Jahren 2000 und 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Von den drei untersuchten *Empetro-Ericetum*-Standorten auf Norderney stellte sich N9*, der direkt am Wasserwerk in den Dünen liegt, als derjenige mit den niedrigsten Grundwasserständen heraus (Abb. 21b). Zwar zeigt die Grundwasserganglinie für das Frühjahr 2000 Werte in Oberflächennähe und in den niederschlagsreichen Monaten des Jahres 2001 Wasserstände über Flur, doch fällt dieser Standort durch sommerliche Tiefstwerte von bis zu -85 cm ü. GOF im Vergleich zu N3 und N21 auf. Ausgeglichenener ist der Standort N3, der sehr geringe Jahresamplituden von weniger als 40 cm aufwies. Hier fiel der Wasserstand nie unter -41 cm ü. GOF. Die Grundwasserganglinie der Probefläche N21 hatte einen typischen Verlauf mit über Flur stehenden bzw. oberflächennahen Wasserständen in den Frühjahrsmonaten und Tiefständen von maximal -60 cm ü. GOF.

Hieracio-Empetretum

Mit Ausnahme des *Hieracio-Empetretum*-Standorts L22* fielen die beiden Untersuchungsflächen L7* und N19 durch sehr geringe sommerliche Grundwasserstände auf. Hierbei wurden für N19 Wasserstände von bis zu -117 cm ü. GOF, für L7* sogar -143 cm ü. GOF gemessen (Abb. 22a+b).

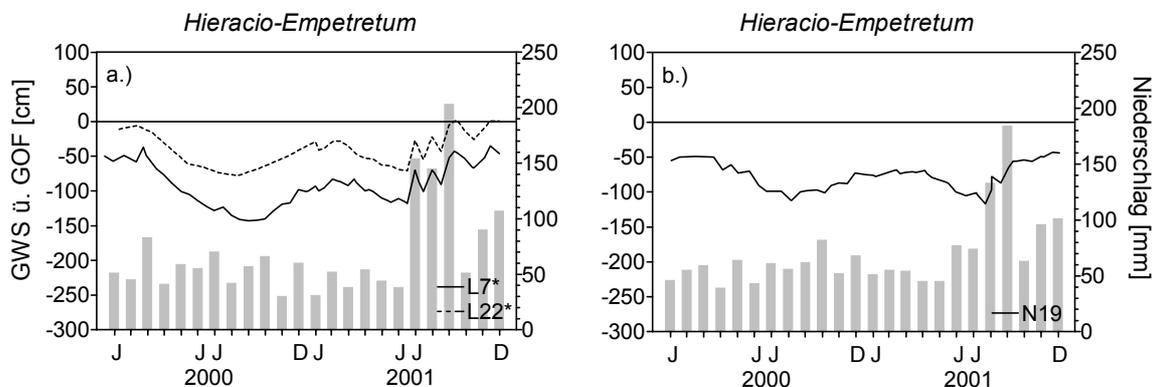


Abb. 22: Grundwasserganglinien [in cm ü. GOF] im *Hieracio-Empetretum* auf Langeoog (a.) und Norderney (b.) sowie monatliche Niederschlagssummen [mm] in den Jahren 2000 und 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Hinsichtlich der Jahresamplituden kann festgestellt werden, dass L7* mit einem Schwankungsbereich von 106 cm (2000) bzw. 83 cm (2001) deutlich über denjenigen der anderen Vergleichsstandorte lag. Für N19 und L22* wurden Amplituden zwischen 63 und 74 cm ermittelt.

5.1.2 Wechselfeuchteindex

Der Wechselfeuchteindex (WI) ist ein Maß für die Wechselfeuchte an einem Standort. Er beschreibt die Intensität und Höhe der Grundwasserstandsschwankungen. Je höher der Wert ist, desto häufiger und stärker schwanken die Wasserstände im Untersuchungszeitraum.

Eine Übersicht über Eckdaten der Grundwasserganglinien und den daraus errechneten Wechselfeuchteindices der einzelnen Standorte gibt Tab. 10.

Tab. 10: Maximaler (G_{\max}) und minimaler (G_{\min}) Grundwasserstand [cm ü. GOF], Amplituden des Grundwasserstandes (ΔG) [cm ü. GOF] und Wechselfeuchteindex (WI) der untersuchten Standorte auf Langeoog und Norderney im Untersuchungszeitraum 2000 und 2001.
*Standorte im Wassereinzugsgebiet

Pflanzen- gesellschaft	Standort	G_{\max}		G_{\min}		ΔG		WI	
		2000	2001	2000	2001	2000	2001	2000	2001
<i>Betula pubescens-Ges.</i>	L13*	-13	1	-111	-95	98	96	208	101
	L17	26	34	-60	-58	86	92	61	70
	N2	-2	4	-18	-14	16	18	5	3
	N13*	5	9	-83	-87	88	96	114	100
	N18	-12	-8	-80	-79	68	71	61	30
<i>Caricetum trinervi-nigrae</i>	L5*	30	30	-78	-64	108	94	144	123
	L19	20	11	-66	-66	86	77	185	67
	N7	3	13	-68	-65	71	78	79	75
	N17*	-3	9	-84	-80	81	89	67	82
	N20	16	22	-56	-54	72	76	48	22
<i>Empetro-Ericetum</i>	L4*	15	25	-65	-58	80	83	99	80
	L9*	-28	-40	-89	-81	61	41	64	36
	N3	-3	1	-41	-33	38	34	46	14
	N9*	2	19	-78	-84	80	103	95	158
	N21	14	18	-61	-59	75	77	56	30
<i>Hieracio- Empetretum</i>	L7*	-37	-35	-143	-118	106	83	111	83
	L22*	-6	2	-78	-71	72	73	68	84
	N19	-49	-43	-112	-117	63	74	55	37

Von den Birkenwaldstandorten wies N2 mit einem WI von 5 und 3 im Jahr 2000 bzw. 2001 die geringsten Schwankungen auf. Diese geringe Wechselfeuchte ist auf die geringe Jahressamplitude des Grundwasserstandes zurückzuführen, die in beiden Untersuchungsjahren unter 20 cm lag. Im Gegensatz dazu zeigten die beiden in unmittelbarer Nähe der Wasser

werke liegenden Birkenwaldstandorte L13* und N13* mit WI von ca. 100 die höchsten Wechselfeuchten, L13* hatte im Jahr 2000 sogar einen WI von 208. Die Birkenwaldstandorte L17 und N18 wiesen Werte zwischen 30 und 70 auf und zeigten damit eine relativ geringe Wechselfeuchte.

Im *Caricetum trinervi-nigrae* war die höchste Wechselfeuchte auf den Langeooger Standorten zu finden. L5* lag dabei in den beiden Untersuchungsjahren bei 144 und 123. L19 dagegen zeigte sehr hohe Wechselfeuchte im Jahr 2000 mit einem WI von 185, im darauf folgenden Jahr allerdings nur 67. Letzterer Wert ist somit im Bereich der ermittelten Werte der Standorte N17* und N7, die zwischen 67 und 82 lagen. Als am wenigsten wechselfeucht ist N20 einzuordnen, dessen WI 48 bzw. 22 betragen.

Die ermittelten WI im *Empetro-Ericetum* lagen bei allen Standorten unter 100. Ausnahme bildet N9*, wo 2000 ein WI von 95 und 2001 ein WI von 158 festgestellt wurde. L4* lag nur knapp unter der Grenze von 100 und gehörte zu den Standorten mit hoher Wechselfeuchte. L9* und N21 wiesen Werte zwischen 30 und 64 auf und können daher als weniger wechselfeucht eingestuft werden. Die geringste Wechselfeuchte war bei N3 festzustellen, der bei einer Jahresamplitude von <40 cm WI von 46 im Jahr 2000 und 14 im Jahr 2001 hatte.

N19 kann von den *Hieracio-Empetretum*-Standorten als am wenigsten wechselfeucht eingestuft werden. WI lagen hier bei 55 bzw. 37. Der Standort L22* ist bei WI von 68 bis 84 nur geringfügig wechselfeuchter. L7* dagegen setzt sich von L22* und N19 mit WI von 111 und 83 deutlich ab.

5.1.3 Bodenwassergehalte

Für die Auswertungen der Bodenfeuchtemessungen wurden vor allem die Ergebnisse der Jahre 2000 und 2001 herangezogen, da hier jeweils für das gesamte Jahr Datenmaterial vorlag. Für die beginnenden Messungen im Jahr 1999 (ab August) ist allerdings zu berücksichtigen, dass aufgrund geringer Niederschläge die Bodenwassergehalte im Herbst erheblich geringer waren als in den Vergleichsjahren 2000 und 2001. Einen Überblick über die mittleren jährlichen Bodenwassergehalte gibt Tab. 11. Des Weiteren wird die monatliche Veränderung der Bodenfeuchte in den Oberböden der einzelnen Probenahmestandorte dargestellt.

Tab. 11: Mittlere jährliche Bodenwassergehalte (in % WG bei FK) der einzelnen Standorte auf Langeoog und Norderney im Jahr 2000 und 2001 mit Standardabweichung, n=7-11.
*Standorte im Wassereinzugsgebiet

Bodenwassergehalte			
Pflanzengesellschaft	Standort	2000	2001
<i>Betula pubescens</i> -Ges.	L13*	42 ± 15	52 ± 21
	L17	72 ± 15	69 ± 16
	N2	77 ± 5	76 ± 8
	N13*	64 ± 15	71 ± 9
	N18	72 ± 14	74 ± 9
<i>Caricetum trinervi-nigrae</i>	L5*	74 ± 11	86 ± 9
	L19	76 ± 10	90 ± 8
	N7	73 ± 17	n.b.
	N17*	61 ± 25	56 ± 20
	N20	76 ± 7	87 ± 13
<i>Empetro-Ericetum</i>	L4*	66 ± 28	76 ± 21
	L9*	51 ± 18	61 ± 21
	N3	76 ± 17	84 ± 10
	N9*	64 ± 18	66 ± 21
	N21	85 ± 17	88 ± 10
<i>Hieracio-Empetretum</i>	L7*	n.b.	34 ± 15
	L22*	51 ± 19	n.b.
	N19	n.b.	38 ± 9

***Betula pubescens*-Gesellschaft**

Bei Betrachtung der mittleren jährlichen Bodenfeuchten in den *Betula pubescens*-Gesellschaften lässt sich feststellen, dass der Standort L13* mit Wassergehalten von 42% im Jahr 2000 und 52% bei FK im Jahr 2001 die geringsten Wassergehalte aufwies (Tab. 11).

Auch der Jahresgang der Bodenfeuchte zeigt, dass hier in den Frühjahrsmonaten 2000 die Wassergehalte insgesamt erheblich unter denen der anderen untersuchten Probeflächen lagen und auch die sommerlichen Tiefstwerte am Standort L13* im Untersuchungszeitraum am niedrigsten (15 bzw. 22% WG bei FK) waren (Abb. 23a). Allein ab September 2001, wo es zu starken Niederschlagsereignissen kam, wurden Bodenfeuchten gemessen, die knapp über 80% WG bei FK lagen und damit mit den Werten der anderen Birkenwaldstandorte vergleichbar sind.

Die sommerlichen Bodenfeuchten fielen am Standort L17 nie unter 50% WG bei FK. Ausnahme bildete der Juni 2001, wo Wassergehalte von 26% bei FK gemessen wurden. Im Frühjahr 2000 wurden maximale Bodenfeuchten von bis zu 92% WG bei FK ermittelt. Im darauf folgenden Jahr wurden allerdings aufgrund der geringen Niederschläge nur maximale

Wassergehalte von bis zu 79% bei FK festgestellt. Die mittlere Bodenfeuchte nahm 2001 geringfügig ab.

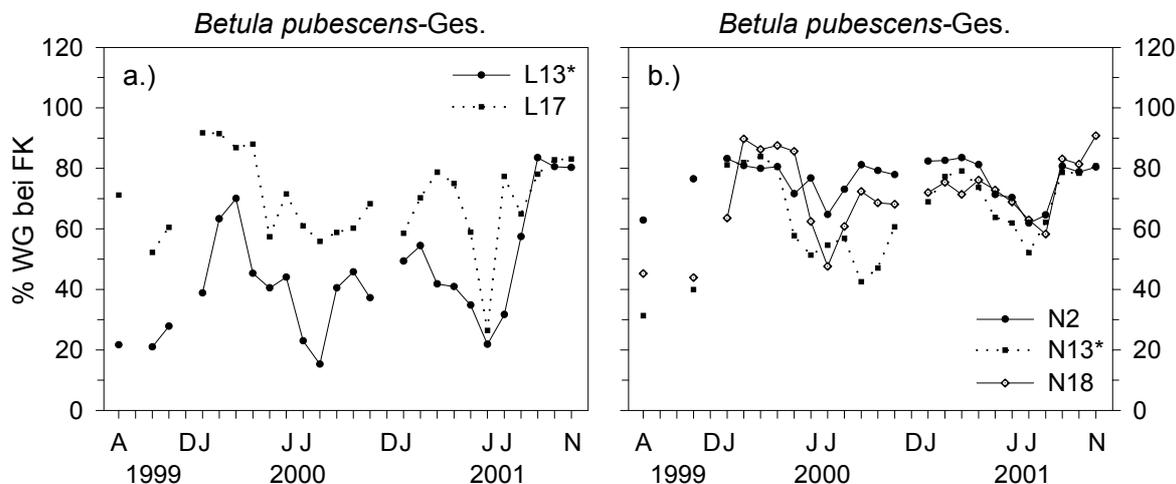


Abb. 23: Bodenwassergehalte [% WG bei FK] der Oberböden der *Betula pubescens*-Gesellschaften auf Langeoog (a.) und Norderney (b.) von August 1999 bis November 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Der Standort N2 am Südstrandpolder von Norderney wies während des gesamten Untersuchungszeitraums recht ausgeglichene Bodenfeuchten auf (Abb. 23b). Diese variierten von 62 und 65% WG bei FK im Sommer bis maximal 84% WG bei FK im Winter. Hinsichtlich der mittleren jährlichen Bodenfeuchte gab es mit 77 bzw. 76% WG bei FK für die Jahre 2000 bzw. 2001 keine Unterschiede.

Ähnliches gilt für den Standort N18. Mittlere Bodenwassergehalte variierten hier zwischen 72 und 74% bei FK. Im Gegensatz zu N2 wurden hier allerdings durchaus sommerliche Bodenfeuchten von <60% WG bei FK gemessen.

Ähnlich wie der nahe am Wasserwerk liegende Standort L13* auf Langeoog, zeigte auch der Standort N13* auf Norderney die geringsten Bodenfeuchten und stark voneinander abweichende mittlere Wassergehalte in den Jahren 2000 und 2001. So erwies sich das Jahr 2000 mit Bodenwassergehalten von 64% bei FK trockener als das Jahr 2001, in dem die mittlere Bodenfeuchte 71% WG bei FK erreichte.

Caricetum trinervi-nigrae

Die mittleren Bodenwassergehalte der *Caricetum trinervi-nigrae*-Standorte lagen 2000 zwischen 73 und 76% bei FK und sind mit den ermittelten Bodenfeuchten der Birkenwaldstandorte vergleichbar (außer L13* und N13*) (Tab. 11). Einzige Ausnahme bildet die Probe-stelle N17*, die mit 61% WG bei FK deutlich unter der mittleren Bodenfeuchte aller anderen untersuchten Braunseggensumpfstandorte lag. Auch im Jahr 2001 wies N17* mit 56% WG

bei FK den geringsten mittleren Wassergehalt auf. Während hier sogar eine Abnahme im Vergleich zum Vorjahr erfolgte, konnten an den anderen Standorten Erhöhungen auf bis zu 90% WG bei FK festgestellt werden.

Die sommerlichen Tiefstwerte lagen bei L5*, L19, und N20 nie unter 60% WG bei FK und in den Winter- und Frühjahrsmonaten wurden Wassergehalte von annähernd 100% bei FK gemessen (Abb. 24a+b).

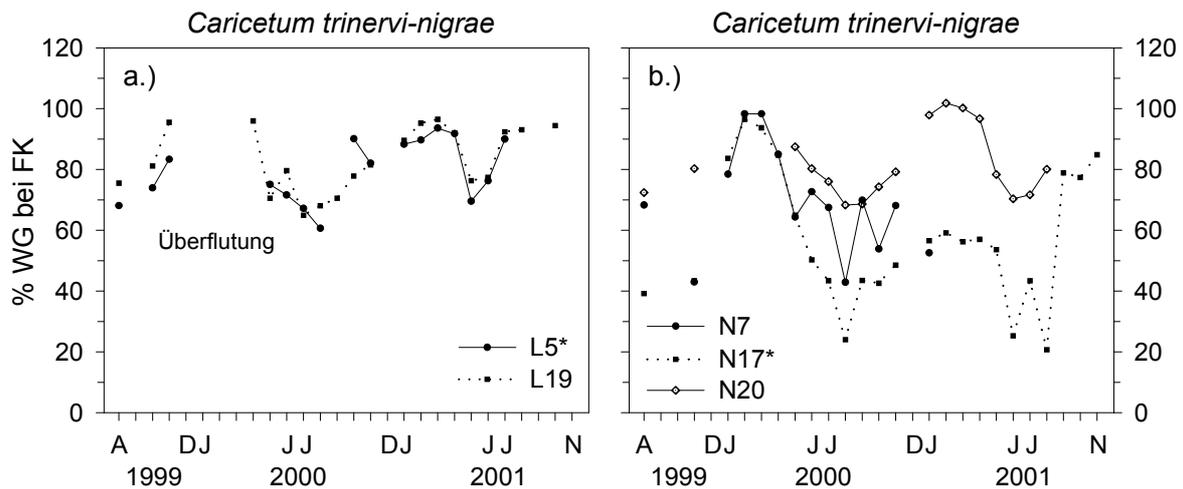


Abb. 24: Bodenwassergehalte [% WG bei FK] der Oberböden der *Caricetum trinervi-nigrae*-Standorte auf Langeoog (a.) und Norderney (b.) von August 1999 bis November 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

In einigen Monaten im Jahr konnten keine direkten Messungen vorgenommen werden. Die Böden waren durch die Überflutung wassergesättigt, womit der Bodenwassergehalt gleich 100% bei FK gesetzt werden kann.

Bei den Braunseggensumpfstandorten N7 und N17* fallen die insgesamt geringen Bodenfeuchten auf. Zwar lagen diese im Frühjahr 2000 für beide Standorte im Sättigungsbereich, doch fielen sie bei N7 im Sommer 2000 auf 43% WG bei FK und bei N17* auf bis zu 21% WG bei FK in 2000 und 2001. Geringe Bodenfeuchten von <60% WG bei FK im Frühjahr 2001 trugen dazu bei, dass es am Standort N17* zu einer Abnahme des mittleren Wassergehaltes im Vergleich zum Vorjahr kam.

Empetro-Ericetum

Die Bodenwassergehalte der *Empetro-Ericetum*-Standorte sind durch große jahreszeitliche Schwankungen gekennzeichnet (Abb. 25a+b).

N21 erwies sich mit mittleren Bodenfeuchten von 85 bzw. 88% WG bei FK in den Jahren 2000 und 2001 als feuchtester (Tab. 11). Auch N3 zeigte außer im Juli 2000 (37% WG bei FK) über den gesamten Untersuchungszeitraum sehr hohe Wassergehalte.

Im Frühjahr 2000 wurden, ausgenommen L9* und N9*, Wassergehalte im Sättigungsbereich ermittelt. Im darauf folgenden Jahr war in den Frühjahrsmonaten an den Probeflächen L4*, L9* und N9* eine Abnahme der Bodenfeuchten im Vergleich zum Vorjahr bemerkbar. Lediglich N3 und N21 zeigten auch in diesen relativ trockenen Monaten sehr hohe Wassergehalte. Sommerliche Tiefstwerte zwischen 20 und 40% WG bei FK waren bei allen Probeflächen festzustellen.

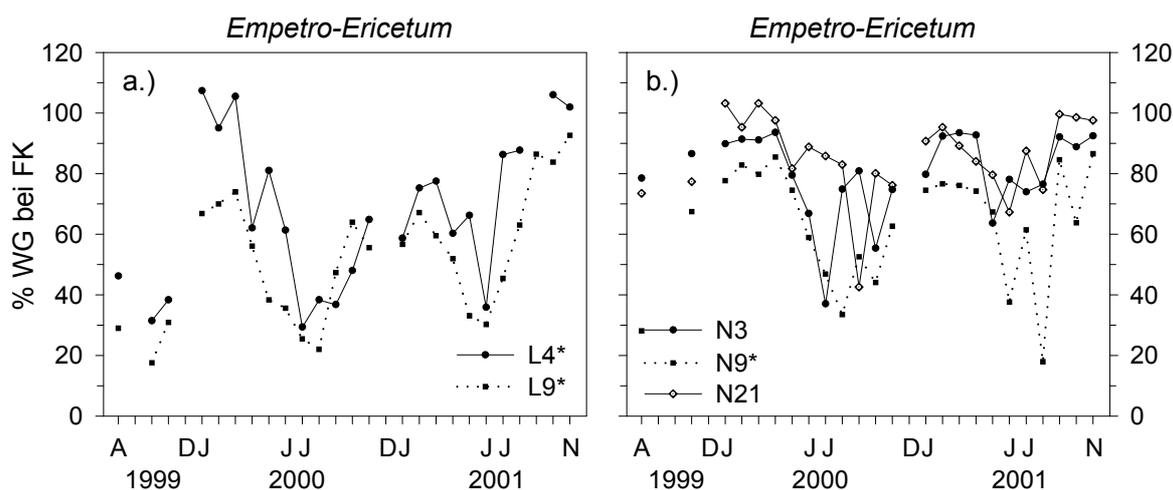


Abb. 25: Bodenwassergehalte [% WG bei FK] der Oberböden der *Empetro-Ericetum*-Standorte auf Langeoog (a.) und Norderney (b.) von August 1999 bis November 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Am trockensten erwiesen sich die Standorte N9* und L9*, die sich direkt im Wirkungsbereich der Wasserwerke befinden. Die Bodenfeuchten von L9* lagen im Winter 1999/2000 und 2000/2001 unter 75% WG bei FK, lediglich ab September 2001 stiegen die Werte aufgrund starker Niederschlagsereignisse über 80% WG bei FK. Dies resultierte für L9* in mittleren Wassergehalten von 51% bei FK für das Jahr 2000 und 61% bei FK im Jahr 2001. Für N9* konnten etwas höhere Werte ermittelt werden, womit sich hier eine mittlere Bodenfeuchte von 64 bzw. 66% WG bei FK ergab.

Hieracio-Empetretum

Für den Trockenheidestandort L22* wurde im Jahr 2000 eine mittlere Bodenfeuchte von 51% WG bei FK festgestellt (Tab. 11). Die Standorte L7* und N19 wiesen dagegen im Jahr 2001 mittlere Wassergehalte von 34 bzw. 38% bei FK auf. Die sommerlichen Tiefstwerte lagen auf allen untersuchten Standorten für mehrere Monate unter 30% WG bei FK (Abb. 26).

Auch im Winter und Frühjahr stiegen die Werte kaum über 50% WG bei FK. Allein L22* zeigte im Frühjahr 2000 verhältnismäßig hohe Wassergehalte, was allerdings auf insgesamt feuchtere Monate als im Frühjahr 2001 zurückzuführen sein dürfte.

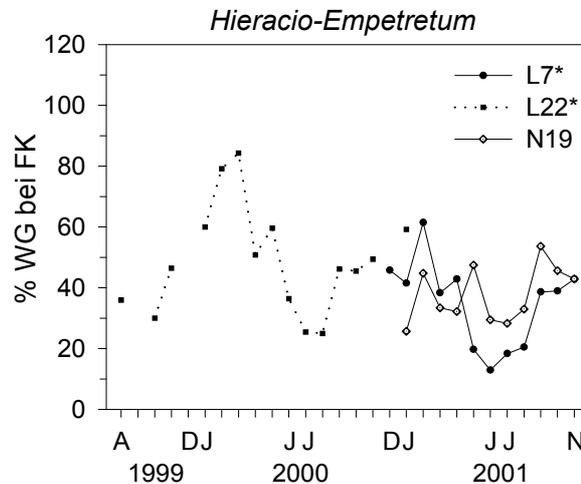


Abb. 26: Bodenwassergehalte [% WG bei FK] der Oberböden der *Hieracio-Empetretum*-Standorte auf Langeoog und Norderney von August 1999 bis November 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

5.1.4 Diskussion

Die Versorgung mit Wasser ist für die physiologische Leistungsfähigkeit der Pflanzen von großer Bedeutung und grenzt ihren Lebensraum entscheidend ab. Sukzessionsverläufe in Ökosystemen können durch die Verfügbarkeit von Wasser stark beeinflusst werden.

Die untersuchten Pflanzengesellschaften ließen sich anhand der Parameter Grundwasserstand und Bodenfeuchte voneinander differenzieren. Die Unterschiede zwischen dem grundwasserunabhängigen *Hieracio-Empetretum* und den drei grundwasserabhängigen Gesellschaften waren dabei am deutlichsten, was durch Ergebnisse von PETERSEN et al. (2002) bestätigt werden kann. Sowohl sehr geringe Bodenwassergehalte (<40% WG bei FK) als auch Grundwasserspiegel (>100 cm u. GOF) erwiesen sich in der Trockenheide während des gesamten Untersuchungszeitraums als sehr charakteristisch.

Die ermittelten hydrologischen Bedingungen in den Birkenwäldern, den Braunseggensümpfen und den Feuchtheiden zeigten dagegen geringere Unterschiede. Aus diesem Grund wurden die Ergebnisse tabellarisch gegenübergestellt (vgl. Tab. 12), um Unterscheidungsmerkmale deutlicher herausarbeiten zu können.

Die Kennwerte resultieren aus den Ergebnissen, die für die außerhalb der Wassereinzugsgebiete liegenden Probeflächen gewonnen werden konnten, da hier von natürlichen und unbeeinflussten Bedingungen auszugehen ist. Für eine allgemeine Charakterisierung der Vegetationseinheiten reichen diese Daten allerdings nicht aus, da die Anzahl der untersuchten Standorte sehr gering war. Sie sollten daher nur im Zusammenhang mit den in dieser Arbeit berücksichtigten Probeflächen gesehen werden.

Tab. 12: Hydrologische Kennwerte der untersuchten Pflanzengesellschaften.

	<i>Caricetum trinervi-nigrae</i>	<i>Empetro-Ericetum</i>
mittl. jährl. Bodenfeuchte	75-90% WG bei FK	75-90% WG bei FK
Minimum Bodenfeuchte	>60% WG bei FK	>40% WG bei FK
GWS Minimum	<70 cm u. GOF	<60 cm u. GOF
Überflutung	Überflutung bzw. oberflächennahes Wasser im Frühjahr	Überflutung bzw. oberflächennahes Wasser im Frühjahr
Wechselfeuchteindex	22-79	14-56

	<i>Betula pubescens-Ges.</i>	<i>Hieracio-Empetretum</i>
mittl. jährl. Bodenfeuchte	70-80% WG bei FK	<40% WG bei FK
Minimum Bodenfeuchte	50-60% WG bei FK	30% WG bei FK
GWS Minimum	<80 cm u. GOF	>100 cm u. GOF
Überflutung	Überflutung bzw. oberflächennahes Wasser im Frühjahr	nein
Wechselfeuchteindex	3-70	37-55

Allen grundwasserbeeinflussten Pflanzengesellschaften war die periodische Überflutung bzw. oberflächennah anstehendes Grundwasser in den Frühjahrsmonaten, aber auch in den regenreichen Sommermonaten 2001, gemeinsam. PETERSEN et al. (2002) geben des Weiteren eine relative Überflutungsdauer im *Caricetum trinervi-nigrae* von durchschnittlich 28% im Jahr an, in der *Betula pubescens*-Gesellschaft sind es 16% und im *Empetro-Ericetum* 13%. Das *Caricetum trinervi-nigrae* weist damit deutlich längere Überflutungsphasen als die beiden anderen Gesellschaften auf.

Die untersuchten *Betula pubescens*-Gesellschaften hatten insgesamt mittlere Bodenfeuchten, die im unteren Bereich dessen lagen, was für das *Caricetum trinervi-nigrae* und *Empetro-Ericetum* ermittelt werden konnte. Auch die sommerlichen Grundwasserabsenkungen waren in den Birkenwäldern am höchsten. Eine generelle Abhängigkeit dieser Pflanzen

gesellschaft von hohen Grundwasserständen dürfte allerdings nicht zu erwarten sein. Es wurde bereits berichtet, dass die Moorbirke *Betula pubescens* sowohl auf feuchteren als auch auf trockeneren Standorten wachsen kann (RINGER 1994, PETERS & POTT 1999). Es ist davon auszugehen, dass die Moorbirke mit ihren Wurzeln an tiefer liegende Wasservorräte gelangen kann und damit nicht auf hochanstehende Grundwasserstände angewiesen ist. Daraufhin deuten auch die sommerlichen Grundwasserabsenkungen, die in dieser Vegetationseinheit am höchsten waren. DIERSSEN & DIERSSEN (1974) und PETERSEN et al. (2001) sehen es sogar als wahrscheinlich an, dass die Ausbreitung der Moorbirke durch Abtrocknung der Böden infolge von Grundwasserabsenkung begünstigt wird. Angesichts der starken Ausdehnung der Moorbirke auch in trockeneren Dünentälern der Ostfriesischen Inseln, ist es somit fraglich, ob diese Gesellschaft überhaupt als eine „grundwasserabhängige“ Vegetationseinheit angesprochen werden sollte. Ein wichtiger Standortfaktor könnte für diese Gesellschaft der Windschutz in den Dünentälern darstellen.

Die *Empetro-Ericetum*-Standorte wiesen wie die außerhalb der Wassereinzugsgebiete liegenden Probeflächen des *Caricetum trinervi-nigrae* mittlere jährliche Wassergehalte zwischen 75-90% bei FK auf, was insgesamt als sehr hoch eingestuft werden kann. Die hydrologischen Standortbedingungen unterscheiden sich allerdings dadurch, dass die sommerlichen Tiefstwerte der Bodenfeuchte in den Feuchtheiden kurzfristig (meist nur ein Messwert während des Jahres) auf bis zu 40% WG bei FK absanken, was für die Braunseggensümpfe nicht festgestellt werden konnte. Von PETERSEN (2000) wird für das *Caricetum trinervi-nigrae* eine Feuchtezahl von 8,2 angegeben. Das *Empetro-Ericetum* teilt er in eine trockenere und eine feuchte Ausbildung, wobei erstere eine mittlere Feuchtezahl von 7 aufweist, die feuchte dagegen 7,8 und damit zumindest für die trockenere Variante eine erhebliche Abstufung zum *Caricetum trinervi-nigrae* besteht. Eine Unterteilung in eine trockene und eine feuchte Ausbildung der Feuchtheide war im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich, da lediglich zwei Standorte unter natürlichen Bedingungen untersucht wurden. Dennoch deuten sich auch hier Tendenzen zu trockeneren Bodenbedingungen im *Empetro-Ericetum* im Vergleich zum *Caricetum trinervi-nigrae*, zumindest in den Sommermonaten, an.

PETERSEN et al. (2002) erstellten Feuchteklassen für die Pflanzengesellschaften der feuchten Dünentäler und stufen die Braunseggensümpfe als sehr nass bis nass, die Feuchtheiden dagegen als mäßig bis frisch ein. Eine solch deutliche Trennung der beiden Pflanzengesellschaften kann durch die vorliegende Untersuchung nicht gemacht werden, da die Bandbreite der mittleren jährlichen Bodenfeuchte in beiden Vegetationseinheiten identisch war.

Um hydrologische Unterschiede noch besser erfassen zu können, bietet es sich an, kontinuierliche (mindestens tägliche) Messungen von Grundwasserstand und Bodenwassergehalten durchzuführen, da sich Regenereignisse unmittelbar auf diese Parameter auswirken

und damit starke Schwankungen innerhalb kurzer Zeiträume hervorrufen. Dies konnte durch die kontinuierliche Datenerfassung von Grundwasserganglinien mit automatisierten Messsonden (Diver) in den feuchten Dünentälern auf Langeoog und Norderney von MARGGRAF et al. (2002) gezeigt werden. Monatliche Bestimmung der Bodenfeuchte und 14tägige Pegelmessungen stellen nur stichpunktartige Untersuchungen dar und können somit nur Trends erkennen lassen.

Der Wechselfeuchteindex erwies sich insgesamt als nicht geeignet, Unterschiede zwischen den untersuchten Pflanzengesellschaften aufzuzeigen. Bei der Beurteilung, inwieweit die hydrologischen Bedingungen von der Wasserförderung beeinträchtigt werden, stellt er sich jedoch als hilfreicher Parameter dar. In der Regel lagen die WI für die Flächen in den Wassereinzugsgebieten deutlich über 60, wohingegen sie in den unbeeinflussten Gebieten maximal bei 60 bis 70 lagen. Zusammen mit den niedrigeren Bodenwassergehalten und den deutlich höheren Grundwasserabsenkungen, wie es für einige Standorte in Nähe der Wasserwerke (L7*, L9*, L13*, N17*) im Vergleich zu Probeflächen außerhalb des Wassereinzugsbereichs festgestellt werden konnte, war der Einfluss der Wasserförderung auf die hydrologischen Standortbedingungen durchaus bemerkbar. Allerdings muss auch darauf hingewiesen werden, dass es Standorte gab, an denen kein Einfluss der Wasserförderung nachgewiesen werden konnte (L5*) bzw. keine sichere Aussage hinsichtlich ihrer Beeinträchtigung möglich war (z.B. L4*, L22*, N9*, N13*). Letzteres war teilweise durch die extremen Niederschlagsverhältnisse im Sommer 2001 bedingt, so dass eine weitere, längerfristige Untersuchung, vor allem der Bodenwassergehalte, zu empfehlen wäre.

Inwieweit der Wasserhaushalt von Pflanzen durch Grundwasserabsenkungen eingeschränkt wird, könnte auch anhand von Wasserpotentialmessungen im Boden (z.B. mit Tensiometern) durchgeführt werden. Diese geben Informationen darüber, wie viel Wasser für die Pflanzen in bestimmten Tiefen effektiv verfügbar ist. Daneben können durch Bestimmung von Blattwasserpotentialen an der Einzelart Stresssituationen durch unzureichende Wasserversorgung abgeleitet werden (Verfahren siehe z.B. VON WILLERT et al. 1995). Bezüglich ökosystemarer Fragestellungen ist der Einsatz dieser Verfahren allerdings durch hohen Zeit-, Kosten- und Wartungsaufwand nur bedingt möglich.

Die diskutierten Ergebnisse machen deutlich, dass Pflanzen im *Hieracio-Empetretum* hinsichtlich der hydrologischen Standortfaktoren grundlegend andere Lebensbedingungen vorfinden als im *Caricetum trinervi-nigrae*, *Empetro-Ericetum* und der *Betula pubescens*-Gesellschaft. Anpassungen an generell niedrige Bodenwassergehalte und damit geringe Wasserverfügbarkeit vor allem im Sommer, sind auf Trockenheidestandorten von besonderer Relevanz.

Die anderen drei untersuchten Pflanzengesellschaften zeichneten sich durch unterschiedlich lange Überflutungen und Absenkungen der sommerlichen Bodenwassergehalte aus. Die Etablierung von Pflanzen in den einzelnen Vegetationseinheiten dürfte somit eng an die Dauer und Intensität der dort auftretenden anaeroben Phasen bzw. der Abtrocknung der Böden während des Jahres sowie ihrem Grad der Anpassung an diese Bedingungen gebunden sein.

5.2 Bodenkundliche Charakterisierung

5.2.1 Kurzcharakterisierung der Probeflächen

Einen Überblick über die Kenndaten der Probeflächen auf Langeoog und Norderney geben Tab. 13 und Tab. 14.

Tab. 13: Charakterisierung der Probeflächen auf Langeoog. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Standort	Vegetation	Bodentyp	Lagerungs- dichte [g cm ⁻³]	WG bei FK [Vol %]	pH (H ₂ O)	organ. Substanz [Gew. %]
L4*	<i>Emp.-Eric.</i>	Gley	0,89 ± 0,14	57 ± 2	3,7-4,4	18 ± 2
L5*	<i>C. tri.-nig.</i>	Nieder- moorgley	0,26 ± 0,08	77 ± 3	3,9-4,3	53 ± 1
L7*	<i>Hier.-Emp.</i>	Gley-Regosol	0,53 ± 0,10	66 ± 5	3,6-4,4	27 ± 3
L9*	<i>Emp.-Eric.</i>	Gley-Regosol	0,73 ± 0,08	63 ± 2	3,8-5,1	29 ± 4
L13*	<i>Bet. pub.- Ges.</i>	Podsol-Gley	0,34 ± 0,07	70 ± 4	3,7-4,8	18 ± 4
L17	<i>Bet. pub.- Ges.</i>	Podsol-Gley	0,22 ± 0,05	73 ± 8	3,5-4,1	58 ± 5
L19	<i>C. tri.-nig.</i>	Anmoorgley	0,56 ± 0,12	73 ± 3	4,0-4,7	20 ± 4
L22*	<i>Hier.-Emp.</i>	Gley	0,19 ± 0,02	74 ± 8	3,8-4,5	28 ± 1

Tab. 14: Charakterisierung der Probeflächen auf Norderney. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Standort	Vegetation	Bodentyp	Lagerungs- dichte [g cm ⁻³]	WG bei FK [Vol %]	pH (H ₂ O)	organ. Substanz [Gew. %]
N2	<i>Bet. pub.- Ges.</i>	Nieder- moorgley	0,16 ± 0,03	87 ± 3	3,7-4,8	44 ± 4
N3	<i>Emp.-Eric.</i>	Anmoorgley	0,17 ± 0,01	79 ± 5	3,8-4,6	27 ± 5
N7	<i>C. tri.-nig.</i>	Gley	0,71 ± 0,15	61 ± 2	3,9-4,6	4 ± 1
N9*	<i>Emp.-Eric.</i>	Gley	0,27 ± 0,08	75 ± 4	3,7-4,1	18 ± 5
N13*	<i>Bet. pub.- Ges.</i>	Podsol-Gley	0,23 ± 0,03	79 ± 1	3,4-4,3	38 ± 1
N17*	<i>C. tri.-nig.</i>	Gley	0,60 ± 0,10	65 ± 3	3,3-4,4	17 ± 1
N18	<i>Bet. pub.- Ges.</i>	Podsol-Gley	0,43 ± 0,12	68 ± 7	3,1-4,8	27 ± 3
N19	<i>Hier.-Emp.</i>	Regosol	0,27 ± 0,11	74 ± 5	3,6-4,6	21 ± 4
N20	<i>C. tri.-nig.</i>	Anmoorgley	0,39 ± 0,21	69 ± 4	4,1-4,6	21 ± 5
N21	<i>Emp.-Eric.</i>	Anmoorgley	0,54 ± 0,10	67 ± 9	3,6-5,0	29 ± 2

5.2.2 Bodenprofile

Da innerhalb der gleichen Pflanzengesellschaft unterschiedliche Bodentypen gefunden werden konnten, erfolgt die Beschreibung der Bodenprofile nach Bodentypen, denen die einzelnen Standorte zugeordnet werden.

Bei den Bodentypen der untersuchten Probeflächen handelt es sich hauptsächlich um semiterrestrische Böden aus der Klasse der Gleye.

Das Profil eines Gleys ist am Beispiel des Standorts N9* dargestellt (Tab. 15).

Tab. 15: Profilbeschreibung eines Gleys am Beispiel des Standorts N9*.

Gley N9*		
Horizont	Tiefe [cm]	Beschreibung
Of	2-0	unvollständig zersetztes Moos, Wurzelreste
Ah	0-4	tiefbraune Färbung, stark durchwurzelt
Ahe	4-9	ungleichmäßig humos, leicht ausgewaschen
Go	9-45	starke Oxidationsmerkmale
Gr	>45	grau-blauer Sand

weitere Gley-Standorte: L4*, L22*, N7, N17*

*Standorte im Wassereinzugsgebiet

Hier findet man außer der typischen Abfolge Ah-Go-Gr bereits leichte Podsolierungserscheinungen, wie sie auch bei L22* und N17* vorkommen. Die Standorte L4* und N7 dagegen, zeigen diese Podsolierungsmerkmale nicht.

Der Standort L22* unterscheidet sich von N9* nur darin, dass hier eine mächtigere Auflage vorhanden ist, die bis zu 6 cm beträgt. Sie setzt sich aus unvollständig zersetztem Moos bzw. Wurzeln und Holz von *Empetrum nigrum* zusammen.

Auf Gleyen wurden hauptsächlich das *Caricetum trinervi-nigrae* und *Empetro-Ericetum* gefunden.

Des Weiteren kommt es an manchen Standorten zu lang andauernden Überflutungen im Frühjahr und hochanstehenden Grundwasserständen während des restlichen Jahres. Der Oberboden befindet sich somit im direkten Schwankungsbereich des Grundwasserspiegels, was auch dort zur Ausprägung von Oxidationsmerkmalen geführt hat. Außerdem ist es, aufgrund verminderter Zersetzung, zu starken Humusanreicherungen (organ. Substanz >15%) gekommen. Diese Böden wurden als Anmoorgley angesprochen, auch wenn sie nicht die klassische Horizontfolge Go-Aa/Gr aufwiesen, da ein deutlicher Go-Horizont vorhanden ist.

Dadurch können sie aber von den normalen Gleyen, bei denen der Grundwasserspiegel in der Regel nicht über die Geländeoberfläche steigt, besser abgegrenzt werden. Als Beispiel für einen Anmoorgley ist hier der Standort L19 gewählt (Tab. 16).

Tab. 16: Profilbeschreibung eines Anmoorgleys am Beispiel des Standorts L19.

Anmoorgley L19		
Horizont	Tiefe [cm]	Beschreibung
Go-Aa	0-7	anmoorig, mit schwachen Oxidationsmerkmalen, stark durchwurzelt
Ae	7-17	deutlich podsoliert, grauer Sand
Go	17-49	starke Rostfleckenbildung
Gr	>49	blau-grauer Sand
weitere Anmoorgley-Standorte: N3, N20, N21		

Die Standorte N20 und N21 weisen ähnliche Merkmale auf, sind allerdings nicht ganz so stark podsoliert. N3 zeichnet sich durch eine bis zu 7 cm mächtige Auflage aus. Hierbei handelt es sich hauptsächlich um unvollständig zersetzte Sphagnen.

Neben den Anmoorgleyen kommen auch Niedermoorgleye vor. An solchen Standorten beträgt der Humusanteil über 30%, resultierend aus dem gehemmten bzw. stark reduzierten Abbau der organ. Substanz. Einen solchen Niedermoorgley findet man am Standort N2 (Tab. 17).

Tab. 17: Profilbeschreibung eines Niedermoorgleys am Beispiel des Standorts N2.

Niedermoorgley N2		
Horizont	Tiefe [cm]	Beschreibung
nH	0-12	unvollständig zersetztes Moos und Blätter, teilweise Schilffreste
IIGr	>12	beige-grauer Sand, permanent nass, schnell zerfließend, durchsetzt mit groben Wurzeln bis 30 cm Tiefe
weiterer Niedermoorgley-Standort: L5*		

*Standort im Wassereinzugsgebiet

Hier wurden ein Anteil organischer Substanz von 44% ermittelt. Des Weiteren ist L5* als Niedermoorgley anzusprechen, wo ein Humusgehalt von 53% festgestellt wurde. Entscheidender Unterschied zum Standort N2 ist, dass hier ein deutlicher Go-Horizont mit einer Mächtigkeit von fast 40 cm entwickelt ist.

Bei einer voranschreitenden Podsolierung der Böden können sich Podsol-Gleye bilden. Als Beispiel dafür ist die Horizontierung am Standort L13* beschrieben (Tab. 18).

Tab. 18: Profilbeschreibung eines Podsol-Gleys am Beispiel des Standorts L13*.

Podsol-Gley L13*		
Horizont	Tiefe [cm]	Beschreibung
Oh	6-0	unvollständig zersetztes Pflanzenmaterial (Blätter und Wurzeln), durchwurzelt
Ah	0-2	schwarz-braune Färbung, geringmächtig
Ae	2-22	deutlich podsoliert, grauer Sand
Bh	22-30	mit Humus angereichert, deutliches Band
Go	30-65	Rostflecken
Gr	>65	grau-blauer Sand

weitere Podsol-Gley-Standorte: L17, N13*, N18

*Standorte im Wassereinzugsgebiet

Der deutliche Bh-Horizont, wie er bei L13* vorgefunden wurde, ist bei den übrigen Standorten nicht in dieser Intensität gefunden worden bzw. war gar nicht feststellbar. Alle Podsol-Gleye lagen unter Birkenwäldern. Typisch hierbei sind die mehrere Zentimeter mächtigen Auflagen mit hohem Humusanteil (Ausnahme L13*) und die deutlichen Podsolierungserscheinungen. Der Ah war insgesamt nur geringmächtig (1-2 cm). Bei allen Standorten reichte der Oxidationshorizont bis in 60 cm Tiefe. Lediglich N13* macht diesbezüglich eine Ausnahme, hier reichte der Go-Horizont nur bis 46 cm u. GOF.

An trockeneren Standorten waren Gley-Regosole zu finden. Der Einfluss des Grundwassers nahm auf diesen Probeflächen erheblich ab, wie am Bodenprofil des Standorts L7* zu sehen ist (Tab. 19). Sehr charakteristisch ist die hohe Auflage aus teilweise wenig zersetzten Pflanzenteilen (vor allem Holz und Wurzeln) der Krähenbeere (*Empetrum nigrum*). Die Podsolierung ist an diesem Standort deutlich zu erkennen, wobei aber ein B-Horizont nur ansatzweise ausgebildet ist. Der Grundwassereinfluss ist in größeren Tiefen in Form von Rostfleckenbildung gegeben, im Vergleich zu den reinen Gley-Standorten, kann sie allerdings nur als schwach ausgebildet bezeichnet werden.

Auch L9* kann als Gley-Regosol angesprochen werden, eine Podsolierung fehlt hier aber. Die Auflage ist weniger mächtig als bei L7* und setzt sich hauptsächlich aus Pflanzenresten von *Erica tetralix* und diversen unvollständig zersetzten Moosen zusammen.

Tab. 19: Profilbeschreibung eines Gley-Regosols am Beispiel des Standorts L7*.

Gley-Regosol L7*		
Horizont	Tiefe [cm]	Beschreibung
Of	10-0	Auflage aus Pflanzenteilen von <i>Empetrum nigrum</i> (Holz- und Wurzelreste zum Teil kaum zersetzt)
Ahe	0-3	dunkelgrau, beginnende Auswaschung, stark durchwurzelt
Ae	3-12	podsoliert, aschgraue Färbung
Bv	12-50	reiner Sand mit geringem Humusanteil, sehr schwach ausgebildet
C-Go	50-75	schwache Rostfleckenbildung
C-Gr	>75	dunkelgrau, reiner Sand
weiterer Regosol-Gley-Standort: L9*		

*Standorte im Wassereinzugsgebiet

Ein Ah-Horizont ist maximal bis drei Zentimeter ausgebildet. Unter dem Ah schließt sich reiner weißer Sand an, der aber ab 54 cm Tiefe vereinzelt Rostflecken zeigt, was darauf hindeutet, dass ein Grundwassereinfluss, wenn auch nicht ausgeprägt, vorhanden ist.

Beim Bodentyp am Standort N19 handelt es sich um einen Regosol (Tab. 20).

Tab. 20: Profilbeschreibung eines Regosols am Beispiel des Standorts N19.

Regosol N19		
Horizont	Tiefe [cm]	Beschreibung
Of	5-0	Auflage aus teilweise wenig zersetzten Pflanzenteilen von <i>Empetrum nigrum</i> (vor allem Holz und Wurzeln)
Ahe	0-6	grauer Sand, humusangereichert
Ae	6-12	podsoliert, aschgraue Färbung
C	>12	weißer Sand, in Tiefen >80 cm vereinzelte Rostflecken

Neben der hohen Auflage aus teilweise wenig zersetzten Pflanzenteilen von *Empetrum nigrum*, ist eine Podsolierung sehr deutlich zu erkennen. Ein Grundwassereinfluss ist hier nur in größeren Tiefen vorhanden.

5.2.3 pH-Werte

Die pH-Werte in den Böden der untersuchten Pflanzengesellschaften lagen überwiegend im stark sauren Bereich. Zwischen den verschiedenen Pflanzengesellschaften konnten keine Unterschiede gefunden werden (Tab. 21).

Tab. 21: Minimum, Maximum und Mediane der pH (KCl)- und pH (H₂O)-Werte in den Oberböden der untersuchten Standorte auf Langeoog und Norderney in den Jahren 2000 und 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Pflanzengesellschaft	Standort	pH (KCl)			pH (H ₂ O)		
		Min.	Max.	Median	Min.	Max.	Median
<i>Betula pubescens</i> -Ges.	L13*	3,3	3,8	3,4	3,7	4,8	4,2
	L17	3,1	3,3	3,2	3,5	4,1	3,8
	N2	3,4	4,0	3,6	3,7	4,8	4,2
	N13*	3,3	3,6	3,4	3,4	4,3	3,9
	N18	3,0	3,4	3,2	3,1	4,8	3,9
<i>Caricetum trinervi-nigrae</i>	L5*	3,3	3,6	3,6	3,9	4,3	4,2
	L19	3,6	3,9	3,8	4,0	4,7	4,3
	N7	3,5	3,9	3,8	3,9	4,6	4,2
	N17*	3,4	3,7	3,5	3,3	4,4	4,1
	N20	3,6	3,9	3,8	4,1	4,6	4,4
<i>Empetro-Ericetum</i>	L4*	3,3	3,7	3,4	3,7	4,4	4,0
	L9*	3,1	3,4	3,3	3,8	5,1	4,1
	N3	3,4	3,7	3,6	3,8	4,6	4,3
	N9*	3,0	3,4	3,2	3,7	4,1	3,8
	N21	3,1	3,5	3,4	3,6	5,0	4,0
<i>Hieracio-Empetretum</i>	L7*	3,2	3,5	3,4	3,6	4,4	4,0
	L22*	3,4	3,7	3,6	3,8	4,5	4,0
	N19	3,2	3,8	3,3	3,6	4,6	4,1

Die ermittelten pH (KCl)-Werte lagen für alle untersuchten *Betula pubescens*-Gesellschaften zwischen 3 und 4. Die geringsten Mediane wurden für N18 und L17 mit jeweils pH 3,2 und der höchste für N2 mit pH 3,6 ermittelt.

Auch die Böden der *Caricetum trinervi-nigrae*-Standorte hatten pH-Werte zwischen pH 3 und 4. Die Mediane wiesen mit pH 3,5-3,8 eine enge Bandbreite auf.

Das Gleiche gilt für die Feucht- und Trockenheiden, deren Mediane sich bei den Feucht- heiden in einem Bereich zwischen pH 3,2 und 3,6 bzw. pH 3,3 und 3,6 für die Trockenheiden befanden.

Auch die in H₂O gemessenen pH-Werte geben keinen Aufschluss auf Unterschiede zwischen den einzelnen Pflanzengesellschaften. Sie nahmen eine Bandbreite von pH 3 bis 5 ein, die Mediane lagen zwischen pH 3,8 und 4,4 und damit im Durchschnitt um 0,6 Einheiten höher als die Mediane der pH (KCl)-Werte.

5.2.4 Gesamtnährstoffe

Die Gesamtnährstoffe (Aufschluss mit HF) wurden in den Oberböden der *Betula pubescens*-Gesellschaften, der *Caricetum trinervi-nigrae*- und den *Empetro-Ericetum*-Standorten bestimmt. Einen Überblick über die Konzentrationen der einzelnen Elemente gibt Tab. 22.

Tab. 22: Mittelwerte (Mittel) und Standardabweichung (SD) der Gesamtnährstoffe (Aufschluss mit HF) in den Oberböden der *Betula pubescens*-Gesellschaften, der *Caricetum trinervi-nigrae*- und *Empetro-Ericetum*-Standorte auf Langeoog und Norderney [g kg⁻¹ TS]; n = 7. *Standorte im Wassereinzugsgebiet.

<i>Betula pubescens</i>-Gesellschaft														
	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Standort	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD
L13*	1,1	±0,6	0,5	±0,2	2,0	±0,3	4,1	±0,5	3,0	±0,3	0,1	±0,0	0,2	±0,1
L17	1,5	±0,5	0,7	±0,3	1,8	±0,6	3,3	±0,7	5,9	±1,7	0,1	±0,0	0,4	±0,1
N2	2,0	±0,7	1,0	±0,7	2,5	±0,7	3,7	±0,6	6,3	±1,3	0,1	±0,0	0,5	±0,1
N13*	1,8	±0,4	0,6	±0,1	3,1	±1,1	4,5	±0,5	4,9	±0,5	0,2	±0,0	0,3	±0,1
N18	0,9	±0,4	0,4	±0,2	2,4	±0,4	4,1	±0,4	4,1	±0,6	0,1	±0,0	0,2	±0,1

<i>Caricetum trinervi-nigrae</i>														
	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Standort	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD
L5*	1,5	±0,6	0,8	±0,2	1,8	±0,3	4,3	±0,6	4,5	±0,6	0,1	±0,0	0,6	±0,2
L19	1,1	±0,5	0,4	±0,1	2,0	±0,4	4,5	±0,5	3,9	±0,9	0,1	±0,0	0,3	±0,1
N17*	1,6	±0,4	0,5	±0,2	2,9	±0,4	4,7	±0,3	5,2	±0,7	0,2	±0,0	0,3	±0,1
N20	1,3	±0,2	0,5	±0,1	3,3	±0,7	4,9	±0,3	5,4	±0,4	0,2	±0,0	0,2	±0,0

<i>Empetro-Ericetum</i>														
	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Standort	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD
L4*	0,6	±0,2	0,3	±0,1	1,9	±0,4	4,4	±0,7	3,2	±0,7	0,1	±0,0	0,2	±0,1
L9*	1,1	±0,3	0,5	±0,2	1,8	±0,2	4,2	±0,3	3,7	±0,4	0,1	±0,0	0,2	±0,1
N3	1,4	±0,7	0,7	±0,5	3,1	±1,3	4,4	±0,7	9,4	±4,6	0,1	±0,0	0,3	±0,1
N9*	1,1	±0,2	0,4	±0,1	2,7	±0,5	4,8	±0,4	5,2	±0,4	0,2	±0,0	0,2	±0,1
N21	1,5	±0,4	0,5	±0,1	3,0	±0,6	4,0	±0,7	4,9	±0,5	0,2	±0,0	0,2	±0,1

Die Elemente wurden hinsichtlich ihrer Gehalte auf fast allen Standorten in folgender Reihenfolge vorgefunden: Fe > K > Na > Ca > Mg > P > Mn.

Ausnahmen bilden die Standorte L4*, L9*, L13* und L19. Hier lagen die mittleren Fe-Gehalte unter den K-Gehalten. Im Oberboden der Probefläche N18 wurden gleiche Konzentrationen an Eisen und Kalium gemessen.

Sehr hohe Fe-Gehalte zeigte der Standort N3 mit 9,4 g Fe kg⁻¹ TS, wobei die überdurchschnittlich hohe Standardabweichung zu berücksichtigen ist.

Des Weiteren waren sowohl innerhalb als auch zwischen den untersuchten Pflanzengesellschaften keine Unterschiede hinsichtlich der Gesamtgehalte an Nährstoffen in den Oberböden festzustellen.

5.2.5 Austauschbare Kationen und Kationenaustauschkapazität

Die Summen der austauschbaren Kationen in den Böden der Birkenwälder wiesen Mittelwerte zwischen 76 (N18) und 142 (L17) mmol_c kg⁻¹ TS auf (Tab. 23). In den Böden der *Caricetum trinervi-nigrae*-Standorte variierten die Werte in einem ähnlichen Bereich zwischen 53 (N20) und 131 (L5*) mmol_c kg⁻¹ TS. Im *Empetro-Ericetum* wurden mittlere Summen von 41 (N9*) bis 83 (L9*) mmol_c kg⁻¹ TS gefunden. Einzelwerte sind für alle Pflanzengesellschaften dem Anhang zu entnehmen.

Die effektive Kationenaustauschkapazität nahm in den Böden der Birkenwälder Werte zwischen 41 und 73 mmol_c kg⁻¹ TS an (Tab. 23). Im *Caricetum trinervi-nigrae* wurde eine nur enge Bandbreite zwischen 47 und 54 mmol_c kg⁻¹ TS gefunden. Die geringsten Werte wurden in den Böden der *Empetro-Ericetum*-Standorte gemessen, sie betragen 25 mmol_c kg⁻¹ TS, die höchsten Werte lagen hier bei 59 mmol_c kg⁻¹ TS.

Es wird deutlich, dass die KAK_{eff} zumeist deutlich unter der ΣaK lag. Diese Diskrepanz ist auf aufsteigendes Grundwasser in den untersuchten Böden zurückzuführen. Somit wurden in dieser Untersuchung neben den austauschbaren Kationen auch die Kationen erfasst, die in der Bodenlösung enthalten sind. Da eine Bestimmung der Kationen in der Gleichgewichtsbodenlösung nicht durchgeführt wurde, ist keine Aussage über die Größenordnung der zusätzlich gemessenen Ionen möglich. Aus diesem Grund wurde zur Ermittlung der Basensättigung die Summe der basischen Kationen nicht auf die KAK_{eff} bezogen, sondern auf die Summe aller bestimmter Kationen.

Die Basensättigung in den Böden der untersuchten Probestellen war sehr hoch und variierte in allen Pflanzengesellschaften zwischen ca. 82 und 92% (Tab. 23). Lediglich die *Empetro-Ericetum*-Standorte N3 und N9* hatten Basensättigungen von 76 bzw. 74%.

Tab. 23: ΣaK und KAK_{eff} [$mmol_c \text{ kg}^{-1} \text{ TS}$] sowie Basensättigung [%] in den Oberböden der *Betula pubescens*-Gesellschaften, der *Caricetum trinervi-nigrae*- und *Empetro-Ericetum*-Standorte auf Langeoog und Norderney. Mittelwert und Standardabweichung; n = 7. Einzelwerte siehe Anhang. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

<i>Betula pubescens</i>-Gesellschaft			
Standort	ΣaK	KAK_{eff}	% BS
L13*	94 ± 57	41 ± 14	91 ± 8
L17	142 ± 41	73 ± 22	85 ± 6
N2	116 ± 36	68 ± 20	87 ± 4
N13*	83 ± 16	54 ± 8	88 ± 3
N18	76 ± 29	57 ± 10	82 ± 10

<i>Caricetum trinervi-nigrae</i>			
Standort	ΣaK	KAK_{eff}	% BS
L5*	131 ± 47	54 ± 18	92 ± 3
L19	85 ± 48	47 ± 23	91 ± 4
N17*	70 ± 31	54 ± 35	86 ± 4
N20	53 ± 15	47 ± 19	85 ± 7

<i>Empetro-Ericetum</i>			
Standort	ΣaK	KAK_{eff}	% BS
L4*	72 ± 34	27 ± 12	91 ± 3
L9*	83 ± 36	41 ± 14	91 ± 5
N3	62 ± 34	29 ± 14	76 ± 7
N9*	41 ± 20	25 ± 13	74 ± 8
N21	79 ± 30	59 ± 25	82 ± 7

In den Böden der Standorte auf Langeoog konnte hinsichtlich des relativen Anteils der untersuchten austauschbaren Kationen folgende Reihenfolge festgestellt werden (für Einzelwerte siehe Anhang):



Lediglich am Birkenwaldstandort L17 wurde ein höherer Anteil von H^+ - als K^+ -Ionen ermittelt.

Die Standorte auf Norderney dagegen zeigten sehr unterschiedliche Ergebnisse, die im Folgenden für jeden Standort dargestellt sind:

Betula pubescens-Gesellschaft:

N2: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Al}^{3+} > \text{H}^+ > \text{Fe}^{3+}$

N13*: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{H}^+ > \text{K}^+ > \text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+}$

N18: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{H}^+ > \text{K}^+ > \text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+}$

Caricetum trinervi-nigrae:

N17*: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{H}^+ > \text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+}$

N20: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Al}^{3+} > \text{K}^+ > \text{H}^+ > \text{Fe}^{3+}$

Empetro-Ericetum:

N3: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Al}^{3+} > \text{H}^+ > \text{K}^+ > \text{Fe}^{3+}$

N9*: $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{H}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+}$

N21: $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{H}^+ > \text{Al}^{3+} > \text{K}^+ > \text{Fe}^{3+}$

Insgesamt wiesen die Konzentrationen an austauschbaren Kationen starke Schwankungen auf, wobei eine jahreszeitliche Abhängigkeit nicht festzustellen war.

5.2.6 C/N-Verhältnisse

Das C/N-Verhältnis eines Bodens gibt Aufschluss über die Zersetzbarkeit der organischen Substanz. Ein weites C/N-Verhältnis deutet auf einen hohen Anteil an unzersetzter bzw. schlecht zersetzbarer Pflanzenmasse im Oberboden hin.

Die C/N-Verhältnisse in den Oberböden der untersuchten Pflanzengesellschaften sind in Tab. 24 dargestellt. Die Böden der Birkenwaldstandorte hatten ein C/N-Verhältnis zwischen 19 und 22. Die C/N-Verhältnisse der Böden der Braunseggensumpfstandorte lagen zwischen 17 und 23 und sind damit mit denen der Birkenwaldstandorte vergleichbar. Innerhalb der beiden Pflanzengesellschaften waren keine großen Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten festzustellen.

Die C/N-Verhältnisse im Oberboden der *Empetro-Ericetum*-Standorte waren deutlich höher als in *Betula pubescens*-Gesellschaften bzw. im *Caricetum trinervi-nigrae*. Sie lagen zwischen 23 und 33 und weisen damit auf schlecht zersetzbares Pflanzenmaterial hin. Das höchste C/N-Verhältnis wurde für den Boden am Standort L9* ermittelt, das mit 33 deutlich über dem der anderen untersuchten *Empetro-Ericetum*-Standorte lag.

Tab. 24: C/N-Verhältnisse in den Oberböden der untersuchten Standorte auf Langeoog und Norderney. Mittelwerte und Standardabweichung, n = 4-7. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Pflanzengesellschaft	Standort	C/N
<i>Betula pubescens</i> - Gesellschaft	L13*	19 ± 3
	L17	22 ± 1
	N2	21 ± 2
	N13*	21 ± 3
	N18	20 ± 2
<i>Caricetum</i> <i>trinervi-nigrae</i>	L5*	21 ± 1
	L19	17 ± 2
	N7	23 ± 2
	N17*	20 ± 2
	N20	20 ± 1
<i>Empetro-Ericetum</i>	L4*	23 ± 2
	L9*	33 ± 3
	N3	25 ± 4
	N9*	24 ± 2
	N21	25 ± 4
<i>Hieracio-Empetretum</i>	L7*	29 ± 1
	L22*	20 ± 1
	N19	30 ± 4

Im *Hieracio-Empetretum* wurden sehr hohe C/N-Quotienten bis zu 30 festgestellt. Lediglich der Boden am Standort L22* hatte ein C/N-Verhältnis von 20.

5.2.7 Diskussion

Gemeinsam war den Böden der *Betula pubescens*-Gesellschaft, des *Caricetum trinervi-nigrae* sowie des *Empetro-Ericetum*, dass es sich um semiterrestrische und damit grundwasserbeeinflusste Böden handelt, die den Gleyen zuzuordnen sind. Auch in den Böden der Standorte im Wassereinzugsgebiet war der Grundwassereinfluss in Form von Rostfleckenbildung deutlich zu erkennen. Die Ausbildung der Oberböden war von den hydrologischen Bedingungen (Bodenwassergehalte, Intensität und Dauer von Überflutung etc.) und der Vegetationszusammensetzung am Standort abhängig, was sich in unterschiedlichen Gehalten der organischen Substanz im Oberboden und der Art und Mächtigkeit der organischen Auflage auswirkte. Die Böden mussten daher noch in verschiedene Gley-Typen unterschieden werden.

Im Gegensatz dazu lässt sich in den grundwasserunabhängigen Trockenheiden L7* und N19 der deutlich geringere Einfluss von Wasser bereits vom Bodentyp ableiten. Hier kamen hauptsächlich (Gley-) Regosole vor, bei denen periodisch aufsteigendes Grundwasser in Form von Oxidationsmerkmalen erst in größeren Tiefen zu erkennen war. Inwieweit die geringe Rostfleckenbildung im Boden des Feuchtheidestandorts L9* auf eine erhöhte Abtrocknung durch Wasserförderung zurückzuführen ist, kann nicht gesagt werden. Es ist möglich, dass das Gebiet noch nie stark grundwasserbeeinträchtigt war, was auch von PETERSEN et al. (2002) vermutet wird.

Erwähnenswert ist der Standort L22*, der den Trockenheiden zugeordnet wurde. Aus den Ergebnissen der hydrologischen Untersuchungen und der Bodenentwicklung ergibt sich, dass dieser Standort kein charakteristisches *Hieracio-Empetretum* darstellt, sondern als Übergangsbereich zum *Caricetum trinervi-nigrae* angesprochen werden sollte, was ebenfalls von PETERSEN et al. (2002) vorgeschlagen wird. Die nassen Bodenverhältnisse, die zu einer deutlichen Gley-Bildung geführt haben, weisen darauf hin.

Typisch für alle untersuchten Böden war eine schwach bis sehr stark ausgeprägte Podsolierung der organischen Oberböden. Podsole entstehen bevorzugt, wenn z.B. das Klima sehr hohe Niederschläge aufweist, Ca- und Mg-arme Gesteine vorhanden sind und sich die Vegetation hauptsächlich aus Nadelhölzern und Ericaceen zusammensetzt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Diese Faktoren tragen zu einer Versauerung und Nährstoffverarmung bei, was dazu führt, dass sich die Lebensbedingungen für Mikroorganismen im Boden verschlechtern und der Abbau von Streu nur noch langsam oder unvollständig erfolgen kann. Diese Bedingungen sind in den Dünentälern der Ostfriesischen Inseln gegeben.

Hinsichtlich der C/N-Verhältnisse waren zwischen den Böden in der *Betula pubescens*-Gesellschaft und im *Caricetum trinervi-nigrae* keine Unterschiede feststellbar. BRAND (2000) gibt für eine *Molinia caerulea-Betula pubescens*-Gesellschaft eine Bandbreite von 20-25 an, was mit den Ergebnissen dieser Untersuchung gut übereinstimmt.

Für das *Caricetum trinervi-nigrae* wurden von SIVAL & GROOTJANS (1996) C/N-Verhältnisse von 14-18 gefunden. In dieser Studie dagegen lagen die Werte für die Böden der Braunseggensümpfe zwischen 17 und 23. Dies könnte mit dem hohen Deckungsgrad von *Salix repens* (Kriechweide) zusammenhängen, deren Blätter C/N-Gehalte von bis zu 30 aufweisen können (PENON 2001).

Die höchsten C/N-Werte waren in den Böden der Feuchtheiden bzw. auch von Trockenheiden zu finden (Ausnahme L22*). Das Spektrum lag zwischen 24 und 33 und deutet auf schlecht zersetzbare organische Substanz hin. Ähnliche Verhältnisse wurden auch von TROELSTRA et al. (1990) auf von *Erica tetralix* (Glockenheide) dominierten Standorten gefunden sowie von LACHE (1976) in verschiedenen Heidegesellschaften. *Erica tetralix* und

Empetrum nigrum produzieren Streu, die nur schwer abgebaut werden kann (WILMANN 1993). PENON (2001) gibt für die Blätter von *Empetrum nigrum* ein C/N-Verhältnis von 40-46 an, für das Holz 93-110. Charakteristisch ist auf solchen Flächen zumeist die Bildung einer Rohhumusschicht, die C/N-Werte zwischen 30-40 aufweist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Ericaceenstreu enthält sehr viel Cutin, das als eine schwer abbaubare biologische Substanz gilt. Hinzu kommen hohe Gehalte an Polyphenolen, die abbauhemmend wirken, da sie mit anderen Substanzen stabile Komplexe bilden können (WILMANN 1993).

Alle Böden der untersuchten Probestellen lassen sich als sehr stark sauer charakterisieren (AG BODEN 1994). Die Bodenversauerung resultiert aus der Auswaschung von Basen aus dem Oberboden und gehört zur natürlichen Sukzession (GERLACH et al. 1994). Die Pufferkapazität für Säuren ist in den hier vorkommenden kalkarmen Böden sehr gering. ROZEMA et al. (1985) konnten eine enge Korrelation zwischen pH-Wert und Kalkgehalt zwischen 0,01% und 1,0% CaCO₃ feststellen. Unterhalb von 0,01% CaCO₃ bleibt der pH zwischen 3,5 und 4,0 stabil. Auch die permanent ansteigenden Konzentrationen an Schwefel (SO_x) und Stickstoff (NO_y und NH_z) in der Atmosphäre, die in Form saurer Niederschläge den natürlichen Versauerungsprozess im Boden beschleunigen, müssen berücksichtigt werden.

Für die Böden von Birkenbuschwäldern auf drei Ostfriesischen Inseln werden von RINGER (1994) pH-Werte, gemessen in CaCl₂, zwischen 3 und 4,5 angegeben, was gut mit den hier ermittelten Werten übereinstimmt.

Im *Caricetum trinervi-nigrae* konnte PETERSEN (2000) dagegen bedeutend höhere pH-Werte feststellen als die hier ermittelten (Mediane von pH (H₂O) 5,5 und pH (KCl) 5,2 gegenüber pH (H₂O) 4,2 und pH (KCl) 3,7). Seine Untersuchungen erstreckten sich allerdings auf alle Inseln der südlichen Nordsee und damit auch auf die Westfriesischen Inseln, wo unter anderem kalkreichere Böden in den Dünentälern vorkommen, die höhere pH-Werte aufweisen. Die ermittelte Bodenazidität im *Empetro-Ericetum* gab dagegen bessere Übereinstimmung mit den Ergebnissen von PETERSEN (2000), da er auf die Unterschiede der einzelnen Inselgruppen eingegangen ist. Die pH-Werte lagen dort für die Ostfriesischen Inseln nur geringfügig höher als die hier vorliegenden Ergebnisse. Auch TROELSTRA et al. (1990) fanden in Heidegesellschaften, dominiert von *Erica tetralix*, pH (H₂O)-Werte im Oberboden zwischen 3,5 und 4,4, was mit den Werten in dieser Untersuchung vergleichbar ist.

Jahreszeitliche Schwankungen waren insgesamt nicht zu erkennen. Dies wurde nicht erwartet, da es gerade bei einem starken Wechsel zwischen reduzierenden und oxidierenden Bedingungen zu unterschiedlichen pH-Werten kommen kann (PONNAMPERUMA 1972). Allerdings weist RUSSELL (1973) darauf hin, dass die saisonalen Unterschiede der pH-Werte oft

geringer sind als ihre räumliche Variabilität, die nach NYKVIST & SKYLLBERG (1989) bereits innerhalb kurzer Abstände beträchtlich sein kann. Hinsichtlich der pH-Werte waren zwischen den untersuchten Pflanzengesellschaften keine Unterschiede zu erkennen.

Die Böden der untersuchten Probeflächen sind insgesamt als sehr nährstoffarm anzusehen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Geringere Gesamtnährstoffgehalte als in der vorliegenden Arbeit (vor allem für P und K) wurden u. a. von OLFF et al. (1993) und LAMMERTS et al. (1999) in Pioniergesellschaften der feuchten Dünentäler gefunden. Da es sich bei den hier untersuchten Pflanzengesellschaften um ältere Sukzessionsstadien handelt, kann somit eine Nährstoffanreicherung in den Böden der feuchten Dünentäler im Laufe der Sukzession bestätigt werden, wie es ebenso von ERNST et al. (1996) gezeigt werden konnten.

Auch die effektive Kationenaustauschkapazität der untersuchten Böden erwies sich als sehr gering (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Zwischen den einzelnen Pflanzengesellschaften waren keine Unterschiede hinsichtlich der KAK_{eff} und ΣaK zu erkennen.

Die hier ermittelten Werte der KAK_{eff} entsprechen Ergebnissen von SIVAL (1996), die in Böden früher Sukzessionsstadien (<35 Jahre alt) bzw. sehr alter Standorte in den feuchten Dünentälern ermittelt wurden. Dies steht scheinbar im Widerspruch mit der Tatsache, dass die KAK_{eff} im Zuge der Entwicklung der Böden durch Akkumulation organischer Substanz zunimmt (LEINWEBER et al. 1993). Doch SIVAL (1996) zeigte bei seinen Untersuchungen im Boden zu Beginn der Sukzession eine deutliche Zunahme der KAK_{eff} , die ab einem bestimmten Stadium wieder abnahm. Dieser Verlauf stand im engen Zusammenhang mit den Boden-pH-Werten. Da die Austauschplätze der organischen Substanz variable Ladungen tragen, die vom pH-Wert der Bodenlösung abhängig sind, nimmt auch die KAK_{eff} bei Abnahme der pH-Werte ab. Da die Oberböden in den hier untersuchten Dünentälern eine hohe Wasserstoffionenkonzentration aufweisen, sind somit KAK_{eff} und ΣaK ebenfalls sehr niedrig. Bei Betrachtung der Ergebnisse wird deutlich, dass Kalzium von allen untersuchten austauschbaren Kationen in höchster Konzentration an die Austauschplätze gebunden wurde, was auf seine Ladung und den Ionenradius zurückzuführen ist. Nach GISI et al. (1997) ist Kalzium im gemäßigten feuchten Klima Mitteleuropas das dominierende Ion im Boden.

Als weitere wichtige austauschbare Kationen können außerdem Natrium, Magnesium und Kalium angesehen werden. Ihre relativen Anteile an der ΣaK sind aber an den einzelnen Standorten, vor allem auf Norderney, unterschiedlich. Diese Entwicklung lässt sich nur mit standortspezifischen Besonderheiten (z.B. Vegetation, Alter der Böden) erklären, die innerhalb dieser Arbeit allerdings nicht zu erfassen waren. Des Weiteren kann dies auf eine räumliche Variabilität der Böden hindeuten, so dass auch jahreszeitliche Änderungen für die untersuchten Kationen nicht ermittelt werden konnten, wie es beispielsweise JANIESCH (1981) in Erlenbruchwäldern zeigte.

Als Fazit lässt sich sagen, dass die Böden der untersuchten Pflanzengesellschaften in den feuchten Dünentälern insgesamt als sehr nährstoffarm und sehr stark sauer zu bezeichnen sind. Einheitliche bodenkundliche Parameter waren für die Vegetationseinheiten nicht festzustellen. Die Heterogenität der Standorte lässt sich auf den Einfluss unterschiedlicher hydrologischer Bedingungen und der Vegetationszusammensetzung zurückführen.

Eine jahreszeitliche Dynamik war für den Verlauf der pH-Werte und der austauschbaren Kationen nicht bemerkbar, was auf die räumliche Variabilität der Böden zurückzuführen sein dürfte.

5.3 Mineralstickstoffdynamik

5.3.1 Jahresverläufe

Alle Standorte zeigten hinsichtlich der jahreszeitlichen Stickstoffdynamik große Unterschiede. Neben niedrigen wurden auch vergleichsweise hohe Mineralisationsraten gemessen, die jahreszeitlichen Schwankungen unterlegen waren.

***Betula pubescens*-Gesellschaft**

Die Birkenwaldstandorte N2, N13*, N18 und L17 zeigten während des gesamten Untersuchungszeitraums geringe Nitrifikations- bzw. Denitrifikationsraten (Abb. 27). Von entscheidender Bedeutung dagegen war die Ammonifikation. Sie lag in den Wintermonaten 1999 am Standort N13* bei $<3 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ pro Monat. Die monatlichen Freisetzungen im Frühjahr 2000 lagen bis Juni darunter. Anschließend nahmen die Produktionsraten bis November stetig zu (Ausnahme September), wo sie $9 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ erreichten. Zu Beginn des darauf folgenden Jahres waren die Werte wiederum sehr gering (unter $5 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$), stiegen aber kontinuierlich an und erreichten in den Monaten Juni und Juli maximale Werte von bis zu $21 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ pro Monat. Danach sank die monatliche Ammonifikationsrate zwar ab, blieb aber bis November auf einem sehr hohen Niveau zwischen 10 und $14 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$.

Im Winter 1999 zeigte der Oberboden des Standorts N18 von allen *Betula pubescens*-Gesellschaften die höchsten Ammoniumfreisetzungen. Es wurde im November $14 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ als Maximalwert erreicht. Im Frühjahr 2000 stiegen die Werte langsam von 1 auf $12 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ im September an. Im Winter 2000 und Frühjahr 2001 sank die Freisetzung wieder sehr stark ab. Ab Mai erhöhten sich die Werte und erreichten im August und September Raten von über $20 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$.

Am Standort N2 blieben die monatlichen Ammonifikationsraten bis Juni 2001 gering, sie betrugen im November 2000 maximal $7 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$. Zu einem sprunghaften Anstieg kam es im August und September 2001, wo ähnlich wie bei N18 Mineralisationsraten von über $20 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ ermittelt werden konnten. Auch anschließend blieben die Werte bis in die Herbst- und Wintermonate auf einem hohen Niveau.

Am Birkenwaldstandort L17 konnte 1999 eine Mineralisation von Stickstoff kaum nachgewiesen werden. Im Februar 2000 lag die Freisetzung von Ammonium bei über $5 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ und stieg, unterbrochen von einem Einbruch im Mai, auf $14 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ im September. Anschließend nahmen die Werte im Herbst ab und blieben bis April 2001 niedrig. Im weiteren Lauf des Jahres kam es zu zwei Mineralisationsspitzen. Die erste war sehr deutlich im Juni und Juli festzustellen, die zweite im Dezember.

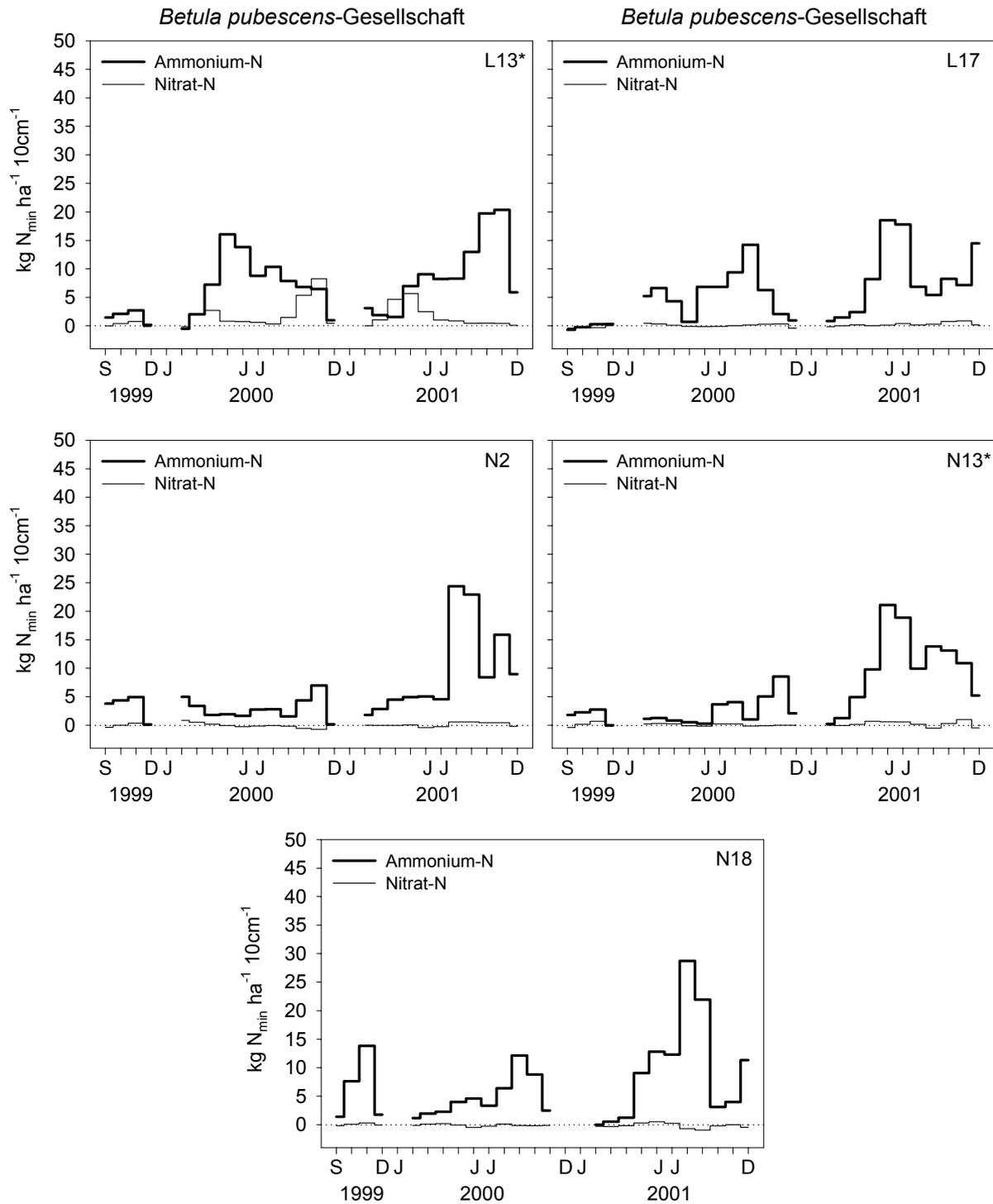


Abb. 27: Monatliche Stickstoff-Netto-Mineralisation [$\text{kg N}_{\text{min}} \text{ha}^{-1} 10\text{cm}^{-1}$] in den Oberböden der *Betula pubescens*-Gesellschaften auf den Inseln Langeoog und Norderney im Untersuchungszeitraum 1999 bis 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Die Mineralisation von Stickstoff verlief im Oberboden des Standorts L13* anders als bei den übrigen Probeflächen der *Betula pubescens*-Gesellschaft. Hier war eine deutliche Nitrifikation festzustellen, die vor allem im Herbst 2000 und Frühjahr 2001 von Bedeutung war. Des Weiteren kam es bereits im Mai 2000 zu einem Ammonifikationsmaximum von $16 \text{ kg NH}_4\text{-N}$

ha⁻¹. Anschließend nahmen die Freisetzungen ab, fielen aber bis November nicht unter 6 kg NH₄-N ha⁻¹. Im zweiten Untersuchungsjahr wurden maximale Mineralisationsraten im Spätherbst festgestellt. Die Werte nahmen über das gesamte Jahr kontinuierlich zu und erreichten im Oktober und November maximale Werte von ca. 20 kg NH₄-N ha⁻¹.

Caricetum trinervi-nigrae

Die Stickstoff-Mineralisation in den Böden des *Caricetum trinervi-nigrae* war insgesamt geringer als in den Birkenwäldern.

Auf den Probeflächen L5* und L19 war eine Nitrifikation kaum nachweisbar (Abb. 28). Lediglich für L19 konnten im Sommer 2001 Raten von bis zu 1,7 kg NO₃-N ha⁻¹ ermittelt werden. Ende 1999 lagen die Ammoniumfreisetzungen sehr niedrig, L19 zeigte sogar kurzfristig Ammoniumverluste. Nach einer langen Überflutungsphase konnten die ersten Mineralisationsraten im Jahr 2000 erst ab Mai bestimmt werden. Sowohl im Mai als auch im Juni wurden negative Werte festgestellt. Im Laufe des Sommers nahmen die Werte zu, überstiegen bei L19 aber bis zum Jahresende 1,3 kg NH₄-N ha⁻¹ nicht. L5* zeigte eine Zunahme der Ammoniumfreisetzungen auf maximal 3 kg NH₄-N ha⁻¹ im Jahr 2000. Auf beiden Standorten wurde in der ersten Jahreshälfte 2001 ein permanenter Anstieg der Mineralisationsraten ermittelt. Maximale Werte waren im Juli und August zu verzeichnen. Sie lagen am Standort L5* bei knapp unter 6 kg NH₄-N ha⁻¹ und auf der Fläche L19 etwas höher bei 9 kg NH₄-N ha⁻¹.

Am *Caricetum trinervi-nigrae*-Standort N20 war die Nitrifikation während des Untersuchungszeitraums ebenfalls nur gering, im Herbst 2001 kam es zu geringfügiger Denitrifikation. Insgesamt lagen die Ammoniumfreisetzungen nie über 5 kg NH₄-N ha⁻¹. Ein deutlicher Jahresrhythmus mit maximalen Werten im Sommer war im Jahr 2001 festzustellen.

Für den Standort N7 stehen lediglich Daten von Herbst 1999 bis Ende 2000 zur Verfügung. Die ermittelten Mineralisationsraten betragen maximal 2,6 kg NH₄-N ha⁻¹ in den Monaten April und Mai 2000. Ansonsten waren die Ammonium- ebenso wie die Nitratfreisetzungen vernachlässigbar gering.

Im Vergleich zu allen anderen Braunseggensumpfstandorten wurden im Boden der Probefläche N17* die höchsten Stickstofffreisetzungen festgestellt. Der Verlauf der Ammonifikation war insgesamt durch starke Schwankungen gekennzeichnet. Ende 1999 wurde kaum Stickstoff-Mineralisation gemessen. Im Frühjahr 2000 nahmen die Werte von anfangs 5 kg NH₄-N ha⁻¹ bis in den Mai ab und stiegen anschließend auf ein sommerliches Maximum von 6,5 kg NH₄-N ha⁻¹. Bis September sanken die Werte wieder. Ein zweites Maximum wurde im November gemessen. Ein zweigipfliger Verlauf der Stickstoff-Netto-Mineralisation wurde im Jahr 2001 festgestellt. Das erste Maximum lag im Juni und Juli, wo Umsatzraten von bis zu 26 kg NH₄-N ha⁻¹ ermittelt wurden. Das zweite Maximum war im Dezember mit Werten von

15 kg NH₄-N ha⁻¹ zu verzeichnen. Damit lagen an diesem Standort die Umsatzraten im Jahr 2001 deutlich über denen von 2000.

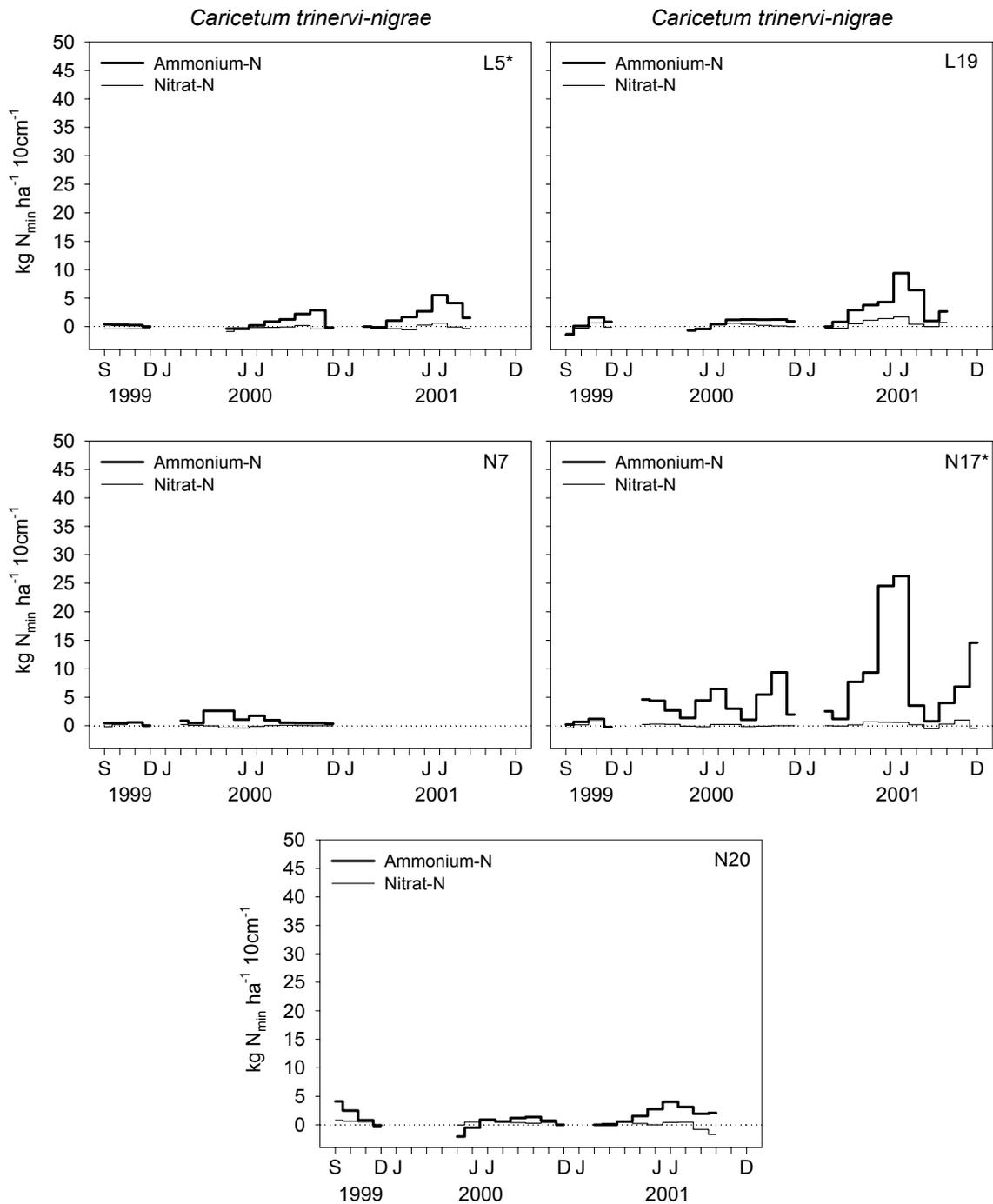


Abb. 28: Monatliche Stickstoff-Netto-Mineralisation [kg N_{min} ha⁻¹ 10cm⁻¹] in den Oberböden der *Caricetum trinervi-nigrae*-Standorte auf den Inseln Langeoog und Norderney im Untersuchungszeitraum 1999 bis 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Empetro-Ericetum

Mit Ausnahme der Probefläche L4* wiesen die *Empetro-Ericetum*-Standorte im gesamten Untersuchungszeitraum nur geringe monatliche Stickstoff-Mineralisationsraten auf (Abb. 29).

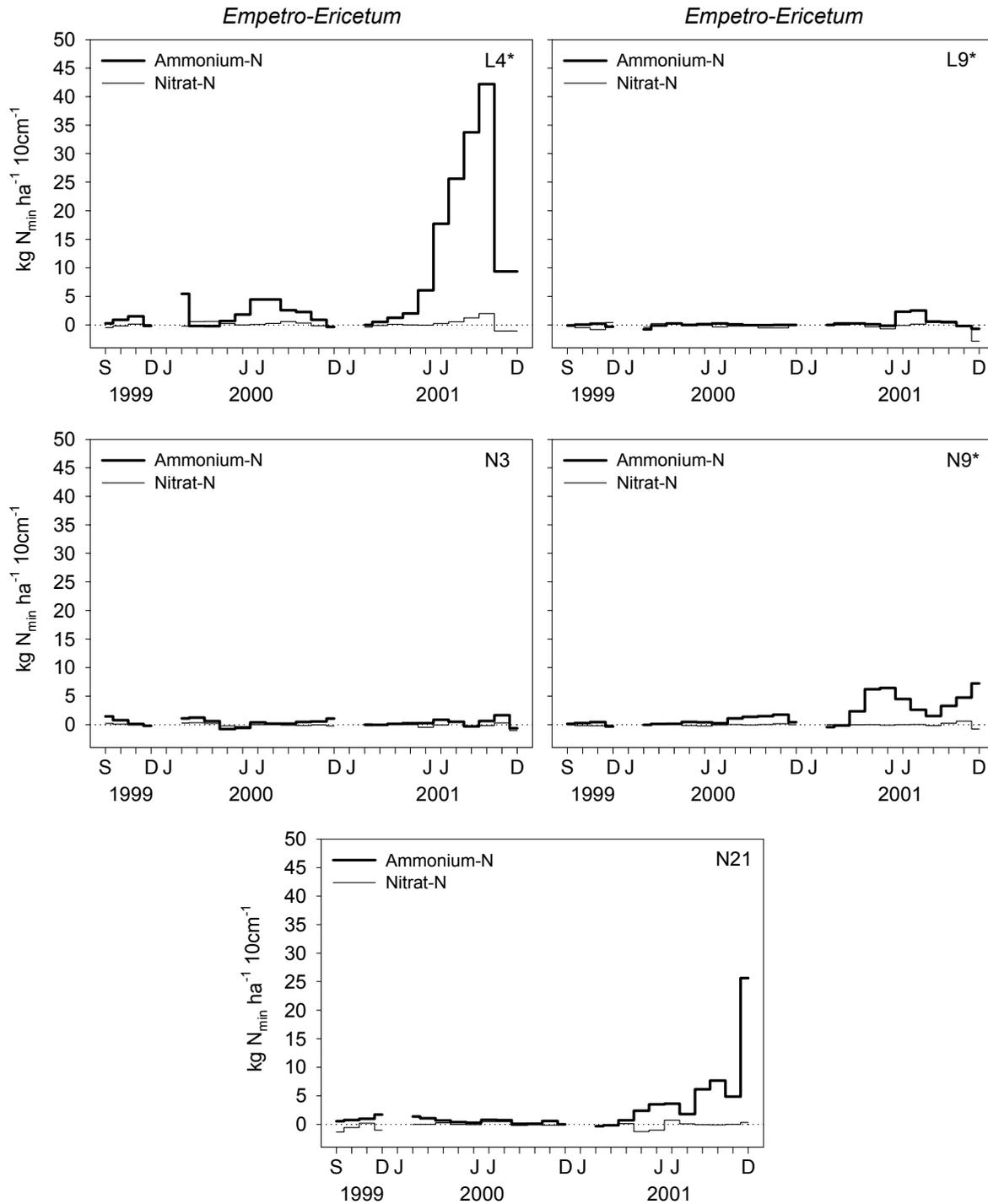


Abb. 29: Monatliche Stickstoff-Netto-Mineralisation [$\text{kg N}_{\text{min}} \text{ha}^{-1} 10\text{cm}^{-1}$] in den Oberböden der *Empetro-Ericetum*-Standorte auf den Inseln Langeoog und Norderney im Untersuchungszeitraum 1999 bis 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Zeitweise wurden geringfügige Stickstoffverluste festgestellt. Allein im Juli und August 2001 waren am Standort L9* geringe Ammonifikationsraten von bis zu $3 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ ermittelt worden. Auch am Feuchtheidestandort N9* blieb die Stickstofffreisetzung bis Anfang 2001 sehr gering. Ab April kam es aber zu einem Anstieg mit einem Maximum im Mai und Juni, wo eine Ammonifikation von ca. $6 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ festzustellen war. Bis September sanken die Raten wieder, erreichten aber im Dezember erneut Werte von bis zu $7 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$. Die Nitrifikation schwankte während des gesamten Untersuchungszeitraums um Null.

Für die beiden Standorte L4* und N21 war zunächst bis Ende 1999 und 2000 keine hohe Freisetzung von Ammonium und Nitrat festzustellen. Lediglich für L4* wurden im Februar sowie im Juli und August 2000 etwas höhere Ammonifikationswerte gemessen. Die Raten lagen knapp über 5 (Februar) bzw. $4 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ (Juli/August). Zu deutlichen Steigerungen der Mineralisation kam es an beiden Standorten im Jahr 2001. Für L4* konnte bis Mai ein langsamer Anstieg festgestellt werden, der dann in eine sprunghafte Erhöhung der Ammoniumfreisetzung überging. Ungewöhnlich hohe Werte lagen im September bei $42 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$. Am Standort N21 verlief der Anstieg bis zum Herbst langsam aber relativ stetig. Eine starke Zunahme war im Dezember zu verzeichnen. Hier wurde eine monatliche Ammonifikationsrate von $26 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ registriert.

Hieracio-Empetretum

Die Trockenheidestandorte wurden zu Vergleichszwecken untersucht, da sie keine grundwasserabhängige Vegetation besitzen. Die Probeflächen wurden jeweils nur ein Jahr beprobt.

Der Boden am Standort L22* wies im Jahr 2000 insgesamt geringe Stickstofffreisetzung auf (Abb. 30). Nitratbildung war nicht messbar und die monatliche Ammoniumproduktion blieb zwischen 0 und $2 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$.

Auch am Standort N19 konnte keine nennenswerte Mineralisation ermittelt werden. Maximale Werte lagen hier 2001 bei $2 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$, eine Nitrifikation war kaum feststellbar. L7* dagegen zeigte bedeutend höhere Mineralisationsraten. Die höchsten Werte wurden im April und Mai sowie November 2001 gemessen und betragen bis zu $14 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$. Auch in den Sommermonaten blieben die Werte hoch und schwankten zwischen 6 und $10 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$. Die Nitratfreisetzungen waren vernachlässigbar gering.

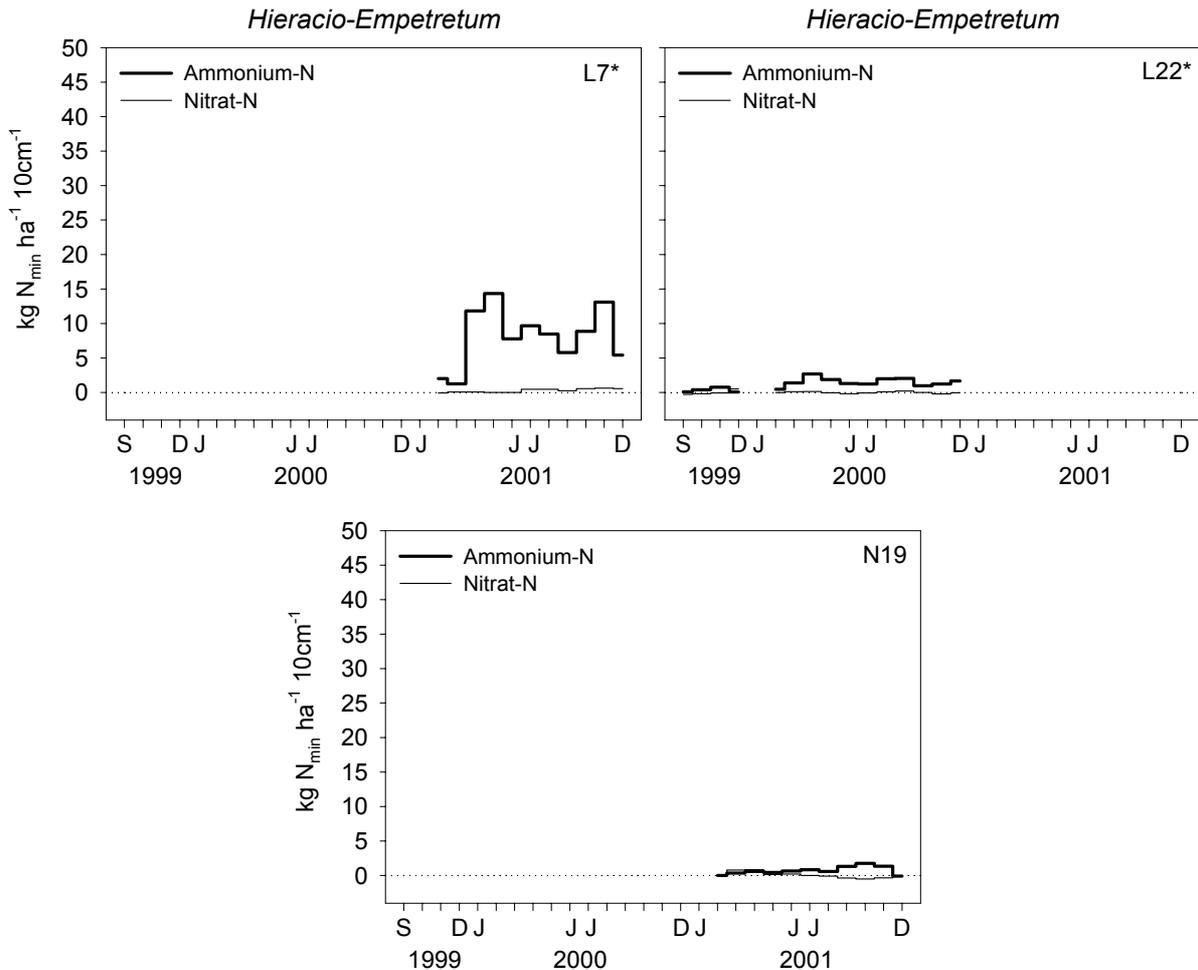


Abb. 30: Monatliche Stickstoff-Netto-Mineralisation [$\text{kg N}_{\text{min}} \text{ha}^{-1} 10\text{cm}^{-1}$] in den Oberböden der *Hieracio-Empetretum*-Standorte auf den Inseln Langeoog und Norderney im Untersuchungszeitraum 1999 bis 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

5.3.2 Jahresbilanzen

Aus den monatlichen N-Mineralisationsraten wurden für die Jahre 2000 und 2001 Jahresbilanzen errechnet. Sie geben an, wie viel Stickstoff den Pflanzen insgesamt in der Vegetationsperiode zur Verfügung stand. Außerdem sind Unterschiede in den einzelnen Jahren dadurch besser zu erkennen.

Betula pubescens-Gesellschaft

Die Jahresbilanzen der Stickstoff-Netto-Mineralisation der Jahre 2000 und 2001 weisen auf den einzelnen Probeflächen große Unterschiede auf. Für die Birkenwaldstandorte auf Norderney wurde 2001 eine Mineralisationsrate von $\text{NH}_4\text{-N}$ gemessen, die 2- bis 4-mal so hoch lag wie im Jahr 2000 (Abb. 31b). So wurde für die Probestelle N2 ein Anstieg von 32 kg

$\text{NH}_4\text{-N}$ ha^{-1} 10cm^{-1} , für N13* von 29 auf $109 \text{ kg ha}^{-1} 10\text{cm}^{-1}$ und für N18 von 47 auf $105 \text{ kg ha}^{-1} 10\text{cm}^{-1}$ festgestellt. Die Mineralisationsrate der Böden an N18 lag somit in 2000 geringfügig höher als an den anderen beiden Standorten. Im Jahr 2001 erreichten allerdings alle Standorte ähnlich hohe Freisetzungsraten. Die Nitratproduktion war auf allen Untersuchungsflächen gering. In den Böden der Probestellen N2 und N18 wurde 2000 eine leichte Denitrifikation ermittelt.

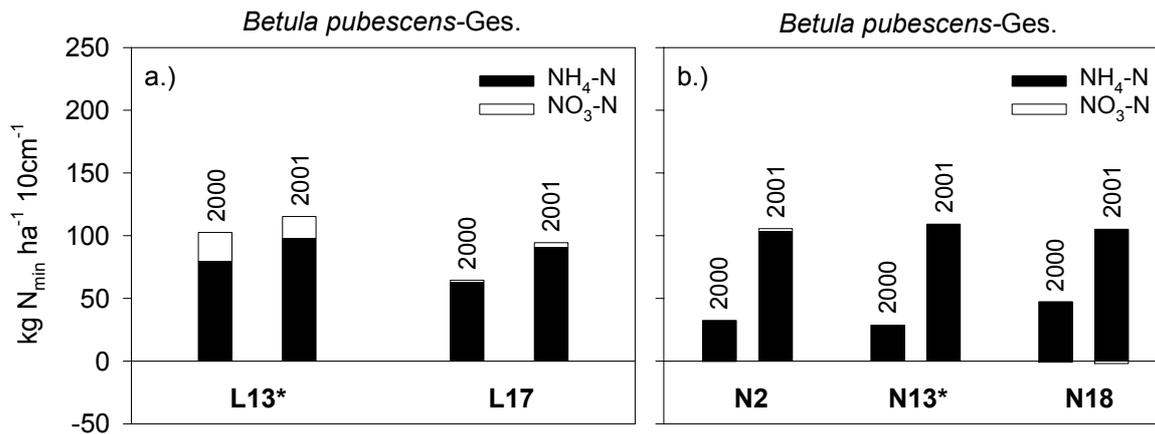


Abb. 31: Jährliche Stickstoff-Netto-Mineralisationsraten [$\text{kg N}_{\text{min}} \text{ha}^{-1} 10\text{cm}^{-1}$] in den Oberböden der *Betula pubescens*-Gesellschaften auf Langeoog (a.) und Norderney (b.) für die Jahre 2000 und 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Die N-Mineralisation verlief auf Langeoog ähnlich (Abb. 31a). Dort wurden 2000 für L13* Ammonifikationsraten von 80 bzw. $63 \text{ kg ha}^{-1} 10\text{cm}^{-1}$ am Standort L17 gemessen, die damit in diesem Jahr geringfügig höher lagen als auf Norderney.

Im Jahr 2001 stieg auch auf den beiden Birkenwaldstandorten auf Langeoog die Stickstoff-Mineralisation an. Sie lag mit $98 \text{ kg ha}^{-1} 10\text{cm}^{-1}$ für L13* und $92 \text{ kg ha}^{-1} 10\text{cm}^{-1}$ für L17 nur leicht unter den Werten der Norderneyer Standorte.

Während für L17 eine Nitrifikation kaum nachweisbar war, wurden für L13* auch relativ hohe Mineralisationsraten von Nitrat-N festgestellt, die 2000 23 und 2001 $17 \text{ kg ha}^{-1} 10\text{cm}^{-1}$ betragen.

Caricetum trinervi-nigrae

Die *Caricetum trinervi-nigrae*-Standorte unterscheiden sich von den anderen Probestellen dadurch, dass es an einigen Flächen zu mehrmonatigen Überflutungen kam, die keine Probenentnahme zugelassen haben. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass aufgrund der anaeroben Bodenverhältnisse, wenn überhaupt, nur eine geringe Mineralisation in diesen Monaten stattgefunden hat. Um die Standorte des *Caricetum trinervi-nigrae* dennoch

miteinander vergleichen zu können, gingen nur die Monate in die Berechnungen ein, in denen die Stickstoff-Netto-Mineralisation auf allen Probeflächen bestimmt werden konnte (jeweils Mai-September).

An den *Caricetum trinervi-nigrae*-Standorten war im Jahr 2000 kaum eine Freisetzung von Mineralstickstoff festzustellen (Abb. 32a+b).

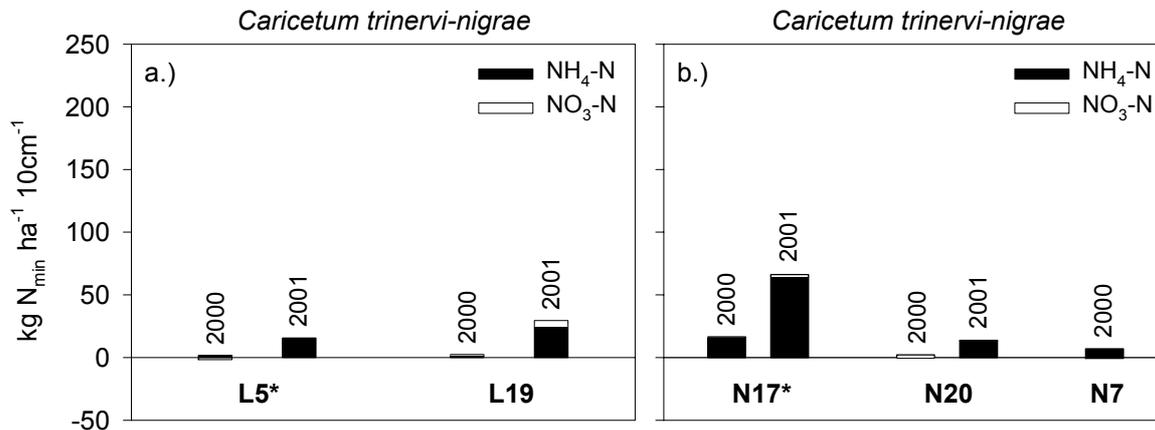


Abb. 32: Stickstoff-Netto-Mineralisationsraten [kg N_{min} ha⁻¹ 10cm⁻¹] in den Oberböden der *Caricetum trinervi-nigrae*-Standorte auf Langeoog (a.) und Norderney (b.) für die Jahre 2000 und 2001. Berechnungszeitraum jeweils 8 Monate (Mai-September). *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Auf Langeoog betrug die Produktion an Ammonium für beide untersuchten Standorte etwa 2 kg ha⁻¹ 10cm⁻¹, für L5* konnte eine geringfügige Denitrifikation ermittelt werden. Auch auf Norderney zeigten die Braunseggensümpfe im Jahr 2000 niedrige Mineralisationsraten. Lediglich N17* wies mit 16 kg ha⁻¹ 10cm⁻¹ eine etwas höhere Mineralisationsrate für Ammonium auf. Die Nitrifikationsraten waren an allen Standorten vernachlässigbar gering.

Im darauf folgenden Jahr kam es, ähnlich wie bei den Birkenwaldstandorten, zu einer starken Erhöhung der Mineralisation. Für die drei Standorte L5*, L19 und N20 konnten Mineralisationsraten zwischen 13 und 25 kg NH₄-N ha⁻¹ 10cm⁻¹ ermittelt werden. Die Böden der Probestelle N17* produzierten mit 65 kg ha⁻¹ 10cm⁻¹ deutlich mehr mineralisiertes Ammonium. Die Nitrifikationsraten blieben auch in diesem Jahr, außer bei L19 mit 5 kg NO₃-N ha⁻¹ 10cm⁻¹, sehr gering.

Empetro-Ericetum

Die Stickstofffreisetzungen auf den *Empetro-Ericetum*-Standorten waren sehr heterogen (Abb. 33a+b). Auf den Probeflächen L9* und N3 wurden sowohl im Jahr 2000 als auch 2001 nicht mehr als 6 kg ha⁻¹ 10cm⁻¹ NH₄-N produziert. Für L9* konnten sogar im Jahr 2000 geringfügige Ammoniumverluste festgestellt werden. Leichte Denitrifikation fand während der

zwei Untersuchungsjahre auf beiden Standorten statt. Die Böden der Norderney-Standorte N9* und N21 verhielten sich etwas anders. Hinsichtlich der Ammoniumproduktion lagen die Mineralisationsraten im Jahr 2000 an N9* bei 7, an N21 bei 6 $\text{kg ha}^{-1} 10\text{cm}^{-1}$. 2001 fand eine Steigerung um das 5 bzw. 9fache statt.

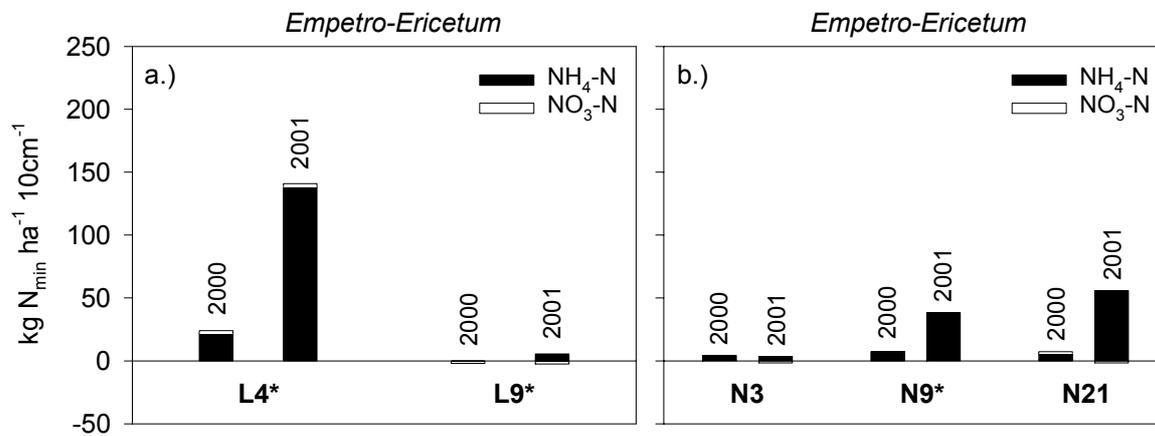


Abb. 33: Jährliche Stickstoff-Netto-Mineralisationsraten [$\text{kg N}_{\text{min}} \text{ha}^{-1} 10\text{cm}^{-1}$] in den Oberböden der *Empetro-Ericetum*-Standorte auf Langeoog (a.) und Norderney (b.) für die Jahre 2000 und 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Im Vergleich dazu waren die Mineralisationsraten auf der Probefläche L4* sehr viel höher. Im Untersuchungsjahr 2000 wurden $22 \text{ kg ha}^{-1} \text{NH}_4\text{-N}$ ermittelt, hingegen 2001 lagen diese bei $138 \text{ kg ha}^{-1} 10\text{cm}^{-1}$, womit an diesem Standort die höchste Freisetzungsrates festgestellt wurde.

Hieracio-Empetretum

Im Boden des Trockenheidestandorts L22* konnten im Jahr 2000 hauptsächlich Mineralisationsraten von Ammonium-N gemessen werden, die bei $17 \text{ kg ha}^{-1} 10\text{cm}^{-1}$ lagen (Abb. 34).

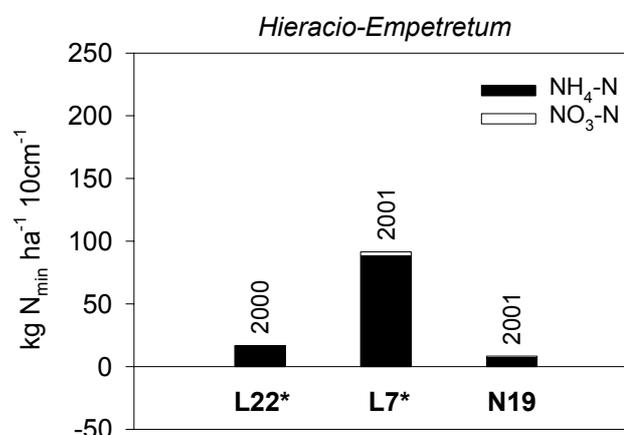


Abb. 34: Jährliche Stickstoff-Netto-Mineralisationsraten [$\text{kg N}_{\text{min}} \text{ha}^{-1} 10\text{cm}^{-1}$] in den Oberböden der *Hieracio-Empetretum*-Standorte auf Langeoog und Norderney für die Jahre 2000 und 2001. *Standorte im Wassereinzugsgebiet

Die Standorte L7* und N19 wurden im Jahr 2001 beprobt, die Freisetzungsraten für Ammonium-N betragen auf der Probestelle L7* 89, an N19 waren es 8 kg ha⁻¹ 10cm⁻¹. Im Boden von L7* wurden 3 kg NO₃-N ha⁻¹ 10cm⁻¹ umgesetzt.

5.3.3 Stickstoffvorräte und Stickstofffreisetzung

Die Stickstoffvorräte in den Böden der Birkenwälder wiesen Werte zwischen 1500 und 2400 kg N ha⁻¹ 10cm⁻¹ (Tab. 25) auf. Die Stickstofffreisetzungsraten lagen im Jahr 2000 bei 1,9 bis 5,2%, im Jahr 2001 dagegen deutlich höher bei 3,9 bis 7,3%.

Tab. 25: Gesamt-Stickstoffvorräte (N_t) [kg N ha⁻¹ 10cm⁻¹] und Stickstofffreisetzungsraten [%] in den Böden der Probeflächen auf Langeoog und Norderney.
*Standorte im Wassereinzugsgebiet

Pflanzengesellschaft	Standort	N _t	N-Freisetzungsraten [%]	
			2000	2001
<i>Betula pubescens</i> -Gesellschaft	L13*	2000	5,2%	5,8%
	L17	2400	2,7%	3,9%
	N2	1500	2,1%	7,1%
	N13*	1500	1,9%	7,3%
	N18	1900	2,4%	5,4%
<i>Caricetum trinervi-nigrae</i>	L5*	2300	0,3%	0,7%
	L19	3900	0,2%	1,0%
	N7	600	2,0%	n.b.
	N17*	2900	1,6%	3,6%
	N20	1400	0,4%	1,1%
<i>Empetro-Ericetum</i>	L4*	2500	0,1%	5,6%
	L9*	2600	-0,8%	0,1%
	N3	1000	0,4%	0,2%
	N9*	700	1,0%	5,3%
	N21	2900	0,2%	1,9%
<i>Hieracio-Empetretum</i>	L7*	3300	n.b.	2,8%
	L22*	1400	1,2%	n.b.
	N19	1000	n.b.	0,8%

Im *Caricetum trinervi-nigrae* waren die Stickstoffvorräte in den Oberböden sehr unterschiedlich und variierten zwischen 600 kg N ha⁻¹ 10cm⁻¹ (N7) und 3900 kg N ha⁻¹ 10cm⁻¹ (L19). Die Freisetzung an Stickstoff betrug in beiden Untersuchungsjahren maximal 1%, lediglich N7 und N17* hatten höhere Freisetzungsraten.

Die Böden des *Empetro-Ericetum* zeigten Gesamt-Stickstoffgehalte zwischen 700 kg N ha⁻¹ 10cm⁻¹ (N9*) und 2900 kg N ha⁻¹ 10cm⁻¹ (N21) auf. Die Stickstofffreisetzungen lagen im Jahr 2000 in den Böden aller Standorte bei höchstens 1%, L9* hatte eine negative Bilanz. Im Jahr

2001 war für N3 und L9* kaum mineralisierter Stickstoff nachweisbar. Die Freisetzungsraten der übrigen Standorte waren im Vergleich zum Vorjahr deutlich höher. Der Maximalwert war bei L4* mit 5,6% festzustellen.

Im *Hieracio-Empetretum* wurden Gesamt-Stickstoffvorräte zwischen 1000 und 3300 kg N ha⁻¹ 10cm⁻¹ vorgefunden. Die Mengen an mineralisiertem Stickstoff hatten daran einen Anteil von weniger als 3%.

5.3.4 Diskussion

Stickstoffform

Allen untersuchten Pflanzengesellschaften war gemeinsam, dass der mineralisierte Stickstoff im Boden hauptsächlich in Form von Ammonium vorlag, während Nitrat nur in geringen Mengen nachgewiesen werden konnte. Nach TROELSTRA et al. (1990) wird die Nitrifikation unter anderem durch die Verfügbarkeit von Ammonium und von niedrigen pH-Werten beeinflusst. Da Stickstoff in den Böden der untersuchten Pflanzengesellschaften hauptsächlich in Form von NH₄-N freigesetzt wurde, ist eine Beeinflussung der Nitrifikation durch eine geringe Verfügbarkeit von Ammonium wenig wahrscheinlich. Eher können die niedrigen pH-Werte zu der geringen Nitratbildung beitragen, da die typischen autotrophen Nitrifizierer *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* ein Aktivitätsoptimum im basischen bzw. schwach sauren Bereich haben (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Die Bildung von Nitrat wird somit erheblich gehemmt, wie es auch OLNESS (1999) feststellte. Dennoch ist sie auch in stark sauren Böden möglich, wie beispielsweise LACHE (1976), PERSSON & WIRÉN (1995) oder RACH (2000) zeigen konnten. Hierbei spielen säureresistente chemolithotrophe Mikroorganismen bzw. heterotrophe Organismen (Pilze) eine Rolle (ADAMS 1986, DE BOER et al. 1990). Diese könnten für die geringen Nitrifikationsraten verantwortlich sein, treten hinsichtlich der ammonifizierenden Organismen aber deutlich in den Hintergrund.

Weitere wichtige Einflussfaktoren sind die hohen Bodenwassergehalte und lang andauernde Überflutungsphasen an den Standorten, die zu anaeroben Bedingungen im Boden führen. Die Zunahme des Ammoniumanteils am Mineralstickstoff, hervorgerufen durch das Ansteigen des Bodenwassergehaltes und des daraus resultierenden Sauerstoffmangels, der die Nitrifikation hemmt, wurde bereits von anderen Autoren festgestellt (JANIESCH 1978, GROOTJANS et al. 1985, 1986, HANLON et al. 1997, RACH 2000).

Neben dem Wassergehalt und den niedrigen pH-Werten kann eine entscheidende Kontrollfunktion für die Nitrifikation auch in allelopathischer Hemmung liegen (RICE 1984). BERTRU &

GOMA TCHIMBAKALA (1985) wiesen beispielsweise die Reduzierung der Aktivität nitritoxidierender Bakterien durch aus Blättern von *Erica ciliaris* gewonnenen Extrakten nach. Dies dürfte vor allem im trockenen *Hieracio-Empetretum* zu vermuten sein, wo Überflutungen und hohe Bodenwassergehalte eher die Ausnahme sind.

Eine Voraussetzung für die Nitrifikation in sauren und trockenen Böden ist das Vorhandensein von nitrifizierenden Bakterien. DE BOER et al. (1990) wiesen nach, dass es in Böden von *Erica tetralix* dominierten Heide-Standorten aufgrund geringer Bakterienpopulationen zu niedrigen Nitrifikationsraten kam. Ungünstige Wachstumsbedingungen können durch das Auftreten anaerober Bedingungen während längerer Zeiträume im Jahr auftreten. Auch auf trockeneren Standorten kann es zu Behinderungen der Sauerstoffzufuhr durch die Rohhumusschicht kommen, die die Nitrifikation hemmt. Für Rohhumusböden wurde auch von ZÖTTL (1960) ausschließliche Ammoniumproduktion festgestellt.

Abweichend verhielt sich der Birkenwaldstandort L13* auf Langeoog, in dessen Oberboden im Vergleich zu allen anderen untersuchten Probestellen hohe Nitrifikationsraten festgestellt wurden. Zwar waren hier die Bodenfeuchten insgesamt sehr gering, ein anthropogener Einfluss kann allerdings nicht ausgeschlossen werden. Dieses Wäldchen befindet sich direkt am Hauptweg, der aus dem Ort führt, Sitzbänke als Rastmöglichkeit sind in direkter Nähe vorhanden. L13* ist somit bezüglich seines Stickstoffhaushaltes als stark beeinflusst anzusehen.

Insgesamt wird deutlich, dass die Bildung von Nitrat, zumindest durch natürliche Umsetzungsprozesse in den Böden der feuchten Dünentäler, aber auch auf trockeneren Standorten (Trockenheiden), kaum erfolgt.

Vergleich der Stickstoff-Netto-Mineralisation zwischen 2000 und 2001

Die Untersuchung der Stickstoff-Netto-Mineralisation ergab für die meisten Standorte Unterschiede zwischen den Jahren 2000 und 2001. Was für die Mineralisationssteigerung im Jahr 2001 ausschlaggebend gewesen sein könnte, soll im Folgenden diskutiert werden.

Erste Hinweise auf die unterschiedlichen Freisetzungsraten an mineralisiertem Stickstoff im Untersuchungszeitraum geben die Klimabedingungen in den entsprechenden Jahren. Der Winter 1999/2000 war sehr mild und wies auf Langeoog insgesamt 19 und auf Norderney 5 Frosttage auf. Nur im Februar kam es an wenigen Tagen zu Temperaturen $<0^{\circ}\text{C}$, ab März blieben die Tage frostfrei. Der Winter 2000/2001 dagegen dauerte viel länger und führte

durchschnittlich zu tieferen Temperaturen. Auf beiden Inseln gab es bis einschließlich März zahlreiche Tage mit Temperaturen $<0^{\circ}\text{C}$ als Tagesminimum. Die Anzahl der Frosttage betrug auf Norderney 43, auf Langeoog 79 Tage. Somit stand im Jahr 2001 durch Frosthydrolyse leicht zersetzbareres Ausgangsmaterial für die Stickstoff-Mineralisation in stärkerem Maße zur Verfügung (SKOGLAND et al. 1988). Den Einfluss des Zersetzungsgrades bzw. der mikrobiellen Angreifbarkeit der organischen Substanz konnte ebenfalls HASSINK (1992) zeigen. Auch im Laufe des Jahres waren die klimatischen Bedingungen 2001 für die Mineralisation im Boden günstiger. Der Sommer wies höhere mittlere Temperaturen auf und die Herbstmonate waren milder als im vorangegangenen Jahr. Auf die Beeinflussung der Mineralisation durch die Temperatur weisen auch LEIRÓS et al. (1999) und MENYAILO & HUWE (1999) hin.

Ein weiterer wichtiger Faktor, der entscheidend für die Mineralisation von Stickstoff ist, ist der Wassergehalt des Bodens. Die lange Überflutungsphase im Frühjahr 2000 bzw. die hohen Wassergehalte bis Mai dürften dazu beigetragen haben, dass die N-Mineralisation zumindest in der ersten Jahreshälfte verzögert wurde. Maximale Ammoniumfreisetzungen wurden auf den meisten Probeflächen erst in der zweiten Jahreshälfte registriert. Überflutungen waren im Frühjahr 2001 dagegen kaum vorhanden und die Bodenwassergehalte geringer als im Vorjahr, so dass die Mineralisation bedeutend früher einsetzte. Ähnliche Verhältnisse fanden auch BERENDSE et al. (1994) auf Wiesen mit unterschiedlichen Bodenwassergehalten vor. Nach den starken Regenereignissen, die einen drastischen Anstieg der Grundwasserstände und Bodenwassergehalte zur Folge hatten, sank die Höhe der Mineralisationsraten zumeist wieder deutlich ab.

An allen untersuchten Standorten konnte die Beziehung zwischen der Bodenfeuchte und der Mineralisationsrate allerdings nicht statistisch abgesichert werden. Ein enger Zusammenhang ließ sich nur am Braunseggensumpfstandort L5* (2000: $r^2 = 0,88$ und 2001: $r^2 = 0,72$) feststellen.

Die außergewöhnlich hohen Mineralisationsraten auf den Standorten L4* und N21 gegen Ende des Jahres 2001 können damit begründet werden, dass es durch die Flutung im Spätsommer zu einer Mobilisierung leicht zersetzbarer organischer Substanz gekommen ist. Beide Standorte wiesen sehr hohe N_t -Gehalte auf (vgl. Tab. 25), so dass das N_{min} -Potenzial auf diesen Flächen als hoch einzustufen ist.

Als Fazit ergibt sich, dass Überflutung entscheidend auf die N-Freisetzung einwirkt. Der Zeitpunkt der Flutung und auch die Dauer der Abtrocknungsphase im Sommer sind von großer Relevanz. Eine direkte Korrelation der Bodenfeuchte mit der Höhe der Stickstofffreisetzung konnte allerdings nicht nachgewiesen werden. Die klimatischen Bedingungen waren für die Stickstoff-Mineralisation im Jahr 2001 insgesamt sehr viel günstiger als im Jahr 2000. Für eine Charakterisierung der Stickstofffreisetzungen in den untersuchten Pflanzengesellschaft

ten ist daher eine längere Untersuchungsphase notwendig, um die klimatischen Faktoren der einzelnen Jahre zu berücksichtigen.

Vergleich der Stickstoff-Netto-Mineralisationsraten in den Pflanzengesellschaften

Die Birkenwaldstandorte wiesen von allen untersuchten Gesellschaften in den Untersuchungsjahren 2000 und 2001 die höchsten Stickstoff-Netto-Mineralisationsraten auf. Zwischen den Probeflächen gab es außer der hohen Nitratproduktion am Standort L13* (s.o.) keine nennenswerten Unterschiede.

Auch GERLACH (1993) fand bei der Untersuchung der Stickstoff-Netto-Mineralisation innerhalb einer Dünensukzession auf Spiekeroog die höchsten Stickstofffreisetzungen in den Wäldern. Es wurden Mineralisationsraten von $100 \text{ bis } 150 \text{ kg N}_{\text{min}} \text{ ha}^{-1} \text{ 38Wochen}^{-1} \text{ 30cm}^{-1}$ gefunden. Ähnliche Raten ($177 \text{ kg N}_{\text{min}} \text{ ha}^{-1} \text{ 30cm}^{-1}$ für eine Vegetationsperiode) geben auch MÜNCHMEYER et al. (1998) für Böden eines Moorbirkenwaldes in einem Niedermoor an. Berücksichtigt man, dass es aufgrund günstiger klimatischer und hydrologischer Bedingungen, wie bereits besprochen, im Jahr 2001 zu erhöhten Mineralisationsraten gekommen ist, befinden sich die vorliegenden Ergebnisse von 2000 in dieser Größenordnung. Ein entscheidender Faktor, der für die deutlich höher liegenden Mineralisationsraten in den Böden der Birkenwälder im Vergleich zu den anderen untersuchten Pflanzengesellschaften verantwortlich ist, dürfte neben den geringeren Wassergehalten die Birkenwaldstreu sein, die mikrobiell besser angreifbar ist. Daneben sind die hohen N_t -Gehalte der Böden von Bedeutung.

Im Vergleich zu anderen Waldgesellschaften sind die hier gemessenen Umsatzraten allerdings als sehr gering einzustufen (ELLENBERG 1977, BINKLEY & HART 1989).

Die Stickstofffreisetzungen in den Böden des *Empetro-Ericetums* lagen dagegen deutlich niedriger. Lediglich der Standort L4* erreichte 2001 Mineralisationsraten, wie sie für Birkenwälder auf den Inseln typisch waren. L9* und N3 wiesen sowohl im Jahr 2000 als auch 2001 keine nennenswerte Stickstoff-Mineralisation auf. Ursache dafür könnte die Qualität der organischen Substanz im Boden sein. Die Auflage am Standort L9* besteht aus unvollständig zersetzten Pflanzenresten von *Erica tetralix* und *Empetrum nigrum* und bietet keine günstigen Bedingungen für den Abbau organischer Verbindungen und die Freisetzung des darin enthaltenen Stickstoffs (C/N=33). Ähnlich ist es im Boden der Probestelle N3, wo die organische Auflage beprobt wurde, die aus unvollständig zersetzten Sphagnen und Heideresten bestand. Der Zersetzungsgrad war noch sehr gering und dürfte damit zu der niedrigen Mineralisationsleistung beigetragen haben (C/N=25).

Höher dagegen war die Ammoniumproduktion in den Böden von N9* und N21, obwohl die Zersetzbarkeit der organischen Substanz ebenfalls als ungünstig einzustufen ist (C/N=24

bzw. 25). ZÖTTL (1960) weist darauf hin, dass die Humusform und damit die mikrobielle Angreifbarkeit der organischen Substanz meist von größerer Bedeutung bei der N-Mineralisierung ist als der Einfluss des C/N-Quotienten. Festzuhalten bleibt, dass die Standorte hinsichtlich ihrer Vegetationszusammensetzung verschieden waren. Dies führte dazu, dass die Humusformen bzw. der Zersetzungsgrad der organischen Substanz ebenfalls sehr unterschiedlich gewesen sind. Hinzu kommen die hydrologischen Standortbedingungen (unterschiedlich lange Überflutungsdauer mit anaeroben Verhältnissen, starke Abtrocknungsphase im Sommer, etc.), die eine Heterogenität der Stickstoff-Mineralisation hervorrufen können.

Ähnliches gilt für die Trockenheidestandorte. N19 zeigte im Vergleich zu den anderen untersuchten Pflanzengesellschaften im Jahr 2001 geringe Mineralisationsraten. Lediglich auf der Probefläche L7* konnten sehr hohe Stickstofffreisetzungen ermittelt werden. Diese lagen zwar nicht ganz so hoch wie die der Birkenwaldstandorte, jedoch deutlich über denen der Feuchtheidestandorte (Ausnahme L4*). Für die großen Unterschiede hinsichtlich der Mineralisationsraten zwischen N19 und L7* gibt es wenig Anhaltspunkte, da beide Standorte ähnliche Feuchteverhältnisse aufwiesen und auch die Vegetationszusammensetzung sehr ähnlich war. In welcher Weise eine unterschiedliche Exposition bzw. die Größe der Fläche eine Rolle spielt, konnte nicht geklärt werden.

Die Ergebnisse, die an den *Caricetum trinervi-nigrae*-Standorten gewonnen wurden, können nur bedingt mit den anderen Pflanzengesellschaften verglichen werden, da der Untersuchungszeitraum infolge lang andauernder Überflutungen kürzer war. In den fehlenden Monaten ist allerdings aufgrund der anaeroben Bodenbedingungen keine nennenswerte Stickstofffreisetzung zu erwarten.

Vergleicht man die Probeflächen untereinander, so erwies sich der Braunseggensumpfstandort N17* als auffällig. Da hier eine Probenentnahme während des gesamten Jahres möglich war, können die Ergebnisse für diesen Standort mit den anderen Pflanzengesellschaften verglichen werden. Die ermittelte Ammoniumfreisetzung lag in dem Bereich, der in den Birkenwäldern gemessen wurde (Daten siehe Anhang). Die geringen Bodenwassergehalte könnten hier einen entscheidenden Einfluss haben. Im Vergleich zu den anderen untersuchten Probeflächen des *Caricetum trinervi-nigrae* wies der Standort N17* die geringsten Wassergehalte im Boden auf (vgl. Tab. 11). Dies gibt einen Hinweis darauf, dass durch übermäßige Nässe im Boden die Wachstumsbedingungen für Bakterienpopulationen ungünstig sind und sich damit die geringen Mineralisationsraten der Standorte L5*, L19 und N20 erklären lassen (vgl. auch BERENDSE et al. 1998). Sind die Böden aber deutlich trockener, wie auf der Probefläche N17*, kann durch vermehrtes Bakterienwachstum auch die

Mineralisationsleistung erhöht sein. Abtrocknungsprozesse durch Grundwasserförderung sind hier sehr wahrscheinlich.

Insgesamt lagen somit die Mineralisationsraten in den Böden der Birkenwaldstandorte deutlich über denen der anderen untersuchten Pflanzengesellschaften. Eine Differenzierung der übrigen Vegetationseinheiten über die N-Mineralisationsraten war in diesem Untersuchungszeitraum nicht möglich. Dazu variierten die klimatischen und hydrologischen Bedingungen in den beiden Untersuchungsjahren zu stark und ließen keinen Trend erkennen. Zudem zeichneten sich die Standorte, vor allem im *Empetro-Ericetum*, durch unterschiedliche Vegetationszusammensetzung (z.B. Fehlen/Vorhandensein von Moosen, unterschiedlicher Deckungsgrad dominanter Arten) aus, die infolge unterschiedlicher Streubildung erheblichen Einfluss auf Mineralisationsprozesse ausüben kann.

Es wurde jedoch deutlich, dass die Mineralisationsleistung in den Böden insgesamt sehr gering ist (vgl. ELLENBERG 1977), wie auch BERENDSE et al. (1998) in feuchten Dünentälern zeigen konnten. Es wurde maximal 7% dessen freigesetzt, was potenziell im Boden an Stickstoff hätte umgesetzt werden können (Tab. 25). Die Umsätze in den Birkenwäldern entsprechen dabei den Ergebnissen von GERLACH et al. (1994), die für Wald-Standorte auf Spiekeroog Turnover-Raten des Stickstoffs von 4 bis 6% angeben. Es ist davon auszugehen, dass der gesamte pflanzenverfügbare Stickstoff direkt von den Wurzeln aufgenommen wird und es kaum zu Verlusten durch Auswaschung kommt.

Es wäre zu erwarten gewesen, dass aufgrund trockenerer Bedingungen im Einflussgebiet der Wasserwerke eine höhere Mineralisation stattfindet bzw. die Nitratproduktion in den Vordergrund tritt, wie es GROOTJANS et al. (1985, 1986) und BERENDSE et al. (1994) berichten. Diese Vermutungen konnten nicht bestätigt werden. Dies liegt unter anderem darin begründet, dass für einige Standorte im Wassereinzugsgebiet kein abgesicherter Einfluss der Grundwasserförderung auf die hydrologischen Standortfaktoren nachgewiesen werden konnte (vgl. Kap. 5.1.4), zumal die klimatischen Bedingungen in den beiden Untersuchungsjahren sehr unterschiedlich waren. Des Weiteren variierten vor allem im *Empetro-Ericetum* standortspezifische Eigenschaften, wie bereits angesprochen, sehr stark. Einziger Standort, der auf einen Einfluss der Wasserförderung auf die Mineralisationsrate hindeutet ist die Probestfläche N17* im *Caricetum trinervi-nigrae*, die in beiden Untersuchungsjahren ungewöhnlich hohe Stickstofffreisetzung in Form von Ammonium aufzeigte. Um dies abzusichern, sind allerdings weiterführende Untersuchungen im Freiland nötig.

5.4 Analyse von Niederschlags- und Sickerwasser

Neben der N-Mineralisation in den Böden der jeweiligen Standorte selbst können über das Niederschlagswasser Nährstoffeinträge in Ökosysteme erfolgen. Analysen des Regenwassers wurden sowohl für Langeoog als auch Norderney durchgeführt. Außerdem erfolgte exemplarisch am Feuchtheidestandort L4* auf Langeoog eine Untersuchung des Sickerwassers, das aus Saugkerzen gewonnen wurde. Mit Hilfe der Ergebnisse soll eine Stickstoffbilanz erstellt werden, um die Mengen an eingetragenen und ausgetragenen Stickstoff in einem Küstenökosystem abschätzen zu können.

5.4.1 Niederschlagswasser

Der Gesamtstickstoffeintrag lag auf Norderney mit insgesamt $15,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Jahr 2000 und $14,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 2001 auf einem gleich bleibenden Niveau (Tab. 26). Die Ammonium-N-Anteile lagen 2000 geringfügig höher als 2001, die an Nitrat-N waren in beiden Untersuchungsjahren identisch. Insgesamt lag das Verhältnis von Ammonium-N zu Nitrat-N geringfügig auf Seite des Ammonium-N.

Tab. 26: Jährlicher Eintrag von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ [in $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$] durch Niederschläge auf Langeoog und Norderney in den Jahren 2000 und 2001.

	Langeoog			Norderney		
	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$ [$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]	Gesamt-N	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$ [$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]	Gesamt-N
2000	5,1*	3,4*	8,5*	9,1	6,4	15,5
2001	9,9	10,2	20,0	7,9	6,5	14,4

*bezogen auf 8 Monate

Auf Langeoog konnte der Stickstoffeintrag im Jahr 2000 nur für 8 Monate erfasst werden. Es wurden insgesamt $8,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ 8Monate}^{-1}$ gemessen, im Jahr 2001 waren es $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Im ersten Untersuchungsjahr war der Anteil an Ammonium-N geringfügig höher als Nitrat-N, 2001 war der Anteil gleich. Vergleicht man für 2001 die Ergebnisse beider Inseln, so lag der Eintrag an Stickstoff durch das Regenwasser auf Langeoog um ca. 5 kg ha^{-1} höher als auf Norderney.

Betrachtet man die jahreszeitliche Verteilung und die Qualität des eingetragenen Stickstoffs, lassen sich deutliche Schwankungen erkennen (Abb. 35 und Abb. 36). Von März bis Mai 2000 lag der Gesamtstickstoffeintrag auf Norderney mit $>2 \text{ kg ha}^{-1}$ pro Monat deutlich über dem der restlichen Monate. Der im Niederschlag vorkommende Stickstoff setzte sich dabei hauptsächlich aus Ammonium-N zusammen. Auch auf Langeoog wurden während dieser

Monate im Vergleich zu den übrigen Monaten des Jahres 2000 erhöhte Gesamtstickstoffgehalte gemessen, doch lagen diese nicht so hoch wie auf Norderney und der Ammonium-Anteil lag nur geringfügig höher als der von Nitrat-N.

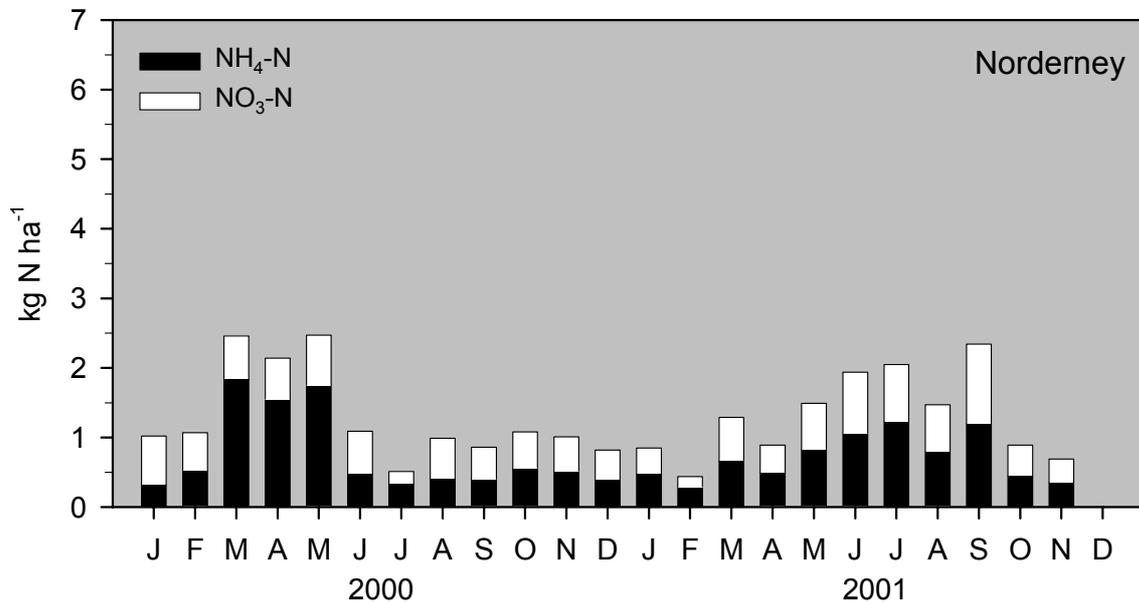


Abb. 35: Eintrag von NH₄-N und NO₃-N [in kg N ha⁻¹] auf Norderney in den Jahren 2000 und 2001.

Die Stickstoffzufuhr verlief im Jahr 2001 auf beiden Inseln anders. Hier kam es nach geringen Stickstoffeinträgen zu Beginn des Jahres zu einem kontinuierlichen Anstieg mit sommerlichen Maxima.

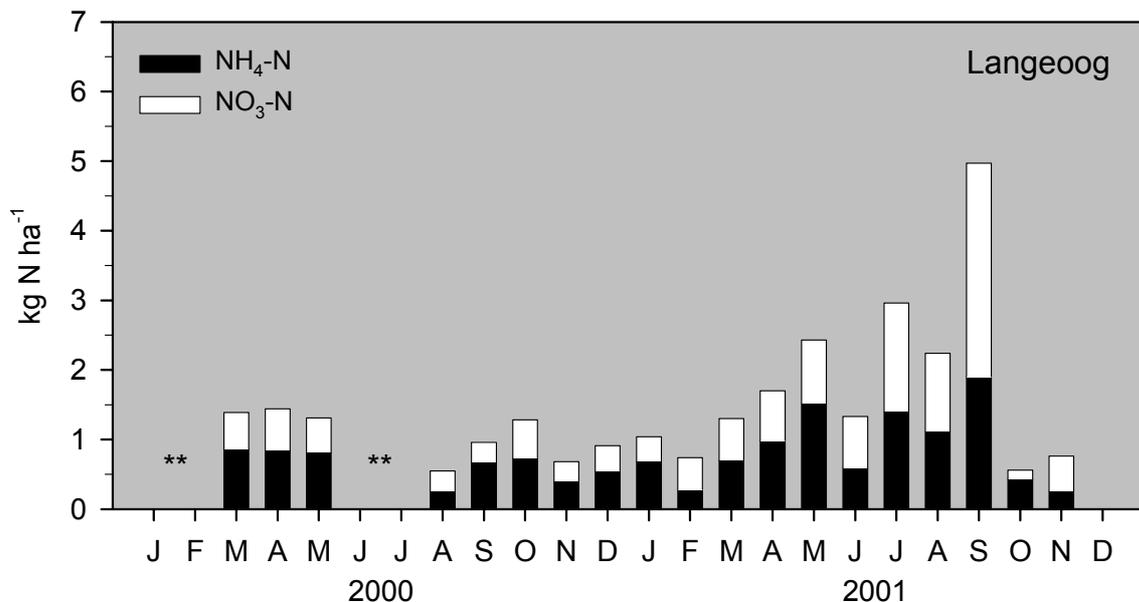


Abb. 36: Eintrag von NH₄-N und NO₃-N [in kg N ha⁻¹] auf Langeoog in den Jahren 2000 und 2001. **keine Daten vorhanden

Die höchsten Werte wurden auf Norderney zwischen Juni und September ermittelt. Diese variierten zwischen 1,5 und 2,3 kg ha⁻¹ und erreichten damit nicht die hohen Werte des Vorjahres. Das Verhältnis zwischen den beiden untersuchten Stickstoffformen lag geringfügig auf Seite des Ammonium-N. Der Verlauf auf Langeoog war ähnlich, hinsichtlich der Intensität des Stickstoffeintrags und der Stickstoffzusammensetzung traten allerdings erhebliche Unterschiede auf. Bereits ab März wurden Stickstoffeinträge registriert, die in der Größenordnung der zur gleichen Zeit im Vorjahr ermittelten Zufuhren lagen. Im Laufe des weiteren Jahres allerdings stiegen die monatlichen Werte auf mehr als 2 kg ha⁻¹ an (einzige Ausnahme Juni: 1,3 kg ha⁻¹), bis im September ein absolutes Maximum von 5 kg ha⁻¹ erreicht wurde. Der größte Anteil am Gesamtstickstoff hatte hierbei von Juni bis September Nitrat-N. Auf beiden Inseln fiel ab Oktober 2001 der monatliche Stickstoffeintrag wieder deutlich auf <0,9 kg ha⁻¹ ab.

5.4.2 Sickerwasser

Über das Sickerwasser, das am Feuchtheidestandort L4* auf Langeoog gewonnen wurde, werden diejenigen Mengen an Nährstoffen erfasst, die nicht von der Vegetation aufgenommen werden und ins Grundwasser gelangen können.

5.4.2.1 pH-Werte

Die im Untersuchungszeitraum gemessenen pH-Werte lagen in allen Bodenlösungen zwischen 5,2 und 6,3 (Abb. 37).

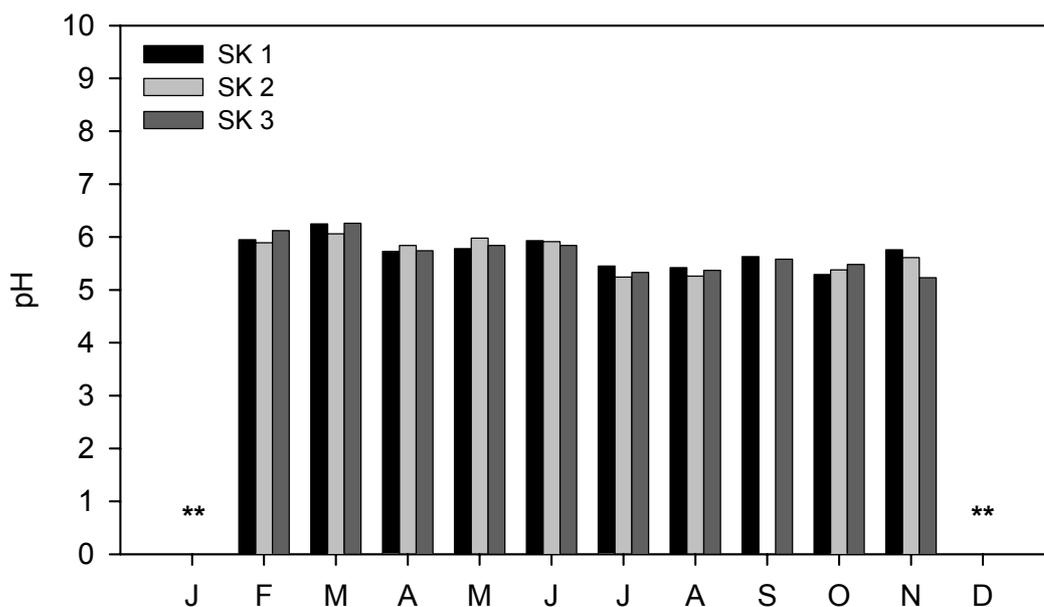


Abb. 37: pH-Werte des aus drei Saugkerzen (SK 1, SK 2, SK 3) gewonnenen Sickerwassers im Jahr 2001 am Feuchtheidestandort L4* auf Langeoog. ** keine Daten vorhanden

Lediglich der höchste Wert für SK 2 lag mit 6,1 etwas niedriger als bei den anderen Probestellen. Auch die Mediane der pH-Werte weisen keine großen Unterschiede auf. Sie lagen bei 5,8 (SK 1+2) und 5,7 (SK 3).

Im zeitlichen Verlauf ist zu erkennen, dass die Werte im Frühjahr am höchsten lagen und ab den Sommermonaten Juli und August leicht abnahmen.

5.4.2.2 Stickstoff

Die Konzentrationen an Stickstoff im Sickerwasser waren sehr gering. Die höchsten Werte lagen nur leicht über 1 mg N L⁻¹ (Abb. 38). Im Jahresverlauf ist zu erkennen, dass die niedrigsten Gesamtstickstoffgehalte im Frühjahr gemessen wurden. Zum Sommer hin stieg die Konzentration kontinuierlich an, Ausnahmen bildeten Juni und August, bis im Oktober die höchsten Gehalte ermittelt werden konnten.

Ein zeitlicher Verlauf konnte im Nitrat-N-Gehalt nicht festgestellt werden, der höchste Wert lag im Juli bei 0,6 mg N L⁻¹. Hinsichtlich der Ammonium-N-Konzentration kam es während des Untersuchungszeitraums zu starken Schwankungen, tendenziell war allerdings ein Anstieg der Konzentrationen vom Frühjahr bis zum Herbst zu erkennen, wo im Oktober ein Maximum von 0,8 mg N L⁻¹ erreicht wurde. Außer im Mai und November, wo kein Nitrat-N festgestellt wurde, lag der Anteil von Ammonium-N am Gesamtstickstoffgehalt leicht über dem des Nitrat-N.

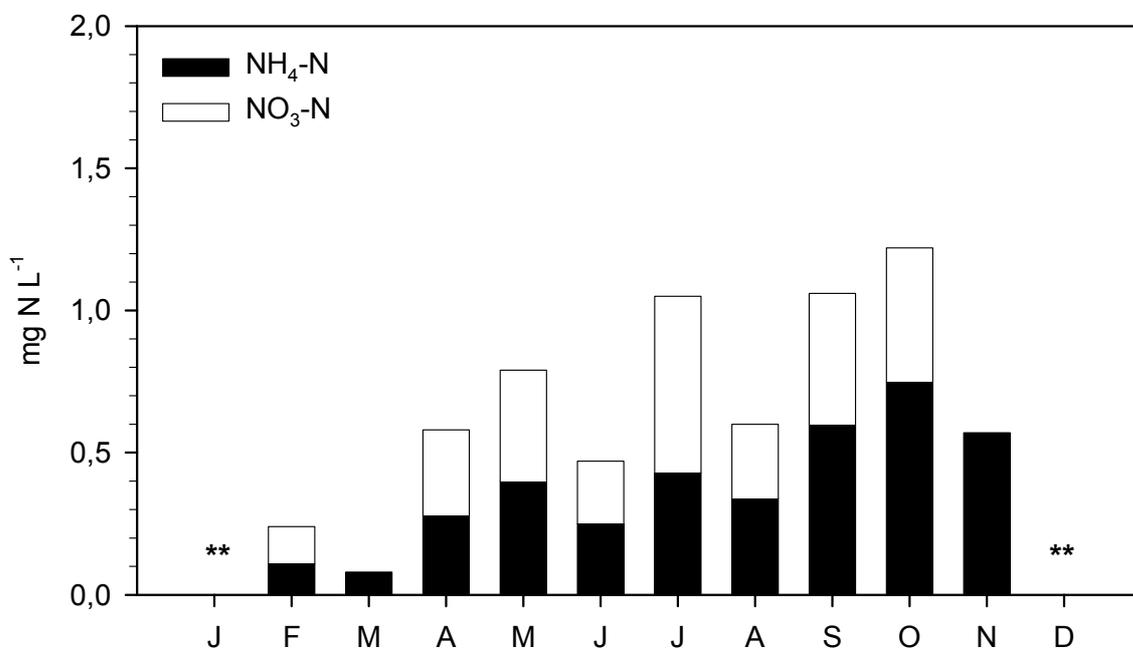


Abb. 38: NH₄-N- und NO₃-N-Konzentrationen [mg L⁻¹] des aus drei Saugkerzen gewonnenen Sickerwassers im Jahr 2001 am Feuchtheidestandort L4* auf Langeoog.

** keine Daten vorhanden

5.4.2.3 Nährstoffe

Natrium zeigte in den Sickerwässern die höchsten Konzentrationen aller gemessenen Elemente. Die Werte schwankten zwischen 8,9 und 13,7 mg Na L⁻¹. Zu Beginn des Jahres lagen die Werte am höchsten, sanken bis August und September ab und stiegen in den Herbstmonaten wieder leicht an (Abb. 39).

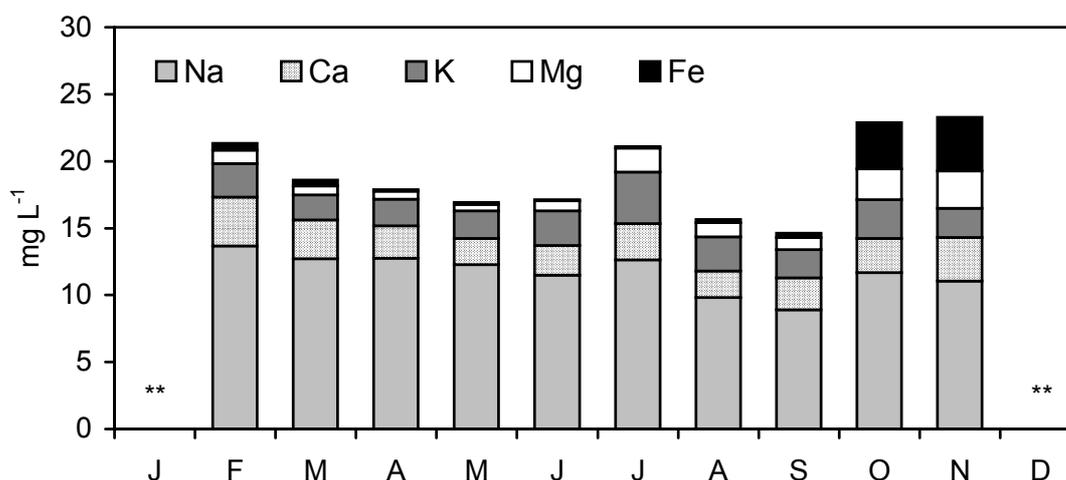


Abb. 39: Nährstoff-Konzentrationen [mg L⁻¹] des aus drei Saugkerzen gewonnenen Sickerwassers im Jahr 2001 am Feuchtheidestandort L4* auf Langeoog.

** keine Daten vorhanden

Insgesamt waren die Gehalte an Kalzium im Sickerwasser sehr gering. Sie variierten im Untersuchungszeitraum zwischen 2 und 3,9 mg Ca L⁻¹. Die Konzentrationen lagen im Februar und November am höchsten. Im Frühjahr sanken sie leicht ab und stiegen zum Herbst hin wieder an.

Genau wie Kalzium schwankte auch Kalium zwischen 1,9 und 3,9 mg K L⁻¹. Höchste Werte wurden in den Sommermonaten gemessen. Aber auch im Februar und Oktober konnten höhere Gehalte ermittelt werden.

Die Magnesium-Konzentrationen folgten einem anderen Muster. Bis Juni blieben die Werte unterhalb 1 mg Mg L⁻¹. Im Juli erfolgte ein Anstieg auf 1,8 mg Mg L⁻¹, der im weiteren Verlauf aber wieder bis September abnahm. In den Herbstmonaten Oktober und November wurden die höchsten Gehalte an Magnesium gemessen. Auffällig sind außerdem die hohen Eisengehalte in diesen Monaten.

Mangan war bei dieser Analyse im Sickerwasser kaum nachweisbar, die Daten sind dem Anhang zu entnehmen.

5.4.3 Bilanzierung der Stickstoffeinträge und -austräge

Aus den Ergebnissen der Kap. 5.4.1 und Kap. 5.4.2 lässt sich eine Bilanzierung der Stickstoffeinträge und -austräge im Jahr 2001, bezogen auf die Probefläche L4* auf Langeoog aufstellen. Wichtige Kenngrößen dabei sind zum einen der Input des Stickstoffs über das Regenwasser und zum anderen dessen Austrag aus dem System über das Sickerwasser. Die Grundwasserneubildung wurde aus der Differenz von Niederschlag und Evapotranspiration (Berechnung nach Haude, siehe Kap. 4.3.4) berechnet. Das Verhältnis zwischen Eintrag des Stickstoffs durch Niederschläge und Austrag durch Sickerwasser bei der Grundwasserneubildung ist in Abb. 40 dargestellt.

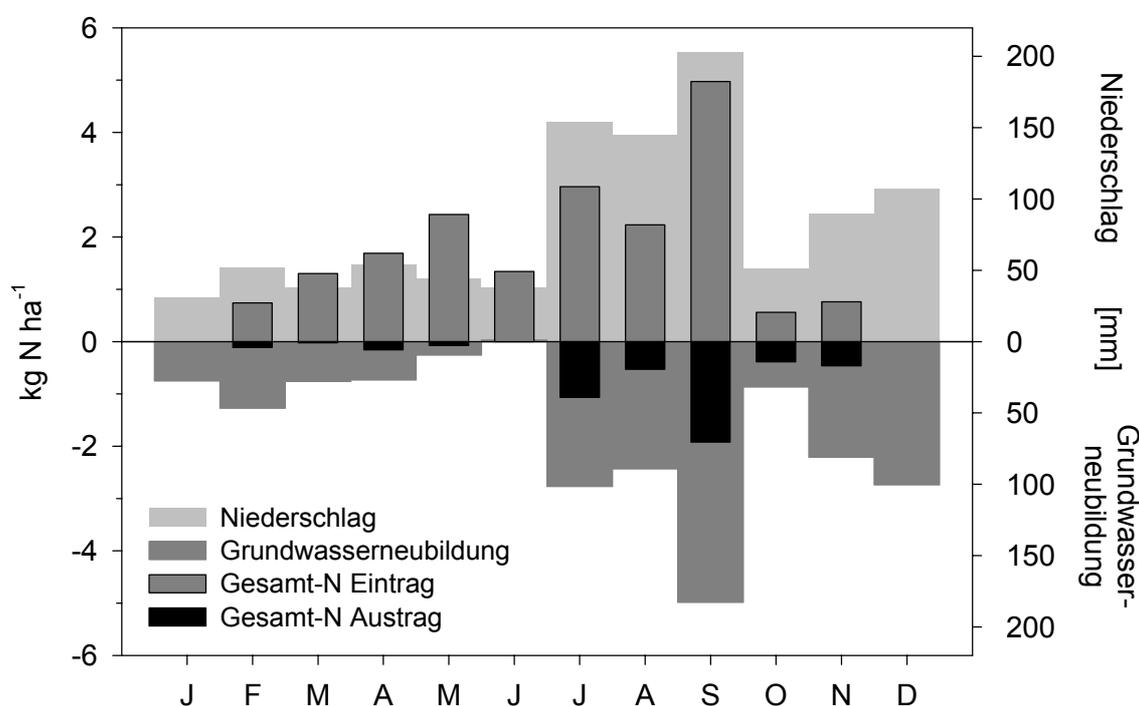


Abb. 40: Stickstoffbilanz für das Jahr 2001 am Feuchtheidestandort L4* auf Langeoog.

In der ersten Jahreshälfte lag die monatliche Niederschlagssumme zwischen 31 und 54 mm. Die monatliche Grundwasserneubildung nahm in dieser Zeit, aufgrund sich erhöhender Evaporationsbedingungen, bis Juni kontinuierlich ab, wo die Wasserbilanz leicht negativ wurde (-1 mm pro Monat). Ab Februar erhöhte sich allerdings der Eintrag von Stickstoff von 0,7 auf einen Maximalwert von 2,4 kg N ha⁻¹ Monat⁻¹ im Mai, sank aber im Juni wieder auf 1,3 kg N ha⁻¹ Monat⁻¹. Der Stickstoffverlust war in den ersten Monaten des Jahres sehr gering und stieg nicht über 0,2 kg N ha⁻¹ Monat⁻¹. Von Juli bis September kam es zu extremen Regenereignissen von bis zu 200 mm pro Monat, die ebenfalls eine hohe Grundwasserneubildung nach sich zogen. Diese erreichte im September mit 182 mm pro Monat maximale Werte. Sowohl Stickstoffeintrag als auch -austrag erhöhten sich ebenfalls deutlich.

Die Stickstoffzufuhr betrug im September $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$, der Stickstoffaustrag $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$. Im Oktober ging die monatliche Niederschlagssumme auf 51 mm zurück, stieg allerdings im Dezember wieder auf bis 107 mm an. Auch die monatliche Grundwasserneubildung zeigte ab Oktober deutlich geringere Werte, die anfangs bei 32 mm pro Monat lagen, im Dezember aber 100 mm pro Monat erreichten. Der Eintrag und Austrag von Stickstoff nahm in den letzten beiden Untersuchungsmonaten stark ab. Die Zufuhr betrug nicht mehr als $0,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$, der Verlust nahm Werte von maximal $0,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$ an.

5.4.4 Diskussion

Der ermittelte Stickstoffeintrag über den Freilandniederschlag lag auf beiden Inseln in den Jahren 2000 und 2001 zwischen 15 und $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (vgl. Tab. 26) und ist damit mit Angaben von BLUME (1992) und SIVAL & STRIJKSTRA-KALK (1999) vergleichbar, die den gleichen Stickstoffeintrag für küstennahe Gebiete bzw. für die Westfriesischen Inseln angeben. Auch die mittlere Stickstoffzufuhr in Niedersachsen beträgt $14,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (AK STANDORTSKARTIERUNG 1996), wobei hier regionale Unterschiede davon aber zum Teil erheblich abweichen können.

Zu beachten ist, dass in dieser Untersuchung nur der Freilandniederschlag (nasse Deposition) analysiert wurde. Die Menge an Stickstoff, die im Endeffekt einem Ökosystem zugetragen wird, liegt meist deutlich höher als die Menge, die im Niederschlag gemessen wird, da die trockene Deposition einen großen Anteil an eingetragendem Stickstoff hat (BOBBINK et al. 1992, AK STANDORTSKARTIERUNG 1996). Diese Größe wurde in dieser Untersuchung nicht berücksichtigt.

In der ersten Jahreshälfte gelangte Stickstoff trotz steigender Stickstoffeinträge kaum in das Grundwasser. Neben der geringen Grundwasserneubildung dürfte die Stickstoffaufnahme über die Pflanzenwurzeln hierbei eine große Rolle spielen. Mit Beginn der Vegetationsperiode steigert sich die Stoffwechselaktivität der Pflanzen und anorganischer Stickstoff wird aufgenommen und in organisches Material zum Aufbau von Biomasse eingebunden. Da Stickstoff häufig ein limitierender Faktor des Pflanzenwachstums ist, weil er nicht in ausreichender pflanzenverfügbarer Form vorhanden ist, liegt es nahe, dass anorganischer Stickstoff im Regenwasser sofort in der Vegetation festgelegt wird.

Es wurde bereits in mehreren Arbeiten festgestellt, dass Feuchtgebiete zumeist N- und/oder P-limitiert sind (WILLIS & YEMM 1961, WILLIS 1963, VERHOEVEN & SCHMITZ 1991, OLFF et al.

1993, LAMMERTS et al. 1999). Inwieweit dies für die Dünentäler auf Langeoog und Norderney gilt, wurde nicht direkt (z.B. durch Düngeversuche) untersucht.

KOERSELMAN & MEULEMAN (1995) wiesen aber darauf hin, dass die Bestimmung des N:P-Verhältnisses in der oberirdischen Biomasse Anzeichen auf eine N- oder P-Limitierung des Pflanzenwachstums geben kann. Im Rahmen dieses Projekts wurden von PENON (2001) die Biomasseproduktion und Mineralstoffgehalte von Heiden in Tälern von Tertiärdünen auf Norderney untersucht, die zum einen von *Empetrum nigrum* (Krähenbeere) und zum anderen von *Salix repens* (Kriechweide) dominiert sind. Berechnet man aus den ermittelten Nährstoffgehalten in der Biomasse die N:P-Verhältnisse, liegen die Ratios zwischen 5 und 15 und damit unter dem von KOERSELMAN (1992) angegebenen kritischen Wert von 16, der auf N-Limitierung hinweist. In der Studie von VERHOEVEN et al. (1996) wurde bei weiterführenden Düngeversuchen für den kritischen Wert ein N:P-Verhältnis von <14 gefunden. Einen Überblick über die einzelnen von PENON (2001) untersuchten Kompartimente und deren N:P-Verhältnis gibt Tab. 27.

Tab. 27: N:P-Verhältnisse verschiedener Kompartimente der oberirdischen Biomasse in Heiden von Dünentälern auf Norderney. Ausgangsdaten von PENON (2001).

Kompartiment	N:P
Holz (<i>Salix repens</i>)	6-10
Blätter (<i>Salix repens</i>)	6-12
Holz (<i>Empetrum nigrum</i>)	6-9
Blätter (<i>Empetrum nigrum</i>)	6-10
Gräser	7-13
Moos	5-9
Streu	9-12
Organ. Auflage	12-15

Die niedrigen N:P-Ratios deuten somit auf eine N-Limitierung hin, wie es auch von KAHLE (1999) für Dünen-Standorte auf Norderney und Spiekeroog angegeben wurde. Eine übermäßige Verlagerung des Stickstoffs ins Grundwasser ist somit nicht zu erwarten. Die Gehalte an Ammonium-N und Nitrat-N im Sickerwasser lagen deutlich unter den Konzentrationen im Niederschlag. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen auch BERENDSE et al. (1987) und SIVAL & STRIJKSTRA-KALK (1999).

Ein Teil des Stickstoffs kann direkt über die Oberfläche der Pflanzen aufgenommen werden (BOBBINK et al. 1992). Die Menge ist dabei abhängig vom LAI (leaf area index) (HEIL et al. 1988). Dieser gibt an, wie groß die Oberfläche sämtlicher Blätter über der Einheitsgrundfläche ist (LARCHER 1994). Von STEUBING (1993) wurde festgestellt, dass auf Heide-

Standorten über 80% des Stickstoffs oberirdisch festgehalten wurde. Des Weiteren nehmen die Wurzeln Stickstoff in Form von Nitrat oder Ammonium aus dem Boden auf. Die Gehalte der weiteren in der Bodenlösung gemessenen Mineralstoffe sind im Niederschlag nicht bestimmt worden.

Die Konzentrationen im Sickerwasser sind insgesamt gering bis mäßig (SCHLICHTING et al. 1995). Lediglich die Eisen-Konzentrationen sind mittel bis erhöht, vor allem in den Monaten Oktober und November 2001. Da in diesen Monaten wassergesättigte Bedingungen, teilweise begleitet von Überstauungen des Bodens, vorkamen, ging Eisen, bedingt durch abnehmende Redoxpotenziale, verstärkt in Lösung (JANIESCH 1979, 1991).

Die Bilanz zeigt darüber hinaus, dass Stickstoff nur bis zu einem bestimmten Schwellenwert aufgenommen werden kann. Dieser richtet sich nach der Eintragungshöhe und der Niederschlagsmenge, die miteinander in Beziehung stehen (JAGNOW & SÖCHTING 1981). Ab Juli erhöhten sich die Einträge an Gesamt-N in einer Größenordnung, wie sie von der Vegetation nicht mehr abgefangen werden konnte. Zudem kam es zu erhöhten Bodenwassergehalten, so dass die großen Niederschlagsmengen nicht mehr im Boden gespeichert werden konnten, sondern ins Grundwasser versickerten und Stickstoff aus dem System ausgetragen wurde. Von insgesamt 5 kg N ha^{-1} , die im Untersuchungszeitraum ins Grundwasser gelangten, gingen 3 kg N ha^{-1} in den niederschlagsreichen Monaten Juli bis September verloren. Der Gesamtverlust an Stickstoff war in diesem Jahr sehr hoch. GERLACH (1993) gab den Austrag an Stickstoff in einem Weißdünenbereich mit $3\text{-}4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an, wobei berücksichtigt werden muss, dass unter einer geschlossenen Vegetationsdecke, wie sie in den feuchten Dünentälern vorkommt, der Austrag erheblich geringer sein dürfte. Bei den Austrägen aus den oberen Bodenschichten ins Grundwasser handelt es sich auf den Inseln aber, im Vergleich zu Stickstoffverlusten in landwirtschaftlich genutzten Böden, um sehr geringe Mengen. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) geben für einen Sandboden unter Ackernutzung bei mittlerem Düngungsniveau einen Stickstoffaustrag von bis zu $90 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an (siehe auch JAGNOW & SÖCHTING 1981 und DVWK 1985).

Dass in den Monaten Juli bis September die Speicherkapazität für Wasser und Nährstoffe überschritten worden ist, kommt ebenfalls in der hohen Grundwasserneubildung zum Ausdruck.

In den Herbstmonaten Oktober und November nahmen die Niederschläge und Gesamt-N-Einträge wieder ab. Die Versickerung von Stickstoff ins Grundwasser blieb allerdings hoch, da Verluste in Höhe von bis zu 70% des eingetragenen Stickstoffs zu verzeichnen waren. Dies lässt sich zum einen darauf zurückführen, dass die Böden zu diesem Zeitpunkt bereits wassergesättigt waren und weitere Wassermengen nicht gespeichert werden konnten. Zum anderen reduzieren die Pflanzen ihre Aktivitäten und nehmen kaum noch Stickstoff auf.

Vergleicht man die Menge an eingetragem Stickstoff durch den Niederschlag und die durch Mikroorganismen im Boden umgesetzten Mengen an mineralisiertem Stickstoff (Stickstoff-Netto-Mineralisation), lassen sich quantitative Unterschiede feststellen. Die in einem Jahr von den Bodenorganismen freigesetzte Menge an N_{\min} lag zumindest im Jahr 2000 in den Braunseggenümpfen und Feuchtheiden teilweise deutlich unter dem Gesamtjahreseintrag an Stickstoff durch Niederschlag. Berücksichtigt man die nicht erfassten Mengen an eingetragem Stickstoff durch trockene Deposition, wird deutlich, dass der Zufuhr an Stickstoff über die Atmosphäre große Bedeutung beizumessen ist.

Dieser Einfluss dürfte in den Birkenwäldern weniger stark sein, da dort die Freisetzung von Stickstoff im Boden durch N-Mineralisation insgesamt viel höher war als im *Caricetum trinervi-nigrae* und im *Empetro-Ericetum*. Aber auch hier sollte beachtet werden, dass die Auffangfläche für Depositionen durch das Kronendach und somit auch die eingetragene Menge an Stickstoff höher sein dürfte, als es die Analyse des Freilandniederschlags vermuten lässt.

5.5 Bodenchemische Prozesse in Abhängigkeit unterschiedlicher Wassergehalte

Um komplexe Prozesse in einem Ökosystem zu erfassen, müssen Teilreaktionen unter kontrollierten Bedingungen im Labor simuliert werden. Mit Hilfe von Laborlysimetern wurden bodenchemische Prozesse sowohl im Boden (pH) als auch im Sickerwasser (pH und N-Transformationen) eines Gleys in Abhängigkeit von drei verschiedenen Wassergehalten in den Bodensäulen untersucht.

5.5.1 Verlauf des volumetrischen Wassergehalts

Im Verlauf der Untersuchungen wurde die Bodenfeuchte in den Lysimetergefäßen 1 und 2 bis zum 1. Abpumpen in 0-5, 20-30 und 40-50 cm gemessen. Nach der Wiederbewässerung konnten die Wassergehalte nur noch in den oberen 5 Zentimetern bestimmt werden, da ein Öffnen der seitlichen Aussparungen zu Wasser- und Substanzverlusten geführt hätte. Aus diesem Grund konnte die Bodenfeuchte auch in den Lysimetern 3-6 während der gesamten Versuchszeit nur im Oberboden gemessen werden. Die Ergebnisse sind in Abb. 41 dargestellt. Schwankungen der Bodenfeuchte sind auf Evaporationsprozesse zurückzuführen.

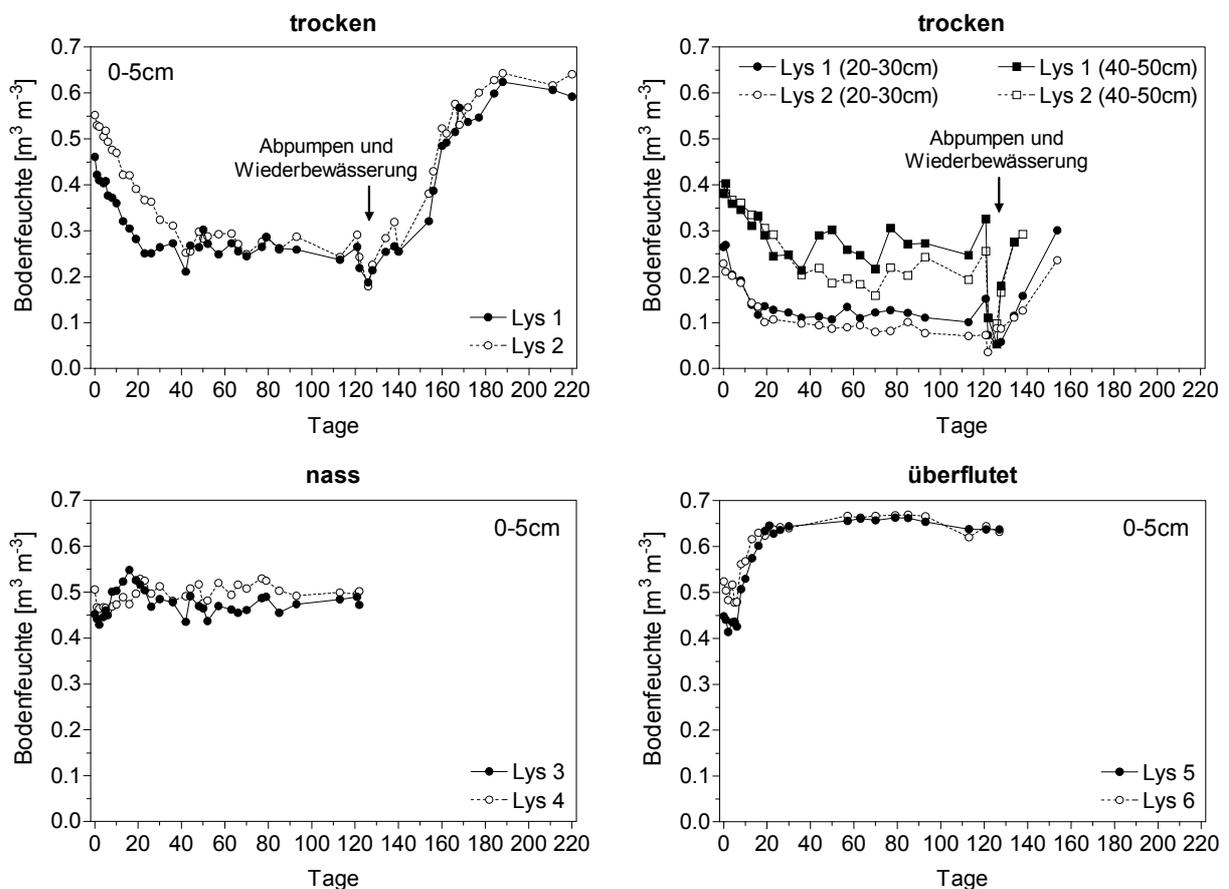


Abb. 41: Verlauf der Bodenwassergehalte in den Lysimetergefäßen 1 und 2 (0-5, 20-30, 40-50 cm) und 3-6 (jeweils 0-5 cm) während des Untersuchungszeitraums.

5.5.2 Sickerwasser

Im Verlauf der Versuchsreihe wurden wöchentlich ca. 50 ml Sickerwasser über den Ablasshahn abgepumpt, welches auf pH-Werte und N_{\min} -Konzentrationen untersucht wurde.

5.5.2.1 pH-Werte

Bei Betrachtung der Abb. 42 wird deutlich, dass die pH-Werte des Sickerwassers während des Untersuchungszeitraums in allen Lysimetergefäßen deutlich abgenommen haben.

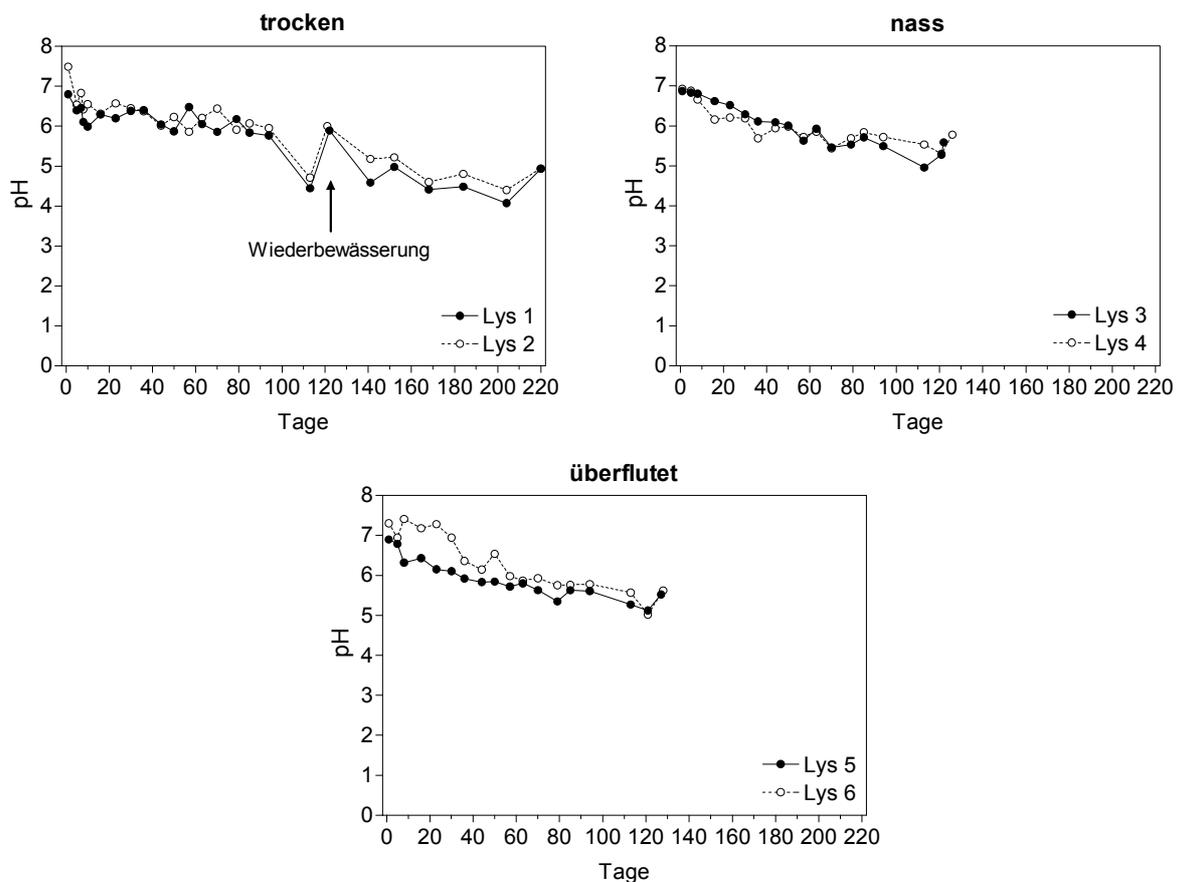


Abb. 42: Verlauf der pH-Werte des Sickerwassers in den Laborlysimetern 1-6 im Untersuchungszeitraum.

Nach ca. 120 Tagen waren die pH-Werte des Sickerwassers, die ursprünglich zwischen 6,8 und 7,5 lagen, auf unter 6 gesunken. Das Sickerwasser in den Lysimetern 5 und 6 (überflutet) wies am Ende der Versuchsdurchführung die geringsten Werte von allen Behandlungen mit pH 5,0 auf. Aus Lysimeter 3 und 4 (nass) wurde Wasser mit einem pH von 5,3 gewonnen. In den abgetrockneten Böden der Gefäße 1 und 2 lagen die pH-Werte des Sickerwassers bei 6. Hier traten allerdings kurz vor Beendigung der ersten Versuchsreihe geringe pH-Werte von 4,4 und 4,7 auf. Nach Wiederbewässerung und langanhaltender Überflutung

sanken die pH-Werte des Sickerwassers aus Lysimeter 1 und 2 zeitweilig auf 4,1 bzw. 4,4 ab, erreichten am Ende aber Werte von 4,9.

5.5.2.2 Mineralstickstoffkonzentrationen

Die Entwicklung der Mineralstickstoffkonzentrationen im Sickerwasser bei unterschiedlicher Bodenfeuchte ist in Abb. 43 dargestellt.

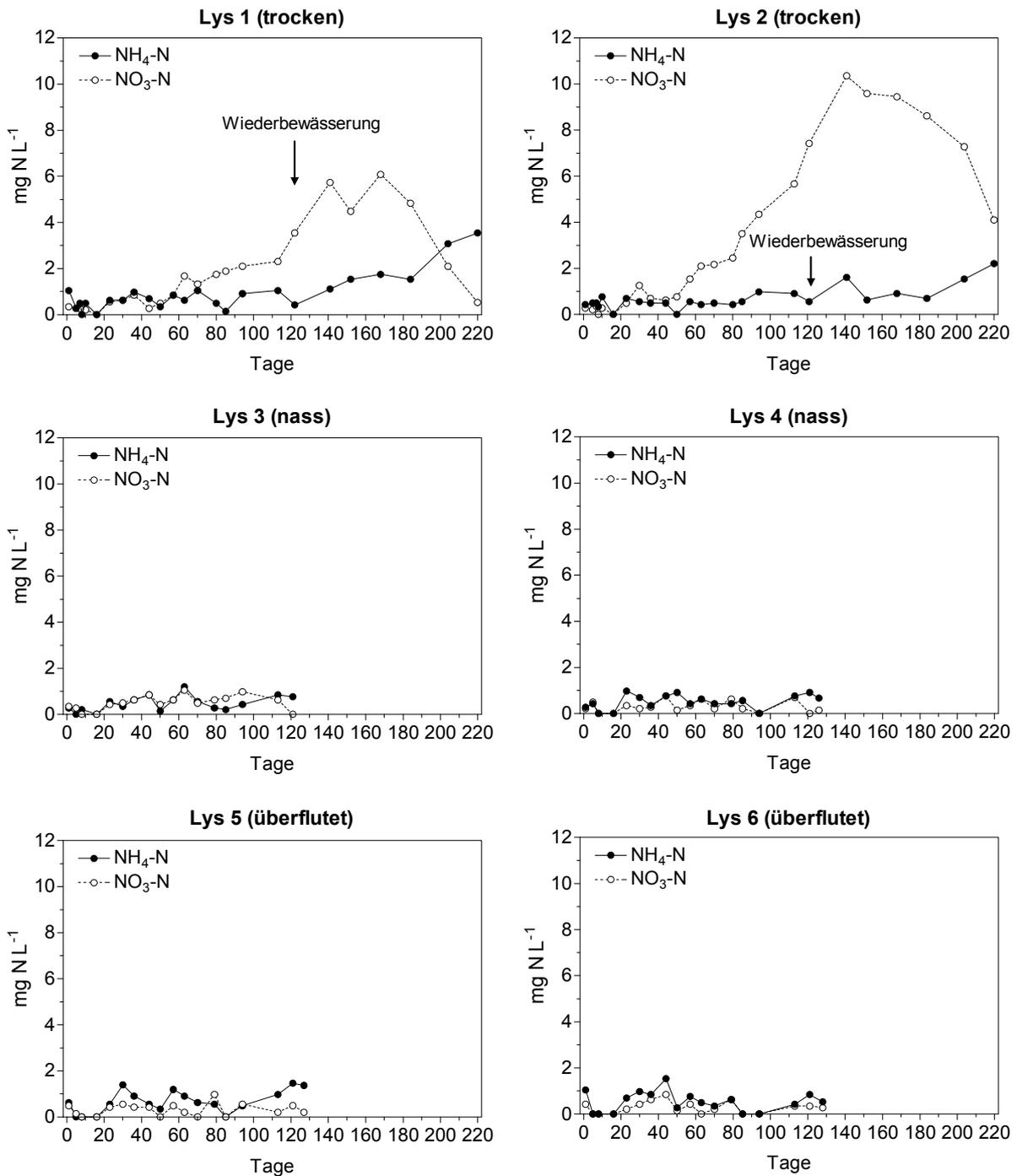


Abb. 43: Verlauf der N_{min} -Konzentrationen [mg L^{-1}] im Sickerwasser der Lysimetergefäße 1-6 im Untersuchungszeitraum.

Die Konzentrationen an $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ waren im Sickerwasser der Lysimeter 3 und 4 (nass) sowie der Gefäße 5 und 6 (überflutet) sehr gering. In allen untersuchten Sickerwasserproben lagen für Ammonium-N Werte zwischen 0 und $1,5 \text{ mg N L}^{-1}$ und für Nitrat-N zwischen 0 und 1 mg N L^{-1} vor. Die Gehalte an Stickstoff waren somit sehr gering. Anders hingegen war die Entwicklung der Stickstoffkonzentrationen in den Gefäßen 1 und 2 im Verlauf der Abtrocknung der Böden. Während die Ammoniumkonzentrationen Werte von 1 mg L^{-1} während des Abtrocknungsprozesses nicht überstiegen, setzte eine Steigerung der Nitratbildung nach ca. 60 Tagen ein. Am Ende der Versuchsdurchführung konnten im Sickerwasser des Lysimeters 1 Nitratgehalte von $2,3 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ gemessen werden, im Lysimeter 2 waren es $5,7 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$. Nach der Wiederbewässerung stiegen die Konzentrationen an Nitrat noch weiter an. Maximale Werte lagen im Lysimeter 1 bei $6,1$ und im Lysimeter 2 bei $10,4 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$. Nach Überstauung der Böden nahmen die Nitratkonzentrationen wieder kontinuierlich ab. Die Konzentrationen an Ammonium stiegen im Sickerwasser des Lysimeters 2 nach Wiedervernässung auf $2,2 \text{ mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$. Für die Ammoniumgehalte im Sickerwasser, das aus Lysimeter 1 gewonnen wurde, konnte sogar eine Erhöhung auf $3,5 \text{ mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$ festgestellt werden. Hier lagen am Ende der Versuchsdurchführung die Ammonium-Werte über den Nitrat-Werten.

5.5.3 Boden

Aus den Seitenöffnungen der Lysimetergefäße wurde zu Beginn und nach Beendigung der einzelnen Versuche aus verschiedenen Tiefen Bodenproben entnommen, die auf pH-Werte untersucht wurden.

5.5.3.1 pH-Werte

Die pH-Werte, gemessen in KCl, geben die potenzielle Azidität der Böden an. Sie lagen zu Beginn der Untersuchungen in den obersten 5 cm der Böden aller Gefäße zwischen 3,4 und 3,6, in 20-30 cm Tiefe zwischen 4,0 und 4,1 und in 40-50 cm Tiefe bei 4,1 bis 4,2 (Abb. 44). Im Laufe der Versuchsdurchführung kam es in den Lysimetern mit nassen Bodenbedingungen (Lys 3 und 4) kaum zu Veränderungen. Lediglich im Gefäß 4 stieg der Boden-pH in 40-50 cm Tiefe um 0,6 pH-Einheiten. Unter Überflutungsbedingungen waren in den Lysimetern 5 und 6 in allen Tiefen pH-Erhöhungen zu messen, die in den obersten Horizonten am höchsten waren. Im Lysimeter 5 stieg der pH von 3,5 auf 4,8, im Gefäß 6 von 3,6 auf 5,1. Im Gegensatz zur Anfangssituation, wo der Boden von 0-5 cm die geringsten und der Boden in 40-50 cm Tiefe die höchsten pH-Werte aufwies, konnte am Versuchsende eine Umkehrung

festgestellt werden. Die pH-Werte in jedem Lysimeter unterschieden sich allerdings im Bereich 20-30 cm und 40-50 cm kaum voneinander (4,3-4,5).

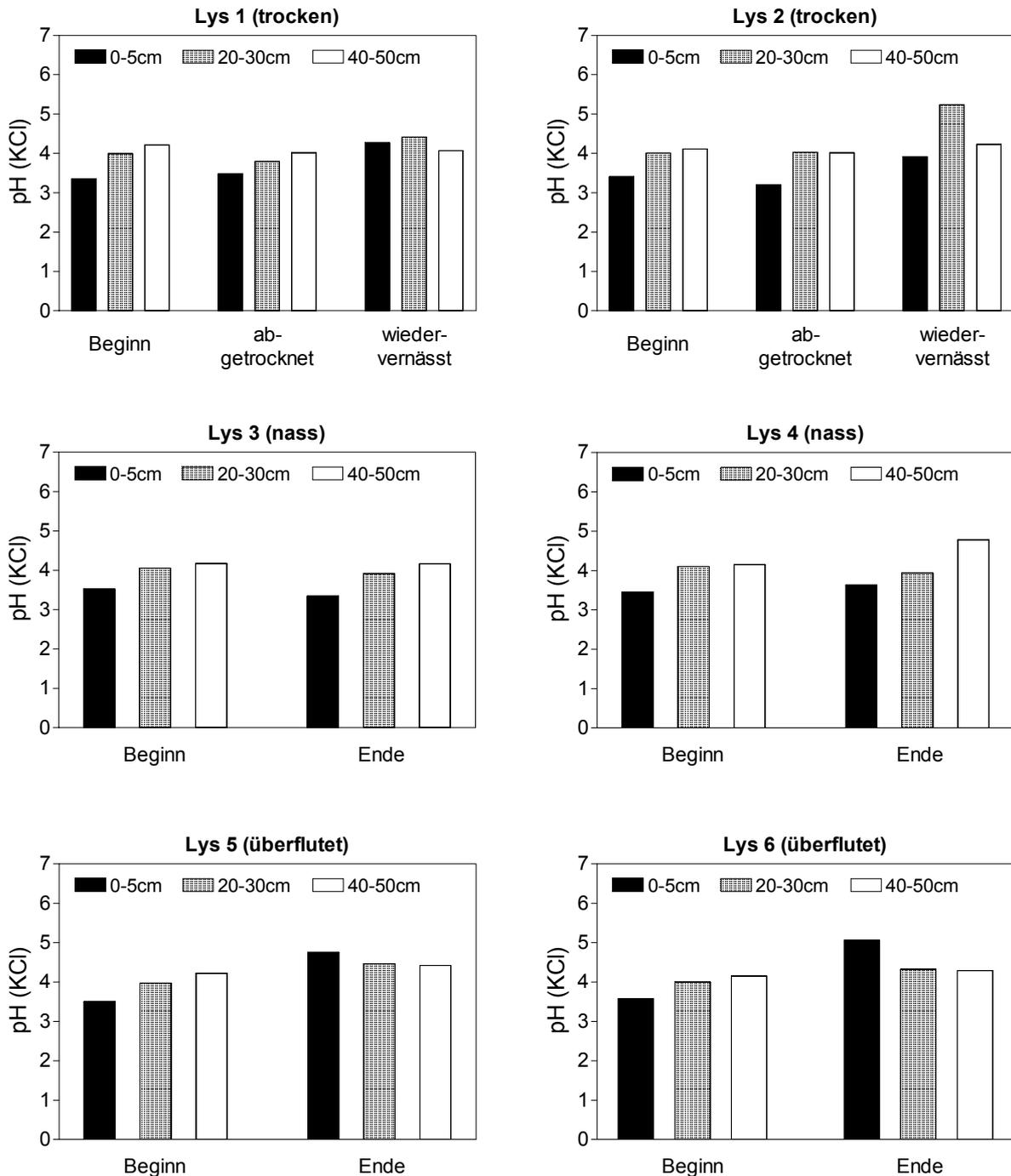


Abb. 44: Veränderungen der pH (KCl)-Werte im Boden der Lysimetergefäße 1-6 in verschiedenen Tiefen zu Beginn und am Ende der einzelnen Versuchsdurchführungen.

Die Böden der Lysimeter 1 und 2 zeigten nach Abtrocknung kaum Veränderungen der pH-Werte. Dagegen stiegen die pH-Werte nach Wiedervernässung stark an. Die größten Erhöhungen waren dabei in den Tiefen 0-5 cm und 20-30 cm festzustellen.

Die aktuellen pH-Werte der Böden, gemessen in H_2O , lagen in allen Lysimetergefäßen in den Tiefen von 0-5 cm zwischen 3,9 und 4,2, von 20-30 cm zwischen 4,3 und 4,6 und von 40-50 cm zwischen 4,6 und 5,5 (Abb. 45).

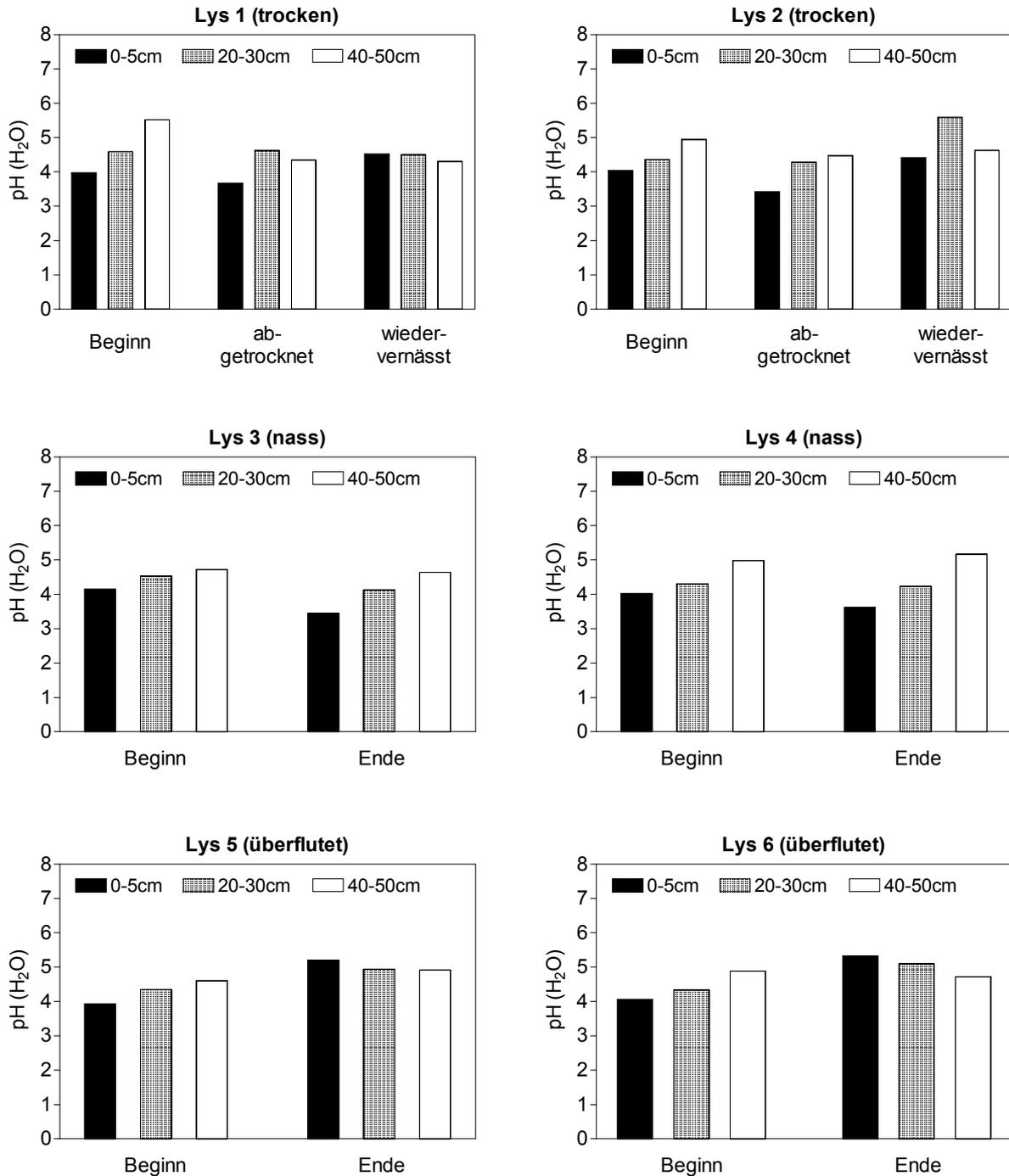


Abb. 45: Veränderungen der pH (H_2O)-Werte im Boden der Lysimetergefäße 1-6 in verschiedenen Tiefen zu Beginn und am Ende der einzelnen Versuchsdurchführungen.

Die geringsten Veränderungen wurden in den Böden der Lysimeter 3 und 4 ermittelt. Unter nassen Bedingungen kam es hauptsächlich zu einer Absenkung des pH, die im Oberboden des Lysimeters 3 mit 0,7 pH-Einheiten am höchsten war.

Auch in den überfluteten Lysimetern 5 und 6 änderten sich die pH-Werte in den oberen 5 cm am deutlichsten (bis zu ΔpH : 1,3). Hier kam es allerdings zu einer Erhöhung der pH-Werte. Die anfangs zu verzeichnende Zunahme der pH-Werte mit der Tiefe war am Ende der Überflutungsphase nicht mehr festzustellen, das Verhältnis kehrte sich um.

Nach Abtrocknung der Böden in den Lysimetern 1 und 2 wurden Veränderungen in Tiefen von 0-5 cm und von 40-50 cm registriert. Die pH-Werte in 20-30 cm Tiefe blieben nahezu konstant. Ansonsten konnten deutliche Absenkungen des pH von bis zu 1,1 pH-Einheiten in einer Tiefe von 40-50 cm festgestellt werden. Bei Wiedervernässung stiegen die pH-Werte im Oberboden wieder um eine pH-Einheit an, der Boden zwischen 40-50 cm zeigte keine Veränderungen. Während der pH zwischen 20-30 cm in Lysimeter 1 nach Überflutung ebenfalls konstant blieb, stieg er in Lysimeter 2 um 1,3 pH-Einheiten.

5.5.4 Abpumpfraktionen

5.5.4.1 pH-Werte

Am Ende der Untersuchungen wurde das Wasser aus den Lysimetergefäßen abgepumpt. Je nach Feuchtegrad ergaben sich für die einzelnen Behälter eine unterschiedliche Anzahl an Wasserfraktionen.

Die pH-Werte der Wasserfraktionen nach Abtrocknung lagen in Lysimeter 1 zwischen 6,1 und 5 und in Lysimeter 2 zwischen 6 und 5,3. Die Werte waren bei den ersten Fraktionen am höchsten und nahmen dann kontinuierlich ab (Abb. 46). Am Ende der Wiedervernässung zeichneten sich die ersten Wasserfraktionen mit pH-Werten um 4,9 aus. Im Laufe des Abpumpens sanken die pH-Werte leicht ab und erreichten als Minimum pH-Werte von 4,4.

Das Bodenwasser in Lysimeter 3 und 4 (nass) hatte am Ende der Versuchsdurchführung pH-Werte zwischen 5,8 und 4,8, wobei auch hier die höchsten Werte in den ersten Wasserfraktionen gemessen wurden. Die pH-Werte im Lysimeter 4 lagen zumeist über denen von Lysimeter 3.

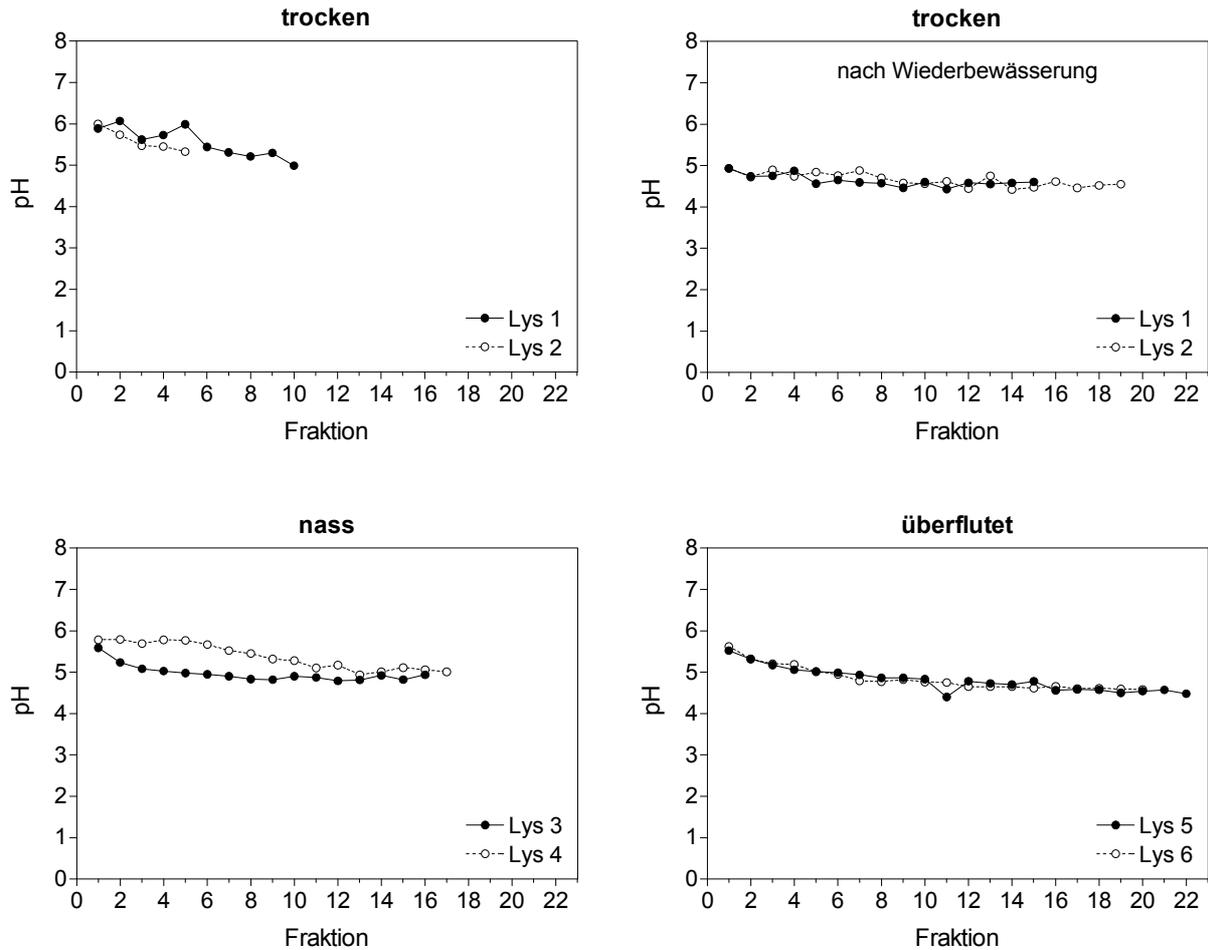


Abb. 46: pH-Werte im Bodenwasser der einzelnen Fraktionen in den Lysimetern 1-6 am Ende der entsprechenden Versuchsdurchführungen.

Nach der Überflutungsphase in Lysimeter 5 und 6 konnte eine Abnahme der pH-Werte von anfangs 5,5 (Lys 5) bzw. 5,6 (Lys 6) bei der ersten Wasserfraktion im Vergleich zu den letzten Fraktionen ermittelt werden. Der Unterschied betrug für beide Lysimetergefäße eine pH-Einheit.

5.5.4.2 Mineralstickstoffkonzentrationen

Die Stickstoffkonzentrationen im Bodenwasser der sechs Lysimetergefäße wiesen in Abhängigkeit der verschiedenen Wassergehalte große Unterschiede sowohl in der Qualität als auch in der Quantität auf (Abb. 47).

Die Ammoniumgehalte in den Wasserfraktionen der Lysimeter 1 und 2, deren Böden in der ersten Versuchsfolge abgetrocknet wurden, waren sehr gering und betragen maximal $0,6 \text{ mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$. Anders dagegen die Nitratkonzentrationen, die bereits in der ersten Abpumpfraktion deutlich über den Ammoniumgehalten lagen.

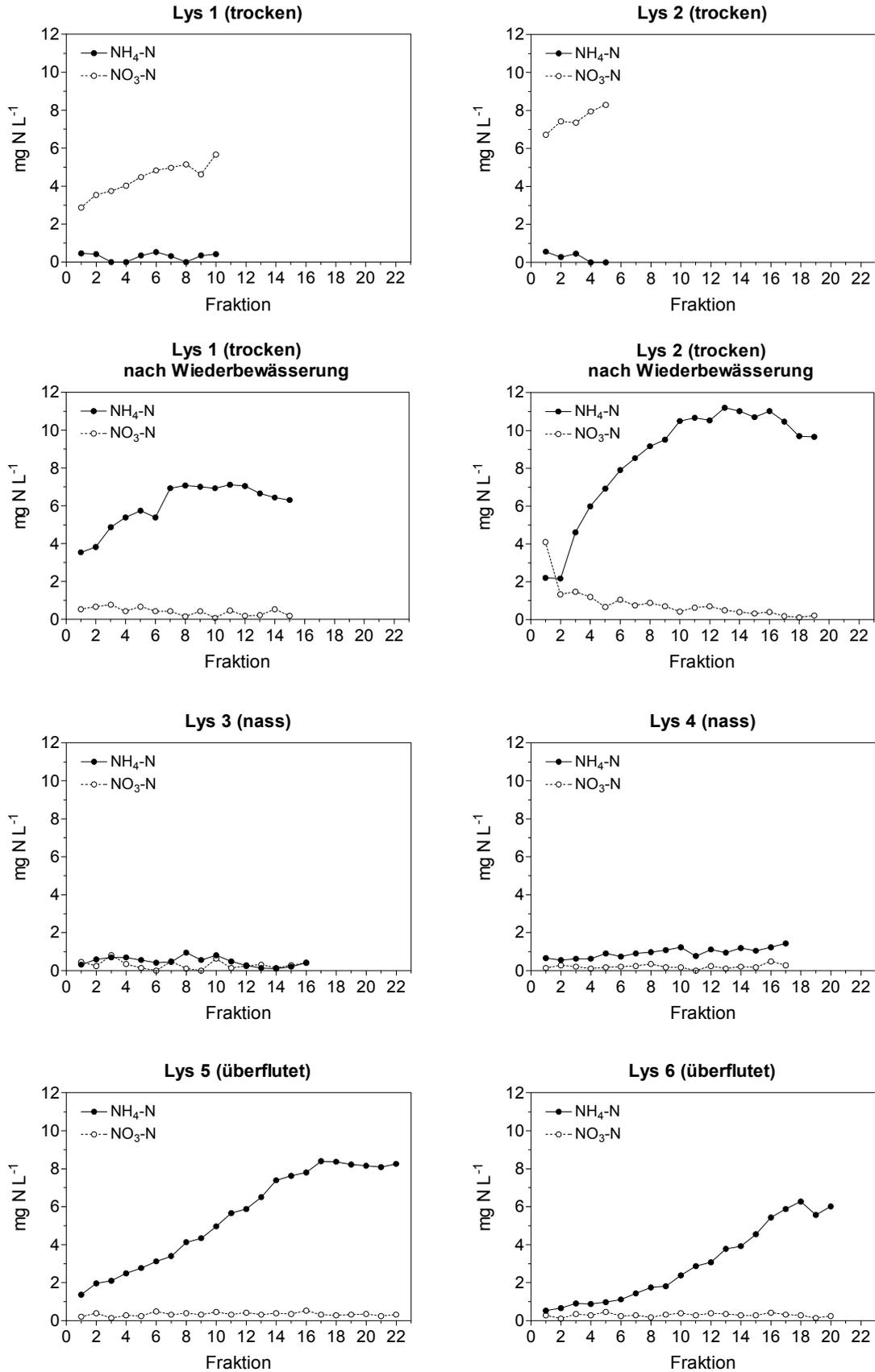


Abb. 47: N_{min} -Konzentrationen [mg L^{-1}] im Bodenwasser der einzelnen Fraktionen in den Lysimetern 1-6 am Ende der entsprechenden Versuchsdurchführungen.

Die zuletzt gewonnene Wasserfraktion im Lysimeter 1 hatte einen Nitratgehalt von 5,7 mg $\text{NO}_3\text{-N L}^{-1}$, diejenige aus Lysimeter 2 dagegen 8,3 mg $\text{NO}_3\text{-N L}^{-1}$. Nach Wiedervernässung und längerer Überflutungsphase kehrten sich die Verhältnisse um.

Das aus Lysimeter 1 gewonnene Bodenwasser zeigte Nitratkonzentrationen, die 0,8 mg $\text{NO}_3\text{-N L}^{-1}$ nicht überstiegen. Die erste Wasserfraktion aus Lysimeter 2 wies Nitratgehalte von 4,1 mg $\text{NO}_3\text{-N L}^{-1}$ auf, die aber im weiteren Verlauf der Wiederbewässerung bald auf <1 mg $\text{NO}_3\text{-N L}^{-1}$ absanken. Die Gehalte an Ammonium lagen in den Abpumpfraktionen deutlich höher und zeigten ein charakteristisches Bild. Zu Beginn stiegen die Werte in den Wasserfraktionen des Lysimeter 1 von 3,5 auf 7,1 mg $\text{NH}_4\text{-N L}^{-1}$ an und sanken anschließend in den letzten Fraktionen leicht ab. Auch in Lysimeter 2 kam es zu einem Anstieg der Werte von anfangs 2,2 auf 11,2 mg $\text{NH}_4\text{-N L}^{-1}$. Die zuletzt gewonnenen Fraktionen dagegen sanken wieder leicht auf unter 10 mg $\text{NH}_4\text{-N L}^{-1}$ ab.

Das Bodenwasser der Lysimeter 3 und 4 (nass) zeigten hinsichtlich der Stickstoffkonzentration einen ähnlichen Verlauf. Ammonium- und Nitratgehalte blieben bei allen Wasserfraktionen des Lysimeters 3 unter 1 mg N L^{-1} , wobei die Konzentrationen an Ammonium leicht über denen an Nitrat waren. Dies war auch im Bodenwasser des Lysimeters 4 festzustellen, die Konzentrationen an Ammonium lagen allerdings teilweise geringfügig über 1 mg $\text{NH}_4\text{-N L}^{-1}$. Der überflutete Boden der Lysimeter 5 und 6 zeigte Wasserfraktionen mit Nitratwerten, die deutlich unter 1 mg $\text{NO}_3\text{-N L}^{-1}$ lagen. Hier dominierten die Ammoniumkonzentrationen, die in Lysimeter 5 mit jeder Fraktion kontinuierlich von 1,4 auf ca. 8 mg $\text{NH}_4\text{-N L}^{-1}$ anstiegen und in den letzten Fraktionen relativ konstant blieben. In Lysimeter 6 stieg die Konzentration an Ammonium von anfangs <1 mg $\text{NH}_4\text{-N L}^{-1}$ auf ca. 6 mg $\text{NH}_4\text{-N L}^{-1}$ an und blieb in den letzten Abpumpfraktionen auf einem Niveau.

5.5.5 Diskussion

Die Auswirkungen von Überflutung und Abtrocknung von semiterrestrischen Böden sowohl auf die Bodenazidität als auch die freigesetzte Mineralstickstoffform sollen im Folgenden diskutiert werden.

Feste Bodensubstanz

Die Veränderungen der in Wasser gemessenen pH-Werte (aktuelle Bodenazidität) und die in einer Salzlösung (Gesamtazidität) bestimmten waren in der Regel einheitlich und werden daher nicht getrennt voneinander behandelt.

In schwach bis mäßig sauren Böden führt eine Reduzierung des Redoxpotenzials zu einer Zunahme der pH-Werte, da für die Reduktion von oxidierten Substanzen H^+ -Ionen verbraucht werden (RUSSELL 1973). Diese Entwicklung war auch bei den überfluteten Böden festzustellen, es kam zu einer deutlichen Zunahme der Boden-pH-Werte. Zurückzuführen ist dies unter anderem auf die Ammonifikation, bei der Protonen konsumiert werden.

In diesen Untersuchungen wurden keine begleitenden Messungen des Redoxpotenzials vorgenommen. In den überstauten Böden sind allerdings geringe Redoxpotenziale zu erwarten, wie es auch von RUBIO et al. (1995) berichtet wurde, die bei 2 cm überstauten Böden Werte von +82 mV (pH 6,4) feststellten, bei BRIX & SORRELL (1996) waren es unter deoxygenierten Bedingungen einer Nährlösung +75 mV (pH 5,0). BUSCH (2000) gibt Redoxpotenziale im wassergesättigten Boden seiner Versuchsgefäße zwischen -70 und -40 mV (pH 6,5) an.

TURNER & PATRICK (1968) wiesen bei Redoxpotenzialen zwischen +320 und +340 mV (pH 7) keinen Sauerstoff mehr nach, so dass davon ausgegangen werden kann, dass in diesen Untersuchungen die Böden bei Überflutung, außer eventuell einer geringmächtigen Schicht an der Bodenoberfläche, sauerstofffrei gewesen sind.

Unter trockenen und unter nassen Bedingungen wurden hauptsächlich Abnahmen der pH-Werte festgestellt, was darauf hindeutet, dass es zu erhöhter Freisetzung von Protonen gekommen ist. Diese resultieren aus Oxidationsreaktionen in Anwesenheit von Sauerstoff. Nach Wiedervernässung und Überstauung der zuvor abgetrockneten Lysimeter wurde wieder eine Zunahme der pH-Werte registriert, die den Verbrauch von Protonen bei der Reduktion von Substanzen unter sauerstofffreien Bedingungen bestätigen.

Im vertikalen Profil war zu Beginn der Untersuchung in allen Lysimetern eine Zunahme der pH-Werte mit der Tiefe festzustellen, wie es auch GROEBLER (1999) am natürlichen Standort zeigen konnte. Dies ist mit der Horizontierung der Böden zu begründen. Die obersten Zentimeter sind als Ah-Horizont mit einem Gehalt an organischer Substanz von 13,5% anzusprechen. Hier kommt es am natürlichen Standort beim Abbau der organischen Substanz verstärkt zur Freisetzung von Säuren (z.B. Huminsäuren) und zur Auswaschung von Basen. Außerdem darf der Eintrag von Säuren über das Niederschlagswasser nicht vernachlässigt werden. Diese Faktoren haben eine erhöhte Protonenfreisetzung bei geringer Pufferkapazität zur Folge, was sich in den geringen pH-Werten in den Oberböden widerspiegelt.

Die Proben aus größeren Tiefen entstammten dem mineralischen Go-Horizont, dessen organische Substanz einen Anteil von <1% aufwies. Oft nehmen in Böden von Düneninseln die Karbonatgehalte mit der Tiefe zu, die zu einer Abpufferung von freiwerdenden Protonen führen und damit die pH-Werte erhöhen (LAMMERTS et al. 1992, SIVAL & GROOTJANS 1996). Die Karbonatgehalte wurden zwar in diesen Untersuchungen nicht bestimmt, es sind allerdings bei den untersuchten Böden nur sehr geringe Gehalte zu erwarten (vgl. MARGGRAF et

al. 2002), so dass der Hauptgrund der zunehmenden pH-Werte in der Abnahme der organischen Substanz mit der Tiefe liegen dürfte.

In den nassen und abgetrockneten Böden blieben diese vertikalen Unterschiede nach Ende der Versuchsreihe bestehen. Anders war es dagegen in den Böden nach Überstauung, wo die Bodenazidität im Oberboden wesentlich niedriger als in größeren Tiefen war. Zurückzuführen ist dies auf Prozesse, die im organischen Oberboden mit höherer Intensität verlaufen als im mineralischen Unterboden. Die protonenkonsumierende Ammonifikation war z.B. in den Oberböden bedeutend höher als im Unterboden, wo sowohl im Sickerwasser als auch in der festen Bodensubstanz kaum Ammonium nachgewiesen werden konnte. In den Tiefen 20-30 cm und 40-50 cm stiegen die pH-Werte maximal um 0,5 pH-Einheiten an, von 0-5 cm waren es dagegen bis zu 1,5 pH-Einheiten.

Bodenwasser

Die Ergebnisse der pH-Werte im Sicker- und Bodenwasser unterscheiden sich teilweise sehr stark von denen der festen Bodensubstanz. Während die pH-Werte des Bodens deutliche Reaktionen auf die unterschiedlichen Behandlungsmethoden erkennen ließen, konnte für das Sickerwasser eine einheitliche Tendenz verzeichnet werden, nämlich eine kontinuierliche Abnahme der pH-Werte.

Auffällig sind die hohen pH-Werte zu Beginn der Untersuchungen, die zwischen 6,8 und 7,5 lagen. Im Freiland wurden im Sickerwasser eines ähnlichen Bodens pH-Werte zwischen 5,2 und 6,3 gemessen (vgl. Kap. 5.4.2.1). Nach Angaben von MARGGRAF et al. (2002) besitzt allerdings das Grundwasser der untersuchten Probestellen auf den Inseln Langeoog und Norderney in zwei Meter Tiefe pH-Werte zwischen 4,3 und 6,9, womit das Sickerwasser aus den Lysimetern nur leicht über diesen Werten liegt.

Die Abnahme des pH-Werts im Sickerwasser der abgetrockneten Böden ist auf die hohe Freisetzung von Protonen bei Oxidationsreaktionen zurückzuführen, wie es auch von VAN HAESBROECK et al. (1997) im Bodenwasser eines Sumpfgebietes nach Abtrocknung nachweisen konnten. Gerade die gesteigerte Nitrifikation in den Oberböden dürfte einen Protonenüberschuss hervorgerufen haben (ULRICH 1981, KAZDA & KATZENSTEINER 1993).

Nach Wiedervernässung stiegen die pH-Werte im Sickerwasser nicht wieder an. Eine verstärkte Erhöhung der CO₂-Entwicklung könnte eine mögliche Ursache dafür sein. Von der Bildung von Kohlendioxid wird häufig in überfluteten Böden berichtet (TROUGHT & DREW 1980, PONNAMPERUMA 1984, JANIESCH 1991).

Bei den überstauten Böden spielen bei der pH-Absenkung andere Faktoren eine Rolle. Hier könnte ein Austausch von Protonen durch Kationen erfolgt sein. Bei der Analyse des bei den

Versuchen verwendeten Leitungswassers wurden gegenüber dem im Freiland gemessenen Sickerwasser eine deutlich höhere Konzentration an Kalzium gefunden. Bei einem starken Konzentrationsgefälle zwischen den Kationen in der Bodenlösung und der Bodenmatrix können die Kalzium-Ionen Protonen von ihren Austauscherplätzen verdrängt haben, so dass diese ins Bodenwasser gelangten und ausgewaschen wurden (LAMMERTS et al. 1992). Auf diese Weise kommt es bei Überflutung im Sickerwasser zu abnehmenden pH-Werten, die Boden-pH-Werte dagegen nehmen zu.

Des Weiteren ist auch der geringe pH-Wert des Leitungswassers eine mögliche Protonenquelle. Der pH-Wert des Leitungswassers wurde mit Schwefelsäure auf 5,5 bis 6 gesenkt, um pH-Werte zu erhalten, die möglichst denen von Regenwasser entsprechen. Auch die CO₂-Produktion von atmenden Mikroorganismen kann, wie in den wiedervernässten Böden, für die abnehmenden pH-Werte mitverantwortlich sein .

Aussagen über die vertikale Veränderung der pH-Werte im Sickerwasser sind durch die Abpumpfraktionen möglich. Hier wurden zwischen den einzelnen Behandlungen kaum Unterschiede gefunden. Die Werte lagen zwischen pH 5-6 und entsprechen somit den Ergebnissen der Sickerwasseranalysen, die über Saugkerzen im Freiland ermittelt wurden (vgl. Kap. 5.4.2.1).

Hinsichtlich des Mineralstickstoffs konnte im Sickerwasser der trockenen Böden eine starke Erhöhung der NO₃-N-Konzentration nachgewiesen werden. Dies macht deutlich, dass eine Nitratproduktion durchaus stattfinden kann, obwohl dies bei der Untersuchung des KAl(SO₄)₂-extrahierbaren Mineralstickstoffs und des Sickerwassers am natürlichen Standort nicht festgestellt werden konnte. Dies setzt die Anwesenheit von säure-toleranten ammoniumoxidierenden Bodenorganismen voraus, wie sie von DE BOER et al. (1990) in stark sauren Heideböden nachgewiesen werden konnten.

Das gebildete Nitrat wird aber nicht adsorbiert, sondern gelangt aufgrund seiner guten Löslichkeit leicht ins Bodenwasser und versickert. Die gemessenen Werte befinden sich fast im Bereich des Grenzwertes, der im Rahmen der Trinkwasserverordnung bei 11,3 mg NO₃-N L⁻¹ festgelegt ist (entspricht 50 mg NO₃⁻ L⁻¹) (TRINKWV 1990). Die Konzentrationen an N_{min} im Sickerwasser, das über Saugkerzen im Freiland gewonnen werden konnte (vgl. Kap. 5.4.2.2), wies im Gegensatz dazu keine hohen Stickstoffgehalte auf, Nitrat-N war kaum nachweisbar. MARGGRAF et al. (2002) geben für das Grundwasser auf Langeoog einen durchschnittlichen Wert für Ammonium von 0,8 mg L⁻¹ und für Nitrat von 0,6 mg L⁻¹ im Grundwasser an. Auf Norderney liegen die Nitrat-Werte etwas höher bei durchschnittlich 2 mg L⁻¹. Es ist somit sehr wahrscheinlich, dass es unter natürlichen Bedingungen am Standort kaum zu solch hohen N_{min}-Konzentrationen kommt, wie sie im Labor (vegetationslos) gemessen wurden, da Stickstoff von Bodenorganismen und Pflanzenwurzeln aufgenommen wird.

Dafür sprechen auch die Ergebnisse aus Kap. 5.4.3, wo eine erhöhte Aufnahme von Stickstoff durch die Vegetation aufgezeigt werden konnte. BERENDSE et al. (1987) fanden ebenfalls unter einer Heide nur sehr geringe Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser.

Die niedrigen Nitratkonzentrationen sowohl im Sickerwasser als auch in der festen Bodensubstanz am natürlichen Standort lassen außerdem vermuten, dass bestimmte Interaktionen zwischen Pflanzen und Mikroorganismen existieren. Es ist z.B. bekannt, dass allelochemische Hemmung ein entscheidender Kontrollfaktor der Nitrifikation sein kann (RICE 1984). Die Pflanzen wurden dagegen in den Laborversuchen entfernt, womit hier die Bedeutung dieses Faktors im Nährstoffkreislauf offensichtlich wird. Des Weiteren muss berücksichtigt werden, dass solche konstant trockenen Bedingungen, wie sie im Labor geschaffen wurden, im Freiland über einen Zeitraum von mehreren Wochen, kaum zu erwarten sind.

Die weitere Zunahme der Nitrat-Konzentrationen nach Wiederbewässerung der zuvor abgetrockneten Böden ist auf einen erhöhten Abbau der organischen Substanz sowie eine forcierte Mineralisierung zurückzuführen. Diese ist eng an die Aktivität der Mikroorganismen im Boden gekoppelt, die bis zu einer bestimmten Erhöhung der Wassergehalte optimale Lebensbedingungen vorfinden. Dieser Prozess wurde bereits von zahlreichen Autoren beschrieben (LUND & GOKSØYR 1980, SENEVIRATNE & WILD 1985, CABRERA 1993).

Bei fortlaufender Vernässung der zuvor abgetrockneten Böden sanken die Nitrat-Gehalte allerdings immer weiter ab, die Ammoniumwerte stiegen dagegen. Es kam somit zur Akkumulation von Ammonium, das teilweise auch wieder durch Kationenaustausch von den Austauscherplätzen freigesetzt worden sein kann.

Hier wird der Einfluss hypoxischer und anoxischer Bedingungen auf die bodenchemischen Prozesse deutlich. Unter anaeroben Verhältnissen, wie sie für die Lysimeter 5 und 6 bei Überstauung vorausgesetzt werden können, findet keine Nitrifikation statt, da kein Sauerstoff für die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat vorhanden ist. Untersuchungen von HANLON et al. (1997) bestätigen das Auftreten von Ammonium als Hauptstickstoffform im Sickerwasser von Moorböden, die in bestimmten Abständen überflutet werden. Schon bei einer geringen Abnahme der Redoxpotenziale wird das im Boden vorhandene Nitrat von Bodenorganismen zu Ammonium reduziert oder entweicht bei der Denitrifikation als gasförmiges N_2 oder N_2O in die Atmosphäre (KAYE & HART 1997). PONNAMPERUMA (1972) konnte bereits nach drei Tagen keine Nitratgehalte mehr in einem überfluteten Boden nachweisen. Auch hier war unter nassen Bedingungen kaum NO_3-N im Bodenwasser messbar.

Die geringen NH_4-N -Gehalte im Sickerwasser der überfluteten Böden während der Versuchsdurchführung dürfen allerdings nicht zu der Vermutung veranlassen, dass nur wenig Ammonium produziert wurde. Das beweisen die hohen Ammoniumkonzentrationen der letzten Abpumpfraktionen des Bodenwassers am Ende der Versuchsreihe. Die hohen Gehalte an NH_4-N im Abpumpwasser der überfluteten Böden sind auf die Aktivität anaerober

Mikroorganismen zurückzuführen. Diese benötigen für ihren anaeroben Stoffwechsel weniger Stickstoff als aerobe, so dass es dadurch zu einer Akkumulation von Ammonium kommt (GAMBRELL et al. 1991). Aber auch der zeitliche Faktor kann hier eine bedeutende Rolle gespielt haben.

Im Gegensatz dazu konnte im Abpumpwasser der nassen Lysimeter, in deren Böden zumindest im humosen Oberboden aerobe Bedingungen erwartet wurden, nur sehr geringe Mengen an Ammonium gefunden werden. Eine Erklärung könnte die Inkorporation des Stickstoffs durch aerob und fakultativ anaerobe Bodenorganismen sein bzw. für die Mineralisation ungünstige Wassergehalte.

Die unterschiedlichen Stickstoffgehalte der abgepumpten Wasserfraktionen aus den trockenen und überstauten Lysimetern lassen auf einen Konzentrationsgradienten in den Böden schließen. Dieser dürfte unmittelbar mit dem Grad der Bodenbildung bzw. dem unterschiedlichen Gehalt an organischer Substanz zusammenhängen. Es wird deutlich, dass die biologische Aktivität in den semiterrestrischen Dünenböden der Ostfriesischen Inseln hauptsächlich auf den organischen Oberboden beschränkt ist.

Als Fazit ergibt sich, dass der Wassergehalt entscheidenden Einfluss auf die Bodenazidität und die Form des pflanzenverfügbaren Stickstoffs ausübt. Bodenchemische Reaktionen verlaufen dabei hauptsächlich im organischen Oberboden ab. Das Auftreten von anaeroben Bedingungen im Boden führt durch Protonenkonsumtion bei der Reduktion von oxidierten Substanzen zu einer Zunahme der Boden-pH-Werte. Im Gegensatz dazu kommt es bei Oxidationsreaktionen in Anwesenheit von Sauerstoff zu einer Abnahme der pH-Werte. Auch die Stickstoffform zeigte sich vom Redoxzustand und damit vom Wassergehalt der Böden abhängig. Eine Nitratproduktion war im Sickerwasser der abgetrockneten Böden nachzuweisen. Im Freiland dagegen wurde eine Nitratfreisetzung allerdings nicht festgestellt, so dass davon ausgegangen werden kann, dass Nitrat von Pflanzen und Organismen fast vollständig aufgenommen oder dessen Produktion durch allelopathische Hemmung vermindert wird. Aufgrund der hohen Bodenwassergehalte in den feuchten Dünentälern dürfte aber generell die Versorgung mit Ammonium im Vordergrund stehen.

5.6 Gaswechselformen

Im Mittelpunkt eines Ökosystems stehen neben den abiotischen und biotischen Faktoren die Pflanzen selbst. Ihre Lebensfähigkeit in bestimmten Habitaten ist eng mit ihren Anpassungen an die dort vorherrschenden standörtlichen Bedingungen verbunden.

Ein wesentlicher Faktor für die physiologische Leistungsfähigkeit einer Pflanze ist die Versorgung mit Wasser. Anhand des photosynthetischen Verhaltens lassen sich Aussagen darüber machen, inwieweit Pflanzen zum einen an staunasse, zum anderen aber auch an trockene Bodenverhältnisse angepasst sind.

Einen Überblick über den Verlauf der mit einer FDR-Sonde gemessenen Wassergehalte im Oberboden der beiden eingesetzten Lysimetergefäße und der Zeitpunkt der einzelnen Gaswechselformen sowie der entsprechende Wasserstand bzw. Feuchtegrad gibt Abb. 48.

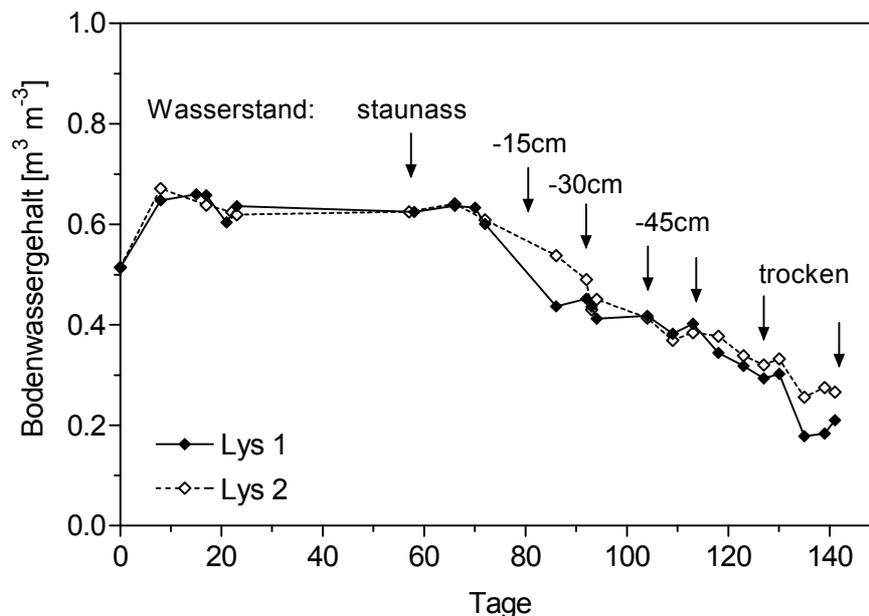


Abb. 48: Verlauf der Wassergehalte [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$] im Oberboden (0-5 cm) der Lysimeter 1 und 2 sowie Zeitpunkt der Gaswechselformen und entsprechender Wasserstand bzw. Feuchtegrad des Bodens während der Versuchsdurchführung.

Aufgrund technischer Schwierigkeiten begannen die Messungen ca. 60 Tage nach der Probenentnahme. Bis dahin blieb der Boden in beiden Lysimetergefäßen staunass. Die Bodenwassergehalte lagen zwischen $0,60$ und $0,65 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$. Nach ca. 70 Tagen wurden in den Gefäßen stetig abnehmende Wasserstände eingestellt, die zu einer sukzessiven Reduzierung der Bodenfeuchte in den oberen Zentimetern geführt haben. Am Ende der Untersuchungen wurden im Lysimeter 1 Wassergehalte von $0,21$ bzw. $0,28 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$ im Lysimeter 2 gemessen.

5.6.1 Lichtabhängigkeitskurven

Lichtabhängigkeitskurven geben Informationen über die Leistungsfähigkeit des Photosyntheseapparates einer Pflanze. Aus ihnen lassen sich bestimmte Kardinalpunkte ableiten, die Aussagen über das Photosyntheseverhalten von *Carex nigra* bei unterschiedlicher Wasserversorgung ermöglichen.

Der Verlauf der Netto-Photosyntheserate in Abhängigkeit von der Lichtintensität (PPFD) ist in Abb. 49 dargestellt. Zur besseren Übersicht werden graphisch nur die Ergebnisse bei staunassen und trockenen Bedingungen gezeigt, da diese die Extremsituationen darstellen. Ein Vergleich der Kardinalpunkte der Lichtabhängigkeitskurven, die bei allen untersuchten Wasserständen bzw. Feuchtegehalten in den Lysimetergefäßen ermittelt wurden, können der Tab. 28 entnommen werden.

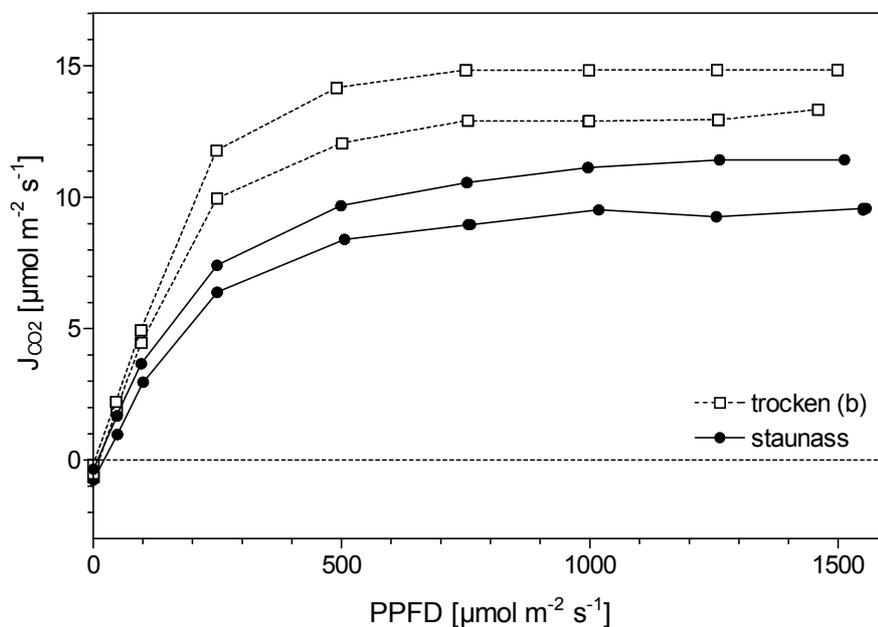


Abb. 49: Netto- CO_2 -Austauschrate [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$] in Abhängigkeit der photosynthetisch aktiven Photonenflussdichte [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$] für *Carex nigra* in Lysimeter 1 und 2 bei staunassen und trockenen Bedingungen.

Carex nigra zeigte während des Abtrocknungsprozesses in den Böden eine kontinuierliche Steigerung der CO_2 -Austauschrate von $10,2$ auf $13,8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, was einer Erhöhung um 35% entspricht. Diese Zunahme war hoch signifikant ($P < 0,001$). Zusätzlich kam es zu einer Verbesserung der Photonenwirksamkeit. Konnten die Pflanzen unter staunassen Bedingungen $0,036 \mu\text{mol CO}_2 \mu\text{mol Photonen}^{-1}$ fixieren, waren es am Ende der Abtrocknungsphase $0,057 \mu\text{mol CO}_2 \mu\text{mol}^{-1}$. Auch hier war während des Untersuchungszeitraums eine stetige Erhöhung zu verfolgen. Ausnahmen bilden die ersten Ergebnisse ohne Wasserstand in den

Gefäßen (trocken (a)). Die weiteren ermittelten Parameter Respiration, Lichtkompensationspunkt und Lichtsättigungspunkt ließen keinen klaren Trend erkennen.

Tab. 28: Aus den Kurvenanpassungen ermittelte Kardinalpunkte der Lichtabhängigkeitskurven von *Carex nigra* bei verschiedenen Wasserständen bzw. Bodenfeuchtigkeiten. Dargestellt sind maximale Netto-CO₂-Austauschrate ($^{max}J_{CO_2}$), Respiration (R), Photonenwirksamkeit (Φ), Lichtkompensationspunkt (I_K), Lichtsättigungspunkt (I_S) sowie die Güte der Kurvenanpassung (r^2).

Carex nigra						
GWS	$^{max}J_{CO_2}$	R	Φ	I_K	I_S	r^2
[cm ü. BOF]	[$\mu\text{mol CO}_2$ $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$]	[$\mu\text{mol CO}_2$ $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$]	dimensionslos	[$\mu\text{mol Photonen}$ $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$]	[$\mu\text{mol Photonen}$ $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$]	dimensionslos
staunass	10,2	0,38	0,036	7-13	444	0,966
-15	10,3	0,47	0,039	12-18	415	0,968
-30	12,2	0,31	0,043	6-12	432	0,962
-45	12,0	0,70	0,054	12-18	351	0,935
-45	13,8	0,85	0,054	12-18	405	0,990
trocken (a)	13,6	1,25	0,044	24-29	511	0,910
trocken (b)	13,8	0,53	0,057	6-12	378	0,977

Die Respiration schwankte zwischen 0,31 und 0,85 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Lichtsättigung war bei allen Behandlungen zwischen 351 und 444 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ erreicht und die Lichtkompensationspunkte zeigten eine Bandbreite von 6 bis 18 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Wie bei der bereits angesprochenen Photonenwirksamkeit weichen die ersten bei Trockenheit gemessenen Ergebnisse (trocken (a)) auch von diesen Werten ab. Zu Beginn der wasserstandsfreien Behandlung lagen sowohl die Atmung als auch die Lichtkompensations- und -sättigungspunkte deutlich über denen der anderen Feuchtstufen.

5.6.2 Abhängigkeit der CO₂-Austauschrate vom CO₂-Partialdruck

A-c_i-Kurven beschreiben die Abhängigkeit der Netto-CO₂-Austauschrate vom CO₂-Partialdruck und geben Auskunft über die Carboxylierungseffizienz der CO₂-bindenden Enzyme.

Als Ergebnisbeispiel ist in Abb. 50 eine A-c_i-Kurve, aufgenommen bei staunassen und trockenen (b) Bodenverhältnissen, für *Carex nigra* aus beiden Lysimetergefäßen dargestellt.

Es wird deutlich, dass die CO₂-Austauschrate unter staunassen Bedingungen geringer ist als unter trockenen und bei höheren CO₂-Konzentrationen gesättigt zu sein scheint. Sättigung ist im Fall der Kurve unter trockenen Bedingungen nicht festzustellen.

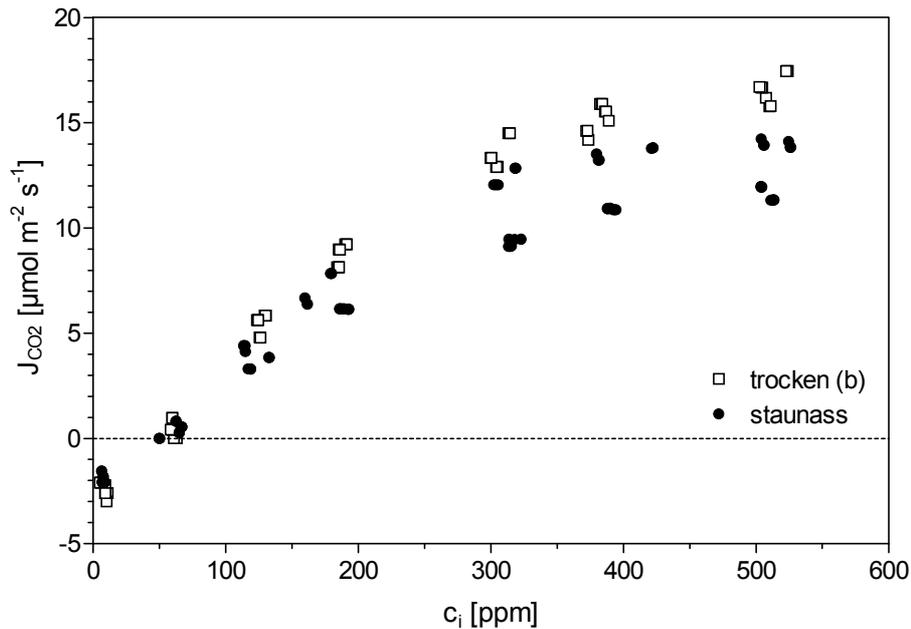


Abb. 50: Netto-CO₂-Austauschrate [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$] in Abhängigkeit der internen CO₂-Konzentration in den Interzellularen [ppm] für *Carex nigra* in Lysimeter 1 und 2 bei staunassen und trockenen Bedingungen.

Die aus den A-c_i-Kurven ermittelten CO₂-Kompensationspunkte lassen keine Unterschiede zwischen staunassen und trockenen Bodenbedingungen erkennen (Tab. 29).

Tab. 29: Mittelwerte der aus den A-c_i-Kurven abgeleiteten CO₂-Kompensationspunkte, Carboxylierungseffizienz (CE) und der stomatären Limitierung für *Carex nigra* aus Lysimeter 1 und 2 bei verschiedenen Wasserständen bzw. Bodenfeuchtigkeiten, n=2.

Carex nigra			
GWS	Γ	CE	stomatäre Limitierung
[cm ü. BOF]	[ppm]	[$\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]	[%]
staunass	48	0,051	7,4
-15	58	0,050	7,8
-30	51	0,052	10,3
-45	48	0,061	6,3
trocken (a)	44	0,068	8,7
trocken (b)	47	0,063	8,3

Sie variierten zwischen 44 und 58 ppm und auch die stomatäre Limitierung ließ mit Werten zwischen 6,3 und 10,3% auf keine großen Differenzen zwischen den Behandlungen schließen. Lediglich die Carboxylierungseffizienz nahm während des Abtrocknungsprozesses deutlich zu und stieg von anfangs $0,051 \mu\text{mol } \mu\text{mol}^{-1}$ auf $0,063 \mu\text{mol } \mu\text{mol}^{-1}$, wobei der höch

ste Wert zu Beginn der wasserstandsfreien Phase ermittelt wurde (trocken (a): $0,068 \mu\text{mol} \mu\text{mol}^{-1}$).

5.6.3 Photorespiration

Als Photorespiration oder Lichtatmung bezeichnet man den Prozess, bei der das Enzym Rubisco infolge seiner Oxigenaseaktivität O_2 verbraucht und CO_2 freisetzt. Sie berechnet sich aus der Differenz zwischen der Netto- CO_2 -Austauschrate bei 21 und 2% Luftsauerstoff (bei einem CO_2 -Partialdruck der Außenluft von 36 Pa) und gibt den Prozentsatz an, um den die Photosyntheserate bei 21% Luftsauerstoff vermindert ist. Eine Erhöhung der Photorespiration kann ein Indiz für Stresssituationen sein, die durch ungünstige Umweltbedingungen (z.B. ungünstige Wasserversorgung, hohe Lichteinstrahlung, etc.) ausgelöst werden.

Der Verlauf einer A - c_i -Kurve bei 21 und 2% Luftsauerstoff von *Carex nigra* ist exemplarisch der Abb. 51 zu entnehmen. Es zeigt sich, dass die Austauschrate unter normaler O_2 -Konzentration viel geringer ist als bei 2%. Auch der CO_2 -Kompensationspunkt ist bei 21% Luftsauerstoff deutlich in Richtung höherer interner CO_2 -Partialdrücke verschoben.

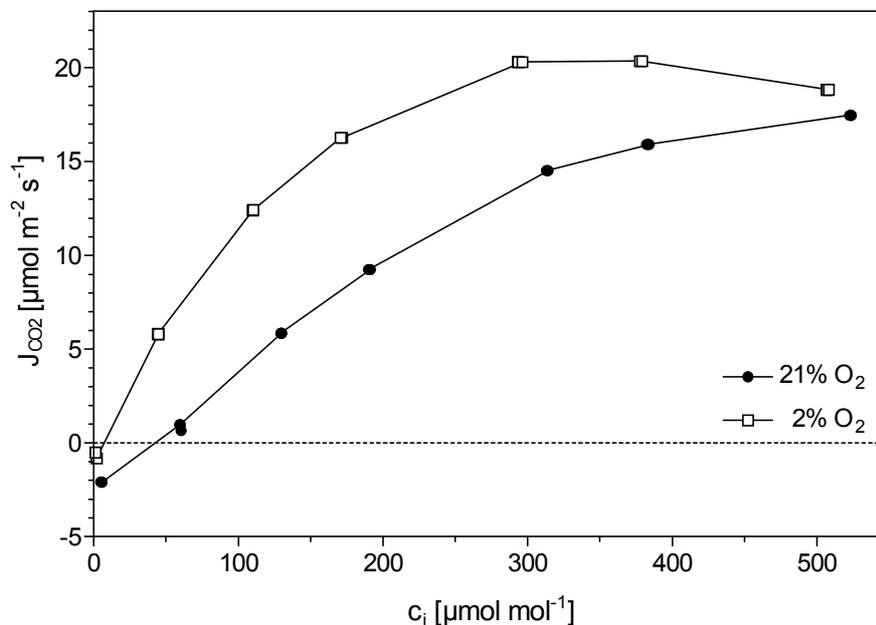


Abb. 51: A - c_i -Kurven, gemessen an *Carex nigra* in Lysimeter 1 bei 21% und 2% Luftsauerstoff unter abgetrockneten (trocken (b)) Bodenverhältnissen.

Die Ergebnisse der Photorespiration von *Carex nigra* in Abhängigkeit unterschiedlicher Wasserversorgung sind in Tab. 30 aufgelistet. Unter staunassen Bedingungen lag die Lichtatmung bei 21% und damit deutlich unter den Werten, die für die weiteren Behandlungen festgestellt wurden. Diese variierten zwischen 29 und 32%.

Tab. 30: Mittelwerte der von *Carex nigra* in den Lysimetern 1 und 2 ermittelten Photorespiration [%], n = 2.

Carex nigra	
GWS	Photorespiration
[cm ü. BOF]	%
staunass	21
-15	29
-30	32
-45	30
trocken (a)	29
trocken (b)	29

5.6.4 Abhängigkeit der CO₂-Austauschrate von der stomatären Leitfähigkeit

Bezüglich der Abhängigkeit des CO₂-Austauschs von der stomatären Leitfähigkeit konnten im Laufe der Untersuchungen deutliche Unterschiede festgestellt werden. Die Zusammenhänge sind der Abb. 52 für die beiden Extremsituationen staunass / trocken zu entnehmen.

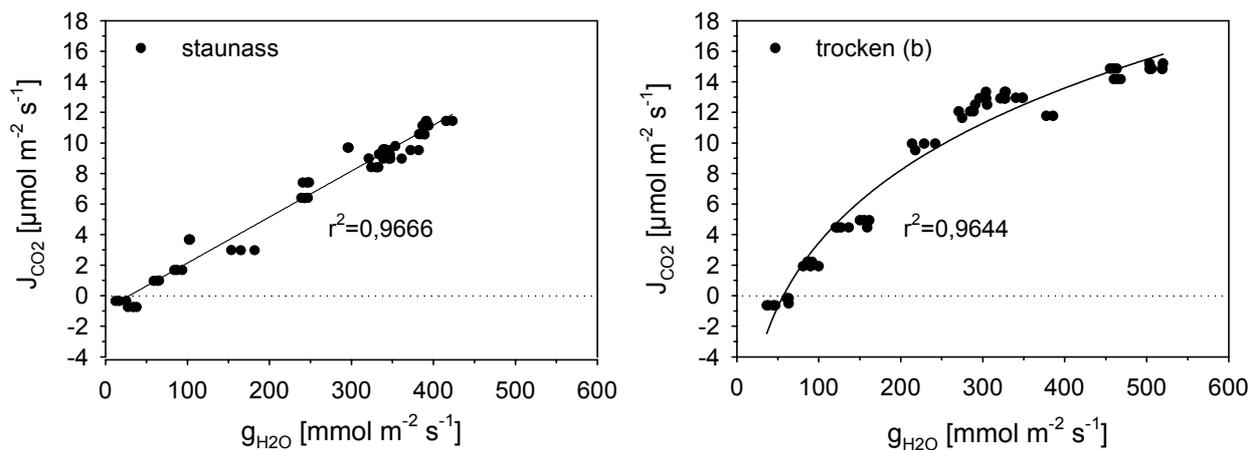


Abb. 52: Zusammenhang zwischen Netto-CO₂-Austauschrate [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$] und der stomatären Leitfähigkeit [$\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$] bei *Carex nigra* aus Lysimeter 1 und 2 während staunasser und trockener Bodenbedingungen.

Unter staunassen Bedingungen zeigte sich eine deutliche lineare Abhängigkeit der CO_2 -Aufnahme von der stomatären Leitfähigkeit, die unter trockenen Verhältnissen nicht mehr zu erkennen war. Der Kurvenverlauf erfolgte im letzteren Fall hyperbolisch, was bedeutet, dass andere Faktoren als die Leitfähigkeit limitierend auf die Austauschrate wirken müssen. Des Weiteren wird ersichtlich, dass sich sowohl die Netto- CO_2 -Aufnahme als auch die Leitfähigkeit bei Abtrocknung des Bodens erhöhen. Betrug J_{CO_2} bei Staunässe maximal $11,4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ bei einer Leitfähigkeit von $423 \text{ mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, lagen die Assimilationsraten unter trockenen Bedingungen zwischen 15 und $16 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, wobei die Leitfähigkeit maximale Werte von bis zu $520 \text{ mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ annahm. Unter staunassen Bedingungen lag die minimale Blattleitfähigkeit in der Dunkelphase bei ca. $12 \text{ mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, in der Trockenphase schlossen sich die Stomata weniger stark, was in einer minimalen Leitfähigkeit von $36 \text{ mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ resultierte.

5.6.5 Transpirationsrate

Die Transpirationsrate von *Carex nigra* lag mit $2,8 \text{ mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ bei Staunässe am niedrigsten (Abb. 53). Im Verlauf des Abtrocknungsprozesses des Bodens stieg die Wasserabgabe an und erreichte bei einem Wasserstand von -45 cm ü. BOF einen maximalen Wert von $4,1 \text{ mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

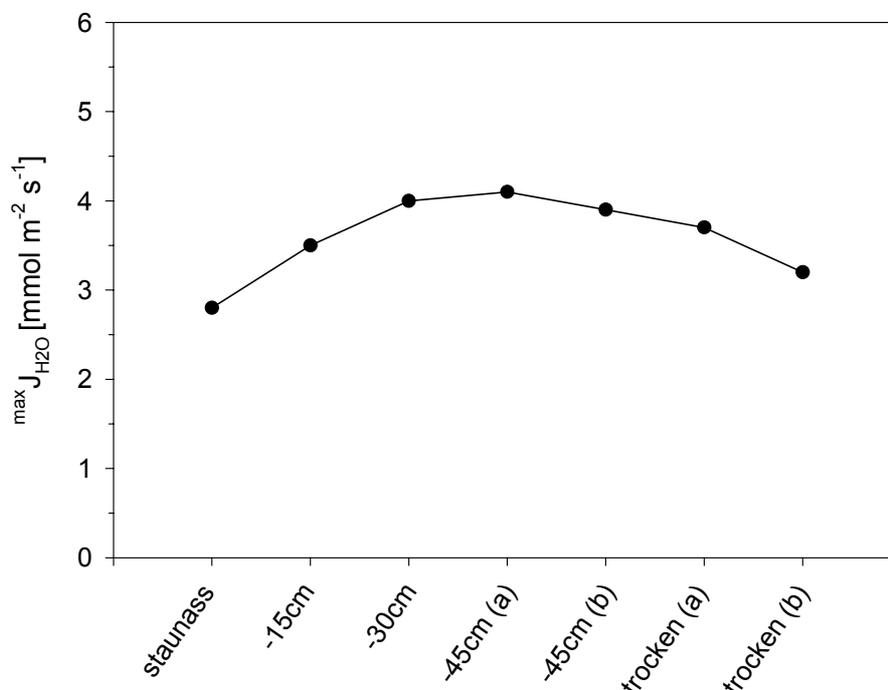


Abb. 53: Maximale Transpirationsrate ($^{\text{max}}J_{\text{H}_2\text{O}}$) von *Carex nigra* aus Lysimeter 1 und 2 in Abhängigkeit unterschiedlicher Bodenfeuchteverhältnisse.

Diese Steigerung war hoch signifikant ($P < 0,001$). Im Folgenden sank die Transpirationsrate wieder ab, lag am Ende der Untersuchung mit $3,2 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ allerdings nur geringfügig über dem bei Staunässe ermittelten Wert.

5.6.6 Wasserausnutzungskoeffizient

Die Effizienz des Wasserverbrauchs einer Pflanze bei der CO_2 -Aufnahme kann durch den Quotienten der Netto- CO_2 -Austauschrate und der Transpirationsrate ermittelt werden. Dieser wird als Wasserausnutzungskoeffizient (WUE, von engl. water-use efficiency) bezeichnet. Je höher der Wert ist, desto besser ist die Wasserausnutzung.

Die WUE der Blätter von *Carex nigra* sind in Abb. 54 bei staunassen und trockenen Bodenbedingungen dargestellt.

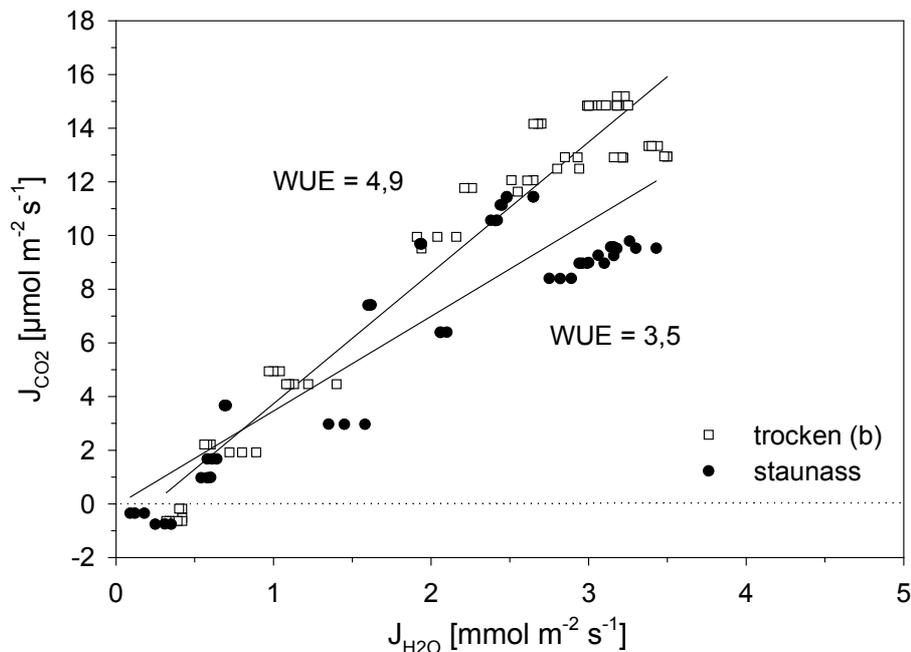


Abb. 54: Beziehung zwischen Netto- CO_2 -Aufnahme (J_{CO_2}) und Transpirationsrate ($J_{\text{H}_2\text{O}}$) bei *Carex nigra* unter staunassen und trockenen Bodenverhältnissen.

Es ist zu erkennen, dass das Verhältnis zwischen CO_2 -Aufnahme und Transpiration bei staunassem Boden weniger effektiv ist als bei Trockenheit. Unter trockenen Bodenbedingungen betrug die WUE $4,9 \mu\text{mol mmol}^{-1}$, während unter Staunässe ein Wert von $3,5 \mu\text{mol mmol}^{-1}$ ermittelt wurde.

5.6.7 Chlorophyllfluoreszenz

Die Fluoreszenzkinetik gibt Aufschluss über den Aktivitätszustand des Photosyntheseapparates und erlaubt es, Aussagen über die Vorgänge des photosynthetischen Elektronentransports zu machen. Im Folgenden sind die Fv/Fm-Werte dargestellt, die Informationen über eventuell auftretende Stresssituationen liefern können.

Die Fv/Fm-Werte lagen bei Staunässe deutlich unter 0,7 und damit unter dem Störungsschwellenwert von 0,72 (BOLHÄR-NORDENKAMPF & GÖTZL 1992) (Abb. 55).

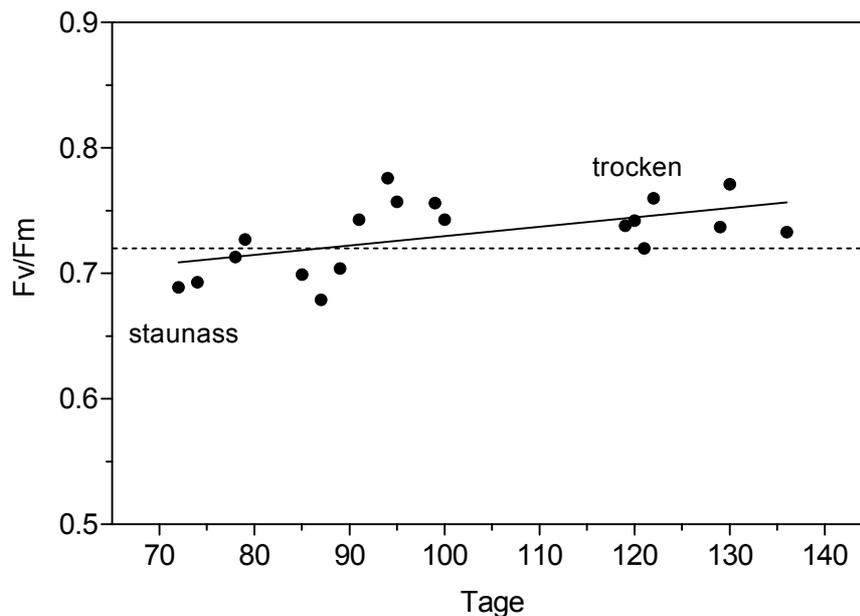


Abb. 55: Fv/Fm-Werte, gemessen an *Carex nigra* aus Lysimeter 1 und 2 während des Untersuchungszeitraums bei abnehmender Bodenfeuchte. Gestrichelte Linie: Störungsschwellenwert nach BOLHÄR-NORDENKAMPF & GÖTZL (1992) bei 0,72.

Im Verlauf der Abtrocknung nahmen die Werte kontinuierlich zu, zeigten allerdings große Schwankungen. Nach 90 Tagen (entspricht einem Wasserstand von -30 cm ü. BOF in den Lysimetergefäßen) lagen die Fv/Fm-Werte ausschließlich über dem Schwellenwert von 0,72 und variierten zwischen 0,72 und 0,78. Der Unterschied zwischen staunassen und trockenen Bedingungen war hoch signifikant ($P < 0,001$).

5.6.8 Diskussion

Die Gattung *Carex* L. aus der Familie Cyperaceae umfasst weltweit ca. 2000 Arten, die ihre Verbreitung sowohl im tropischen als auch im gemäßigten und arktischen Klima finden (BERNARD 1989). Sie nehmen ein weites Spektrum an Habitaten ein, das sich von der Besiedlung nasser Standorte bis hin zu trockeneren, offenen und geschlossenen sowie nähr

stoffarmen und nährstoffreichen Böden mit saurer oder auch basischer Reaktion erstreckt. Die weite ökologische Amplitude ist für ca. 100 *Carex*-Arten bei BUSCH (2000) anschaulich dargestellt. Ein Schwerpunkt der Gattung liegt weltweit in den feuchten und kühlen Bereichen von Feuchtgesellschaften. Das teilweise dominierende Auftreten von Arten der Gattung *Carex* setzt eine Vielzahl von unterschiedlichen Anpassungen an die Gegebenheiten der entsprechenden Habitate voraus.

Im Folgenden soll diskutiert werden, inwieweit *C. nigra* an wechselfeuchte Bedingungen, die sehr charakteristisch für feuchte Dünentäler sind, angepasst ist. Die Wasserversorgung ist ein wichtiger Standortfaktor für Pflanzen und kann ihr physiologisches Leistungsvermögen entscheidend beeinträchtigen (BARUCH 1994). Sowohl Überflutung als auch übermäßige Abtrocknung können Extremsituationen darstellen. Das Gaswechselverhalten und die Chlorophyllfluoreszenz können Aufschluss über die physiologische Aktivität der Braunsegge in einem sich wechselnden Bodenwasserregime geben und eventuell auftretende Stressreaktionen aufzeigen.

Reaktionen des Photosynthesevermögens auf eine sich ändernde Wasserversorgung

Mit einer maximalen Netto-CO₂-Aufnahmerate zwischen 10 und 14 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ liegt *C. nigra* in dem Bereich (5-15(20)), der von LARCHER (1994) für Gräser und Seggen angegeben wird. BUSCH (2000) erfasste innerhalb der von ihm untersuchten 12 Seggenarten eine Bandbreite zwischen 2 und 20 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

Für *C. nigra* konnte insgesamt eine Steigerung des Photosynthesevermögens bei Abtrocknung der Böden im Vergleich zu Staunässe festgestellt werden. Sowohl die CO₂-Aufnahmerate als auch die maximale stomatäre Leitfähigkeit zeigten höchste Werte unter trockeneren Bedingungen. Unter Staunässe war die CO₂-Aufnahmerate eng mit der stomatären Blattleitfähigkeit korreliert. Auch die von DIAS-FILHO & DE CARVALHO (2000) untersuchten Gräser der Gattung *Brachiaria* zeigten alle diesen Zusammenhang. Dieses Verhältnis änderte sich allerdings im Verlauf der Abtrocknung. Die Höhe der Photosyntheserate schien nicht mehr allein von der Spaltöffnungsweite abhängig zu sein, sondern von anderen Faktoren, wie z.B. der Enzymaktivität bei der Dunkelreaktion.

Bei den letzten Messungen auf trockenem Boden zeigten die Blätter im Vergleich zu den Bedingungen unter Staunässe bei gleicher Photosyntheserate insgesamt eine geringere Leitfähigkeit, was darauf hindeutet, dass der Photosyntheseapparat effektiver arbeitet und die Stomata nicht mehr so weit geöffnet werden müssen. Dies resultierte in einer verbesserten Wasserausnutzung, da über die Stomata weniger Wasser verdunstete, während sich die CO₂-Austauschrate erhöhte.

Eine Verbesserung der Photosyntheseleistung auf drainierten Böden ist auch anhand der erhöhten Photonenwirksamkeit zu erkennen. Höhere Werte der Photonenwirksamkeit konnte auch BUSCH (2000) bei fünf von sechs untersuchten *Carices* feststellen, die auf drainierten Böden wuchsen im Gegensatz zu denen auf staunassen. Es wurden demnach mehr CO₂-Moleküle pro absorbiertes Photon fixiert. Des Weiteren erhöhte sich die Carboxylierungseffizienz, womit bereits bei geringeren CO₂-Partialdrücken mehr CO₂-Moleküle gebunden wurden. Diese Tendenz zeigt auch die auf staunassen Standorten vorkommende Segge *C. elata* (BUSCH 2000).

Auffällig sind die insgesamt höheren Werte der Carboxylierungseffizienz von *C. nigra* gegenüber denen der Seggen, die von BUSCH (2000) ermittelt wurden. Lediglich *C. arenaria* wies eine ähnlich effiziente CO₂-Bindung auf sowie die von ISHIKAWA et al. (1990) untersuchte *C. kobomugi*. Beide Seggen kommen an Dünenstandorten an der Küste vor. Die besonderen Einstrahlungsverhältnisse im Küstenbereich könnten hierbei eine wichtige Rolle spielen.

Ein weiterer Faktor, der Aufschluss über die Auswirkungen von Stress auf den photosynthetischen Apparat gibt, ist die Messung der Chlorophyllfluoreszenz (BOLHÄR-NORDENKAMPF et al. 1989, KRAUSE & WEIS 1991). Unter staunassen Bedingungen und bei den darauf folgenden Messungen lagen die Fv/Fm-Werte unter dem von BOLHÄR-NORDENKAMPF & GÖTZL (1992) angegebenen Störungsschwellenwert von 0,72, der die Untergrenze der natürlichen Variation der Fluoreszenz angibt. Somit wird deutlich, dass bei Wassersättigung der Böden, aber auch noch kurz nach Absenken der Wasserspiegel der Photosyntheseapparat nicht optimal funktionierte. Eine Abnahme der photochemischen Effizienz, ausgedrückt als Fv/Fm-Wert, war auch bei den überflutungstoleranten tropischen Baumarten *Tabebuia barbata* und *Nectandra amazonum* festzustellen (PAROLIN 1997). Die Werte lagen bei Überflutung deutlich unter dem Störungsschwellenwert.

Die Erhöhung der Fv/Fm-Werte bei Abtrocknung deutet auf eine Regeneration des Photosyntheseapparates hin, der sich unter anderem auch in der Zunahme der Photosyntheserate, aber auch wie bereits erwähnt, in einer verbesserten Carboxylierungseffizienz und einer erhöhten Photonenwirksamkeit äußerte.

Der Verlauf der Transpiration ist bei *C. nigra* in zwei Phasen einzuteilen. In der ersten erfolgte eine deutliche Steigerung der Transpiration bei Abnahme der Wassergehalte. Eine Verminderung der Transpiration bei Staunässe deutet oft auf eine gehemmte Wasseraufnahme hin, da gerade Wurzeln sehr empfindlich auf anaerobe Bedingungen im Boden reagieren (TROUGHT & DREW 1980, PEZESHKI 1993). Eine verringerte Transpiration bei Staunässe ist außerdem als Schutzmechanismus gegen eine forcierte Aufnahme von toxischen Substanzen anzusehen. Die Steigerung der Transpiration bei abnehmenden Wasserständen bis zu -45 cm ü. BOF in den Lysimetergefäßen deutet somit eine Verbesserung des Wasserzu-

stands der Pflanzen an. Die darauf folgende Abnahme der Wasserabgabe, die fast an die Werte bei Staunässe heranreichte, könnte auf eine beginnende Verschlechterung der Wasserversorgung hinweisen. Die Verringerung der stomatären Leitfähigkeit und die damit abnehmende Transpirationsrate ist oft eine Maßnahme, um einem übermäßigen Wasserverlust entgegenzuwirken (LUDLOW 1989, LÖSCH & SCHULZE 1995). Ein wichtiger Auslöser dieses Prozesses ist das Pflanzenhormon Abscisinsäure (ABA) (HETHERINGTON & QUATRANO 1991). Eine Abnahme der Photosyntheserate oder andere Stressreaktionen konnten allerdings nicht festgestellt werden, die CO₂-Aufnahmerate blieb auf einem Niveau. Die Verringerung der Transpiration ist somit eher auf die verbesserte Photosynthesekapazität zurückzuführen. Durch eine effizientere CO₂-Fixierung müssen die Spaltöffnungen nicht mehr so weit geöffnet werden, so dass auch die Wasserabgabe reduziert wird.

Erwähnenswert sind des Weiteren die Ergebnisse der Lichtabhängigkeitskurven hinsichtlich der Lage der Lichtkompensations- und Lichtsättigungspunkte. Sie zeigten zwar keine Veränderungen in Abhängigkeit der Bodenwassergehalte, sind aber in einem anderen Zusammenhang von Bedeutung. Als Bereich für Lichtkompensationspunkte bei Sonnenkräutern gibt LARCHER (1994) 20-40 und für Schattenkräuter 5-10 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$ an. In diesen Untersuchungen wurden für *C. nigra* Lichtkompensationspunkte zwischen 6 und 29 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$ gefunden, wobei allerdings Werte $>20 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$ eher eine Ausnahme zu sein scheinen und sie somit zwischen den typischen Werten von Sonnen- und Schattenpflanzen lagen. Auch der ermittelte Lichtsättigungspunkt lässt keine exakte Zuordnung dieser Seggenart zu den Sonnen- oder Schattenpflanzen zu. Lichtsättigung der Photosyntheserate findet man bei krautigen Sonnenpflanzen zwischen 1000 und 1500 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ und bei Schattenpflanzen zwischen 100 und 200 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, maximal 400 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (LARCHER 1994). *C. nigra* nimmt mit Lichtsättigungspunkten zwischen 350 und 510 auch hier eine intermediäre Stellung ein und spiegelt somit nicht den von ELLENBERG et al. (1991) angegebenen Wert der Lichtzahl wieder, der diese Art als ausgesprochene Lichtart charakterisiert (Lichtzahl: 8). Ähnliche Diskrepanzen konnte auch BUSCH (2000) bei den von ihm untersuchten Seggenarten aufzeigen. Messungen der Lichtverhältnisse am Standort mögen den Lebensraum von *C. nigra* damit als einstrahlungsintensiv charakterisieren, die Ausbildung und Leistungsfähigkeit des Photosyntheseapparates deutet allerdings auf eine Adaptation an intermediäre Einstrahlungsbedingungen hin. Da *C. nigra* eine kleinwüchsige Segge ist, kann sie leicht durch andere, höherwüchsige Arten (z.B. *Salix repens*) beschattet werden. Des Weiteren stehen Blätter von Grasartigen oft senkrecht, so dass sie der Einstrahlung nicht voll ausgesetzt sind.

Die Photorespiration von *C. nigra* ist sehr hoch und reduziert die Effektivität der Photosynthese um bis zu 30%. LLOYD & WOOLHOUSE (1979) ermittelten für die von ihnen untersuchten Seggen *C. capillaris* und *C. ericetorum* eine Photorespiration von 10 bzw. 12% in ihrem Optimalbereich der CO₂-Aufnahme (20-25°C). Da die Photorespiration temperaturabhängig ist, könnte ihr hoher Anteil bei *C. nigra* darin begründet sein, dass die bei 20°C durchgeführten Messungen nicht dem Optimalbereich der Braunsegge entsprechen und somit die Photorespiration erhöht ist. Dies ist allerdings eher unwahrscheinlich, da der Optimalbereich vieler Seggen >15°C liegt, wie BUSCH & LÖSCH (1998) zeigen konnten. Eine Photorespiration von 30% bei 20°C ist für Wüstenpflanzen typisch (ROSSA & VON WILLERT 1999). Hierbei übernimmt sie eine wichtige Funktion als Schutz gegen Photooxidation des Photosyntheseapparates bei übermäßiger Einstrahlung (VON WILLERT et al. 1992, HEBER et al. 1996). Ob die hohe Photorespiration bei *C. nigra* ebenfalls als Schutzmechanismus aufzufassen ist, lässt sich nicht mit Sicherheit sagen. Da die unterschiedlichen Behandlungsmethoden kaum Änderungen der Photorespiration herbeiführten, dürften die hohen Werte nicht als Stressreaktion auf eine ungünstige Wasserversorgung aufzufassen sein.

Als Fazit ergibt sich, dass Staunässe negativere Auswirkungen auf das Photosynthesevermögen von *C. nigra* hatte als die Abtrocknung der Böden. Diese werden im Folgenden nochmals zusammengefasst:

- geringere CO₂-Austauschrate,
- geringere maximale stomatäre Blattleitfähigkeit,
- geringere Photonenwirksamkeit,
- geringere Carboxylierungseffizienz,
- geringere Transpirationsrate,
- weniger effektive Wasserausnützung,
- Fv/Fm-Werte unterhalb des Störungsschwellenwertes.

Überflutungstoleranz von *C. nigra*

Dass *C. nigra* trotz verringerter Photosyntheseleistung bei Wassersättigung durchaus als überflutungstolerant anzusehen ist, soll im Folgenden diskutiert werden.

Viele fluttolerante Arten zeigen zu Beginn hypoxischer oder anoxischer Bedingungen eine Verringerung der Photosyntheseleistung wie z.B. *Populus deltoides* (REGEHR et al. 1975) oder *Taxodium distichum* (PEZESHKI 1993). Dies ist meist auf eine verringerte Wurzelaktivität und eine daraus resultierende Hemmung der Wasser- und Nährstoffaufnahme zurückzuführen

ren (PEZESHKI 1994). Oft sind sie aber nach einer Regenerationszeit, die bei den Arten sehr unterschiedlich lang sein kann, in der Lage, ihre physiologische Aktivität mit Hilfe bestimmter Anpassungen (z.B. Ausbildung von Adventivwurzeln und aerenchymatischem Gewebe, Umstellung von aeroben auf anaeroben Stoffwechsel, Mobilisierung von Speichersubstanzen zur Energiegewinnung) noch während der ungünstigen Phase wieder zu erhöhen (PAROLIN 1997). Manche Arten zeigen sogar höchste Assimilationsraten bei Überflutung, wie z.B. das tropische Gras *Echinochloa polystachya* (PIEPADE et al. 1994). Auch BUSCH & LÖSCH (1999) wiesen höchste Photosyntheseraten und stomatäre Blattleitfähigkeiten bei drei einheimischen Seggenarten (*C. acutiformis*, *C. elata*, *C. riparia*) auf staunassen Böden nach. Insgesamt liegt aber auch bei fluttoleranten Arten die Hauptvegetationszeit in dem Zeitraum, in dem keine anaeroben Bedingungen herrschen (PAROLIN 1997).

Im Vergleich zu überflutungsintoleranten Arten ist die Abnahme der Photosyntheserate um 35% von *C. nigra* aber als gering einzustufen. DIAS-FILHO (2002) fand in flutintoleranten Gräsern ein Abnahme von bis zu 63% innerhalb weniger Tage nach Überflutung, bei *Quercus falcata* waren es unter hypoxischen Bedingungen 91% (PEZESHKI 1993). Zumeist sterben Arten, die keine speziellen Anpassungen an anaerobe Verhältnisse besitzen innerhalb weniger Tage bis Wochen ab (CRAWFORD 1989).

C. nigra besitzt zahlreiche Anpassungen, die ihr ein Überleben während periodischer Überflutungen ermöglichen und sie gerade in wechselfeuchten Gebieten konkurrenzstark machen.

JONES & ETHERINGTON (1971) führten Topfversuche mit *C. nigra* bei verschiedenen Wassergehalten durch und haben gezeigt, dass das Wachstum der Biomasse unter wassergesättigten Bedingungen stimuliert wurde. Sie konnten nachweisen, dass die Braunsegge in der Lage ist, unter wassergesättigten Bedingungen Wurzeln auszubilden, die deutlich länger waren als solche, die unter drainierten Verhältnissen gewachsen sind. Schnelles Spross- und Wurzelwachstum unter anoxischen Bodenbedingungen konnte bei vielen überflutungstoleranten Arten wie z.B. *Paspalum dilatatum* (RUBIO et al. 1995) oder bei *Rumex*-Arten (BLOM et al. 1990) beobachtet werden.

Nach Versuchsende wurden in dieser Untersuchung Wurzellängen von bis zu 65 cm Länge gemessen. *C. nigra* bildete somit Wurzeln bis zum Boden der Lysimetergefäße aus. Es kann allerdings nicht gesagt werden, ob es sich dabei um eine Reaktion auf Staunässe handelt oder ob das Wachstum eine Folge des langsamen Absinkens des Wasserstandes in den Gefäßen war. Die Fähigkeit, eine Wurzellänge von bis zu 130 cm auszubilden, konnte für die beiden in feuchten Gebieten vorkommenden Seggen *C. nebrascensis* und *C. lanuginosa* am natürlichen Standort nachgewiesen werden (SALA & NOWAK 1997).

Die Lage der Spaltöffnungen auf der Oberseite der Blätter, was für Grasartige eher ungewöhnlich ist, deuten auf eine Adaptation an Überflutungsperioden hin (KIFFE 1997). Da die

Blätter von *C. nigra* bei Überflutung dem Wasser aufliegen, kann ein ausreichender Gasaustausch gewährleistet werden, solange nicht die gesamte Pflanze überflutet wird. Epistomatische Blätter sind hauptsächlich bei Schwimmblättern von Wasserpflanzen bekannt.

JONES (1967, 1975) gibt außerdem einen Hinweis auf die Fähigkeit von *C. nigra*, ihre Rhizosphäre zu oxidieren. Der Transport von Sauerstoff in die Wurzeln durch Diffusion oder auch durch Druckventilation ist von vielen Arten in Feuchtgebieten bekannt und stellt eine wichtige Anpassung an anaerobe Bedingungen im Boden dar (ARMSTRONG & ARMSTRONG 1991, BRIX et al. 1992). Auf diese Weise kann die Anhäufung toxischer Stoffe verhindert und die Versorgung der Wurzeln mit Sauerstoff gewährleistet werden (GROSSE et al. 1996). Voraussetzung für den Transport von Sauerstoff in die Wurzeln ist ein aerenchymatisches Gewebe, dessen Ausbildung JUSTIN & ARMSTRONG (1987) und VISSER et al. (2000) bei *C. nigra* feststellen konnten.

Als weitere Bedingung für die Besiedlung häufig überfluteter Standorte ist die Toleranz gegenüber erhöhten Konzentrationen an Eisen und Mangan zu nennen, da die Löslichkeit dieser Elemente bei Abnahme der Redoxpotenziale zunimmt und somit für Pflanzen toxische Gehalte im Boden auftreten können. Bei Versuchen mit *C. nigra* konnte JONES (1972a) nur eine geringe Zunahme der Eisengehalte in lebenden Sprossen und Wurzeln bei Überflutung nachweisen, was auf die Oxidation der Rhizosphäre zurückgeführt werden könnte. Des Weiteren verfügt die Braunsegge über eine hohe Toleranz gegenüber Mangan. Bis zu einem bestimmten Grad wirkt dieses Element sogar wachstumsfördernd, zu hohe Mengen dagegen schädigten aber auch *C. nigra* letal (JONES 1972b).

Außerdem nimmt JONES (1975) an, dass *C. nigra* auf trockenen Böden Phosphat nicht in ausreichender Menge aufnehmen kann. Da die Verfügbarkeit von Phosphat mit der Zunahme des Bodenwassergehaltes steigt, findet sie auf wassergesättigten oder zeitweise überschwemmten Standorten hinsichtlich der Nährstoffversorgung bessere Bedingungen vor.

Bei Betrachtung dieser Ergebnisse wird deutlich, dass *C. nigra* optimal an wechselfeuchte Standorte angepasst ist. Die Fähigkeit, Sauerstoff über ihr aerenchymatisches Gewebe in die Wurzeln zu transportieren und die Rhizosphäre zu oxidieren sowie eine hohe Eisen- und Mangantoleranz und das stimulierte Wachstum sowohl der ober- als auch der unterirdischen Biomasse unter anaeroben Bedingungen weisen diese Seggenart als überflutungstolerant aus. Aber auch an trockenere Verhältnisse ist *C. nigra* gut angepasst, was durch die zunehmende Photosyntheseleistung bei abnehmenden Bodenwassergehalten gezeigt werden konnte. Stressreaktionen auf Trockenheit waren nicht erkennbar. Inwieweit sich eine langfristige Abtrocknung der Böden am natürlichen Standort auswirken würde, ist schwierig zu sagen. Es wurde bereits nachgewiesen, dass die Absenkung der Wasserstände in Feucht-

gebieten zu einem Rückgang der Ausbreitung verschiedener *Carices* geführt hat (JUKAINE & LAIHO 1995, KAZDA 1995).

Es ist anzunehmen, dass die Nährstoffverfügbarkeit für *C. nigra* in trockenen Böden unzureichend und der Biomassezuwachs herabgesetzt ist, so dass die Braunsegge dadurch ihre Konkurrenzkraft gegenüber trockentoleranteren Arten verliert. Ihr Vorteil liegt somit auf Standorten, deren Böden für eine gewisse Zeit überflutet oder zumindest wassergesättigt sind, so wie es unter natürlichen Umständen in den feuchten Dünentälern der Fall ist.

6. Synthese

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, hydrologische und nährstoffökologische Standortfaktoren der grundwasserabhängigen Pflanzengesellschaften auf den Ostfriesischen Inseln zu erfassen und miteinander zu vergleichen. Dadurch wird es möglich, die feuchten Dünentäler mit ihren Vegetationseinheiten als Lebensraum für Pflanzen zu charakterisieren und mögliche Sukzessionsabfolgen in diesen Ökosystemen aufzuzeigen.

Als ein wesentlicher Standortfaktor wurden die hydrologischen Bedingungen in den Pflanzengesellschaften untersucht. Es ließ sich nachweisen, dass sich die drei Vegetationseinheiten *Caricetum trinervi-nigrae*, *Empetro-Ericetum* und die *Betula pubescens*-Gesellschaft hinsichtlich ihrer hydrologischen Standorteigenschaften grundsätzlich vom trockenen *Hieracio-Empetretum* unterscheiden, welches als grundwasserunabhängige Pflanzengesellschaft zu Vergleichszwecken mitbearbeitet wurde. In Hinblick auf die Abnahme des Feuchtegrades im Boden können die drei grundwasserbeeinflussten Pflanzengesellschaften in folgender Reihenfolge angeordnet werden:

Caricetum trinervi-nigrae > *Empetro-Ericetum* > *Betula pubescens*-Gesellschaft.

Dies entspricht einer möglichen Sukzessionsreihe in den feuchten Dünentälern, die von POTT (1995) und PETERSEN (2000) angegeben wird. Die Verfügbarkeit von Wasser und den damit verbundenen bodenchemischen Prozessen kann hier somit als ein wesentlicher Faktor für die Sukzessionsentwicklung angesehen werden, da ihr eine große Bedeutung bei der Verbreitung von Arten zukommt (CHAT & VAN BECKHOVEN 1991). Gerade die in den Dünentälern auftretenden Überflutungen und staunassen Böden verlangen eine hohe Anpassung der Pflanzen an anaerobe Bedingungen, was in dieser Untersuchung exemplarisch an der Braunsegge *Carex nigra* verdeutlicht werden konnte. Anpassungen an anaerobe Bedingungen sind zum Beispiel die Ausbildung von aerenchymatischem Gewebe, die Abgabe von Sauerstoff in die Rhizosphäre, Umstellung der mitochondrialen Atmung auf Gärungsprozesse oder Verminderung der Photosynthese und Transpiration (ARMSTRONG et al. 1994, PEZESHKI 1994, CRAWFORD & BRÄNDLE 1996, LÖSCH & BUSCH 2000).

Pflanzen besiedeln somit nur die Gebiete, in denen Intensität und Dauer von Überflutungen mit ihrem Grad der Überflutungstoleranz vereinbar sind. Allerdings sind auch interspezifische Aktionen von großer Relevanz (VAN BECKHOVEN 1992, BUDELSKY & GALATOWITSCH 2000), was in der Tatsache deutlich wird, dass durch die standörtlichen Bedingungen in den feuchten Dünentälern nicht unbedingt der optimale Lebensraum der dort vorkommenden Arten repräsentiert wird. Dies konnten z.B. BERENDSE & AERTS (1984) für die Glockenheide *Erica*

tetralix nachweisen, die am besten unter trockeneren, nährstoffreicheren Bedingungen wachsen kann. Durch die Konkurrenz von Arten wie z.B. *Molinia caerulea* wird sie dort aber in Bereiche abgedrängt, in denen sie zwar überleben kann, aber keine optimalen Lebensbedingungen vorfindet. Darüber hinaus sind aber auch positive Effekte bekannt. SCHAT (1984) zeigte beispielsweise, dass *Juncus maritimus* durch Sauerstoffabgabe über die Wurzeln den Überflutungsstress weniger fluttoleranter Arten bis zu einem gewissen Grad vermindern kann.

Welchen Einfluss eine Grundwasserabsenkung bzw. eine Abnahme der Bodenfeuchte auf die Artenzusammensetzung ausübt, hängt vor allem von ihrer Intensität ab. SCHAT & VAN BECKHOVEN (1991) gehen davon aus, dass Pflanzen feuchter Dünentäler auch im Sommer ausreichend mit Wasser versorgt sind, solange der Grundwasserspiegel nicht unter eine Tiefe von 1 m absinkt (kapillarer Aufstieg des Wassers). Auch wurde bereits bei Feuchtartern die Förderung des Wurzelwachstums bei absinkenden Wasserständen nachgewiesen, so dass Wasser auch in größeren Tiefen erreicht werden konnte (SALA & NOWAK 1997). Eine kurzfristige Grundwasserabsenkung durch erhöhte Wasserförderung oder durch einen sehr trockenen Sommer wirkt sich somit nur geringfügig auf die Vegetationszusammensetzung aus und ist in diesem Fall hauptsächlich für einjährige, kurzlebige Arten von Relevanz (GROOTJANS et al. 1988).

Die Photosynthesemessungen an der Braunsegge *Carex nigra* haben gezeigt, dass Feuchtartern durchaus in der Lage sind, kurzfristige Abtrocknungen der Böden zu tolerieren. Es stellte sich sogar eine kontinuierliche Zunahme der Leistungsfähigkeit des Photosyntheseapparates im Verlauf der Wasserstandsabsenkung ein. Die Wurzeln der Segge wuchsen auf eine Länge von bis zu 65 cm, was beweist, dass die Pflanzen in den feuchten Dünentälern nicht nur oberflächlich wurzeln, sondern auch schwankenden Grundwasserständen folgen und somit Wasser aus größeren Tiefen beziehen können.

Kommt es allerdings zu einer permanenten Abtrocknung, verlieren die an anoxische oder zumindest hypoxische Bedingungen angepassten Arten zumeist ihre Konkurrenzkraft gegenüber solchen, die mit trockeneren Verhältnissen besser zurecht kommen. Dies ist meist auf eine Reduzierung der oberirdischen Biomasse zurückzuführen, um die transpirierende Oberfläche zu verringern und damit einem übermäßigen Wasserverlust entgegenzuwirken (SALA & NOWAK 1997). Auch fehlen manchen Arten Mechanismen, ihre Transpiration bei Wassermangel rechtzeitig durch Schließen der Stomata zu verringern, wie es z.B. bei *Erica tetralix* festgestellt werden konnte (BANNISTER 1964).

Es sei aber noch darauf hingewiesen, dass extrem nasse Perioden ebenfalls zu Veränderungen der Artenzusammensetzung führen können (GROOTJANS et al. 1988, 1991). Da in den

Dünentälern allerdings die Tendenz eher zu Abtrocknungsprozessen besteht, wird auf diese Thematik nicht weiter eingegangen.

Ein Einfluss der Grundwasserförderung auf die hydrologischen Standortfaktoren konnte in dieser Untersuchung für einige Standorte nachgewiesen werden (z.B. L9*, N17*). Dieser war in Form starker Grundwasserabsenkungen, erniedrigter Bodenwassergehalte und erhöhter Wechselfeuchte zu erkennen. Im Sommer 2001 kann eine eventuell auftretende Beeinträchtigung allerdings durch die extrem hohen Niederschläge überlagert worden sein, so dass hier keine gesicherten Aussagen möglich sind. Um allgemeine hydrologische Standortfaktoren zu definieren, muss daher dieser Einfluss noch detaillierter geklärt werden. Dafür ist es empfehlenswert, trockenere Birkenwälder außerhalb der Wassereinzugsgebiete mit in die Untersuchungen einzubeziehen, um festzustellen, wie hoch die Abtrocknung auch unter natürlichen Bedingungen sein kann. Des Weiteren sollte eine Unterteilung der Feuchtheidebereiche in eine trockene und eine feuchte Variante getroffen werden. Hierbei gilt vor allem nachzuweisen, welche Feuchteverhältnisse in der unbeeinflussten Trockenvariante vorzufinden sind. Erst dann kann die Beeinträchtigung durch die Wasserförderung besser eingeschätzt werden.

Größte Auswirkungen dürfte eine übermäßige Grundwasserabsenkung auf das *Caricetum trinervi-nigrae* und *Empetro-Ericetum* haben. PETERSEN et al. (2002) geben als „critical level“ für Braunseggensümpfe eine Absenkung zwischen 40-60 cm u. GOF an, für Feuchtheiden liegt dieser bei 60-80 cm u. GOF. Bei einer übermäßigen Abnahme des Grundwasserspiegels ist die Entwicklung vom Braunseggensumpf über die Feuchtheide hin zum Birkenwald als Klimaxgesellschaft sehr wahrscheinlich. Wo sich die Moorbirke erst einmal etabliert hat, vermag sie die Standortbedingungen zu ihren Gunsten zu verändern, indem sie dem Boden verhältnismäßig viel Wasser entzieht und sich einen Konkurrenzvorteil gegenüber Arten verschafft, die besser an feuchtere Bedingungen angepasst sind (DIERSSEN & DIERSSEN 1974).

Neben den hydrologischen Aspekten ist auch die Nährstoffversorgung in einem Ökosystem von Relevanz. Insgesamt wachsen die untersuchten Pflanzengesellschaften auf sehr nährstoffarmen Böden. Die geringen Nährstoffkonzentrationen machen Anpassungen der Pflanzen erforderlich, damit sie sich in diesen Habitaten ansiedeln können. Dies kann in Form von verstärktem Wurzelwachstum, Ausbildung langlebiger, immergrüner Blätter, Kleinwüchsigkeit oder Retranslokation von Nährstoffen erfolgen (AERTS et al. 1992, LARCHER 1994).

Die Ergebnisse der Niederschlags- und Sickerwasseranalysen haben gezeigt, dass der Vegetation eine große Bedeutung für den Wasser- und Nährstoffkreislauf in einem feuchten Dünental zukommt. Über die Pflanzendecke und den Oberboden wird sowohl der von Mikroorganismen mineralisierte als auch der über das Regenwasser eingebrachte Stickstoff immobilisiert und somit dessen Verlagerung ins Grundwasser vermindert. Auch die Konzent-

rationen weiterer wichtiger Nährstoffe (z.B. Na, K, Ca, Mg) im Sickerwasser erwiesen sich als sehr gering, so dass der Verlust von Nährstoffen aus dem Ökosystem durch Auswaschung als äußerst geringfügig angesehen werden kann. Der Großteil der Nährstoffe wird von der Vegetation aufgefangen und in ihr gespeichert.

Anders verhält es sich, wenn der Stickstoffeintrag und die Niederschlagsmenge zu hoch werden und einen bestimmten Schwellenwert überschreiten. In einem solchen Fall kann ein Großteil des eingebrachten Stickstoffs ins Grundwasser gelangen, was nicht nur außerhalb der Vegetationsperiode, sondern auch während der Sommermonate möglich ist.

Hinsichtlich der untersuchten bodenkundlichen Parameter erwies sich die Bodenazidität als ein bedeutsamer Standortfaktor. Die niedrigen pH-Werte, die bei allen untersuchten Pflanzengesellschaften in einem ähnlichen Bereich lagen, schaffen für die Etablierung von Pflanzen ungünstige Voraussetzungen. Zur Aufrechterhaltung eines günstigen intrazellulären Milieus (pH 6-7) müssen von Pflanzen pH-Unterschiede zwischen außen und innen durch Protonentransporte ausgeglichen werden, die einen enormen Energieaufwand bedeuten können (LARCHER 1994). Außerdem wirkt sich die Bodenazidität auf die Nährstoffverfügbarkeit aus, die bei Abnahme der pH-Werte negativ beeinflusst wird.

Jahreszeitliche Veränderungen der pH-Werte und der austauschbaren Kationen waren innerhalb der Untersuchungen im Freiland nicht festzustellen, was zum einen auf eine hohe räumliche Variabilität der Böden zurückzuführen ist. Des Weiteren sind die am natürlichen Standort ablaufenden Prozesse oft sehr komplex und von Faktoren abhängig, die starken Schwankungen unterliegen sind (z.B. Bodenwassergehalte, Aktivität von Mikroorganismen). Daher wurde neben den Freilanduntersuchungen eine Simulation der im Boden ablaufenden Reaktionen unter kontrollierten Bedingungen in Laborlysimetern durchgeführt. Auf diese Weise ließen sich Veränderungen der Bodenazidität in Abhängigkeit unterschiedlicher Wassergehalte aufzeigen. Inwieweit sich diese Änderungen auf die Verfügbarkeit von Kationen auswirkt, wurde dabei in diesem Zusammenhang nicht weiterverfolgt.

In den Böden der Laborlysimeter kam es zu einer deutlichen Erhöhung des Boden-pH bei Überflutung, was die Dominanz von Reduktionsprozessen widerspiegelt. Dagegen fanden in Anwesenheit von Sauerstoff vornehmlich Oxidationsreaktionen statt, die in der Abnahme der Boden-pH-Werte resultierten. Bei einer Übertragung dieser Ergebnisse auf Prozesse im Freiland muss berücksichtigt werden, dass es sich bei den Laborversuchen um Bodenverhältnisse handelt, die am natürlichen Standort in der Form und Intensität nicht zu erwarten sind. Überflutungen können zwar auch auf den Inseln mehrere Wochen bis Monate andauern, doch fallen sie hauptsächlich in die kältere Jahreszeit, wo bodenchemische Prozesse aufgrund der geringen Temperaturen nur verlangsamt ablaufen. Auch wird die Abtrocknung der Böden im Sommer immer wieder durch Regenereignisse unterbrochen. Die im Laborver

sich geschaffenen Verhältnisse stellen somit Extremsituationen dar. Dennoch erlauben sie eine Abschätzung über die potenziell möglichen Abläufe im Freiland. Eine Veränderung des Boden-pH in Abhängigkeit der Bodenwassergehalte dürfte somit auch in den Böden der feuchten Dünentäler zu erwarten sein, allerdings in deutlich geringerer Intensität.

Unterschiede konnten zwischen den untersuchten Pflanzengesellschaften hinsichtlich der Bodenazidität nicht festgestellt werden. PETERSEN (2000) vermutet als Grund für die Entwicklung vom *Caricetum trinervi-nigrae* zum *Empetro-Ericetum* allerdings neben einer Abnahme der Bodenfeuchte auch eine Verringerung der pH-Werte. Dieser Verlauf kann durch die vorliegenden Ergebnisse nicht bestätigt werden. Da die untersuchten Braunseggen-sumpfstandorte in älteren Dünentälern liegen, wird angenommen, dass das *Caricetum trinervi-nigrae* eventuell eine höhere pH-Amplitude aufweist und somit auch in Böden mit höheren pH-Werten vorkommen kann.

Als ein entscheidender Faktor für das Pflanzenwachstum wurde außerdem die Verfügbarkeit von Stickstoff in den Vegetationseinheiten der feuchten Dünentäler untersucht.

Die Hauptform von Stickstoff in überfluteten oder sehr nassen Böden ist Ammonium, da dessen Oxidation zu Nitrat nur in Anwesenheit von Sauerstoff ablaufen kann (JANIESCH 1991, GAMBRELL et al. 1991). Dies war für die Böden der feuchten Dünentäler sowohl in den Freilanduntersuchungen als auch in den Laborexperimenten festzustellen. Selbst bei Abtrocknungen der Böden im Sommer konnte keine Nitratproduktion gemessen werden, außer an einem Birkenwaldstandort (L13*), für den anthropogene Einflüsse allerdings sehr wahrscheinlich sind.

Stickstoff kann von Pflanzen sowohl als Ammonium als auch Nitrat aufgenommen werden, wobei jedoch oft eine der beiden Stickstoffformen bevorzugt wird (FALKENGREN-GERUP 1995). Gerade die Aufnahme von Ammonium muss allerdings in diesem Zusammenhang als problematisch betrachtet werden, da sie sich für viele Pflanzen als toxisch erweisen kann (BRITTO & KRONZUCKER 2002). Jedes durch die Wurzel aufgenommene NH_4^+ -Ion wird zum Ladungsausgleich durch ein Proton ausgetauscht, was zu einer zusätzlichen Ansäuerung der ohnehin bereits sauren Böden führen kann (FINDENEGG 1987, SCHUBERT & YAN 1997). Erhöhte Ammoniumaufnahme verringert meist die Aufnahme anderer wichtiger Kationen und resultiert letztendlich in einer unausgeglichene Ionenbalance bzw. einer ungünstigen Veränderung der zellinternen Redoxverhältnisse (BRÄNDLE 1996, GLOSER & GLOSER 2000). Damit sich Pflanzen auf sauren Böden, in denen fast ausschließlich Ammonium als Stickstoffquelle zur Verfügung steht, etablieren können, müssen Anpassungen an diese Verhältnisse vorhanden sein. ERNST (1990) gibt einen Hinweis darauf, dass Pflanzen auch bei Überflutung Nitrat zur Verfügung stehen kann, wenn durch aerenchymatisches Gewebe ausreichend Sauerstoff über die Wurzeln in die Rhizosphäre abgegeben wird.

Die Untersuchung der Stickstoff-Netto-Mineralisation in den Böden der einzelnen Pflanzengesellschaften ergab allgemein nur geringe Mineralisationsraten, die durch häufig auftretende anaerobe Bedingungen, stark saure Bodenreaktion und schlechte Zersetzbarkeit der organischen Substanz hervorgerufen wurden.

Hinsichtlich der Menge an freigesetztem Stickstoff in den Böden hoben sich die Birkenwälder allerdings deutlich von den übrigen Vegetationseinheiten ab. Hier wurden die höchsten Mineralisationsraten gemessen, was auf die geringeren mittleren Bodenwassergehalte und die Qualität der organischen Substanz zurückzuführen ist. Auch wenn die Mineralisationsraten in den Birkenwäldern im Vergleich zu anderen Waldgesellschaften als sehr gering einzustufen sind, ergibt sich auf den Inseln ein grundlegender Unterschied bezüglich der Stickstoffversorgung in der *Betula pubescens*-Gesellschaft gegenüber der im *Caricetum trinervi-nigrae* bzw. *Empetro-Ericetum*. Dies ist für die Etablierung von Pflanzen ein entscheidender Standortfaktor, da die Versorgung mit Stickstoff meist unzureichend ist und sich daher limitierend auf das Pflanzenwachstum auswirkt (BERENDSE & ELBERSE 1990). Durch die deutlich höhere Stickstoff-Mineralisation in den Böden der Birkenwälder befindet sich die *Betula pubescens*-Gesellschaft auf einer höheren Sukzessionsstufe als die übrigen untersuchten Pflanzengesellschaften. Eine kontinuierliche Erhöhung der Stickstofffreisetzungen beschreiben RUNGE et al. (1993) für eine Heide-Wald-Sukzession. Sie vertreten die Ansicht, dass das Angebot an Nährstoffen vom jeweiligen Sukzessionsstadium abhängig ist und durch eine „Veränderung des ökosysteminternen Nährstoffkapitals“ aber auch durch eine „Veränderung der Umsatzraten“ variiert wird. Die ermittelten Stickstoffvorräte im Boden der untersuchten Pflanzengesellschaften geben auf eine solche Entwicklung keinen Hinweis. Hier sind eher die Umsatzraten von Relevanz. Da allerdings keine allgemeingültigen Aussagen über die Höhe der Stickstofffreisetzung im *Caricetum trinervi-nigrae* und *Empetro-Ericetum* getroffen werden konnten, können über mögliche Sukzessionsabfolgen in den Dünentälern nur Vermutungen angestellt werden. Diesbezüglich wären weiterführende Untersuchungen wünschenswert, die eine Differenzierung der Feuchtheidegesellschaften in eine trockenere und eine feuchte Variante vorsehen. Auf diese Weise wäre es eventuell möglich, einen Gradienten aufzuzeigen, der eine Erhöhung des verfügbaren Stickstoffs vom *Caricetum trinervi-nigrae* über die feuchte Variante der Feuchtheide bis hin zur trockenen Ausbildung aufweist, die letztendlich im Birkenwald maximale Umsatzraten erreicht und die *Betula pubescens*-Gesellschaft als Klimaxgesellschaft auszeichnet. Dies wäre insofern zu erwarten, da die hydrologischen Untersuchungen einen Gradienten der Feuchtigkeitsverhältnisse zwischen den Pflanzengesellschaften erkennen lassen und sich gerade Wasser als ein wichtiger, die Mineralisation beeinflussender Faktor, erweist.

Durch die geringen Stickstofffreisetzungen in den Böden kommt dem Stickstoffeintrag über nasse und trockene Deposition auf den Inseln eine wichtige Rolle zu. Die Höhe der Zufuhr über den Niederschlag ist durchaus mit den Verhältnissen auf dem Festland vergleichbar ($15-20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Eine Abschätzung, inwieweit in den N-limitierten Pflanzengesellschaften der feuchten Dünentäler eine Artenverschiebung durch erhöhte Stickstoffzufuhr aus der Atmosphäre erfolgen kann, ist schwierig, da Daten über die Stickstoffeinträge in den letzten Jahren bzw. Jahrzehnten auf den Ostfriesischen Inseln fehlen. Es bleibt abzuwarten, ob die Zunahme der Stickstoff-Emissionen, wie sie auf dem Festland bereits nachzuweisen sind, auch auf den Ostfriesischen Inseln zur Eutrophierung von Ökosystemen beitragen werden. Daher sollte dieser Faktor bei Betrachtungen zukünftiger Vegetationsentwicklungen unbedingt berücksichtigt und durch weiterführende Untersuchungen beobachtet werden.

Ein Einfluss der Wasserförderung auf die Stickstoff-Mineralisation kann im Rahmen dieser Untersuchung nur für den Braunseggensumpfstandort N17* als sehr wahrscheinlich angesehen werden. Hier war gegenüber allen anderen Probeflächen des *Caricetum trinervi-nigrae* eine ungewöhnlich hohe Stickstoff-Netto-Mineralisation festzustellen, was auf die vergleichsweise sehr geringen Bodenwassergehalte zurückzuführen ist. Aufgrund der Tatsache, dass auch an diesem Standort keine erhöhte Nitratproduktion messbar war, sondern fast der gesamte Stickstoff als Ammonium freigesetzt wurde, ist hier eher mit einer Ausbreitung der *Betula pubescens*-Gesellschaft zu rechnen. Dies gibt einen Hinweis darauf, dass durch übermäßige Absenkung der Grundwasserstände die Mineralisationsprozesse erhöht werden und damit die Verbreitung der Birkenwaldbestände durch eine verbesserte Stickstoffversorgung begünstigt wird.

Die Untersuchungen zeigen somit, dass es sich bei den feuchten Dünentälern auf den Ostfriesischen Inseln um einen extremen Lebensraum handelt, der entscheidend vom Wechsel aerober und anaerober Bedingungen im Boden geprägt wird. Intensität und Dauer von Überflutungsphasen, Grad der Anpassung an Anoxie aber auch an trockenere Verhältnisse sowie interspezifische Konkurrenz grenzen den Wirkungsbereich der Arten deutlich ab.

Nur hochspezialisierte Arten sind in der Lage, die stark sauren und nährstoffarmen Böden dieser Ökosysteme auf Dauer erfolgreich zu besiedeln.

7. Zusammenfassung

Drei grundwasserabhängige Pflanzengesellschaften der feuchten Dünentäler (*Betula pubescens*-Gesellschaft, *Caricetum trinervi-nigrae*, *Empetro-Ericetum*) wurden auf den Ostfriesischen Inseln Norderney und Langeoog hinsichtlich ihrer hydrologischen und nährstoffökologischen Standortfaktoren untersucht und miteinander verglichen. Außerdem wurden vergleichende Messungen im grundwasserunabhängigen *Hieracio-Empetretum* durchgeführt.

Mit Hilfe der Messung von Grundwasserständen und den monatlichen Bodenwassergehalten konnten die grundwasserbeeinflussten Vegetationseinheiten hinsichtlich der Abnahme ihres Feuchtegrades in folgender Reihenfolge angeordnet werden:

Caricetum trinervi-nigrae > *Empetro-Ericetum* > *Betula pubescens*-Gesellschaft.

Der Einfluss übermäßiger Wasserentnahme auf die hydrologischen Standortbedingungen im Wassereinzugsgebiet war auf einigen Probeflächen zu beobachten, meist ist eine eindeutige Aussage aufgrund der extremen Regenereignisse im Sommer 2001 allerdings nicht möglich gewesen.

Die bodenkundliche Untersuchung ergab keine Unterschiede zwischen den Pflanzengesellschaften, deren Böden sich als stark sauer und nährstoffarm erwiesen. Jahreszeitliche Änderungen der pH-Werte und austauschbaren Kationen infolge unterschiedlicher Bodenwassergehalte waren nicht nachweisbar.

Die höchste Stickstoff-Netto-Mineralisation konnte in den Oberböden der *Betula pubescens*-Gesellschaften ermittelt werden. Hier zeigte sich auf allen Probeflächen ein recht einheitliches Bild. Für die übrigen Pflanzengesellschaften lassen sich keine allgemeinen Aussagen machen. Die Freisetzungsraten variierten, aufgrund unterschiedlicher hydrologischer und vegetationspezifischer Standorteigenschaften, sehr stark. Tendenzen zu erhöhter Mineralisation bei Abtrocknung der Böden ließen sich erkennen, weitere Untersuchungen wären zur Absicherung allerdings nötig. Es konnte gezeigt werden, dass Stickstoff den Pflanzen hauptsächlich in Form von Ammonium zur Verfügung steht. Die Nitratproduktion ist in den Dünentälern sowie auch in trockenen Heiden vernachlässigbar. Die Menge mineralisierten Stickstoffs war im Vergleich zum vorhandenen Stickstoffvorrat im Boden gering.

Als wichtige Stickstoffquelle erwies sich der Niederschlag. Analysen des Regenwassers ergaben einen Eintrag an Stickstoff (nasse Deposition) auf den Inseln Langeoog und Norderney von ca. 15-20 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Mit Hilfe von Saugkerzen konnte festgestellt werden, dass innerhalb eines Jahres bis zu 70% des eingetragenen Stickstoffs von Boden und Vegetation aufgefangen wurde und somit der Verlust an Stickstoff ins Grundwasser sehr gering war. Dies änderte sich allerdings, als der Stickstoffeintrag und die Niederschlagsmenge zu hoch wurden und einen bestimmten Schwellenwert überschritten.

Neben der Freilandarbeit erfolgten auch Untersuchungen über bodenchemische Prozesse in Abhängigkeit unterschiedlicher Bodenfeuchten (trocken, nass, überflutet) mit Hilfe von Laborlysimetern. Die Boden-pH-Werte zeigten eine deutliche Zunahme bei Überflutung und eine Abnahme bei Abtrocknung der Böden. Ammonium wurde im Sickerwasser von nassen und überfluteten Böden als Hauptstickstoffform gefunden. Lediglich bei Abtrocknung kam es im Sickerwasser zu erhöhter Nitratproduktion.

Das Gaswechselverhalten der Braunsegge *Carex nigra* wurde in Abhängigkeit unterschiedlicher Bodenwassergehalte im Laborversuch untersucht. Dabei zeigte sich unter staunassen Bedingungen eine deutliche Reduzierung der Photosynthesekapazität. Die Ergebnisse der Chlorophyllfluoreszenz deuten dabei auf eine Hemmung des Photosyntheseapparates hin. Bei sukzessiver Abnahme der Bodenwassergehalte trat eine Erhöhung der maximalen CO₂-Austauschrate um 35% ein. Auch die maximale stomatäre Leitfähigkeit sowie Carboxylierungseffizienz und Photonenwirksamkeit nahmen zu, die Wasserausnutzung verbesserte sich. Im Vergleich zu überflutungsintoleranten Arten erwies sich *C. nigra* trotz reduzierter photosynthetischer Leistungsfähigkeit bei Staunässe als optimal an wechselfeuchte Habitate angepasst, da sie über zahlreiche Adaptationen verfügt (Ausbildung von aerenchymatischem Gewebe, Fähigkeit zur Oxidation der Rhizosphäre, stimuliertes Wachstum bei Überflutung etc.), die ihr ein Überleben unter anaeroben Bodenbedingungen ermöglichen.

Durch die gewonnenen Erkenntnisse dieser Untersuchungen sind Aussagen über die Lebensbedingungen für Pflanzen in den feuchten Dünentälern möglich. Zudem wird ein weiterer Beitrag zum Verständnis der komplexen Sukzessionsabfolgen innerhalb der Hygroserie auf den Ostfriesischen Inseln geleistet.

8. Literatur

- ADAMS, J.A. (1986): Identification for heterotrophic nitrification in strongly acid larch humus. - *Soil Biology and Biochemistry* 18 (3): 339-341.
- AERTS, R., DE CALUWE, H. & KONINGS, H. (1992): Seasonal allocation of biomass and nitrogen in four *Carex* species from mesotrophic and eutrophic fens as affected by nitrogen supply. - *Journal of Ecology* 80: 653-664.
- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - Hannover, 392 S.
- AK STANDORTSKARTIERUNG (1996): Forstliche Standortsaufnahme. - Eching, 351 S.
- ARMSTRONG, J. & ARMSTRONG, W. (1991): A convective through-flow of gases in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. - *Aquatic Botany* 39: 75-88.
- ARMSTRONG, J., BRÄNDLE, R. & JACKSON, M.B. (1994): Mechanisms of flood tolerance in plants. - *Acta Botanica Neerlandica* 43 (4): 307-358.
- BAKKER, T.W.M. (1981): Nederlandse Kustduinen, Geohydrologie. - Dissertation, Wageningen, 187 S.
- BANNISTER, P. (1964): The water relations of certain heath plants with reference to their ecological amplitude. III. Experimental studies: general conclusions. - *Journal of Ecology* 52: 499-509.
- BARKMAN, J.J. (1990): Ecological differences between *Calluna*- and *Empetrum*-dominated dry heath communities in Drenthe, The Netherlands. - *Acta Botanica Neerlandica* 39 (1): 75-92.
- BARUCH, Z. (1994): Responses to drought and flooding in tropical forage grasses. II. Leaf water potential, photosynthesis rate and alcohol dehydrogenase activity. - *Plant and Soil* 164: 97-105.
- BERENDSE, F. & AERTS, R. (1984): Competition between *Erica tetralix* L. and *Molinia caerulea* (L.) Moench as affected by the availability of nutrients. - *Acta Oecologica/Oecologia Plantarum*, Vol. 5 (19), n° 1: 3-14.
- BERENDSE, F., BELTMAN, B., BOBBINK, R., KWANT, R. & SCHMITZ, M. (1987): Primary production and nutrient availability in wet heathland ecosystems. - *Acta Oecologica/Oecologia Plantarum*, Vol. 8 (22), n° 3: 265-279.
- BERENDSE, F. (1990): Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. - *Journal of Ecology* 78: 413-427.
- BERENDSE, F. & ELBERSE, W.T. (1990): Competition and nutrient availability in heathland and grassland ecosystems. - In: *Perspectives on Plant Competition*. Grace, J. & Tilman, D. (Hrsg.), Academic Press, Orlando, 93-115.
- BERENDSE, F., AERTS, R. & BOBBINK, R. (1993): Atmospheric deposition and its impact on terrestrial ecosystems. - In: *Landscape Ecology of a Stressed Environment*. Vos, C.C. & Opdam, P. (Hrsg.), Chapman and Hall, London, 104-121.
- BERENDSE, F., OOMES, M.J.M., ALTENA, H.J. & DE VISSER, W. (1994): A comparative study of nitrogen flows in two similar meadows affected by different groundwater levels. - *Journal of Applied Ecology* 31: 40-48.

- BERENDSE, F., LAMMERTS, E.J. & OLFF, H. (1998): Soil organic matter accumulation and its implications for nitrogen mineralization and plant species composition during succession in coastal dune slacks. - *Plant Ecology* 137: 71-78.
- BERNARD, J.M. (1989): Life history and vegetative reproduction in *Carex*. - *Canadian Journal of Botany* 68: 1441-1448.
- BERTRU, G. & GOMA TCHIMBAKALA, J. (1985): Influence des composés hydrosolubles des litières sur l'activité d'une population de *Nitrobacter* cultivée en chémostat. - *Revue d'Écologie et de Biologie du Sol* 22 (4): 433-440.
- BINKLEY, D. & HART, S.C. (1989): The components of nitrogen availability assessments in forest soils. - *Advances of Soil Science* 10: 57-112.
- BLACKWELL, P.S. (1983): Measurements of aeration in waterlogged soils: some improvements of techniques and their application to experiments using lysimeters. - *Journal of Soil Science* 34: 271-285.
- BLOM, C.W.P.M., BÖGEMANN, G.M., LAAN, P., VAN DER SMAN, A.J.M., VAN DE STEEG, H.M. & VOESENEK, L.A.C.J. (1990): Adaptations to flooding in plants from river areas. - *Aquatic Botany* 38: 29-47.
- BLOM, C.W.P.M. & VOESENEK, L.A.C.J. (1996): Flooding: the survival strategies of plants. - *TREE* 11 (7): 290-295.
- BLUME, H.P. (1992): *Handbuch des Bodenschutzes*. - 2. Aufl., ecomed, Landsberg.
- BOBBINK, R., HEIL, G.W. & RAESSEN, M.B.A.G. (1992): Atmospheric deposition and canopy exchange processes in heathland ecosystems. - *Environmental Pollution* 75: 29-37.
- BOHNE, K., GALL, H. & ZACHOW, B. (1997): Simulation von Stickstoff-Austrägen aus Lysimetern. - *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 16: 5-13.
- BOLHÄR-NORDENKAMPF, H.R., LONG, S.P., BAKER, N.R., ÖQUIST, G., SCHREIBER, U. & LECHNER, E.G. (1989): Chlorophyll fluorescence as a probe of the photosynthetic competence of leaves in the field: a review of current instrumentation. - *Functional Ecology* 3: 497-514.
- BOLHÄR-NORDENKAMPF, H.R. & GÖTZL, M. (1992): Chlorophyllfluoreszenz als Indikator der mit der Seehöhe zunehmenden Streßbelastung von Fichtennadeln. - *FBVA-Berichte: Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt in Wien* 67: 119-132.
- BOLHÄR-NORDENKAMPF, H.R. & ÖQUIST, G. (1993): Chlorophyll fluorescence as a tool in photosynthesis research. - In: *Photosynthesis and Production in a Changing Environment: a field and laboratory manual*. Hall, D.O., Scurlock, J.M.O., Bolhär-Nordenkamp, H.R., Leegood, R.C. & Long, S.P. (Hrsg.), Chapman and Hall, London.
- BRAND, J. (2000): Untersuchungen zur synsystematischen Umgrenzung und Untergliederung sowie zur standörtlichen und landschaftsräumlichen Bindung von Feuchtwäldern im nordwestdeutschen Tiefland. - *Dissertationes Botanicae* 323, 344. S.
- BRÄNDLE, R. (1996): Überflutung und Sauerstoffmangel. - In: *Stress bei Pflanzen*. Brunold, C., Rügsegger, A. & Brändle, R. (Hrsg.), UTB für Wissenschaften, 133-148.
- BRITTO, D.T. & KRONZUCKER, H.J. (2002): NH_4^+ toxicity in higher plants: a critical review. - *Journal of Plant Physiology* 159 (6): 567-584.

- BRIX, H., SORRELL, B.K. & ORR, P.T. (1992): Internal pressurization and convective gas flow in some emergent freshwater macrophytes. - *Limnology and Oceanography* 37 (7): 1420-1433.
- BRIX, H. & SORRELL, B.K. (1996): Oxygen stress in wetland plants: comparison of de-oxygenated and reducing root environments. - *Functional Ecology* 10: 521-526.
- BUDELSKY, R.A. & GALATOWITSCH, S.M. (2000): Effects of water regime and competition on the establishment of a native sedge in restored wetlands. - *Journal of Applied Ecology* 37: 971-985.
- BRUNHOLD, C., RÜEGSEGGER, A. & BRÄNDLE, R. (1996): Stress bei Pflanzen. - UTB für Wissenschaft, 407 S.
- BUSCH, J. & LÖSCH, R. (1998): Stomatal behaviour and gas exchange of sedges (*Carex* spp.) under different soil moisture regimes. - *Physics and Chemistry of the Earth* 23 (4): 443-448.
- BUSCH, J. & LÖSCH, R. (1999): The gas exchange of *Carex* species from eutrophic wetlands and its dependence on microclimatic and soil wetness conditions. - *Physics and Chemistry of the Earth (B)* 24 (1-2): 117-120.
- BUSCH, J. (2000): Gaswechsel und strukturelle Anpassungen einheimischer Seggen unter dem Einfluss unterschiedlicher edaphischer und atmosphärischer Standortbedingungen. - Cuvillier Verlag Göttingen, 270 S.
- CABRERA, M.L. (1993): Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils. - *Soil Science Society of America Journal* 57: 63-66.
- CLAPHAM, A.R., TUTIN, T.G. & MOORE, D.M. (1987): *Flora of the British Isles*. - 3. Auflage, Cambridge University Press.
- CORDES, H & ISERMANN, M. (1992): Changes in dune vegetation on Spiekeroog (East Frisian Islands) over a 30 year period. - In: *Coastal Dunes: Geomorphology, Ecology and Management of Conservation*. Carter, R.W.G., Curtis, T.G.F. & Sheehy-Skeffington, M.J. (Hrsg.), Balkema, Rotterdam, 201-209.
- CRAWFORD, R.M.M. (1989): The anaerobic retreat. - In: *Studies on plant survival. Ecological case histories of plant adaptation to adversity*. Crawford, R.M.M. (Hrsg.), Blackwell Scientific Publications, *Studies in Ecology* Vol. 11, 105-129.
- CRAWFORD, R.M.M. (1996): Konkurrenz in Pflanzengesellschaften. - In: *Stress bei Pflanzen*. Brunold, C., Rügsegger, A. & Brändle, R. (Hrsg.), UTB für Wissenschaften, 269-294.
- CRAWFORD, R.M.M. & BRÄNDLE, R. (1996): Oxygen deprivation stress in a changing environment. - *Journal of Experimental Botany* 47 (295): 145-159.
- DE BOER, W., KLEIN GUNNEWIEK, P.J.A. & TROELSTRA, S.R. (1990): Nitrification in Dutch heathland soils. II. Characteristics of nitrate production. - *Plant and Soil* 127: 193-200.
- DELTA-T DEVICES (1995): ThetaProbe soil moisture sensor. - User Manual ML1-UM-1.
- DIAS-FILHO, M.B. & DE CARVALHO, C.J.R. (2000): Physiological and morphological responses of *Brachiaria* spp. to flooding. - *Pesquisas agropecuária brasileira* 35 (10): 1959-1966.

- DIAS-FILHO, M.B. (2002): Tolerance to flooding in five *Brachiaria brizantha* accessions. - Pesquisas agropecuária brasileira 37 (4): 439-447.
- DIERSSEN, B. & DIERSSEN, K. (1974): Der Sand- und Moorbirken-Aufwuchs in nw-deutschen *Calluna*- und *Erica*-Heiden, ein Naturschutzproblem. - Natur und Heimat 34 (1): 19-26.
- DIERSSEN, K. (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. - Schriftenreihe Landesamt für Naturschutz- und Landschaftspflege Schleswig-Holstein 6, 157 S.
- DIERSSEN, K. (1993): Binnenländische und küstengebundene Heiden im Vergleich. - Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 5: 183-197.
- DOLDER, W. & DOLDER, U. (1989): Lebensraum Nordseeküste und Wattenmeer. - Verlag Martin Greil, Grünwald, 144 S.
- DVWK (1985): Bodennutzung und Nitrataustrag. - Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Heft 73, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- DVWK (1996a): Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen. - Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Heft 112, Bonn.
- DVWK (1996b): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. - Merkblätter zur Wasserwirtschaft 238, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- EIS, D. (1990): Bodenentwicklung in einer Dünensukzession. - Diplomarbeit, Universität Oldenburg, 80 S.
- EDER, G. (2001): Lysimeter in Österreich – Typen, Standorte und Ergebnisse. - Zentralblatt für Geologie und Paläontologie Teil 1, Heft 1/2:51-64.
- ELLENBERG, H. (1977): Stickstoff als Standortsfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. - Oecologia Plantarum 12 (1): 1-22.
- ELLENBERG, H. (1991): Ökologische Veränderungen in Biozönosen durch Stickstoffeintrag. - In: Arten- und Biotopschutzforschung. Henle & Kaule (Hrsg.), Berichte ökologischer Forschung 4: 75-90.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica 18, Göttingen, 258 S.
- ERNST, W.H.O. (1990): Ecophysiology of plants in waterlogged and flooded environments. - Aquatic Botany 38: 73-90.
- ERNST, W.H.O., SLINGS, Q.L. & NELISSEN, H.J.M. (1996): Pedogenesis in coastal wet dune slacks after sod-cutting in relation to revegetation. - Plant and Soil 180: 219-230.
- FALKENGREN-GERUP, U. (1995): Interspecies differences in the preference of ammonium and nitrate in vascular plants. - Oecologia 102: 305-311.

- FANGMEIER, A.H., FANGMEIER, A. & JÄGER, H.J. (1992): Ammoniak in der bodennahen Atmosphäre – Emmission, Immission und Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme. - Minist. f. Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW, Düsseldorf.
- FETTWEIS, F. (1951/52): Über die Lage der Spaltöffnungen als Hilfsmittel bei der Bestimmung von *Carex*-Formen. - *Decheniana* 105/106: 199-203.
- FINDENEGG, G.R. (1987): A comparative study of ammonium toxicity at different constant pH of the nutrient solution. - *Plant and Soil* 103: 239-243.
- FUNK, W. (1977): Konservierung von Proben zur späteren Analytik im Laboratorium. - *Vom Wasser* 48: 75-87.
- GAMBRELL, R.P., DELAUNE, R.D. & PATRICK, W.H., JR. (1991): Redox processes in soils following oxygen depletion. - In: *Plant life under oxygen deprivation*. Jackson, M.B., Davies, D.D. & Lambers, H. (Hrsg.), SPB Academic Publishing bv, 101-117.
- GERLACH, A. (1973): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffnettonmineralisation. - *Scripta Geobotanica* 5, Göttingen.
- GERLACH, A. (1993): Biogeochemistry of nitrogen in a coastal dune succession on Spiekeroog (Germany) and the impact of climate. - *Phytocoenologia* 23: 115-127.
- GERLACH, A., ALBERS, E.A. & BROEDLIN, W. (1994): Development of the nitrogen cycle in the soils of a coastal dune succession. - *Acta Botanica Neerlandica* 43 (2): 189-203.
- GISI, U., SCHENKER, R., SCHULIN, R., STADELMANN, F.X. & STICHER, H. (1997): *Bodenökologie*. - 2. Auflage, Thieme Verlag.
- GLOSER, V. & GLOSER, J. (2000): Nitrogen and base cation uptake in seedlings of *Acer pseudoplatanus* and *Calamagrostis villosa* exposed to an acidified environment. - *Plant and Soil* 226: 71-77.
- GONZÁLEZ-PRIETO, S.J., VILLAR, M.C., CARBALLAS, M. & CARBALLAS, T. (1992): Nitrogen mineralization and its controlling factors in various kinds of temperate humid-zone soils. - *Plant and Soil* 144: 31-44.
- GROEBLER, K. (1999): Stickstoff-Nettonmineralisation in Dünenböden auf Norderney und Spiekeroog im Vergleich. - Examensarbeit, Universität Oldenburg, 91 S.
- GROOTJANS, A.P., SCHIPPER, P.C. & VAN DER WINDT, H.J. (1985): Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. I. – *Calthion palustris* stands. - *Acta Oecologica/Oecologia Plantarum*, Vol. 6 (20), n° 4: 403-417.
- GROOTJANS, A.P., SCHIPPER, P.C. & VAN DER WINDT, H.J. (1986): Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. II. – *Cirsio-Molinietum* stands. - *Acta Oecologica/Oecologia Plantarum*, Vol. 7 (21), n° 1: 3-14.
- GROOTJANS, A.P., HENDRIKSMA, P., ENGELMOER, M. & WESTHOFF, V. (1988): Vegetation dynamics in a wet dune slack. I: rare species decline on the Waddenisland of Schiermonnikoog in The Netherlands. - *Acta Botanica Neerlandica* 37 (2): 265-278.
- GROOTJANS, A.P., HARTOG, P.S., FRESCO, L.F.M. & ESSELINK, H. (1991): Succession and fluctuation in a wet dune slack in relation to hydrological changes. - *Journal of Vegetation Science* 2: 545-554.

- GROOTJANS, A.P., LAMMERTS, E.J. & VAN BEUSEKOM, F. (1995): Kalkrijke duinvalleien op de Waddeneilanden. - KNNV, Utrecht, 175 S.
- GROOTJANS, A.P., EVERTS, H., BRUIN, K. & FRESCO, L. (2001): Restoration of wet dune slacks on the Dutch Wadden Sea Islands: Recolonization after large-scale sod cutting. - *Restoration Ecology* 9 (2): 137-146.
- GROSSE, W., JOVY, K. & TIEBEL, H. (1996): Influence of plants on redox potential and methane production in water-saturated soil. - *Hydrobiologia*: 340: 93-99.
- HAEUPLER, H. & SCHÖNFELDER, P. (1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland - Stuttgart, 768 S.
- HANLON, E.A., ANDERSON, D.L. & DIAZ, O.A. (1997): Nitrogen mineralization in histosols of the Everglades Agricultural Area. - *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 28 (1+2): 73-87.
- HASSINK, J. (1992): Effects of soil texture and structure on carbon and nitrogen mineralization in grassland soils. - *Biology and Fertility of Soils* 14: 126-134.
- HAUDE, W. (1955): Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. - *Mitteilungen des Deutschen Wetterdienstes* Nr. 11.
- HEBER, U., BLIGNY, R., STREB, P. & DOUCE, R. (1996): Photorespiration is essential for the protection of the photosynthetic apparatus of C₃ plants against photoinactivation under sunlight. - *Botanica Acta* 109: 307-315.
- HEIL, G.W. & DIEMONT, W.H. (1983): Raised nutrient levels change heathland into grassland. - *Vegetatio* 53: 113-120.
- HEIL, G.W., WERGER, M.J.A., DE MOL, W., VAN DAM, D. & HEINJE, B. (1988): Capture of atmospheric ammonium by grassland canopies. - *Science* 239:764-765.
- HERPPICH, M., HERPPICH, W.B. & VON WILLERT, D.J. (1994): Influence of drought, rain and artificial irrigation on photosynthesis, gas exchange and water relations of the fynbos plant *Protea acaulos* (L.) Reich at the end of the dry season. - *Botanica Acta* 107: 440-450.
- HETHERINGTON, A.M. & QUATRANO, R.S. (1991): Mechanisms of action of abscisic acid at cellular level. - *New Phytologist* 119: 9-32.
- HOBOHM, C. (1993): Die Pflanzengesellschaften von Norderney. - Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Arbeiten aus der Forschungsstelle Küste 12.
- IRMAK, S., HAMANN, D.Z. & SMAJSTRLA, A.G. (1999): Continuous water content measurements with time-domain reflectometry for sandy soils. - *Soil and Crop Science Society of Florida Proceedings* 58: 77-81.
- ISHIKAWA, S.-I., OIKAWA, T. & FURUKAWA, A. (1990): Photosynthetic characteristics and water use efficiency of three coastal dune plants. - *Ecological Research* 5: 377-391.
- JAGNOW, G. & SÖCHTING, H. (1981): Stickstoffverluste aus dem Boden in die Atmosphäre und das Grundwasser – Möglichkeiten ihrer Begrenzung. - In: Beachtung ökologischer Grenzen bei der Landwirtschaft. *Berichte über Landwirtschaft* 197 : 223-235.
- JANIESCH, P. (1978): Ökophysiologische Untersuchungen von Erlenbruchwäldern. I. Die edaphischen Faktoren. - *Öcologia Plantarum* 13 (1): 43-57.

- JANIESCH, P. (1979): Eisen als Standortfaktor in Erlenbruchwäldern. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 7: 403-406.
- JANIESCH, P. (1981): Ökophysiologische Untersuchungen an *Carex* Arten aus Erlenbruchwäldern. - Habilitationsschrift, FB Biologie, Münster.
- JANIESCH, P. (1991): Ecophysiological adaptations of higher plants in natural communities to waterlogging. - In: Ecological Responses to Environmental Stresses. Rozema, J. & Verkleij, J.A.C. (Hrsg.), Kluwer Academic Publishers, 50-60.
- JANIESCH, P., MELLIN, C. & MÜLLER, E. (1991): Die Stickstoff-Netto-Mineralisation in naturnahen und degenerierten Erlenbruchwäldern als Kenngröße zur Beurteilung des ökologischen Zustandes. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 20: 353-359.
- JANIESCH, P. (1997): Die nährstoffökologische Situation unterschiedlich stark entwässerter Erlenbrücher im Emsland. - Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 59 (4): 65-74.
- JASSBY, A.D. & PLATT, T. (1976): Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. - Limnology and Oceanography 21: 540-547.
- JINGGOU, W. & BAKKEN, L.R. (1997): Competition for nitrogen during mineralization of plant residues in soil: microbial response to C and N availability. - Soil Biology and Biochemistry 29 (2): 163-170.
- JOLY, C.A. & CRAWFORD, R.M.M. (1982): Variation in tolerance and metabolic responses to flooding in some tropical trees. - Journal of Experimental Botany 33 (135): 799-809.
- JONES, R. (1967): The relationship of dune-slack plants to soil moisture and chemical conditions. - Dissertation, Universität Wales.
- JONES, H.E. & ETHERINGTON, J.R. (1970): Comparative studies of plant growth and distribution in relation to waterlogging. I. The survival of *Erica cinerea* L. and *Erica tetralix* L. and its apparent relationship to iron and manganese uptake in waterlogged soil. - Journal of Ecology 58: 487-496.
- JONES, R. & ETHERINGTON, J.R. (1971): Comparative studies of plant growth and distribution in relation to waterlogging. IV. The growth of dune and dune slack plants. - Journal of Ecology 59: 793-801.
- JONES, R. (1972a): Comparative studies of plant growth and distribution in relation to waterlogging. V. The uptake of iron and manganese by dune and dune slack plants. - Journal of Ecology 60: 131-139.
- JONES, R. (1972b): Comparative studies of plant growth and distribution in relation to waterlogging. VI. The effect of manganese on the growth of dune and dune slack plants. - Journal of Ecology 60: 141-145.
- JONES, R. (1975): Comparative studies of plant growth and distribution in relation to waterlogging. VIII. The uptake of phosphorus by dune and dune slack plants. - Journal of Ecology 63: 109-116.

- JUKAINE, H.V. & LAIHO, R. (1995): Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in southern Finland. - *Journal of Applied Ecology* 32: 785-802.
- JUSTIN, S.H.F.W. & ARMSTRONG, W. (1987): The anatomical characteristics of roots and plant responses to soil flooding. - *New Phytologist* 106: 465-495.
- KAHLE, J. (1999): Kompartimentierung von Stickstoff und Phosphor als Pflanzennährstoffe unter dem Einfluss von Kaninchen (*Oryctolagus cuniculus* L.). - Examensarbeit, Universität Oldenburg.
- KAYE, J.P. & HART, S.C. (1997): Competition for nitrogen between plants and soil microorganisms. - *TREE* 12 (4): 139-143.
- KAZDA, M. & KATZENSTEINER, K. (1993): Influences on the soil solution composition in forest stands. - *Agriculture, Ecosystems and Environment* 47: 135-145.
- KAZDA, M. (1995): Changes in alder fens following a decrease in the ground water table: results of a geographical information system application. - *Journal of Applied Ecology* 32: 100-110.
- KIFFE, K. (1997): Zum Vorkommen von *Carex nigra* (L.) Reichard x *Carex trivervis* Degland (= *Carex x timmiana* P. Junge) in Deutschland. - *Drosera* (2): 65-70.
- KLOTZ, D., SEILER, K.-P., SCHEUNERT, I. & SCHROLL, R. (1999): Die Lysimeteranlagen des GSF-Forschungszentrums für Umwelt und Gesundheit. - BAL-Gumpenstein, 13. u. 14. April 1999, 157-159.
- KOERSELMAN, W. (1992): The nature of nutrient limitation in Dutch dune slacks. - In: Coastal Dunes: Geomorphology, Ecology and Management of Conservation. Carter, R.W.G., Curtis, T.G.F. & Sheehy-Skeffington, M.J. (Hrsg.), Balkema, Rotterdam, 189-199.
- KOERSELMAN, W. & MEULEMAN, A.F.M. (1995): The N:P ratio: a simple indicator of the nature of nutrient limitation. - In: Ecological Engineering for Ecosystem Restoration. Verhoeven, J.T.A. (Hrsg.), 65-70.
- KRAUSE, G.H. & WEIS, E. (1991): Chlorophyll fluorescence and photosynthesis: The basics. - *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 42: 313-349.
- LACHE, D. W. (1976): Umweltbedingungen von Binnendünen und Heidegesellschaften im Nordwesten Mitteleuropas. - *Scripta Geobotanica* 11, Göttingen.
- LAMMERTS, E.J., SIVAL, F.P., GROOTJANS, A.P. & ESSELINK, H. (1992): Hydrological conditions and soil buffering processes controlling the occurrence of dune slack species on the Dutch Wadden Sea islands. - In: Coastal Dunes: Geomorphology, Ecology and Management of Conservation. Carter, R.W.G., Curtis, T.G.F. & Sheehy-Skeffington, M.J. (Hrsg.), Balkema, Rotterdam, 265-272.
- LAMMERTS, E.J. & GROOTJANS, A.P. (1998): Key environmental variables determining the occurrence and life span of basiphilous dune slack vegetation. - *Acta Botanica Neerlandica* 47 (3): 369-392.
- LAMMERTS, E.J., PEGTEL, D.M., GROOTJANS, A.P. & VAN DER VEEN, A. (1999): Nutrient limitation and vegetation changes in a coastal dune slack. - *Journal of Vegetation Science* 10: 111-122.

- LAMMERTS, E.J., MAAS, C. & GROOTJANS, A.P. (2001): Groundwater variables and vegetation in dune slacks. - *Ecological Engineering* 17: 33-47.
- LARCHER, W. (1994): *Ökophysiologie der Pflanzen*. - Ulmer, Stuttgart.
- LEEGE, O. (1937): Endozoische Samen-Verbreitung von Pflanzen mit fleischigen Früchten durch Vögel auf den Nordseeinseln. - *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen* 15: 262-284.
- LEINWEBER, P., REUTER, G. & BROZIO, K. (1993): Cation exchange capacities of organo-mineral particle size fractions in soils from long-term experiments. - *Journal of Soil Science* 44: 111-119.
- LEIRÓS, M.C., TRASAR-CEPEDA, C., SEOANE, S. & GIL-SOTRES, F. (1999): Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. - *Soil Biology and Biochemistry* 31: 327-335.
- LLOYD, N.D.H. & WOOLHOUSE, H.W. (1979): Comparative aspects of photosynthesis, photorespiration and transpiration in four species of the Cyperaceae from the relict flora of Teesdale, Northern England. - *New Phytologist* 83: 1-7.
- LÖSCH, R. & SCHULZE, E.-D. (1995): Internal coordination of plant responses to drought and evaporational demand. - In: *Ecophysiology of Photosynthesis*. Schulze, E.-D. & Caldwell, M.M. (Hrsg.), Springer.
- LÖSCH, R. & BUSCH, J. (2000): Plant functioning under waterlogged conditions. - *Progress in Botany* 61: 255-268.
- LUDLOW, M.M. (1989): Strategies of response to water stress. - In: *Structural and functional responses to environmental stresses: water shortage*. Kreeb, K.H., Richter, H. & Hinckley, T.M. (Hrsg.), SPB Academic Publishing bv.
- LUND, V. & GOKSØYR, J. (1980): Effects of water fluctuations on microbial mass and activity in soil. - *Microbial Ecology* 6: 115-123.
- MARGGRAF, G., NAUMANN, K. & WOLFF, J. (2002): Hydrogeologie und Grundwasserdynamik. - In: *Umweltverträgliche Grundwasserbewirtschaftung in hydrogeologisch und ökologisch sensiblen Bereichen der Nordseeküste*. Endbericht VW-Stiftung, 129-247.
- MEHLICH, A. (1953): Rapid determination of cation and anion exchange properties and pH of soils. - *Journal of the Association of Official Agriculture Chemists* 36: 445-457.
- MENYAILO, O.V. & HUWE, B. (1999): Denitrification and C, N mineralization as function of temperature and moisture potential in organic and mineral horizons of an acid spruce forest. - *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 162: 527-531.
- MEYER, H.-H. (1977): Grundwassernutzung auf den Ostfriesischen Inseln, Beispiel Norderney. - *Zeitschrift der deutschen geologischen Gesellschaft* 128, 305-318.
- MOHR, K. (2000): Stickstoffimmissionen in Nordwestdeutschland – Untersuchungen zu den ökologischen Auswirkungen auf Kiefernforsten und Möglichkeiten der Bioindikation. - Dissertation, Universität Oldenburg, 178 S.
- MOOG, P.R. & JANIESCH, P. (1990): Root growth and morphology of *Carex* species as influenced by oxygen deficiency. - *Functional Ecology* 4: 201-208.

- MÜHL, M. (1994): Zum Einfluss des Wildkaninchens (*Oryctolagus cuniculus* L.) auf die Verbreitung von Krähenbeerheiden (*Carici arenariae-Empetretum*) auf den Ostfriesischen Inseln. - Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 6: 165-177.
- MÜNCHMEYER, U., KOPPISCH, D., AUGUSTIN, J., MERBACH, W. & SUCCOW, M. (1998): Untersuchungen zur Stickstoff-Netto-Mineralisierung unter Wald- und Wiesenstandorten des Niedermoors „Friedländer Große Wiese“ in Mecklenburg-Vorpommern. -In: Pflanzenernährung, Wurzeleistung und Exsudation. 8. Borkheider Seminar zur Ökophysiologie des Wurzelraumes. Merbach, W. (Hrsg.), B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, 13-20.
- MURPHY, J. & RILEY, J.P. (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. - Analytica Chimica Acta 27: 31-36.
- NATIONALPARKVERWALTUNG NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER, UMWELTBUNDESAMT (1999): Umweltatlas Wattenmeer Bd. 2., Wattenmeer zwischen Elb- und Emsmündung. - Ulmer, Stuttgart, 200 S.
- NEUHAUS, R. (1990): Stadien und Alter der Primärsukzession von Feuchtheiden in Küstendünen. - Drosera 90 (1/2): 29-34.
- NORDMEYER, H. & ADERHOLD, D. (1994): Aufbau und Betrieb einer Lysimeterstation zur Erfassung der Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln im Bodenprofil. - Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 157: 93-98.
- NYKVIST, N. & SKYLLBERG, U. (1989): The spatial variation of pH in the mor layer of some coniferous stands in Northern Sweden. - Scandinavian Journal of Forest Research 4: 3-11.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. - 8. Auflage, Ulmer.
- OLFF, H., HUISMAN, J. & VAN TOOREN, B.F. (1993): Species dynamics and nutrient accumulation during early primary succession in coastal sand dunes. - Journal of Ecology 81: 693-706.
- OLNESS, A. (1999): A description of the general effect of pH on formation of nitrate in soils. - Journal of Plant Nutrition and Soil Science 162: 549-556.
- PAROLIN, P. (1997): Auswirkungen periodischer Vernässung und Überflutung auf Phänologie, Photosynthese und Blattphysiologie von Baumarten unterschiedlicher Wachstumsstrategie in zentralamazonischen Überschwemmungsgebieten. - Herbert Utz Verlag, 166 S.
- PENON, F. (2001): Biomasseproduktion und Mineralstoffgehalte von Heiden der Tertiärdünen im Verlauf einer Vegetationsperiode. - Examensarbeit, Universität Oldenburg, 110 S.
- PERSSON, T. & WIRÉN, A. (1995): Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depths in acid forest soils. - Plant and Soil 168-169: 55-65.
- PETERS, M. & POTT, R. (1999): Natur und Tourismus auf Norderney. - Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 61, Münster, 174 S.
- PETERSEN, J. (2000): Die Dünentallvegetation der Wattenmeer-Inseln in der südlichen Nordsee. - Husum, 205 S.

- PETERSEN, J., POTT, R. & RICHTER, O. (2001): Dünentäler – Ein gefährdeter Lebensraum im Interessenskonflikt zwischen Naturschutz und Grundwasserbewirtschaftung. - Zentralblatt für Geologie und Paläontologie Teil 1, Heft 1/2: 93-110.
- PETERSEN, J., POTT, R., DAUCK, H.-P. & HAHN, D. (2002): Vegetation und Grundwasser. - In: Umweltverträgliche Grundwasserbewirtschaftung in hydrogeologisch und ökologisch sensiblen Bereichen der Nordseeküste. Endbericht VW-Stiftung, 35-127.
- PEZESHKI, S.R. (1993): Differences in patterns of photosynthetic responses to hypoxia in flood-tolerant and flood-sensitive tree species. - *Photosynthetica* 28 (3): 423-430.
- PEZESHKI, S.R. (1994): Plant response to flooding. - In: *Plant-Environment Interactions*. Wilkinson, R.E. (Hrsg.), Marcel Dekker, New York, 289-321.
- PEZESHKI, S.R., PARDUE, J.H. & DELAUNE, R.D. (1996): Leaf gas exchange and growth of flood-tolerant and flood-sensitive tree species under low soil redox conditions. - *Tree Physiology* 16: 453-458
- PIEDADE, M.T.F., LONG, S.P. & JUNK, W.J. (1994): Leaf and canopy photosynthetic CO₂ uptake of a stand of *Echinochloa polystachya* on the Central Amazon floodplain. - *Oecologia* 97: 193-201.
- PONNAMPERUMA, F.N. (1972): The chemistry of submerged soils. - *Advances in Agronomy* 24:29-96.
- PONNAMPERUMA, F.N. (1984): Effects of flooding on soils. - In: *Flooding and plant growth*. Kozłowski, T.T., Academic Press, Orlando, 9-45.
- POTT, R. (1995): *Farbatlas Nordseeküste und Nordseeinseln*. - Ulmer, Stuttgart, 288 S.
- POTT, R. (1996): *Biotoptypen – Schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen*. - Stuttgart, 448 S.
- RACH, J. (2000): *Charakterisierung von Renaturierungsprozessen in Bruchwäldern – Ökologische Untersuchungen in zwei Landschaftsräumen Nordwestdeutschlands*. - Dissertation, Universität Oldenburg, 201 S.
- REGEHR, D.L., BAZZAZ, F.A. & BOGGESS, W.R. (1975): Photosynthesis, transpiration and leaf conductance of *Populus deltoides* in relation to flooding and drought. - *Photosynthetica* 9 (1): 52-61.
- RICE, E.L. (1984): *Allelopathy*. - 2. Auflage, Academic Press.
- RINGER, C. (1994): Untersuchungen von Birken-Buschwäldern auf den Ostfriesischen Inseln Borkum und Norderney unter vorwiegend synsystematischen und syntaxonomischen Gesichtspunkten. - *Drosera* 1/2: 125-137.
- ROSSA, B. & VON WILLERT, D.J. (1999): Physiological characteristics of geophytes in semi-arid Namaqualand, South Africa. - *Plant Ecology* 142: 121-132.
- ROZEMA, J., LAAN, P., BROEKMAN, R., ERNST, W.H.O. & APPELO, C.A.J. (1985): On the lime transition and decalcification in the coastal dunes of the Province of North Holland and the island of Schiermonnikoog. - *Acta Botanica Neerlandica* 34 (4): 393-411.
- RUBIO, G., CASASOLA, G. & LAVADO, R.S. (1995): Adaptations and biomass production of two grasses in response to waterlogging and soil nutrient enrichment. - *Oecologia* 102: 102-105.

- RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. - *Flora Abt. B* 159: 233-257.
- RUNGE, M., LEUSCHNER, C. & RODE, M. (1993): Ökosystemare Untersuchungen zur Heide-Wald-Sukzession. - *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 5: 135-147.
- RUSSELL, E.W. (1973): *Soil conditions and plant growth*. - Longman, London and New York.
- SALA, A. & NOWAK, R.S. (1997): Ecophysiological responses of three riparian graminoids to changes in the soil water table. - *International Journal of Plant Science* 158 (6): 835-843.
- SCHAT, H. (1984): A comparative ecophysiological study on the effects of waterlogging and submergence on dune slack plants: growth, survival and mineral nutrition in sand culture experiments. - *Oecologia* 62: 279-286.
- SCHAT, H. & VAN BECKHOVEN, K. (1991): Water as a stress factor in the coastal dune system. - In: *Ecological Responses to Environmental Stresses*. Rozema, J. & Verkleij, J.A.C. (Hrsg.), Kluwer Academic Publishers, 76-89.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1998): *Lehrbuch der Bodenkunde*. - 14. Auflage, Enke Verlag, Stuttgart, 494 S.
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. & STAHR, K. (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. - Paul Parey, Hamburg und Berlin, 295 S.
- SCHOLLE, D. & SCHRAUTZER, J. (1993): Zur Grundwasserdynamik unterschiedlicher Niedermoor-Gesellschaften Schleswig-Holsteins. - *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 2: 87-98.
- SCHRÖDTER, H. (1985): *Verdunstung – Anwendungsorientierte Messverfahren und Bestimmungsmethoden*. - Springer, 186 S.
- SCHUBERT, S. & YAN, F. (1997): Nitrate and ammonium nutrition of plants: Effects on acid/base balance and adaptation of root cell plasmalemma H⁺ ATPase. - *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 160: 275-281.
- SENEVIRATNE, R. & WILD, A. (1985): Effect of mild drying on the mineralization of soil nitrogen. - *Plant and Soil* 84: 175-179.
- SIVAL, F.P. (1996): Mesotrophic basiphilous communities affected by changes in soil properties in two dune slack chronosequences. - *Acta Botanica Neerlandica* 45 (1): 95-106.
- SIVAL, F.P. & GROOTJANS, A.P. (1996): Dynamics of seasonal bicarbonate supply in a dune slack: effects on organic matter, nitrogen pool and vegetation succession. - *Vegetatio* 126: 39-50.
- SIVAL, F.P. & STRIJKSTRA-KALK, M. (1999): Atmospheric deposition of acidifying and eutrophating substances in dune slacks. - *Water, Air and Soil Pollution* 116: 461-477.
- SKOGLAND, T., LOMELAND, S. & GOKSØYR, J. (1988): Respiratory burst after freezing and thawing of soil: experiments with soil bacteria. - *Soil Biology and Biochemistry* 20 (6): 851-856.
- SONNTAG, D. (1994): Advancements in the field of hygrometry. - *Meteorologische Zeitschrift N.F.* 3: 51-66.

- SPRENGER, F.J. (1978): Konservierung von Wasserproben. - Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung 3/4: 128-132.
- STREIF, H. (1990): Das Ostfriesische Küstengebiet. Nordsee, Inseln, Watten und Marschen. - Sammlung Geologischer Führer 57, Bornträger Verlag, Berlin-Stuttgart, 376 S.
- STEUBING, L. (1993): Der Eintrag von Schad- und Nährstoffen und deren Wirkung auf die Vergrasung der Heide. - Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 5: 113-133.
- TIMMERMANN, R. (1995): Stickstoff- und Phosphor-Blattspiegelwerte und N/P-Verhältnis verschiedener Pflanzenarten einer Küstendünen-Chronosequenz auf Spiekeroog. - Diplomarbeit, Universität Oldenburg, 134 S.
- TRINKWV (1990): Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe. - Trinkwasserverordnung, BGB 1 I, Fassung vom 5. Dezember 1990.
- TROELSTRA, S.R., WAGENAAR, R. & DE BOER, W. (1990): Nitrification in Dutch heathland soils. I. General soil characteristics and nitrification in undisturbed soil cores. - Plant and Soil 127: 179-192.
- TROUGHT, C.T. & DREW, M.C. (1980): The development of waterlogging damage in wheat seedlings (*Triticum aestivum* L.). I. Shoot and root growth in relation to changes in the concentrations of dissolved gases and solutes in the soil solution. - Plant and Soil 54: 77-94.
- TURNER, F.T. & PATRICK, W.H., JR. (1968): Chemical changes in waterlogged soils as a result of oxygen depletion. - Trans. 9th International Congress of Soil Science 4: 53-56.
- ULRICH, B. (1981): Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. - Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 144: 647-659.
- VAN BECKHOVEN, K. (1992): Effects of groundwater manipulation on soil processes and vegetation in wet dune slacks. - In: Coastal Dunes: Geomorphology, Ecology and Management of Conservation. Carter, R.W.G., Curtis, T.G.F. & Sheehy-Skeffington, M.J. (Hrsg.), Balkema, Rotterdam, 251-263.
- VAN BREEMEN, N. (1987): Effects of redox processes on soil acidity. - Netherlands Journal of Agricultural Science 35: 271-279.
- VAN DIJK, H.W.J. & GROOTJANS, A.P. (1993): Wet dune slacks: decline and new opportunities. - Hydrobiologia 265: 281-304.
- VAN HAESBROECK, V., BOEYE, D., VERHAGEN, B. & VERHEYEN, R.F. (1997): Experimental investigation of drought induced acidification in a rich fen soil. - Biogeochemistry 37: 15-32.
- VAN RHEENEN, J.W., WERGER, M.J.A., BOBBINK, R., DANIELS, F.J.A. & MULDER, W.H.M. (1995): Short-term accumulation of organic matter and nutrient contents in two dry sand ecosystems. - Vegetatio 120: 161-171.
- VERHOEVEN, J.T.A. & SCHMITZ, M.B. (1991): Control of plant growth by nitrogen and phosphorus in mesotrophic fens. - Biogeochemistry 12: 135-148.
- VERHOEVEN, J.T.A., KOERSELMAN, W. & MEULEMAN, A.F.M. (1996): Nitrogen- or phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. - TREE 11 (12): 494-497.

- VISSER, E.J.M., BÖGEMANN, G.M., VAN DE STEEG, H.M., PIERIK, R. & BLOM, C.W.P.M. (2000): Flooding tolerance of *Carex* species in relation to field distribution and aerenchyma formation. - *New Phytologist* 148: 93-103.
- VON CAEMMERER, S. & FARQUHAR, G.D. (1981): Some relationships between the biochemistry of photosynthesis and the gas exchange of leaves. - *Planta* 153: 376-387.
- VON WILLERT, D.J., ELLER, B.M., WERGER, M.J.A., BRINCKMANN, E. & IHLENFELDT, H.-D (1992): Life strategies of succulents in deserts. - Cambridge University Press, Cambridge.
- VON WILLERT, D.J., MATYSSEK, R. & HERPPICH, W. (1995): Experimentelle Pflanzenökologie. - Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York.
- WEEDA, E. J., WESTRA, R., WESTRA, C., WESTRA, T. (1994): Nederlandsche oecologische Flora. Wilde planten en hun relaties 5. - Amsterdam: IVNS, 400 S.
- WEGEHENKEL, M. (1998): Die Validierung von Bodenwasserhaushaltsmodellen mit Hilfe von TRIME-TDR, Tensiometermessungen sowie thermogravimetrischen Bodenfeuchtebestimmungen. - *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 161: 583-590.
- WESTHOFF, V., HOB OHM, C. & SCHAMINEE, J.H.J. (1993): Rote Liste der Pflanzengesellschaften des Naturraumes Wattenmeer unter Berücksichtigung der ungefährdeten Vegetationseinheiten. - *Tuexenia* 13: 109-140.
- WILLIS, A.J., FOLKES, B.F., HOPE-SIMPSON, J.F. & YEMM, E.W. (1959): Braunton Burrows: The dune system and its vegetation. Part II. - *Journal of Ecology* 47 (2): 249-288.
- WILLIS, A.J. & YEMM, E.W. (1961): Braunton Burrows: Mineral nutrient status of the dune soils. - *Journal of Ecology* 49: 377-390.
- WILLIS, A.J. (1963): Braunton Burrows: The effects on the vegetation of the addition of mineral nutrients to the dune soils. - *Journal of Ecology* 51: 353-374.
- WILMANN, O. (1993): Ericaceen-Zwergsträucher als Schlüsselarten. - *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 5: 91-112.
- ZAWACKI, O. (1999): Der Einfluss von Grundwasserabsenkungen auf Erlenbruchwälder und Feuchtgrünland an der Havel – im Zusammenhang mit dem Projekt Deutsche Einheit Nr.17 (Wasserstraße Hannover-Magdeburg-Berlin). - Diplomarbeit, Universität Oldenburg, 101 S.
- ZÖTTL, H. (1960): Dynamik der Stickstoffmineralisation im organischen Waldbodenmaterial. II. Einfluss des Stickstoffgehaltes auf die Mineralstickstoff-Nachlieferung. - *Plant and Soil* 13 (3): 183-206.

Anhang

- Tab. A1: Monatliche Bodenwassergehalte in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Langeoog und Norderney
- Tab. A2: pH (H₂O)-Werte der Oberböden der einzelnen Probestellen
- Tab. A3: pH (KCl)-Werte der Oberböden der einzelnen Probestellen
- Tab. A4: C/N-Verhältnisse in den Oberböden der einzelnen Probestellen
- Tab. A5: Gesamtnährstoffe in den Oberböden der Probestellen auf Langeoog
- Tab. A6a: Gesamtnährstoffe in den Oberböden der Probestellen auf Norderney
- Tab. A6b: Gesamtnährstoffe in den Oberböden der Probestellen auf Norderney
- Tab. A7a: Austauschbare Kationen und effektive Kationenaustauschkapazität in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Langeoog
- Tab. A7b: Austauschbare Kationen und effektive Kationenaustauschkapazität in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Langeoog
- Tab. A8a: Austauschbare Kationen und effektive Kationenaustauschkapazität in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Norderney
- Tab. A8b: Austauschbare Kationen und effektive Kationenaustauschkapazität in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Norderney
- Tab. A8c: Austauschbare Kationen und effektive Kationenaustauschkapazität in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Norderney
- Tab. A9: Monatliche Mineralstickstoffkonzentrationen im Niederschlag und Stickstoffeinträge auf Langeoog
- Tab. A10: Monatliche Mineralstickstoffkonzentrationen im Niederschlag und Stickstoffeinträge auf Norderney
- Tab. A11a: pH-Werte und Nährstoffe im Sickerwasser aus der Saugkerze 1
- Tab. A11b: pH-Werte und Nährstoffe im Sickerwasser aus der Saugkerze 2
- Tab. A11c: pH-Werte und Nährstoffe im Sickerwasser aus der Saugkerze 3
- Tab. A12: Mineralstickstoffkonzentrationen im Sickerwasser auf Langeoog
- Tab. A13: Monatliche N-Netto-Mineralisation in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Langeoog
- Tab. A14: Monatliche N-Netto-Mineralisation in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Norderney
- Tab. A15: Aktuelle Mineralstickstoffgehalte in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Langeoog
- Tab. A16: Aktuelle Mineralstickstoffgehalte in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Norderney

- Tab. A17a: Volumetrische Bodenwassergehalte in den Oberböden der Laborlysimeter 1-6 während der Versuchsdurchführung
- Tab. A17b: Volumetrische Bodenwassergehalte in 20-30 cm und 40-50 cm Tiefe der Laborlysimeter 1-6 während der Versuchsdurchführung
- Tab. A18: pH-Werte des Sickerwassers aus den Laborlysimetern 1-6 während der Versuchsdurchführung
- Tab. A19: N_{\min} -Konzentrationen im Sickerwasser der Laborlysimeter 1-6 während der Versuchsdurchführung
- Tab. A20a: pH (KCl)-Werte in den Böden der Lysimeter 1-6
- Tab. A20b: pH (H_2O)-Werte in den Böden der Lysimeter 1-6
- Tab. A21a: N_{\min} -Konzentrationen und pH-Werte in den Abpumpfraktionen der Laborlysimeter 1-2 nach Abtrocknung und Wiedervernässung
- Tab. A21b: N_{\min} -Konzentrationen und pH-Werte in den Abpumpfraktionen der Laborlysimeter 3-6
- Tab. A22: Bodenwassergehalte im Oberboden der Lysimetergefäße 1 und 2 während der Gaswechseluntersuchungen

Tab. A1: Monatliche Bodenwassergehalte [% WG bei FK] in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Langeoog und Norderney.

Datum	L4*	L5*	L7*	L9*	L13*	L17	L19	L22*	N2	N3	N7	N9*	N13*	N17	N18	N19	N20	N21
Aug 99	46	68	n.b.	29	22	71	75	36	63	79	68	28	31	39	45	n.b.	72	74
Sep	n.b.																	
Okt	31	74	n.b.	18	21	52	81	30	n.b.									
Nov	38	83	n.b.	31	28	61	96	46	77	87	43	67	40	43	44	n.b.	80	77
Dez	n.b.																	
Jan 00	107	n.b.	n.b.	67	39	92	n.b.	60	83	90	78	78	81	84	64	n.b.	n.b.	103
Feb	95	n.b.	n.b.	70	63	91	n.b.	79	81	91	98	83	82	97	90	n.b.	n.b.	95
Mrz	105	n.b.	n.b.	74	70	87	n.b.	84	80	91	98	80	84	94	86	n.b.	n.b.	103
Apr	62	n.b.	n.b.	56	45	88	96	51	81	94	85	86	80	85	88	n.b.	n.b.	98
Mai	81	75	n.b.	38	40	57	71	60	72	80	64	75	58	65	86	n.b.	88	82
Jun	61	72	n.b.	36	44	71	80	36	77	67	73	59	51	50	62	n.b.	80	89
Jul	29	67	n.b.	25	23	61	65	25	65	37	67	47	55	43	48	n.b.	76	86
Aug	38	61	n.b.	22	15	56	68	25	73	75	43	33	57	24	61	n.b.	68	83
Sep	37	n.b.	n.b.	47	40	59	71	46	81	81	70	53	43	44	72	n.b.	69	43
Okt	48	90	n.b.	64	46	60	78	45	79	55	54	44	47	43	69	n.b.	74	80
Nov	65	82	n.b.	56	37	68	82	49	78	75	68	63	61	49	68	n.b.	79	76
Dez	n.b.	n.b.	46	n.b.														
Jan 01	59	88	41	57	49	59	90	59	82	80	53	75	69	57	72	26	98	91
Feb	75	90	61	67	54	70	95	n.b.	83	92	n.b.	77	77	59	75	45	102	95
Mrz	78	94	38	60	42	79	96	n.b.	84	93	n.b.	76	79	56	71	33	100	89
Apr	60	92	43	52	41	75	92	n.b.	81	93	n.b.	74	74	57	76	32	97	84
Mai	66	70	20	33	35	59	76	n.b.	71	64	n.b.	67	64	54	73	48	78	80
Jun	36	76	13	30	22	26	77	n.b.	70	78	n.b.	38	62	25	69	29	70	67
Jul	86	90	18	45	32	77	92	n.b.	62	74	n.b.	61	52	43	63	28	72	87
Aug	88	n.b.	20	63	57	65	93	n.b.	65	76	n.b.	18	62	21	58	33	80	75
Sep	n.b.	n.b.	39	86	84	78	n.b.	n.b.	81	92	n.b.	85	79	79	83	54	n.b.	100
Okt	106	n.b.	39	84	81	83	94	n.b.	79	89	n.b.	64	78	77	81	46	n.b.	99
Nov	102	n.b.	43	93	80	83	n.b.	n.b.	80	92	n.b.	87	81	85	91	43	n.b.	98

Tab. A2: pH (H₂O)-Werte der Oberböden der einzelnen Probestellen auf Langeoog und Norderney.

Datum	L4*	L5*	L7*	L9*	L13*	L17	L19	L22*	N2	N3	N7	N9*	N13*	N17	N18	N19	N20	N21
Aug 99	4,2	4,1	n.b.	4,6	4,2	4,0	4,4	4,2	4,4	4,2	4,6	4,0	3,9	4,4	4,2	n.b.	4,4	4,3
Sep	3,7	3,9	n.b.	3,8	3,7	3,5	4,1	3,8	4,0	4,3	3,9	3,7	3,9	3,3	3,3	n.b.	4,3	3,9
Okt	3,9	4,0	n.b.	3,9	4,1	3,6	4,1	3,8	4,2	4,3	4,1	3,8	3,4	3,9	3,2	n.b.	4,1	4,0
Nov	4,2	4,2	n.b.	5,1	4,2	3,8	4,4	4,3	4,6	4,5	4,6	3,9	3,9	4,2	3,9	n.b.	4,5	4,2
Dez	n.b.																	
Jan 00	4,0	n.b.	n.b.	4,3	4,4	3,8	n.b.	4,5	4,3	4,6	4,2	4,1	3,7	4,3	4,4	n.b.	n.b.	4,2
Feb	4,3	n.b.	n.b.	4,1	4,7	3,9	n.b.	4,0	4,2	4,5	4,3	3,9	3,7	4,1	3,6	n.b.	n.b.	3,9
Mirz	4,2	n.b.	n.b.	4,0	4,2	3,7	n.b.	3,9	4,7	4,6	4,4	3,8	3,9	4,2	4,0	n.b.	n.b.	4,1
Apr	4,4	4,2	n.b.	4,4	4,0	4,0	4,7	4,5	4,8	4,6	4,1	4,0	3,9	4,2	3,7	n.b.	4,4	4,1
Mai	4,0	4,3	n.b.	4,3	4,0	3,7	4,1	4,1	4,0	4,5	4,2	3,7	4,1	4,3	3,8	n.b.	4,3	3,9
Jun	3,8	4,0	n.b.	4,1	4,3	3,7	4,3	4,1	4,1	3,9	3,9	3,9	3,7	3,8	3,1	n.b.	4,2	4,2
Jul	3,9	4,0	n.b.	3,9	3,7	3,5	4,1	4,0	4,3	4,0	3,9	3,7	3,5	3,8	3,2	n.b.	4,3	3,7
Aug	3,9	4,0	n.b.	3,9	3,8	3,7	4,2	4,2	4,0	4,1	3,9	3,8	3,8	3,8	3,3	n.b.	4,3	3,7
Sep	3,9	4,0	n.b.	4,0	4,5	3,6	4,1	3,9	4,6	4,3	4,4	3,7	3,7	3,8	3,5	n.b.	4,2	3,6
Okt	4,0	4,1	n.b.	3,9	4,5	3,9	4,2	3,9	4,0	4,0	4,3	4,1	3,8	3,8	3,7	n.b.	4,4	4,1
Nov	4,0	4,0	n.b.	4,2	4,1	3,8	4,4	4,0	4,3	3,8	4,0	3,7	3,7	4,3	3,6	3,6	4,4	4,0
Dez	n.b.	n.b.	4,0	n.b.														
Jan 01	3,8	4,2	4,4	4,1	4,4	3,7	4,0	n.b.	4,2	4,2	n.b.	3,7	3,8	4,0	3,6	4,6	4,6	4,2
Feb	4,0	4,3	4,2	3,9	4,8	3,9	4,3	n.b.	4,2	4,3	n.b.	3,7	4,0	4,4	4,0	3,9	4,5	4,0
Mirz	3,9	4,2	4,1	4,3	4,8	4,0	4,4	n.b.	4,2	4,4	n.b.	4,0	4,2	4,2	4,2	4,1	n.b.	5,0
Apr	4,1	4,3	4,2	4,2	4,3	4,0	4,3	n.b.	4,4	4,6	n.b.	4,0	4,3	4,3	3,9	4,0	4,4	4,0
Mai	4,1	4,2	3,9	4,2	4,2	3,7	4,3	n.b.	3,8	4,2	n.b.	3,8	4,1	4,0	4,8	4,0	4,3	4,0
Jun	4,0	4,2	3,7	4,2	3,8	3,7	4,4	n.b.	3,7	4,4	n.b.	3,7	4,2	4,0	4,1	4,3	4,6	4,3
Jul	3,9	4,3	3,8	4,3	4,1	4,1	4,5	n.b.	3,9	4,2	n.b.	3,8	3,9	4,2	4,0	4,0	4,3	4,1
Aug	4,2	n.b.	3,6	4,3	4,2	3,8	4,5	n.b.	4,2	4,4	n.b.	3,8	4,0	4,1	3,9	3,7	4,5	4,1
Sep	n.b.	n.b.	3,9	4,1	3,9	4,0	n.b.	n.b.	4,3	4,4	n.b.	3,7	3,8	4,0	4,1	4,6	n.b.	4,1
Okt	4,4	n.b.	4,2	4,1	4,7	4,0	4,6	n.b.	4,3	4,6	n.b.	3,7	4,2	4,2	4,0	4,1	n.b.	4,0
Nov	4,3	n.b.	4,0	4,0	4,1	4,1	n.b.	n.b.	4,3	4,6	n.b.	3,9	4,0	4,1	4,5	4,2	n.b.	4,0

Tab. A3: pH (KCl)-Werte der Oberböden der einzelnen Probestellen auf Langeoog und Norderney.

Datum	L4*	L5*	L7*	L9*	L13*	L17	L19	L22*	N2	N3	N7	N9*	N13*	N17	N18	N19	N20	N21
Apr 00	3,6	3,6	n.b.	3,4	3,4	3,3	3,8	3,7	3,6	3,6	3,8	3,2	3,5	3,6	3,2	n.b.	3,7	3,4
Jul	3,4	3,6	n.b.	3,2	3,4	3,2	3,8	3,6	3,8	3,4	3,5	3,4	3,4	3,5	3,1	n.b.	3,9	3,4
Okt	3,5	3,5	n.b.	3,1	3,8	3,2	3,7	3,5	4,0	3,6	3,8	3,2	3,4	3,4	3,3	n.b.	3,6	3,1
Jan 01	3,3	3,3	3,4	3,3	3,3	3,2	3,6	3,4	3,6	3,5	3,9	3,0	3,3	3,5	3,0	3,8	3,8	3,4
Apr	3,4	3,6	3,5	3,4	3,7	3,3	3,9	n.b.	3,7	3,7	n.b.	3,3	3,6	3,7	3,2	3,2	3,8	3,4
Jul	3,3	3,6	3,2	3,2	3,4	3,1	3,6	n.b.	3,4	3,4	n.b.	3,2	3,3	3,5	3,3	3,2	3,7	3,4
Okt	3,7	n.b.	3,4	3,3	3,8	3,3	3,8	n.b.	3,4	3,6	n.b.	3,1	3,6	3,5	3,4	3,4	n.b.	3,5

Tab. A4: C/N-Verhältnisse in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Langeoog und Norderney.

Datum	L4*	L5*	L7*	L9*	L13*	L17	L19	L22*	N2	N3	N7	N9*	N13*	N17	N18	N19	N20	N21
Apr 00	26	20	n.b.	30	18	22	16	20	19	25	21	23	22	20	21	n.b.	19	24
Jul	22	20	n.b.	36	19	22	19	22	23	19	22	23	23	20	18	n.b.	18	25
Okt	25	22	n.b.	36	17	22	16	21	20	24	23	24	22	23	18	n.b.	20	32
Jan 01	22	21	28	36	23	23	18	18	23	27	27	26	21	17	22	23	21	25
Apr	24	22	31	35	15	22	17	n.b.	22	24	n.b.	25	24	21	21	33	21	27
Jul	19	21	29	32	19	20	17	n.b.	21	30	n.b.	21	18	19	21	32	20	19
Okt	23	n.b.	28	29	23	21	17	n.b.	22	28	n.b.	27	19	20	24	27	n.b.	26

Tab. A5: Gesamtnährstoffe [g kg⁻¹ TS] in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Langeoog. Mittelwerte und Standardabweichung, n=3.

L4*	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Apr 00	0,6	0,1	0,3	0,0	2,3	0,1	4,9	0,4	3,0	0,3	0,09	0,03	0,1	0,01
Jul	0,2	0,0	0,2	0,1	1,7	0,4	4,1	0,9	3,6	0,7	0,11	0,02	0,1	0,01
Okt	0,6	0,2	0,3	0,1	2,1	0,5	5,3	1,4	3,5	1,1	0,11	0,05	0,1	0,01
Jan 01	0,7	0,1	0,3	0,0	1,9	0,0	4,3	0,3	3,3	1,3	0,08	0,01	0,1	0,01
Apr	0,6	0,1	0,2	0,0	1,3	0,1	4,1	0,2	2,8	0,1	0,09	0,01	0,2	0,01
Jul	1,0	0,1	0,4	0,1	2,0	0,3	4,0	0,5	3,7	0,2	0,09	0,01	0,2	0,01
Okt	0,8	0,1	0,2	0,0	2,2	0,4	4,3	0,4	2,8	0,2	0,11	0,01	0,2	0,02

L5*	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Apr 00	0,7	0,1	0,5	0,0	2,4	0,2	5,1	0,5	3,8	0,1	0,07	0,01	0,3	0,04
Jul	0,9	0,1	0,7	0,0	1,8	0,2	4,9	0,4	4,3	0,2	0,11	0,01	0,5	0,04
Okt	1,5	0,4	1,0	0,1	1,6	0,0	4,1	0,1	4,3	0,1	0,13	0,04	0,7	0,01
Jan 01	2,0	0,1	0,9	0,0	1,5	0,3	3,9	0,3	5,1	0,0	0,11	0,01	0,9	0,01
Apr	1,9	0,3	0,9	0,0	1,6	0,1	3,7	0,2	4,4	0,1	0,11	0,01	0,8	0,02
Jul	2,1	0,1	0,9	0,0	1,6	0,0	4,1	0,1	5,5	0,4	0,11	0,01	0,6	0,00
Okt	n.b.													

L9*	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Apr 00	0,8	0,1	0,3	0,1	2,2	0,1	4,6	0,1	3,9	0,3	0,12	0,03	0,1	0,01
Jul	0,9	0,2	0,4	0,0	1,8	0,1	4,2	0,2	3,1	0,3	0,10	0,01	0,1	0,00
Okt	1,5	0,0	0,8	0,0	1,7	0,1	4,2	0,1	4,2	0,0	0,12	0,01	0,3	0,03
Jan 01	1,3	0,1	0,6	0,1	1,6	0,0	4,2	0,1	4,0	0,1	0,12	0,01	0,2	0,01
Apr	1,1	0,1	0,5	0,1	1,7	0,1	4,3	0,4	3,4	0,1	0,12	0,02	0,2	0,01
Jul	1,2	0,2	0,7	0,0	1,6	0,1	3,9	0,1	3,5	0,1	0,09	0,01	0,3	0,01
Okt	1,0	0,1	0,2	0,0	1,8	0,1	3,7	0,1	3,6	0,1	0,11	0,01	0,2	0,03

L13*	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Apr 00	0,8	0,1	0,3	0,1	2,0	0,2	4,8	0,1	2,8	0,2	0,10	0,01	0,1	0,00
Jul	0,5	0,1	0,4	0,0	2,3	0,2	4,5	0,2	3,2	0,4	0,13	0,04	0,2	0,01
Okt	0,5	0,1	0,4	0,0	2,2	0,1	4,6	0,1	3,1	0,1	0,15	0,01	0,1	0,01
Jan 01	1,7	0,1	0,9	0,0	1,9	0,2	3,6	0,2	3,2	0,0	0,13	0,00	0,2	0,02
Apr	0,8	0,1	0,4	0,0	2,0	0,4	4,1	0,1	3,2	0,3	0,12	0,02	0,2	0,02
Jul	1,0	0,1	0,3	0,0	2,1	0,1	4,0	0,2	2,8	0,2	0,12	0,02	0,2	0,01
Okt	2,3	0,0	0,8	0,0	1,6	0,1	3,4	0,1	2,9	0,3	0,23	0,01	0,3	0,02

L17	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Apr 00	1,0	0,1	0,4	0,0	2,4	0,2	4,0	0,1	4,9	0,1	0,11	0,01	0,2	0,01
Jul	1,2	0,1	0,5	0,0	2,6	0,2	3,8	0,1	5,4	1,4	0,10	0,01	0,3	0,01
Okt	2,1	0,0	1,0	0,0	2,0	0,1	2,6	0,1	7,2	0,0	0,09	0,01	0,6	0,09
Jan 01	2,3	0,1	1,2	0,0	1,1	0,0	2,1	0,0	9,1	0,0	0,09	0,01	0,4	0,06
Apr	1,2	0,2	0,6	0,0	1,8	0,1	3,7	0,1	4,9	0,2	0,11	0,01	0,3	0,03
Jul	1,5	0,1	0,7	0,0	1,1	0,0	3,5	0,1	5,1	0,1	0,11	0,01	0,4	0,03
Okt	1,4	0,1	0,5	0,0	1,7	0,1	3,5	0,0	4,5	0,2	0,11	0,01	0,4	0,02

L19	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Apr 00	0,8	0,2	0,3	0,0	1,6	0,1	4,9	0,3	3,1	0,1	0,07	0,01	0,2	0,01
Jul	1,0	0,0	0,6	0,0	1,6	0,2	3,8	0,2	5,5	0,1	0,07	0,01	0,5	0,02
Okt	1,7	0,2	0,5	0,1	1,8	0,1	4,2	0,2	4,6	0,1	0,07	0,00	0,3	0,02
Jan 01	2,0	0,1	0,5	0,0	1,7	0,0	3,9	0,1	4,6	0,1	0,06	0,00	0,4	0,04
Apr	0,7	0,1	0,3	0,0	2,3	0,1	4,8	0,1	3,3	0,2	0,08	0,01	0,3	0,02
Jul	0,6	0,1	0,3	0,0	2,4	0,0	5,1	0,2	2,7	0,1	0,06	0,01	0,3	0,02
Okt	1,0	0,2	0,3	0,0	2,5	0,1	4,9	0,1	3,5	0,2	0,07	0,00	0,3	0,01

Tab. A6a: Gesamtnährstoffe [g kg⁻¹ TS] in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Norderney. Mittelwerte und Standardabweichung, n=3.

N2	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Apr 00	1,0	0,3	0,4	0,0	2,6	0,2	4,7	0,1	4,0	0,1	0,12	0,01	0,3	0,00
Jul	2,0	0,2	1,0	0,1	2,5	0,3	3,8	0,1	7,9	0,4	0,15	0,01	0,5	0,03
Okt	2,5	0,2	1,7	0,2	2,5	0,4	3,2	0,1	5,8	0,1	0,14	0,01	0,6	0,05
Jan 01	3,4	0,1	2,2	0,0	2,1	0,7	2,8	0,0	7,7	0,2	0,14	0,01	0,7	0,09
Apr	2,0	0,1	0,5	0,1	2,1	0,1	3,7	0,0	6,8	0,3	0,14	0,02	0,5	0,01
Jul	1,5	0,1	0,4	0,1	2,4	0,1	3,9	0,0	5,8	0,1	0,11	0,01	0,4	0,01
Okt	1,7	0,1	0,6	0,1	3,4	1,5	3,9	0,1	5,9	0,2	0,14	0,01	0,3	0,03

N3	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Apr 00	0,7	0,1	0,4	0,1	2,4	0,2	4,7	0,0	7,7	0,6	0,14	0,02	0,3	0,02
Jul	0,7	0,1	0,4	0,2	2,4	0,2	5,1	0,1	4,9	0,2	0,14	0,00	0,1	0,00
Okt	1,5	0,2	0,6	0,1	2,9	0,7	4,5	0,1	8,4	0,2	0,14	0,02	0,3	0,01
Jan 01	2,8	0,3	2,0	0,0	1,7	0,1	3,3	0,0	15,4	0,6	0,12	0,00	0,4	0,02
Apr	0,9	0,1	0,4	0,0	3,9	1,3	5,1	0,3	5,0	0,3	0,14	0,01	0,2	0,02
Jul	1,7	0,0	0,7	0,1	5,1	0,6	3,9	0,1	16,9	0,8	0,15	0,01	0,3	0,05
Okt	1,4	0,1	0,6	0,0	3,3	1,9	4,2	0,4	7,4	0,3	0,13	0,00	0,2	0,07

N9*	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Apr 00	1,1	0,1	0,4	0,1	3,4	0,5	5,4	0,2	5,6	0,3	0,22	0,01	0,1	0,01
Jul	1,0	0,1	0,4	0,0	2,5	0,5	5,0	0,4	5,1	0,5	0,22	0,02	0,1	0,01
Okt	1,1	0,3	0,4	0,1	3,0	0,6	5,1	0,0	5,4	0,2	0,17	0,01	0,2	0,02
Jan 01	1,2	0,2	0,5	0,0	2,3	0,2	4,3	0,1	5,6	0,3	0,15	0,01	0,3	0,04
Apr	0,9	0,1	0,3	0,1	2,6	0,1	4,5	0,2	4,6	0,2	0,13	0,01	0,2	0,03
Jul	1,0	0,0	0,3	0,1	2,7	0,3	4,8	0,1	4,9	0,2	0,16	0,03	0,2	0,02
Okt	1,2	0,1	0,4	0,1	2,5	0,0	4,4	0,1	5,2	0,1	0,16	0,02	0,2	0,01

N13*	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Apr 00	1,4	0,1	0,6	0,0	5,1	0,9	4,9	0,2	5,0	0,5	0,18	0,01	0,2	0,01
Jul	1,1	0,2	0,5	0,1	3,6	0,4	5,2	0,0	4,9	0,1	0,20	0,02	0,2	0,04
Okt	2,2	0,1	0,8	0,0	3,8	0,9	4,2	0,3	5,8	0,2	0,19	0,01	0,3	0,02
Jan 01	1,8	0,2	0,5	0,0	2,5	0,0	4,6	0,2	4,9	0,1	0,18	0,01	0,3	0,01
Apr	2,2	0,1	0,7	0,0	2,1	0,1	3,8	0,1	4,5	0,2	0,14	0,02	0,4	0,02
Jul	2,1	0,2	0,5	0,1	2,2	0,1	4,1	0,2	4,7	0,2	0,15	0,00	0,3	0,04
Okt	1,7	0,1	0,5	0,1	2,5	0,2	4,6	0,4	4,3	0,1	0,15	0,01	0,2	0,01

N17	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Apr 00	1,3	0,2	0,4	0,1	3,1	0,2	5,0	0,3	4,8	0,3	0,18	0,02	0,1	0,02
Jul	1,4	0,2	0,5	0,0	2,7	0,2	4,9	0,2	4,7	0,3	0,17	0,01	0,3	0,08
Okt	2,1	0,2	0,7	0,0	3,0	0,8	4,2	0,3	6,6	0,1	0,20	0,00	0,4	0,01
Jan 01	2,0	0,1	0,6	0,0	2,7	0,5	4,6	0,1	5,4	0,2	0,19	0,01	0,3	0,01
Apr	1,8	0,1	0,6	0,0	3,1	0,1	4,9	0,2	5,0	0,2	0,21	0,02	0,2	0,03
Jul	1,9	0,1	0,7	0,0	2,9	0,4	4,9	0,0	5,8	0,0	0,21	0,01	0,2	0,02
Okt	1,1	0,1	0,3	0,1	2,7	0,4	4,3	0,1	4,4	0,3	0,15	0,02	0,2	0,01

N18	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Apr 00	0,7	0,1	0,3	0,0	2,8	0,1	4,4	0,0	4,3	0,4	0,11	0,01	0,1	0,01
Jul	0,7	0,0	0,3	0,0	2,6	0,3	4,2	0,4	3,4	0,1	0,10	0,01	0,1	0,02
Okt	1,0	0,1	0,3	0,0	2,6	0,4	4,0	0,2	3,7	0,3	0,10	0,01	0,2	0,01
Jan 01	0,5	0,0	0,3	0,0	2,3	0,2	4,2	0,2	4,5	0,2	0,13	0,01	0,1	0,01
Apr	0,6	0,0	0,3	0,1	2,4	0,2	4,4	0,4	3,7	0,4	0,11	0,02	0,1	0,01
Jul	1,7	0,1	0,7	0,0	2,1	0,3	3,7	0,2	5,0	0,2	0,11	0,01	0,4	0,02
Okt	1,3	0,1	0,5	0,0	1,9	0,1	3,8	0,2	4,5	0,2	0,13	0,01	0,2	0,03

Tab. A6b: Gesamtnährstoffe [g kg⁻¹ TS] in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Norderney. Mittelwerte und Standardabweichung, n=3.

N20	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Apr 00	1,2	0,1	0,4	0,0	2,9	0,6	4,8	0,4	4,9	0,2	0,17	0,01	0,2	0,01
Jul	1,3	0,1	0,6	0,1	4,0	0,8	5,1	0,1	5,4	0,1	0,18	0,01	0,3	0,03
Okt	1,6	0,0	0,6	0,1	2,7	0,0	4,4	0,1	5,6	0,1	0,19	0,01	0,2	0,02
Jan 01	1,3	0,0	0,4	0,0	3,2	0,5	4,9	0,2	5,2	0,3	0,17	0,02	0,2	0,03
Apr	1,1	0,2	0,4	0,1	3,6	0,8	5,1	0,1	5,5	0,1	0,16	0,00	0,3	0,01
Jul	1,3	0,4	0,5	0,1	3,2	0,1	4,9	0,4	5,9	0,3	0,18	0,02	0,3	0,03
Okt	n.b.	n.b.												

N21	Ca		Mg		Na		K		Fe		Mn		P	
Apr 00	1,0	0,0	0,4	0,0	3,3	0,3	4,9	0,3	4,8	0,1	0,15	0,01	0,2	0,01
Jul	1,0	0,2	0,4	0,0	3,4	0,5	4,4	0,1	4,6	0,4	0,15	0,02	0,2	0,01
Okt	2,0	0,1	0,7	0,1	3,0	0,8	2,7	0,1	5,0	0,0	0,16	0,00	0,4	0,02
Jan 01	1,6	0,1	0,4	0,1	3,2	0,7	4,4	0,3	5,2	0,3	0,16	0,01	0,3	0,02
Apr	1,5	0,1	0,5	0,1	3,1	0,8	4,2	0,3	4,8	0,3	0,15	0,01	0,3	0,02
Jul	1,8	0,2	0,6	0,1	2,7	0,2	4,3	0,1	5,5	0,4	0,16	0,02	0,3	0,02
Okt	1,6	0,4	0,5	0,1	2,5	0,5	3,5	0,4	4,1	0,7	0,12	0,02	0,2	0,02

Tab. A7a: Austauschbare Kationen und effektive Kationenaustauschkapazität [mmol_c kg⁻¹ TS] in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Langeoog. Mittelwerte und Standardabweichung, n=3.

L4*	Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Fe ³⁺		Al ³⁺		H ⁺		KAK _{eff}	
Apr 00	10,6	4,2	4,2	1,6	12,1	1,4	1,7	0,2	0,0	0,2	1,0	0,1	1,2	0,3	16,7	2,1
Jul	24,5	0,7	3,3	0,8	17,0	2,0	3,0	0,9	0,1	0,9	1,0	0,2	2,7	0,5	16,2	1,0
Okt	33,3	4,8	7,5	1,4	19,4	4,3	3,3	0,4	0,1	0,4	1,1	0,2	3,1	1,0	20,1	7,7
Jan 01	21,2	3,1	5,3	1,1	13,3	1,8	2,8	0,5	0,4	0,5	1,9	0,5	3,9	1,5	41,3	11,3
Apr	60,7	4,6	9,3	2,4	32,2	1,2	7,5	1,1	0,2	1,1	2,3	0,3	4,1	1,2	21,0	9,6
Jul	61,5	5,9	14,2	2,1	29,4	2,0	6,3	0,8	0,4	0,8	2,3	1,0	4,3	1,1	44,5	11,3
Okt	26,7	1,7	12,0	0,0	16,0	2,1	3,6	0,3	0,0	0,3	4,3	0,2	3,4	0,1	28,2	6,7

L5*	Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Fe ³⁺		Al ³⁺		H ⁺		KAK _{eff}	
Apr 00	27,6	2,5	10,5	2,1	24,4	10,0	7,7	1,0	0,0	1,0	2,5	0,6	2,0	0,1	35,1	4,9
Jul	26,1	6,0	12,6	2,8	22,2	2,7	6,8	0,5	0,1	0,5	3,2	0,3	4,7	0,5	30,0	3,7
Okt	48,9	0,0	26,6	0,0	26,0	0,0	15,6	0,0	0,0	0,0	2,9	0,0	6,2	0,0	59,4	0,0
Jan 01	66,5	18,8	25,9	6,1	32,6	11,3	17,6	5,2	0,0	5,2	4,9	0,6	8,9	1,7	59,9	10,1
Apr	82,6	10,6	34,6	5,3	44,5	9,1	14,9	0,7	0,4	0,7	2,4	0,2	3,8	1,0	79,9	5,6
Jul	77,8	4,4	29,0	2,0	34,1	1,7	13,9	1,5	0,5	1,5	2,3	0,1	4,8	0,6	59,0	4,6
Okt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

L9*	Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Fe ³⁺		Al ³⁺		H ⁺		KAK _{eff}	
Apr 00	14,8	1,7	11,2	3,0	18,9	7,4	3,8	0,4	0,0	0,4	0,7	0,1	1,4	0,3	13,1	0,7
Jul	20,0	3,3	8,1	1,4	12,0	0,4	2,9	0,1	0,0	0,1	1,3	0,1	3,5	0,9	30,9	2,5
Okt	40,0	8,5	20,8	5,5	21,2	3,4	9,2	2,6	0,3	2,6	1,5	0,6	3,4	2,1	46,1	10,0
Jan 01	24,7	2,6	7,3	1,4	15,9	1,6	3,6	0,2	0,0	0,2	1,2	0,1	2,8	0,2	45,3	10,1
Apr	62,8	5,2	21,1	2,8	32,0	2,6	9,7	1,2	0,0	1,2	1,8	0,5	4,7	0,9	52,6	13,5
Jul	58,8	5,8	19,5	2,7	30,5	8,6	7,3	1,2	0,1	1,2	1,9	0,2	7,1	1,0	46,2	6,7
Okt	26,0	1,3	17,0	1,2	9,2	0,4	4,9	0,5	0,1	0,5	4,9	0,3	8,8	1,5	49,9	10,4

Tab. A7b: Austauschbare Kationen und effektive Kationenaustauschkapazität [mmol_c kg⁻¹ TS] in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Langeoog. Mittelwerte und Standardabweichung, n=3.

L13*	Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Fe ³⁺		Al ³⁺		H ⁺		KAK _{eff}	
Apr 00	7,6	1,1	5,7	0,3	10,8	0,8	1,9	0,1	0,1	0,0	4,4	0,4	3,8	0,2	29,6	1,4
Jul	13,7	4,4	11,3	2,2	13,0	2,1	3,6	0,6	0,0	0,2	3,8	0,1	4,7	0,6	35,7	8,7
Okt	16,2	0,9	7,3	1,0	10,6	3,4	4,4	2,7	0,1	0,0	0,7	0,0	0,8	0,1	19,4	3,2
Jan 01	80,0	6,9	37,3	2,3	50,0	6,8	20,5	4,5	0,6	0,4	1,0	0,0	2,9	0,0	59,1	0,0
Apr	54,1	6,7	12,7	2,8	35,1	4,0	7,3	2,3	0,1	0,0	0,9	0,0	3,0	0,6	46,2	0,0
Jul	54,9	1,7	21,5	1,1	39,0	1,1	4,9	0,4	0,1	0,0	1,6	0,7	5,2	0,9	43,2	7,0
Okt	39,6	5,7	31,7	3,5	16,5	1,7	7,6	1,1	0,1	0,0	2,7	0,8	3,9	0,8	53,9	4,8

L17	Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Fe ³⁺		Al ³⁺		H ⁺		KAK _{eff}	
Apr 00	24,9	3,6	15,2	2,8	25,4	5,2	4,7	0,4	2,2	0,7	6,3	2,7	10,7	0,0	40,6	2,7
Jul	30,3	6,5	24,6	3,4	34,8	4,6	4,9	0,7	1,5	0,2	6,6	0,1	11,1	0,0	66,7	10,5
Okt	51,5	0,0	37,1	0,0	50,4	0,0	11,2	0,0	4,9	0,0	5,5	0,0	17,1	0,0	95,2	0,0
Jan 01	88,1	0,0	29,6	0,0	35,8	4,9	11,2	0,3	5,6	0,6	4,7	0,6	12,3	0,9	105,2	33,2
Apr	70,7	9,4	30,3	6,0	46,6	10,4	12,5	2,9	1,0	0,2	2,5	0,3	7,6	1,9	78,5	0,0
Jul	66,4	12,4	31,4	3,4	36,6	1,2	8,9	0,3	1,9	0,0	1,9	0,7	11,5	3,9	67,0	25,8
Okt	31,7	3,8	24,4	0,4	12,9	0,3	5,9	0,1	1,6	0,5	3,9	0,5	17,6	6,4	58,3	7,6

L19	Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Fe ³⁺		Al ³⁺		H ⁺		KAK _{eff}	
Apr 00	14,3	1,6	6,4	1,0	8,6	0,6	3,0	0,3	0,5	0,0	2,5	0,3	3,3	0,7	35,4	15,5
Jul	34,6	6,3	17,7	4,1	14,2	2,3	6,5	1,2	0,8	0,2	3,7	0,0	2,5	0,6	56,8	7,7
Okt	27,2	0,0	13,5	0,0	10,7	0,0	5,5	0,0	0,9	0,0	3,7	0,0	3,3	0,0	57,9	0,0
Jan 01	90,3	3,2	21,6	4,6	43,8	3,1	11,7	1,0	4,6	1,9	2,9	1,1	4,8	0,4	89,9	10,5
Apr	57,0	3,9	10,7	0,7	33,6	4,0	6,6	0,9	0,7	0,0	1,8	0,0	1,1	0,2	42,5	18,8
Jul	35,2	3,6	8,4	1,8	17,8	0,0	4,3	0,0	0,5	0,3	1,3	0,3	2,0	0,5	28,0	12,4
Okt	20,4	1,9	8,3	0,8	10,6	0,7	3,2	0,3	0,6	0,3	2,6	0,6	1,4	0,4	21,0	3,4

Tab. A8a: Austauschbare Kationen und effektive Kationenaustauschkapazität [mmol_c kg⁻¹ TS] in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Norderney. Mittelwerte und Standardabweichung, n=3.

N2	Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Fe ³⁺		Al ³⁺		H ⁺		KAK _{eff}	
Apr 00	12,5	0,9	9,8	0,8	10,9	1,8	2,1	0,3	0,4	0,0	3,3	0,1	3,2	0,4	26,9	7,3
Jul	27,2	4,7	29,0	7,5	28,4	7,9	4,3	0,9	2,1	0,6	9,0	1,8	4,2	1,6	65,5	4,9
Okt	41,9	7,1	48,7	7,6	37,4	5,0	4,3	0,6	1,4	0,3	6,0	1,2	3,0	0,4	68,4	0,0
Jan 01	54,9	5,4	32,3	5,4	28,1	1,6	10,8	1,4	3,4	1,1	5,1	1,6	7,1	1,3	92,4	7,3
Apr	40,5	0,2	35,5	2,0	18,3	2,3	8,2	0,5	3,8	1,1	6,8	0,5	5,4	0,9	74,9	0,0
Jul	20,0	4,4	32,8	0,0	32,2	0,0	13,2	2,2	7,7	0,0	5,8	0,0	8,4	0,0	80,2	0,0
Okt	52,7	3,6	31,6	1,2	35,3	3,6	13,7	1,6	2,4	0,7	3,2	0,4	5,9	1,2	70,7	4,6

N3	Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Fe ³⁺		Al ³⁺		H ⁺		KAK _{eff}	
Apr 00	8,6	3,8	5,6	0,6	8,1	0,8	2,7	0,3	0,6	0,1	5,5	0,7	1,4	0,8	16,3	7,8
Jul	7,5	0,4	4,6	0,2	9,4	1,7	1,8	0,1	0,7	0,1	3,9	0,8	4,7	0,6	16,1	3,1
Okt	14,0	2,6	9,4	0,4	10,5	0,0	4,7	1,5	1,4	0,5	7,8	1,1	4,0	1,0	36,5	14,3
Jan 01	30,3	0,0	14,9	0,0	7,2	0,7	1,4	0,7	6,2	0,0	14,2	0,0	6,7	2,1	14,9	4,5
Apr	12,0	0,6	4,5	1,4	5,1	1,1	1,5	0,4	1,3	0,5	3,5	1,4	3,8	0,8	28,1	6,6
Jul	22,4	2,4	40,6	12,6	30,6	6,1	6,0	1,9	4,1	0,8	7,7	2,1	8,8	1,2	45,1	5,1
Okt	35,9	3,6	22,1	1,1	12,7	0,3	4,2	1,2	3,0	0,6	4,6	0,2	3,0	0,3	48,0	8,7

N9*	Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Fe ³⁺		Al ³⁺		H ⁺		KAK _{eff}	
Apr 00	4,4	1,3	1,5	0,4	5,2	0,7	1,4	0,2	0,4	0,1	3,1	0,4	3,4	0,6	10,2	1,7
Jul	5,4	0,7	1,0	0,1	5,2	1,5	0,8	0,1	0,2	0,0	1,7	0,3	2,3	0,8	14,7	1,2
Okt	6,5	2,3	3,3	0,5	7,5	1,1	2,5	0,0	0,5	0,1	3,7	0,5	6,5	0,3	26,4	3,2
Jan 01	13,6	0,0	10,0	2,2	13,4	3,5	8,1	0,0	2,2	0,5	4,3	2,0	10,4	2,4	37,9	13,2
Apr	12,4	3,3	2,1	0,4	16,8	3,4	4,0	0,1	0,9	0,1	2,1	0,1	3,4	0,6	22,8	0,7
Jul	10,7	4,7	7,7	2,3	14,2	2,1	2,8	0,7	1,0	0,2	3,1	0,5	8,6	0,9	16,0	3,1
Okt	30,8	0,7	9,9	0,5	12,4	5,1	4,3	0,4	0,7	0,1	3,3	0,3	7,6	1,5	45,6	4,8

Tab. A8b: Austauschbare Kationen und effektive Kationenaustauschkapazität [mmol_c kg⁻¹ TS] in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Norderney. Mittelwerte und Standardabweichung, n=3.

N13*	Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Fe ³⁺		Al ³⁺		H ⁺		KAK _{eff}	
Apr 00	21,7	1,2	17,1	1,3	13,4	1,6	5,7	0,2	0,8	0,1	3,5	0,8	5,4	1,6	45,0	19,0
Jul	17,4	5,1	20,5	2,4	16,7	1,9	4,3	0,5	0,6	0,2	3,3	1,1	7,8	2,0	50,2	10,3
Okt	33,8	8,7	22,2	4,3	22,3	3,7	7,3	2,3	0,9	0,2	4,8	0,3	7,9	1,2	60,8	13,8
Jan 01	33,9	3,8	14,3	0,8	6,9	0,6	5,1	0,1	1,0	0,1	1,7	0,9	6,9	0,3	42,3	4,4
Apr	56,7	17,5	22,5	3,3	8,8	0,8	4,5	0,5	1,0	0,4	4,3	0,5	6,7	0,8	65,5	10,8
Jul	39,4	0,0	9,6	4,4	16,4	2,5	2,8	1,2	0,4	0,0	1,9	0,2	5,8	1,7	55,1	4,1
Okt	46,0	11,0	19,0	6,0	18,8	3,4	5,9	1,8	0,5	0,2	2,0	0,3	4,1	1,0	57,8	11,2

N17*	Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Fe ³⁺		Al ³⁺		H ⁺		KAK _{eff}	
Apr 00	12,3	2,0	13,2	2,6	7,5	0,5	3,7	0,2	0,4	0,0	2,3	0,2	3,2	0,1	37,0	2,2
Jul	18,9	1,9	18,0	3,3	12,0	1,2	5,0	0,3	0,9	0,1	6,4	1,6	6,6	1,7	61,8	8,2
Okt	53,7	15,5	35,0	8,7	21,7	4,1	11,3	2,0	2,2	0,5	6,1	2,4	6,4	2,5	129,7	26,7
Jan 01	30,2	5,3	16,6	2,9	4,4	1,0	6,9	1,7	2,1	0,1	3,1	0,3	6,1	0,3	43,3	4,2
Apr	17,8	6,1	10,3	2,1	4,2	0,9	5,5	1,3	2,2	1,4	1,8	0,5	4,3	0,1	38,1	2,1
Jul	9,3	0,6	30,0	0,0	16,4	6,3	3,8	1,6	0,3	0,3	2,4	0,8	4,8	0,6	24,0	1,9
Okt	28,3	6,1	12,6	0,5	11,3	0,6	3,7	0,3	0,3	0,1	2,2	0,4	3,4	0,5	40,8	5,4

N18	Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Fe ³⁺		Al ³⁺		H ⁺		KAK _{eff}	
Apr 00	8,1	3,2	6,9	3,0	9,3	3,4	2,1	0,6	0,6	0,1	1,8	0,2	3,2	1,1	54,6	3,5
Jul	18,5	2,1	12,2	0,3	14,2	0,8	5,6	2,3	1,2	0,2	3,4	1,2	5,4	1,1	59,0	16,9
Okt	29,1	4,0	26,9	4,7	26,3	2,4	5,3	0,5	1,6	0,2	2,5	0,2	8,3	0,9	70,3	0,0
Jan 01	15,5	0,0	13,4	0,0	12,4	5,6	3,5	0,5	4,0	0,0	2,6	0,0	15,0	0,0	50,9	2,7
Apr	13,5	2,0	14,6	1,4	8,7	1,2	3,6	0,2	3,8	2,0	4,1	1,2	10,5	1,0	40,3	12,8
Jul	52,1	19,5	19,5	5,6	20,4	2,1	7,0	1,6	2,1	1,0	1,8	0,6	5,4	1,1	66,9	8,5
Okt	44,3	5,8	23,7	3,3	19,0	1,9	7,9	1,3	1,1	0,1	2,9	0,6	6,6	1,3	60,0	6,5

Tab. A8c: Austauschbare Kationen und effektive Kationenaustauschkapazität [mmol_c kg⁻¹ TS] in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Norderney. Mittelwerte und Standardabweichung, n=3.

N20	Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Fe ³⁺		Al ³⁺		H ⁺		KAK _{eff}	
Apr 00	17,2	2,7	6,1	0,3	13,9	0,4	3,7	0,3	0,8	0,1	6,4	0,4	3,9	0,5	51,3	4,5
Jul	20,1	3,8	12,6	2,9	10,3	1,9	2,9	0,5	0,2	0,1	2,7	0,3	1,7	0,3	52,6	6,8
Okt	31,0	1,8	19,1	1,8	12,8	2,2	5,0	0,2	0,3	0,3	3,1	0,3	3,6	1,2	81,1	15,8
Jan 01	12,5	3,3	5,8	0,5	4,6	0,6	1,9	0,1	1,2	0,2	4,5	0,4	2,0	0,1	31,6	10,0
Apr	22,5	4,3	6,5	2,0	5,3	1,0	2,9	0,2	1,6	0,1	3,9	0,4	2,5	0,1	36,0	1,4
Jul	13,5	4,3	31,1	8,5	11,8	1,4	2,0	0,3	1,0	0,2	3,4	0,2	2,2	0,3	31,2	1,9
Okt	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

N21	Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Fe ³⁺		Al ³⁺		H ⁺		KAK _{eff}	
Apr 00	13,7	3,3	6,9	1,7	10,1	0,6	2,5	0,3	0,7	0,2	1,5	0,1	4,3	0,9	41,9	6,9
Jul	20,9	4,3	9,1	3,3	17,8	3,3	3,2	0,4	1,4	0,4	3,1	0,5	11,1	4,0	68,3	4,0
Okt	42,1	7,7	20,5	2,7	31,1	2,1	6,2	0,1	1,1	0,3	13,5	2,3	14,2	0,0	109,7	4,1
Jan 01	27,7	2,8	13,9	1,5	5,0	0,4	3,8	0,4	2,1	0,2	5,8	0,3	6,6	0,8	45,7	3,0
Apr	22,0	4,1	12,9	2,1	6,0	0,9	3,3	0,5	2,5	1,1	4,5	0,8	7,5	0,5	45,0	5,2
Jul	49,7	0,0	14,0	0,0	19,1	3,6	5,0	2,0	1,2	0,4	2,9	0,2	6,3	0,9	41,7	0,0
Okt	45,7	1,9	21,1	2,5	16,4	2,1	4,6	0,2	0,9	0,0	2,8	0,2	4,6	0,8	60,0	3,7

Tab. A9: Monatliche Mineralstickstoffkonzentrationen im Niederschlag [mg L^{-1}] und Stickstoffeinträge [kg ha^{-1}] auf Langeoog.

Datum	NH₄-N [mg L^{-1}]	NO₃-N [mg L^{-1}]	Gesamt-N [mg L^{-1}]	NH₄-N [kg ha^{-1}]	NO₃-N [kg ha^{-1}]	Gesamt-N [kg ha^{-1}]
Jan 00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Feb	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Mrz	1,04	0,64	1,68	0,86	0,53	1,39
Apr	2,05	1,47	3,52	0,84	0,60	1,44
Mai	1,37	0,84	2,21	0,81	0,50	1,30
Jun	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Jul	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Aug	0,60	0,71	1,31	0,25	0,30	0,55
Sep	1,18	0,50	1,68	0,67	0,29	0,96
Okt	1,11	0,84	1,95	0,73	0,55	1,29
Nov	1,32	0,92	2,25	0,40	0,28	0,67
Dez	0,91	0,60	1,51	0,55	0,36	0,90
Jan 01	2,21	1,16	3,36	0,68	0,36	1,04
Feb	0,54	0,88	1,42	0,28	0,46	0,74
Mrz	1,86	1,58	3,43	0,70	0,60	1,30
Apr	1,81	1,33	3,14	0,98	0,72	1,69
Mai	3,46	2,07	5,52	1,52	0,91	2,43
Jun	1,56	1,96	3,52	0,59	0,74	1,34
Jul	0,91	1,02	1,93	1,40	1,56	2,96
Aug	0,77	0,77	1,54	1,12	1,12	2,23
Sep	0,94	1,51	2,45	1,90	3,07	4,97
Okt	0,84	0,26	1,10	0,43	0,13	0,56
Nov	0,29	0,55	0,84	0,26	0,50	0,76
Dez	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tab. A10: Monatliche Mineralstickstoffkonzentrationen im Niederschlag [mg L^{-1}] und Stickstoffeinträge [kg ha^{-1}] auf Norderney.

Datum	NH₄-N [mg L^{-1}]	NO₃-N [mg L^{-1}]	Gesamt-N [mg L^{-1}]	NH₄-N [kg ha^{-1}]	NO₃-N [kg ha^{-1}]	Gesamt-N [kg ha^{-1}]
Jan 00	0,70	1,52	2,22	0,32	0,70	1,02
Feb	0,97	0,98	1,95	0,53	0,54	1,07
Mrz	3,12	1,05	4,17	1,84	0,62	2,46
Apr	3,96	1,51	5,47	1,55	0,59	2,13
Mai	2,73	1,12	3,85	1,75	0,72	2,46
Jun	1,12	1,43	2,55	0,48	0,61	1,09
Jul	0,56	0,28	0,84	0,34	0,17	0,51
Aug	0,72	1,04	1,76	0,41	0,58	0,99
Sep	0,65	0,74	1,38	0,40	0,46	0,86
Okt	0,68	0,63	1,31	0,56	0,52	1,08
Nov	1,01	0,95	1,95	0,52	0,49	1,01
Dez	0,58	0,63	1,21	0,39	0,43	0,82
Jan 01	0,95	0,74	1,68	0,48	0,37	0,86
Feb	0,53	0,28	0,81	0,29	0,15	0,44
Mrz	1,24	1,16	2,39	0,67	0,62	1,29
Apr	1,11	0,88	1,99	0,50	0,39	0,89
Mai	1,86	1,47	3,33	0,83	0,66	1,50
Jun	1,37	1,14	2,51	1,06	0,88	1,93
Jul	1,67	1,11	2,77	1,23	0,82	2,05
Aug	0,60	0,51	1,11	0,80	0,67	1,48
Sep	0,65	0,62	1,27	1,20	1,14	2,34
Okt	0,72	0,69	1,41	0,45	0,44	0,89
Nov	0,37	0,36	0,73	0,35	0,34	0,70

Tab. A11a: pH-Werte und Nährstoffe im Sickerwasser [mg L^{-1}] aus der Saugkerze 1.

Datum	SK 1						
	pH	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn
Feb 01	6,0	4,2	1,0	12,5	5,0	0,2	0,01
Mrz	6,3	2,9	0,8	10,3	2,0	0,1	0,01
Apr	5,7	2,7	0,7	14,6	2,9	0,1	0,01
Mai	5,8	2,0	0,5	13,0	2,6	0,1	0,01
Jun	5,9	2,8	0,9	11,2	2,9	0,1	0,01
Jul	5,5	2,7	1,5	10,0	4,3	0,1	0,01
Aug	5,4	2,2	1,1	9,0	3,8	0,1	0,01
Sep	5,6	2,0	1,0	8,5	2,5	0,4	0,02
Okt	5,3	0,5	1,2	9,5	2,5	4,8	0,02
Nov	5,8	3,2	2,2	8,3	2,0	2,1	0,02

Tab. A11b: pH-Werte und Nährstoffe im Sickerwasser [mg L^{-1}] aus der Saugkerze 2.

Datum	SK 2						
	pH	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn
Feb 01	5,9	3,2	1,0	14,4	2,0	0,5	0,00
Mrz	6,1	2,6	0,6	13,7	2,2	0,8	0,01
Apr	5,8	2,3	0,5	12,1	1,8	0,1	0,01
Mai	6,0	2,2	0,6	13,6	2,0	0,1	0,00
Jun	5,9	2,8	0,8	12,0	3,3	0,1	0,00
Jul	5,2	2,7	1,6	13,2	4,1	0,2	0,02
Aug	5,3	1,6	0,5	7,4	1,4	0,4	0,01
Sep	n.b.						
Okt	5,4	5,0	4,0	11,9	4,2	2,9	0,05
Nov	5,6	2,6	1,9	11,5	2,9	3,0	0,03

Tab. A11c: pH-Werte und Nährstoffe im Sickerwasser [mg L^{-1}] aus der Saugkerze 3.

Datum	SK 3						
	pH	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn
Feb 01	6,1	4,3	0,8	14,0	1,6	0,8	0,01
Mrz	6,3	3,2	0,6	14,1	1,5	0,5	0,01
Apr	5,7	2,2	0,5	11,6	1,3	0,3	0,01
Mai	5,8	1,8	0,5	10,2	1,5	0,3	0,01
Jun	5,8	1,1	0,6	11,3	1,5	0,2	0,01
Jul	5,3	2,8	2,3	14,7	3,2	0,1	0,04
Aug	5,4	2,2	1,6	13,0	2,5	0,3	0,04
Sep	5,6	2,7	0,9	9,3	1,7	0,3	0,02
Okt	5,5	2,2	1,8	13,6	2,0	2,7	0,03
Nov	5,2	4,0	4,3	13,3	1,7	7,0	0,08

Tab. A12: Mineralstickstoffkonzentrationen im Sickerwasser [mg L^{-1}] auf Langeoog.

Datum	SK 1			SK 2			SK 3		
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Gesamt-N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Gesamt-N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Gesamt-N
Feb 01	0,00	0,14	0,14	0,00	0,00	0,00	0,32	0,14	0,46
Mrz	0,18	0,00	0,18	0,07	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00
Apr	0,14	0,14	0,28	0,28	0,42	0,70	0,42	0,35	0,77
Mai	0,35	0,53	0,88	0,49	0,53	1,02	0,35	0,11	0,46
Jun	0,11	0,11	0,21	0,28	0,32	0,60	0,35	0,25	0,60
Jul	0,42	0,56	0,98	0,32	0,81	1,12	0,56	0,49	1,05
Aug	0,42	0,32	0,74	0,42	0,32	0,74	0,18	0,14	0,32
Sep	0,60	0,67	1,26	n.b.	n.b.	0,00	0,60	0,25	0,84
Okt	1,05	0,60	1,65	0,32	0,56	0,88	0,88	0,25	1,12
Nov	0,81	0,00	0,81	0,88	0,00	0,88	0,04	0,00	0,04

Tab. A13: Monatliche N-Netto-Mineralisation in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Langeoog [mg kg⁻¹ TS].

Datum	L4 *		L5*		L7*		L9*		L13*		L17		L19		L22		
	NH ₄ -N	NO ₃ -N															
Sep 99	0,34	-0,51	1,53	-1,52	n.b.	n.b.	n.b.	-0,15	-0,26	4,39	-0,03	-3,15	-1,66	-2,50	-2,06	0,41	-1,48
Okt	1,02	-0,17	1,31	-1,52	n.b.	n.b.	0,06	-0,69	6,22	1,14	-0,93	-0,93	-1,54	0,19	-0,43	2,18	-0,93
Nov	1,69	0,18	1,08	-1,51	n.b.	n.b.	0,27	-1,12	8,04	2,30	1,30	1,30	-1,41	2,88	1,20	3,95	-0,37
Dez	-0,17	0,04	0,03	-1,26	n.b.	n.b.	-0,41	0,58	0,50	-0,40	1,59	0,23	0,23	1,57	-0,12	0,35	2,70
Jan 00	n.b.	n.b.															
Feb	6,12	-0,25	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	-1,04	-0,56	-1,40	-0,48	23,75	2,01	2,01	n.b.	n.b.	2,37	-0,15
März	-0,20	0,66	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	-0,15	0,28	5,99	6,06	30,20	1,54	1,54	n.b.	n.b.	7,44	0,57
Apr	-0,25	0,68	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,37	0,41	21,24	8,04	19,64	0,46	0,46	n.b.	n.b.	14,03	0,80
Mai	0,76	0,26	-1,31	-3,18	n.b.	n.b.	0,00	-0,15	47,18	2,39	3,18	-0,28	-0,28	-1,19	-0,93	9,87	-0,27
Jun	2,05	0,00	-1,28	-1,93	n.b.	n.b.	0,22	-0,09	40,66	2,25	31,06	-0,57	-0,57	-0,72	-0,47	6,86	-0,96
Juli	4,99	0,08	0,86	-0,62	n.b.	n.b.	0,34	-0,49	25,79	1,84	31,04	-0,37	-0,37	0,85	0,55	6,40	-0,44
Aug	4,99	0,30	3,46	-0,46	n.b.	n.b.	0,12	-0,28	30,43	0,99	42,67	0,15	0,15	2,16	1,03	10,46	0,49
Sep	2,86	0,66	4,94	-0,17	n.b.	n.b.	-0,05	-0,22	23,19	4,37	64,63	0,62	0,62	2,27	0,76	10,73	1,03
Okt	2,55	0,37	8,52	0,76	n.b.	n.b.	-0,05	-0,71	20,05	15,75	28,51	1,27	1,27	2,22	0,39	5,15	0,09
Nov	1,02	-0,15	11,11	-1,57	n.b.	n.b.	0,00	-0,73	19,06	24,23	9,41	1,60	1,60	2,26	0,23	6,47	-1,07
Dez	-0,40	-0,17	-0,57	-1,26	n.b.	n.b.	0,00	0,00	2,85	1,35	4,25	-1,86	-1,86	1,72	0,00	8,85	-0,19
Jan 01	n.b.	n.b.															
Feb	0,00	-0,42	0,00	0,00	n.b.	n.b.	0,00	0,00	9,14	0,00	3,86	-0,78	-0,78	0,00	-0,48	n.b.	n.b.
März	0,58	-0,12	-0,38	0,00	n.b.	n.b.	0,35	0,00	5,62	3,15	6,72	-0,01	-0,01	1,48	-0,43	n.b.	n.b.
Apr	1,41	0,09	4,12	-1,29	n.b.	n.b.	0,35	0,18	4,61	13,65	11,03	0,81	0,81	5,20	0,91	n.b.	n.b.
Mai	2,26	0,00	6,49	-2,09	n.b.	n.b.	0,15	-0,44	20,49	16,70	37,28	0,16	0,16	6,74	2,05	n.b.	n.b.
Jun	6,81	-0,06	10,36	1,08	n.b.	n.b.	-0,17	-0,95	26,61	7,28	84,17	0,56	0,56	7,77	2,54	n.b.	n.b.
Juli	19,91	0,26	21,27	2,33	n.b.	n.b.	3,15	-0,14	24,15	3,08	80,91	1,82	1,82	16,78	3,04	n.b.	n.b.
Aug	28,75	0,60	15,99	-0,17	n.b.	n.b.	3,47	0,19	24,45	2,59	31,16	0,62	0,62	11,45	0,77	n.b.	n.b.
Sep	37,92	1,39	6,00	-1,22	n.b.	n.b.	0,78	1,02	38,12	1,34	24,58	1,25	1,25	1,81	0,01	n.b.	n.b.
Okt	47,39	2,23	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,66	0,90	58,07	1,37	37,52	3,57	3,57	4,76	1,38	n.b.	n.b.
Nov	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	-0,24	-0,24	59,84	1,25	32,65	3,91	3,91	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Dez	10,50	-1,19	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	-0,94	-3,92	17,30	0,25	65,81	0,80	0,80	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tab. A14: Monatliche N-Netto-Mineralisation in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Norderney [mg kg⁻¹ TS].

Datum	N2		N3		N7		N9*		N13*		N17*		N18		N19		N20		N21		
	NH ₄ -N	NO ₃ -N																			
Sep 99	23,83	-2,10	8,48	1,15	0,62	-0,21	0,56	-0,31	7,87	-0,30	0,35	-0,61	3,29	-0,41	n.b.	n.b.	10,60	2,08	0,98	-2,50	
Okt	27,40	0,09	4,56	0,35	0,72	0,30	1,09	-0,57	9,91	0,35	1,18	0,28	17,73	0,17	n.b.	n.b.	6,36	1,69	1,39	-1,08	
Nov	30,97	2,28	0,64	-0,45	0,81	0,81	1,62	-0,83	11,94	1,00	2,00	1,16	32,16	0,75	n.b.	n.b.	2,11	1,29	1,80	0,39	
Dez	1,03	-0,28	-1,20	-0,90	0,06	-0,12	-1,19	-0,38	0,09	-1,01	-0,42	-0,28	4,06	-0,16	n.b.	n.b.	-0,22	-0,92	3,14	-1,87	
Jan 00	n.b.																				
Feb	31,05	5,44	6,42	1,74	1,26	0,28	-0,20	-0,10	4,94	0,61	7,70	0,36	2,73	-0,24	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2,56	0,00	
Mirz	21,17	3,42	7,15	1,92	0,67	0,14	0,42	0,35	5,63	0,86	7,33	0,51	4,54	0,19	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1,99	0,00	
Apr	11,29	1,28	3,69	1,24	3,71	-0,03	0,53	0,40	3,69	0,77	4,52	0,41	5,33	0,48	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1,24	0,50	
Mai	12,04	-0,32	-4,50	-1,39	3,70	-0,54	1,80	-0,50	2,40	0,22	2,27	-0,13	9,26	-0,16	n.b.	n.b.	-5,27	-0,11	0,68	-0,05	
Jun	10,39	-1,49	-3,37	-1,94	1,53	-0,56	1,51	-0,89	1,23	-0,62	7,40	-0,29	10,68	-1,17	n.b.	n.b.	-1,35	1,26	0,56	-0,13	
Jul	17,25	-0,89	2,17	-0,02	2,47	-0,12	0,86	-0,29	15,98	-0,50	10,78	0,36	7,79	-0,53	n.b.	n.b.	2,32	1,73	1,49	0,89	
Aug	17,60	-0,31	1,09	0,20	1,38	0,04	4,00	0,10	17,68	0,02	5,01	0,36	14,84	0,31	n.b.	n.b.	1,54	1,22	1,35	0,88	
Sep	9,76	-1,09	0,98	-0,67	0,76	0,15	5,04	-0,21	4,52	-0,57	1,76	-0,21	28,25	-0,29	n.b.	n.b.	3,04	0,95	-0,09	0,41	
Okt	27,24	-3,36	2,78	-0,69	0,69	0,05	5,47	0,12	22,06	-0,58	9,15	-0,14	20,51	-0,42	n.b.	n.b.	3,48	0,64	0,17	-0,11	
Nov	43,64	-4,53	3,23	-0,31	0,69	0,00	6,57	0,66	37,19	-0,21	15,59	0,00	5,75	-0,24	n.b.	n.b.	1,87	0,99	1,07	-0,23	
Dez	1,09	0,00	6,24	-1,43	0,49	0,00	1,54	0,00	9,09	0,00	3,27	0,00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,00	0,00	0,00	0,00	
Jan 01	n.b.	n.b.																			
Feb	11,25	0,00	0,00	-1,17	n.b.	n.b.	-1,59	0,00	0,94	0,00	4,22	0,00	0,00	-0,65	n.b.	0,00	0,00	0,00	-0,60	-0,40	
Mirz	17,85	-0,07	-0,27	-0,58	n.b.	n.b.	-0,47	-0,12	5,52	-0,39	2,02	-0,07	1,26	-0,71	n.b.	1,23	0,00	0,56	-0,30	-0,20	
Apr	28,12	-0,07	0,81	0,00	n.b.	n.b.	8,72	-0,12	21,56	-0,22	12,83	0,24	2,86	-0,38	n.b.	2,24	1,47	1,13	1,29	0,21	
Mai	31,00	0,36	1,35	0,32	n.b.	n.b.	22,97	0,00	42,59	0,91	15,57	1,15	21,08	0,72	n.b.	1,64	3,95	0,58	4,44	-2,35	
Jun	31,63	-2,60	1,49	-2,70	n.b.	n.b.	23,82	-0,39	91,78	1,68	40,90	1,01	29,77	1,18	n.b.	2,41	7,10	0,00	6,51	-1,88	
Jul	28,53	-1,46	5,01	-0,37	n.b.	n.b.	16,59	-0,01	82,15	1,53	43,79	0,98	28,63	0,50	n.b.	3,11	10,32	1,10	6,72	1,37	
Aug	152,28	3,78	3,08	2,66	n.b.	n.b.	9,60	0,10	43,20	-0,30	5,88	0,32	66,71	-1,61	n.b.	2,18	8,03	1,18	3,31	0,11	
Sep	143,29	3,68	-1,72	-1,91	n.b.	n.b.	5,60	-0,57	60,08	-1,18	1,31	-0,80	50,97	-2,13	n.b.	4,87	4,96	-2,11	11,39	-0,12	
Okt	52,66	2,83	3,85	-0,97	n.b.	n.b.	12,15	0,85	57,04	-0,30	6,68	0,53	7,23	-0,47	n.b.	6,49	5,28	-4,40	14,23	-0,18	
Nov	99,29	2,86	9,71	1,88	n.b.	n.b.	17,60	2,27	47,40	0,00	11,41	1,68	9,27	0,00	n.b.	4,95	n.b.	n.b.	9,01	0,00	
Dez	56,09	-1,16	-3,71	-5,96	n.b.	n.b.	26,77	-2,83	22,68	-1,71	24,28	-0,79	26,37	-1,09	n.b.	-0,32	n.b.	n.b.	47,44	0,62	

Tab. A15: Aktuelle Mineralstickstoffgehalte in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Langeoog [mg kg⁻¹ TS].

Datum	L4 *		L5*		L7*		L9*		L13*		L17		L19		L22	
	NH ₄ -N	NO ₃ -N														
Aug 99	0,00	2,00	2,41	6,01	n.b.	n.b.	1,02	0,80	1,45	1,62	9,19	4,90	4,99	5,12	4,22	4,04
Sep	0,00	0,00	6,66	6,99	n.b.	n.b.	0,34	2,58	2,50	2,41	3,85	3,41	0,00	1,99	2,68	1,20
Okt	1,62	0,62	4,76	7,84	n.b.	n.b.	1,35	1,69	2,57	1,68	2,72	2,14	0,00	2,69	0,00	1,36
Nov	0,39	0,49	3,07	4,30	n.b.	n.b.	0,92	0,34	1,67	2,23	1,93	0,13	0,26	0,26	4,19	2,93
Dez	n.b.															
Jan 00	5,40	3,02	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2,33	1,26	3,86	1,65	13,82	0,00	n.b.	n.b.	5,38	0,33
Feb	0,84	0,00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,36	0,00	8,43	0,00	11,35	0,00	n.b.	n.b.	3,89	0,00
Mrz	4,56	2,14	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,00	0,68	6,71	0,00	9,73	0,71	n.b.	n.b.	5,93	0,00
Apr	1,82	0,00	7,15	7,15	n.b.	n.b.	0,00	0,00	5,71	0,74	13,02	0,92	5,00	2,10	4,32	2,63
Mai	0,00	0,00	3,57	1,36	n.b.	n.b.	0,00	0,36	5,26	2,79	1,48	1,48	0,51	0,00	2,84	2,10
Jun	0,00	0,22	0,00	1,90	n.b.	n.b.	0,00	3,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,58	0,58	3,35	0,00
Jul	0,00	0,00	0,00	1,69	n.b.	n.b.	0,00	0,00	2,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,95	0,00
Aug	0,00	0,00	1,08	0,00	n.b.	n.b.	0,22	2,16	0,00	0,00	0,00	0,68	1,27	0,73	3,52	0,00
Sep	0,00	0,29	0,00	3,13	n.b.	n.b.	0,00	1,45	2,06	1,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,13
Okt	0,00	2,94	5,03	5,56	n.b.	n.b.	3,51	1,07	2,23	1,06	0,57	6,55	2,03	3,05	4,84	3,23
Nov	0,81	0,35	1,15	2,52	n.b.	n.b.	0,00	0,00	0,00	0,47	0,00	3,73	1,41	0,00	4,08	0,37
Dez	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5,70	0,47	n.b.									
Jan 01	0,00	0,94	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,80	0,00	2,81	1,75	0,00	1,08	n.b.	n.b.
Feb	0,00	0,30	4,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,78	1,03	0,00	0,00	2,50	0,75	n.b.	n.b.
Mrz	0,00	0,00	0,00	5,70	0,00	0,00	0,00	0,00	5,43	2,19	1,27	0,00	0,00	0,00	n.b.	n.b.
Apr	2,29	0,00	5,19	3,60	0,00	0,00	0,58	2,78	16,60	1,39	2,28	4,06	0,00	0,00	n.b.	n.b.
Mai	8,04	2,68	1,52	3,65	5,57	2,23	2,43	2,00	11,31	3,81	2,51	3,62	1,17	1,32	n.b.	n.b.
Jun	3,27	0,00	3,44	4,58	6,26	0,00	1,58	2,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	n.b.	n.b.
Jul	8,09	0,78	5,50	2,75	0,80	0,57	0,00	0,00	2,41	0,00	0,00	1,66	5,48	3,05	n.b.	n.b.
Aug	11,10	1,82	n.b.	n.b.	2,48	1,38	0,00	0,00	8,87	1,20	0,00	1,74	0,00	1,95	n.b.	n.b.
Sep	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2,38	0,00	0,47	0,47	3,48	0,99	0,87	0,87	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Okt	18,87	0,00	n.b.	n.b.	3,95	1,27	0,00	2,22	67,45	15,91	25,47	6,23	4,17	0,00	n.b.	n.b.
Nov	6,09	4,45	n.b.	n.b.	0,45	0,00	2,11	8,81	23,65	1,86	17,58	6,78	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Tab. A16: Aktuelle Mineralstickstoffgehalte in den Oberböden der einzelnen Probestellen auf Norderney [mg kg⁻¹ TS].

Datum	N2		N3		N7		N9*		N13*		N17*		N18		N19		N20		N21			
	NH ₄ -N	NO ₃ -N																				
Sep 99	0,00	8,07	0,00	6,18	1,42	1,53	0,00	0,62	0,34	0,60	0,16	1,66	0,16	0,82	n.b.	n.b.	0,00	0,00	0,00	3,57	5,00	
Okt	0,00	0,67	2,23	4,08	0,00	0,00	0,00	2,03	0,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	n.b.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Nov	1,01	0,00	0,00	3,08	0,00	1,06	0,40	1,30	0,00	0,32	0,59	1,84	0,59	0,49	n.b.	n.b.	n.b.	0,00	1,79	0,00	0,97	
Dez	4,52	0,62	2,71	2,03	0,74	0,74	2,67	0,86	1,80	2,94	1,15	0,62	1,15	0,35	n.b.	n.b.	1,20	2,06	0,96	4,21	4,21	
Jan 00	n.b.	n.b.																				
Feb	12,71	0,00	3,36	1,87	0,00	0,00	0,44	0,73	1,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,55	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,00	0,00	0,00	
Mirz	10,00	0,00	2,49	0,00	2,97	0,00	1,29	0,00	0,83	0,00	0,88	0,00	0,88	0,00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,82	0,00	0,00	
Apr	16,85	0,00	3,12	0,00	0,00	0,38	0,88	0,00	0,95	0,00	7,06	0,00	7,06	0,00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,00	0,44	0,44	
Mai	26,79	6,90	24,55	15,84	2,22	3,27	3,09	2,23	4,35	0,00	4,21	1,49	6,34	1,51	n.b.	n.b.	19,47	1,85	2,47	2,47	2,47	
Jun	4,87	2,34	1,66	1,45	0,00	0,22	4,09	1,58	7,57	2,46	3,50	1,96	4,42	3,35	n.b.	n.b.	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	
Jul	0,00	1,38	1,62	5,26	0,14	0,97	2,30	1,33	0,00	0,37	0,72	0,58	0,55	0,27	n.b.	n.b.	0,00	0,00	1,69	0,00	0,00	
Aug	1,97	0,00	2,81	1,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,47	0,00	0,35	0,85	0,00	n.b.	n.b.	0,48	0,00	0,00	0,00	0,00	
Sep	3,11	4,92	0,00	4,56	0,00	0,42	0,00	1,41	2,51	2,12	0,37	0,64	0,46	2,55	n.b.	n.b.	2,57	1,50	1,65	0,00	0,00	
Okt	5,86	9,06	2,15	0,61	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,42	0,64	0,00	0,00	0,92	n.b.	n.b.	0,00	0,00	0,00	1,37	1,37	
Nov	3,85	4,27	0,71	1,71	0,70	0,70	0,54	1,49	2,93	2,56	1,63	5,49	0,87	0,58	n.b.	n.b.	0,00	0,00	0,96	1,15	1,15	
Dez	0,00	0,00	0,00	2,85	0,00	0,00	2,40	0,00	0,00	0,00	1,83	0,00	0,00	0,00	n.b.	n.b.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Jan 01	n.b.	n.b.	n.b.																			
Feb	0,00	0,00	0,00	2,63	n.b.	n.b.	4,14	0,00	0,00	0,00	7,44	0,00	0,00	1,46	n.b.	n.b.	0,00	0,00	1,35	0,90	0,90	
Mirz	0,88	1,76	5,13	0,00	n.b.	n.b.	6,72	0,46	1,57	1,57	1,28	0,26	0,44	1,53	n.b.	n.b.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Apr	0,00	0,00	1,24	0,00	n.b.	n.b.	6,93	0,00	0,00	1,19	1,82	0,00	1,87	0,00	n.b.	n.b.	0,65	0,00	2,11	0,00	0,00	
Mai	6,35	0,00	0,00	0,00	n.b.	n.b.	3,94	0,00	4,67	0,00	1,22	0,00	2,60	0,00	n.b.	n.b.	0,00	0,00	1,28	14,03	14,03	
Jun	19,53	11,82	8,39	12,08	n.b.	n.b.	4,16	1,56	1,72	0,00	0,00	0,00	0,47	0,00	n.b.	n.b.	1,04	0,00	0,00	0,00	0,00	
Jul	0,00	0,00	0,00	0,00	n.b.	n.b.	2,17	1,78	4,25	6,26	1,96	1,31	4,49	4,71	n.b.	n.b.	1,35	1,54	0,00	0,00	0,00	
Aug	29,38	5,51	3,23	0,00	n.b.	n.b.	2,54	1,27	0,83	3,95	8,33	2,22	5,91	7,44	n.b.	n.b.	1,70	0,76	0,49	1,48	1,48	
Sep	49,14	2,37	7,04	9,53	n.b.	n.b.	0,00	1,42	5,51	2,68	2,51	1,53	3,06	5,95	n.b.	n.b.	13,33	10,99	3,82	3,63	3,63	
Okt	27,79	0,00	0,00	0,00	n.b.	n.b.	0,00	0,00	0,00	0,00	2,43	0,00	0,00	0,00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,00	0,00	0,00	
Nov	33,75	0,00	14,85	12,53	n.b.	n.b.	4,70	6,15	12,64	0,00	3,90	3,12	10,11	0,84	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2,05	0,00	0,00	
Dez	10,86	10,42	17,31	13,42	n.b.	n.b.	3,54	6,37	15,35	3,84	5,35	1,78	13,48	2,45	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	7,18	2,48	2,48	

Tab. A17a: Volumetrische Bodenwassergehalte [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$] in den der Oberböden der Laborlysimeter 1-6 während der Versuchsdurchführung.

		trocken		nass		überflutet	
Datum	Tag	Lys 1	Lys 2	Lys 3	Lys 4	Lys 5	Lys 6
13.03.2001	0	0,89	0,99	0,89	0,95	0,88	0,96
14.03.2001	1	0,84	0,97	0,87	0,90	0,87	0,94
15.03.2001	2	0,82	0,97	0,85	0,90	0,83	0,92
17.03.2001	4	0,81	0,95	0,88	0,90	0,86	0,96
18.03.2001	5	0,82	0,96	0,90	0,90	0,86	0,92
19.03.2001	6	0,76	0,93	0,88	0,89	0,85	0,92
21.03.2001	8	0,75	0,91	0,94	0,91	0,95	1,00
23.03.2001	10	0,73	0,91	0,95	0,91	0,97	1,00
26.03.2001	13	0,65	0,84	0,96	0,93	1,01	1,04
29.03.2001	16	0,62	0,84	0,99	0,91	1,03	1,04
01.04.2001	19	0,57	0,79	0,97	0,94	1,05	1,04
03.04.2001	21			0,96	0,97	1,05	1,05
05.04.2001	23	0,50	0,74	0,95	0,97	1,04	1,05
08.04.2001	26	0,51	0,73	0,91	0,94	1,05	1,05
12.04.2001	30	0,53	0,66	0,93	0,95	1,05	1,05
18.04.2001	36	0,55	0,63	0,92	0,92		
24.04.2001	42	0,43	0,51	0,86	0,93		
26.04.2001	44	0,54	0,51	0,93	0,95		
30.04.2001	48	0,53	0,60	0,91	0,96		
02.05.2001	50	0,61	0,57	0,90	0,91		
04.05.2001	52	0,55	0,58	0,86	0,92		
09.05.2001	57	0,50	0,59	0,91	0,96	1,06	1,07
15.05.2001	63	0,55	0,59	0,90	0,93	1,06	1,06
18.05.2001	66	0,51	0,55	0,89	0,96		
22.05.2001	70	0,49	0,50	0,90	0,95	1,06	1,07
29.05.2001	77	0,53	0,56	0,93	0,97		
31.05.2001	79	0,58	0,58	0,93	0,97	1,06	1,07
06.06.2001	85	0,53	0,52	0,89	0,95	1,06	1,07
14.06.2001	93	0,52	0,58	0,91	0,93	1,06	1,07
27.06.2001	113	0,48	0,49	0,92	0,94	1,05	1,04
04.07.2001	121	0,53	0,59	0,93	0,94	1,05	1,05
05.07.2001	122	0,44	0,49	0,91			
09.07.2001	126	0,38	0,37		0,94		
10.07.2001	127					1,05	1,05
11.07.2001	128	0,43	0,46				
19.07.2001	134	0,51	0,57				
23.07.2001	138	0,53	0,64				
25.07.2001	140	0,51	0,51				
08.08.2001	154	0,65	0,77				
10.08.2001	156	0,78	0,85				
14.08.2001	160	0,93	0,96				
16.08.2001	162	0,93	0,95				
20.08.2001	166	0,96	1,01				
22.08.2001	168	1,00	0,97				
26.08.2001	172	0,98	1,00				
31.08.2001	177	0,99	1,03				
06.09.2001	184	1,02	1,04				
10.09.2001	188	1,04	1,05				
02.10.2001	211	1,03	1,04				
11.10.2001	220	1,02	1,05				

Tab. A17b: Volumetrische Bodenwassergehalte [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$] in 20-30 cm und 40-50 cm Tiefe der Laborlysimeter 1 und 2 während der Versuchsdurchführung.

		Lys 1		Lys 2	
Datum	Tag	20-30cm	40-50cm	20-30cm	40-50cm
13.03.2001	0	0,66	0,88	0,57	0,91
14.03.2001	1	0,66	0,91	0,53	0,88
17.03.2001	4	0,52	0,85	0,52	0,86
21.03.2001	8	0,49	0,83	0,48	0,85
26.03.2001	13	0,38	0,76	0,39	0,80
29.03.2001	16	0,34	0,80	0,37	0,80
01.04.2001	19	0,38	0,71	0,31	0,75
05.04.2001	23	0,36	0,61	0,32	0,72
12.04.2001	30	0,35	0,62		
18.04.2001	36	0,33	0,54	0,30	0,52
26.04.2001	44	0,33	0,71	0,29	0,55
02.05.2001	50	0,32	0,74	0,28	0,48
09.05.2001	57	0,37	0,64	0,28	0,50
15.05.2001	63	0,32	0,61	0,29	0,48
22.05.2001	70	0,35	0,55	0,26	0,42
29.05.2001	77	0,36	0,75	0,27	0,55
06.06.2001	85	0,35	0,67	0,31	0,52
14.06.2001	93	0,33	0,67	0,26	0,60
27.06.2001	113	0,31	0,61	0,25	0,50
04.07.2001	121	0,41	0,79	0,25	0,64
05.07.2001	122	0,25	0,32	0,18	0,33
09.07.2001	126	0,21	0,29	0,28	0,30
11.07.2001	128	0,22	0,47	0,28	0,44
19.07.2001	134	0,33	0,68	0,33	0,68
23.07.2001	138	0,42		0,36	0,72
08.08.2001	154	0,74		0,59	

Tab. A18: pH-Werte des Sickerwassers aus den Laborlysimetern 1-6 während der Versuchsdurchführung.

		trocken		nass		überflutet	
Datum	Tag	Lys 1	Lys 2	Lys 3	Lys 4	Lys 5	Lys 6
14.03.2001	1	6,8	7,5	6,9	6,9	6,9	7,3
18.03.2001	5	6,4	6,5	6,8	6,9	6,8	6,9
20.03.2001	7	6,5	6,8				
21.03.2001	8	6,1	6,4	6,8	6,7	6,3	7,4
23.03.2001	10	6,0	6,6				
29.03.2001	16	6,3	6,3	6,6	6,2	6,4	7,2
05.04.2001	23	6,2	6,6	6,5	6,2	6,2	7,3
12.04.2001	30	6,4	6,5	6,3	6,2	6,1	6,9
18.04.2001	36	6,4	6,4	6,1	5,7	5,9	6,4
26.04.2001	44	6,0	6,0	6,1	5,9	5,8	6,1
02.05.2001	50	5,9	6,2	6,0	6,0	5,8	6,5
09.05.2001	57	6,5	5,9	5,6	5,7	5,7	6,0
15.05.2001	63	6,1	6,2	5,9	5,9	5,8	5,9
22.05.2001	70	5,9	6,4	5,5	5,4	5,6	5,9
31.05.2001	79	6,2	5,9	5,5	5,7	5,4	5,8
06.06.2001	85	5,8	6,1	5,7	5,8	5,6	5,8
15.06.2001	94	5,8	6,0	5,5	5,7	5,6	5,8
27.06.2001	113	4,4	4,7	5,0	5,5	5,3	5,6
04.07.2001	121	5,9	6,0	5,3	5,3	5,1	5,0
26.07.2001	141	4,6	5,2				
06.08.2001	152	5,0	5,2				
22.08.2001	168	4,4	4,6				
06.09.2001	184	4,5	4,8				
26.09.2001	204	4,1	4,4				

Tab. A20a: pH (KCl)-Werte in den Böden der Lysimeter 1-6.

Lys 1 (trocken)				
Datum	Tag	0-5cm	20-30cm	40-50cm
14.03.2001	1	3,4	4,0	4,2
05.07.2001	122	3,5	3,8	4,0
11.10.2001	220	4,3	4,4	4,1

Lys 2 (trocken)				
Datum	Tag	0-5cm	20-30cm	40-50cm
14.03.2001	1	3,4	4,0	4,1
04.07.2001	121	3,2	4,0	4,0
11.10.2001	220	3,9	5,2	4,2

Lys 3 (nass)				
Datum	Tag	0-5cm	20-30cm	40-50cm
14.03.2001	1	3,5	4,1	4,2
05.07.2001	122	3,3	3,9	4,2

Lys 4 (nass)				
Datum	Tag	0-5cm	20-30cm	40-50cm
14.03.2001	1	3,5	4,1	4,2
09.07.2001	126	3,6	3,9	4,8

Lys 5 (überflutet)				
Datum	Tag	0-5cm	20-30cm	40-50cm
14.03.2001	1	3,5	4,0	4,2
10.07.2001	127	4,8	4,5	4,4

Lys 6 (überflutet)				
Datum	Tag	0-5cm	20-30cm	40-50cm
14.03.2001	1	3,6	4,0	4,2
11.07.2001	128	5,1	4,3	4,3

Tab. A20b: pH (H₂O)-Werte in den Böden der Lysimeter 1-6.

Lys 1 (trocken)				
Datum	Tag	0-5cm	20-30cm	40-50cm
14.03.2001	1	4,0	4,6	5,5
05.07.2001	122	3,7	4,6	4,4
11.10.2001	220	4,5	4,5	4,3

Lys 2 (trocken)				
Datum	Tag	0-5cm	20-30cm	40-50cm
14.03.2001	1	4,1	4,4	5,0
04.07.2001	121	3,4	4,3	4,5
11.10.2001	220	4,4	5,6	4,6

Lys 3 (nass)				
Datum	Tag	0-5cm	20-30cm	40-50cm
14.03.2001	1	4,2	4,5	4,7
05.07.2001	122	3,5	4,1	4,6

Lys 4 (nass)				
Datum	Tag	0-5cm	20-30cm	40-50cm
14.03.2001	1	4,0	4,3	5,0
09.07.2001	126	3,6	4,2	5,2

Lys 5 (überflutet)				
Datum	Tag	0-5cm	20-30cm	40-50cm
14.03.2001	1	3,9	4,4	4,6
10.07.2001	127	5,2	4,9	4,9

Lys 6 (überflutet)				
Datum	Tag	0-5cm	20-30cm	40-50cm
14.03.2001	1	4,1	4,3	4,9
11.07.2001	220	5,3	5,1	4,7

Tab. A22: Bodenwassergehalte [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$] im Oberboden der Lysimetergefäße 1 und 2 während der Gaswechseluntersuchungen.

Datum	Tag	Lys 1	Lys 2
14.05.2001	0	0,956	0,956
22.05.2001	8	1,055	1,068
29.05.2001	15	1,062	
31.05.2001	17	1,061	1,049
04.06.2001	21	1,026	
05.06.2001	22		1,040
06.06.2001	23	1,048	1,038
10.07.2001	57		1,041
11.07.2001	58	1,041	
19.07.2001	66	1,049	1,051
23.07.2001	70	1,046	
25.07.2001	72	1,025	1,031
08.08.2001	86	0,861	0,977
14.08.2001	92	0,881	0,931
15.08.2001	93	0,863	0,851
16.08.2001	94	0,825	0,881
26.08.2001	104	0,829	0,828
31.08.2001	109	0,770	0,746
04.09.2001	113	0,806	0,775
09.09.2001	118	0,697	0,764
14.09.2001	123	0,642	0,684
18.09.2001	127	0,590	0,646
21.09.2001	130	0,609	0,672
26.09.2001	135	0,363	0,516
30.09.2001	139	0,373	0,552
02.10.2001	141	0,425	0,534

Tab. A21a: N_{\min} -Konzentrationen [mg L^{-1}] und pH-Werte in den Abpumpfraktionen der Laborlysimeter 1-2 nach Abtrocknung und Wiedervernässung.

Lys 1 nach Abtrocknung			
Fraktion	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	pH
1	0,42	3,54	6,1
2	0,00	3,75	5,6
3	0,00	4,03	5,7
4	0,35	4,48	6,0
5	0,53	4,83	5,4
6	0,32	4,97	5,3
7	0,00	5,15	5,2
8	0,35	4,62	5,3
9	0,42	5,67	5,0

Lys 2 nach Abtrocknung			
Fraktion	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	pH
1	0,56	6,72	6,0
2	0,28	7,42	5,7
3	0,46	7,35	5,5
4	0,00	7,95	5,5
5	0,00	8,30	5,3

Lys 1 nach Wiedervernässung			
Fraktion	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	pH
1	3,54	0,53	4,9
2	3,82	0,67	4,7
3	4,87	0,77	4,8
4	5,39	0,42	4,9
5	5,74	0,67	4,6
6	5,39	0,42	4,7
7	6,93	0,42	4,6
8	7,07	0,14	4,6
9	7,00	0,42	4,5
10	6,93	0,07	4,6
11	7,11	0,46	4,4
12	7,04	0,18	4,6
13	6,65	0,21	4,6
14	6,44	0,53	4,6
15	6,30	0,18	4,6

Lys 2 nach Wiedervernässung			
Fraktion	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	pH
1	2,21	4,10	4,9
2	2,17	1,33	4,7
3	4,62	1,47	4,9
4	5,99	1,19	4,7
5	6,93	0,67	4,8
6	7,91	1,05	4,8
7	8,54	0,74	4,9
8	9,17	0,88	4,7
9	9,52	0,70	4,6
10	10,50	0,42	4,6
11	10,68	0,63	4,6
12	10,54	0,70	4,4
13	11,20	0,49	4,8
14	11,03	0,39	4,4
15	10,71	0,32	4,5
16	11,03	0,39	4,6
17	10,47	0,18	4,5
18	9,70	0,11	4,5
19	9,66	0,21	4,6

Tab. A21b: N_{\min} -Konzentrationen [mg L^{-1}] und pH-Werte in den Abpumpfraktionen der Laborlysimeter 3-6.

Lys 3 (nass)			
Fraktion	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	pH
1	0,32	0,46	5,6
2	0,60	0,25	5,2
3	0,70	0,81	5,1
4	0,70	0,35	5,0
5	0,56	0,14	5,0
6	0,42	0,00	5,0
7	0,46	0,49	4,9
8	0,95	0,11	4,8
9	0,56	0,00	4,8
10	0,81	0,63	4,9
11	0,49	0,14	4,9
12	0,28	0,25	4,8
13	0,14	0,32	4,8
14	0,11	0,14	4,9
15	0,21	0,28	4,8
16	0,42	0,42	4,9

Lys 4 (nass)			
Fraktion	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	pH
1	0,67	0,14	5,8
2	0,56	0,28	5,8
3	0,63	0,21	5,7
4	0,63	0,11	5,8
5	0,91	0,18	5,8
6	0,74	0,21	5,7
7	0,91	0,25	5,5
8	0,98	0,35	5,5
9	1,09	0,18	5,3
10	1,23	0,18	5,3
11	0,77	0,00	5,1
12	1,12	0,25	5,2
13	0,95	0,11	4,9
14	1,19	0,21	5,0
15	1,05	0,18	5,1
16	1,23	0,49	5,1
17	1,44	0,28	5,0

Lys 5 (überflutet)			
Fraktion	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	pH
1	1,37	0,21	5,5
2	1,96	0,39	5,3
3	2,10	0,14	5,2
4	2,49	0,28	5,1
5	2,77	0,25	5,0
6	3,12	0,49	5,0
7	3,40	0,32	4,9
8	4,13	0,39	4,9
9	4,34	0,32	4,9
10	4,97	0,46	4,8
11	5,67	0,32	4,4
12	5,88	0,42	4,8
13	6,51	0,32	4,7
14	7,39	0,39	4,7
15	7,63	0,35	4,8
16	7,81	0,53	4,6
17	8,40	0,32	4,6
18	8,37	0,28	4,6
19	8,23	0,32	4,5
20	8,16	0,35	4,5
21	8,09	0,25	4,6
22	8,26	0,32	4,5

Lys 6 (überflutet)			
Fraktion	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	pH
1	0,53	0,28	5,6
2	0,67	0,11	5,3
3	0,91	0,35	5,2
4	0,88	0,28	5,2
5	0,98	0,46	5,0
6	1,12	0,25	5,0
7	1,44	0,28	4,8
8	1,75	0,18	4,8
9	1,82	0,32	4,8
10	2,38	0,39	4,8
11	2,87	0,28	4,8
12	3,08	0,39	4,7
13	3,78	0,35	4,7
14	3,92	0,28	4,7
15	4,55	0,28	4,6
16	5,43	0,42	4,7
17	5,88	0,32	4,6
18	6,27	0,28	4,6
19	5,57	0,14	4,6
20	6,02	0,25	4,6

Lebenslauf

Nicole Armbrüster

geb. 20.06.1973 in Celle
ledig

Schulbildung

1979-1985 Grundschule und Orientierungsstufe, Wathlingen
1985-1992 Gymnasium Ernestinum, Celle, Abitur

Hochschulausbildung

10/92-9/94 Grundstudium Diplom-Biologie, Universität Bielefeld

10/94-3/99 Hauptstudium Diplom-Biologie, Universität Oldenburg
Schwerpunkte: Ökologie, Botanik, Biochemie, Geographie

 Diplomarbeit am Max-Planck-Institut für Limnologie, Abteilung Tropenökologie in Manaus/Brasilien:
Auswirkungen von Überflutung auf Photosynthese, Blattphysiologie und Phänologie zweier Baumarten des Zentralamazonischen Überschwemmungswaldes.

4/99-5/99 Vorbereitungen für das ab 6/99 beginnende interdisziplinäre Projekt „Umweltverträgliche Grundwasserbewirtschaftung in hydrogeologisch und ökologisch sensiblen Bereichen der Nordseeküste“

6/99-5/02 Wissenschaftliche Angestellte im oben beschriebenen Projekt

6/99-5/03 Promotion an der Universität Oldenburg/ AG Pflanzenökologie:
Wasser- und Nährstoffhaushalt grundwasserabhängiger Pflanzengesellschaften in den Dünentälern der Ostfriesischen Inseln
Tag der Disputation: 30.5.03

seit 1/03 Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Ökologie der Pflanzen, Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Hiermit versichere ich, dass ich diese Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe.

Oldenburg, 10.10.2002