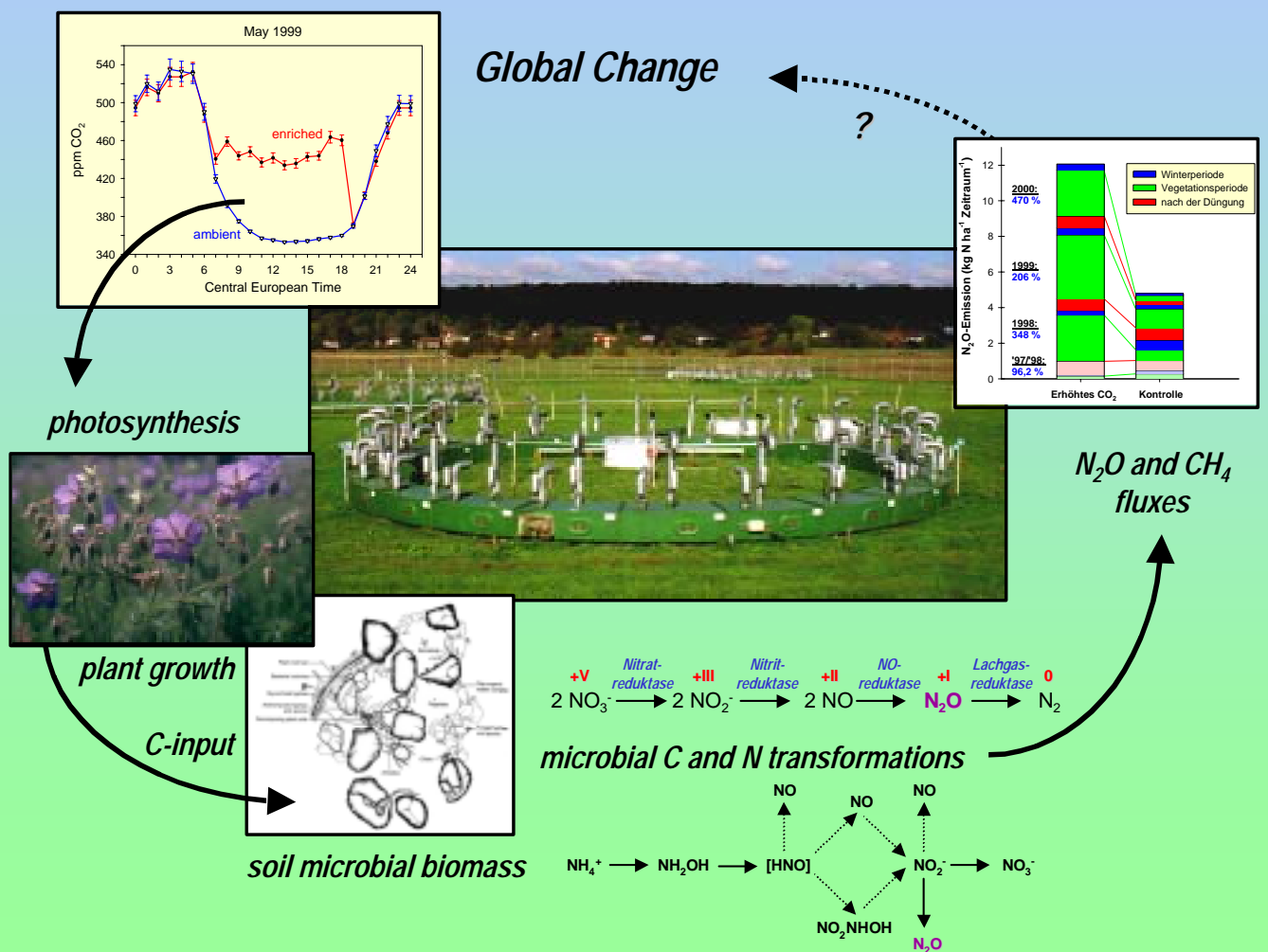


Die Auswirkung steigender atmosphärischer CO₂-Konzentrationen auf die Flüsse der Klimaspurengase N₂O und CH₄ in einem Grünlandökosystem



Dissertation

vorgelegt von Claudia Kammann

Naturwissenschaften der Justus-Liebig-Universität Gießen

**Die Auswirkung steigender atmosphärischer CO₂-Konzentrationen
auf die Flüsse der Klimaspurengase N₂O und CH₄
in einem Grünlandökosystem**

Inaugural-Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
an den Naturwissenschaften (Fachrichtung Biologie)
der Justus-Liebig-Universität Gießen

vorgelegt von
Claudia Kammann

D26

Dekan: Prof. Dr. Jürgen Janek
Erster Gutachter: Prof. Dr. Dr. h.c. Hans-Jürgen Jäger
Zweite Gutachterin: Prof. Dr. Sylvia Schnell

Tag der mündlichen Prüfung: 13.06.2001

Gießen, im Mai 2001

*Meinem Sohn Sören,
der in der Zukunft leben wird,
um deren Erforschung wir uns bemühen.*

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	
1.1	Thema und Ziele der vorliegenden Arbeit	1
1.2	Die klimawirksamen Spurengase Kohlendioxid, Lachgas und Methan	2
1.3	Die Auswirkung von erhöhtem CO₂ auf Pflanzen und Ökosysteme	7
1.3.1	Kurzfristige und unmittelbare CO ₂ -Effekte: Monate bis wenige Jahre	7
1.3.2	Langfristige CO ₂ -Effekte: Veränderte C- und N-Flüsse in den Ökosystemen	12
1.4	Die Auswirkung von erhöhtem CO₂ auf die N₂O- und CH₄-Flüsse	14
1.4.1	Die CO ₂ -Wirkung auf die N ₂ O-Flüsse	14
1.4.2	Die CO ₂ -Wirkung auf die CH ₄ -Flüsse	15
1.5	Die Hypothesenbildung: Spurengasflüsse unter erhöhtem CO₂	16
1.5.1	N ₂ O-Flüsse im Lindener Grünland unter erhöhtem CO ₂	18
1.5.2	CH ₄ -Flüsse im Lindener Grünland unter erhöhtem CO ₂	20
2	Material und Methoden	
2.1	Die Versuchsfläche Linden	23
2.1.1	Beschreibung der Versuchsfläche: Lage, Klima, Pflanzenbestand	23
2.1.2	Das Versuchsgelände: bisheriges Management der Untersuchungspartellen	25
2.1.3	Charakterisierung des Grünland-Bodens	26
2.2	Die gaschromatographische Analytik	28
2.2.1	Die GC-Probenanalytik bis März 1997	28
2.2.2	Die GC-Probenanalytik von April 1997 bis heute	29
2.2.3	Fehlende Daten durch Analytik-Probleme	31
2.3	Die <i>closed-chamber</i>-Methode zur Messung von Spurengasflüssen	31
2.3.1	Die verwendeten Gas auffang-Hauben	31
2.3.2	Maßnahmen zur Qualitätssicherung der <i>closed-chamber</i> -Messungen	32
2.3.3	Berechnung der Spurengas-Flußraten	33
2.3.4	Die Probennahme während der Kammerbedeckung	36
2.4	Vor- und Hauptversuchsreihe: Durchführung und Zusatzversuche	36
2.4.1	Die Vorversuchs-Meßreihe	36
2.4.2	Die Hauptversuchs-Meßreihe	37
2.5	Bodenchemische Analysen	48
2.5.1	Quantifizierung der mineralischen N-Verbindungen NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ und NH ₄ ⁺	48
2.5.2	Die Quantifizierung des KCl-extrahierbaren organischen Kohlenstoffs	52

2.5.3	Quantifizierung des organischen Kohlenstoff im Boden (Glühverlust).....	52
2.5.4	Quantifizierung des organischen Stickstoff-Gehalts in der Bodensubstanz	53
2.6	Bodenphysikalische und klimatische Parameter.....	53
2.6.1	Bodentemperatur	53
2.6.2	Bodenfeuchte.....	53
2.6.3	Lufttemperatur, Luftdruck, Niederschläge und Strahlung	54
2.7	Die Ernten der oberirdischen Biomasse.....	55
2.7.1	Ernten im Vorversuch.....	55
2.7.2	Ernten im Hauptversuch.....	56
2.8	Die Messungen des Blattflächenindex (LAI)	56
2.9	N₂O-Anteile aus Nitrifikation und Denitrifikation	57
2.9.1	Methodisches Vorgehen bei der Acetylen-Inhibierungs-Technik (AIT)	57
2.9.2	Durchgeführte AIT-Messungen	58
2.9.3	Berechnung der AIT-Ergebnisse	59
2.10	Messungen der Denitrifikations -Enzym-Aktivität (DEA).....	60
2.10.1	Theorie und Hintergrund	60
2.10.2	Durchführung der DEA-Analysen	60
2.10.3	Berechnung der DEA-Ergebnisse	63
2.11	Bestimmung der Netto-Nitrifikationsraten.....	64
2.11.1	Theorie, Auswahl der Methode und Durchführung	64
2.11.2	Auswertung und Berechnung der Ergebnisse	67
2.12	Die Bodenluftsonden-Methodik (Anhang 2).....	68
2.13	Methanproduktion: Inkubation von Bodenkernen.....	68
2.13.1	Entnahme der Bodenproben-Kerne	68
2.13.2	Langzeit-Inkubation bei konstanter Temperatur	68
2.13.3	Inkubation bei variablen Temperaturen	69
2.14	Statistische Auswertung.....	70
3	Ergebnisse	
3.1	Entwicklung wichtiger Bodenparameter unter erhöhtem CO₂.....	71
3.1.1	Lagerungsdichte der CO ₂ -Ringe vor Versuchsbeginn	71
3.1.2	Die Entwicklung der Bodenfeuchte in den CO ₂ -Ringen.....	72
3.1.3	Die Entwicklung der Bodentemperatur in den CO ₂ -Ringen.....	78
3.2	Mineralische N- und organische C-Gehalte des Bodens der CO₂-Ringe	83
3.2.1	N-Gehalte bei der Lagerungsdichte-Bestimmung am 8./9.4.1998.....	83
3.2.2	N-Gehalte vor und während des laufenden CO ₂ -Experiments.....	84

3.2.3	Wasserlöslicher organischer Kohlenstoff (KCl-Extraktion).....	89
3.3	Biomasse-Erträge vor und nach Beginn des FACE-Experiments.....	91
3.3.1	Erträge in Abhängigkeit von der Witterung.....	91
3.3.2	Erträge der Gesamt-Biomasse.....	91
3.3.3	Erträge der funktionellen Hauptgruppen (Gräser, Kräuter, Leguminosen)	97
3.3.4	Erträge der Leguminosen.....	100
3.3.5	Ertrags-Unterschiede innerhalb der einzelnen Ringflächen.....	101
3.4	Entwicklung des Blattflächenindex (LAI) unter erhöhtem CO₂	102
3.4.1	Allgemeine Beobachtungen bei der LAI-Messung.....	102
3.4.2	LAI-Entwicklung auf den einzelnen CO ₂ -Flächen.....	103
3.4.3	Der Bezug zwischen Biomasse-Ertrag und LAI-Wert.....	104
3.5	Bestandesatmung in den FACE-Ringen	106
3.5.1	Jahreszeitlicher Verlauf der Bestandesatmung	106
3.5.2	Der Einfluß des erhöhten CO ₂ auf die Bestandesatmung	107
3.5.3	Abhängigkeit der Bestandesatmung von Bodentemperatur und Bodenfeuchte	111
3.6	Lachgasflüsse in den FACE-Ringen.....	117
3.6.1	Allgemeiner Verlauf und Extremwerte der Lachgasflüsse	117
3.6.2	Verlauf der N ₂ O-Emissionen der Kontrollflächen im Jahresgang.....	118
3.6.3	N ₂ O-Flüsse unter erhöhtem CO ₂	121
3.6.4	Abhängigkeit der N ₂ O-Flüsse von Bodenfeuchte und Bodentemperatur	125
3.6.5	Jahresbilanzen der N ₂ O-Emissionen unter erhöhtem CO ₂	128
3.7	Methanflüsse in den FACE-Ringen.....	129
3.7.1	Allgemeiner Verlauf und Extremwerte der CH ₄ -Flußraten.....	129
3.7.2	Methanflüsse unter erhöhtem CO ₂	133
3.7.3	Korrelation zwischen Bodenfeuchte, Bodentemperatur und Methanfluß.....	137
3.8	Nitrifikations- und Denitrifikationsanteil am N₂O-Fluß (AIT)	141
3.9	Denitrifikations-Enzym-Aktivität (DEA)	147
3.10	Netto-Nitrifikationsraten in den FACE-Ringen.....	151
4	Diskussion	
4.1	Die CO₂-Anreicherungs-Technik	155
4.2	Die oberirdische Biomasse	156
4.2.1	Erträge vor und nach Beginn der CO ₂ -Anreicherung	156
4.2.2	Die Entwicklung der funktionellen Gruppen.....	161
4.2.3	Blattflächenindex (LAI) und Blattflächengewicht	163
4.3	Die Bestandesatmung unter erhöhtem CO₂	166

4.4	Die N₂O-Emissionen unter erhöhtem CO₂.....	174
4.4.1	Die Veränderungen der N ₂ O-Emissionen unter CO ₂ -Anreicherung.....	174
4.4.2	Vergleich der Ergebnisse mit den Eingangshypothesen.....	180
4.4.3	Die Suche nach den Ursachen der gesteigerten N ₂ O-Emissionen	184
4.5	Die CH₄-Flüsse unter erhöhtem CO₂.....	194
4.5.1	Der Rückgang der Methanoxidation.....	194
4.5.2	Das Methanemissionsereignis	199
4.5.3	Vergleich der Ergebnisse mit den Eingangshypothesen.....	202
5	Zusammenfassung.....	205
6	Literatur	209

Danksagung

Anhang 1: N₂O-Flüsse im Vorversuch (KAMANN *et al.* 1998)

Anhang 2: Die Bodenluftsonden-Methode (KAMMANN *et al.* 2001a)

Anhang 3: CH₄-Flüsse im Vorversuch (KAMMANN *et al.* 2001b)

Anhang 4: Unveröffentlichte Vorversuchsergebnisse

Anhang 5: Zusätzliche Hauptversuchsergebnisse

1 Einleitung

1.1 Thema und Ziele der vorliegenden Arbeit

Das Hauptziel der vorliegenden Arbeit war es, die Auswirkungen von gesteigerten atmosphärischen Kohlendioxid-Konzentrationen auf die Flüsse der klimawirksamen Spurengase Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4) zwischen einem Dauergrünland und der bodennahen Atmosphäre zu quantifizieren. Ein weiteres Ziel war es, die CO_2 -Wirkung auf den Pflanzenbestand zu charakterisieren, da sich die pflanzliche Reaktion auf die bodenmikrobiologischen (Spurengas-)Prozesse auswirken kann (vgl. 1.3 und 1.4). Weiterhin sollten Messungen zentraler mikrobiologischer Prozesse und Parameter begleitend zu den Spurengas-Flußmessungen im CO_2 -Anreicherungs-Experiment helfen, die Wirkungsweise der erwarteten Auswirkungen des erhöhten CO_2 auf die Spurengas-Prozesse zu verstehen.

Die Arbeiten wurden im Rahmen des Gießener Freiland- CO_2 -Anreicherungs-Experiments (kurz Gießen-FACE) durchgeführt, in dem die aktuelle CO_2 -Konzentration während der Tageslichtstunden um 20 % erhöht wird. Dabei werden die CO_2 -Konzentrationen simuliert, die in 20 bis 30 Jahren auf unserer Erde herrschenden werden. Das untersuchte feuchte, extensiv gedüngte und seit Jahrzehnten unter Wiesennutzung stehende Dauergrünland ist ein sehr artenreiches, naturnahes Ökosystem. FACE-Systeme (= *free air carbon dioxide enrichment*) sind am besten geeignet, um eine CO_2 -Anreicherung ohne "Kammereffekte", wie sie z.B. beim Einsatz von *open-top*-Kammern (OTC, *open top chambers*) auftreten, durchzuführen (HENDREY & KIMBALL 1994; PINTER *et al.* 2000; vgl. 4.1): Lichtverhältnisse, Niederschlag und Windbewegung (Mikroklima) entsprechen nahezu Freilandverhältnissen, und es steht (wie im Lindener Grünland) unbegrenzter und ungestörter Wurzelraum zur Verfügung.

In der Regel wurde in anderen Untersuchungen eine Verdoppelung des aktuellen oder des präindustriellen CO_2 -Gehalts vorgenommen (Bsp. *Swiss FACE*, LÜSCHER *et al.* 1998; INESON *et al.* 1998; GLOSER *et al.* 2000; MONTEALEGRE *et al.* 2000; Bsp. OTC-Studie in Salzmarsch, ARP *et al.* 1993, BALL & DRAKE 1998, MATAMALA & DRAKE 1999; Bsp. OTC-Studie in Hochgras-Prärie, KEMP *et al.* 1994, OWENSBY *et al.* 1997, WILLIAMS *et al.* 2000, oder Bsp. OTC-Studie in anuellem Grasland, HUNGATE *et al.* 1996, FRANCK *et al.* 1997, HUNGATE *et al.* 1997b). Vergleichbare Ergebnisse bei einer eher geringen CO_2 -Konzentrationserhöhung von unter 50 %, appliziert auf ein extensiv bewirtschaftetes naturnahes oder natürliches Gasland, liegen derzeit aus keiner anderen Studie weltweit vor (Stand: März 2001).

Studien zur Auswirkung von erhöhtem CO_2 an etablierten, natürlichen oder naturnahen Ökosystemen sind generell eher selten (vgl. auch GRÜNHAGE *et al.* 1996): In einem Überblick über die " CO_2 -Literatur" listet KÖRNER (2000) auf, daß sich zwischen 1987 und 1996 gerade 5,1 % der Untersuchungen mit natürlicher Vegetation befaßten – alle anderen Arbeiten beschäftigten sich mit Einzelpflanzen-Untersuchungen (45,4 %),

Nutzpflanzen (35,4 %) oder Überblick/Zusammenfassung und Theorie (14,1 %). Während über die physiologische Wirkung von erhöhtem CO₂ auf (Kultur-)Pflanzen, v.a. auf die Photosynthese, nach rund 15 Jahren intensiver Forschungstätigkeit bereits relativ umfangreiche Kenntnisse bestehen (vgl. 1.3; GRÜNHAGE *et al.* 1996), ist wesentlich weniger über die pflanzenvermittelten Auswirkungen auf die mikrobiell katalysierten C- und N-Umsetzungsprozesse im Boden bekannt (O'NEILL 1994; CURTIS *et al.* 1994; NORBY 1997; HUNGATE *et al.* 1997b, c). Gerade diese sind es aber, die an der Entstehung bzw. dem Verzehr der Spurengase N₂O und CH₄ beteiligt sind (HUNGATE *et al.* 1997c; SCHIMEL & GULLEDGE 1998). Falls die steigende atmosphärische CO₂-Konzentration eine positive Rückkopplung auf die Produktion und Freisetzung, und/oder eine negative Wirkung auf die Konsumption der untersuchten Spurengase haben sollte, würden sich die erwarteten globalen Konsequenzen noch verstärken (SCHIMEL & GULLEDGE 1998). Bis auf eine Ausnahme (SAARNIO *et al.* 2000, vgl. 1.4.2) existieren dennoch keine Meßreihen zu diesem Thema, die länger als 10 Tage am Stück oder unter verschiedenen Witterungsbedingungen im Jahresgang durchgeführt worden wären (vgl. 1.4). Die vorliegende Arbeit soll daher mit ihrer umfangreichen Datenbasis dazu beitragen, diese Wissenslücke zu schließen.

1.2 Die klimawirksamen Spurengase Kohlendioxid, Lachgas und Methan

Klimawirksame Spurengase sind in sehr geringer Konzentration in der Atmosphäre vorhandene Gase, die in unterschiedlichen Wellenlängenbereichen langwellige von der Erdoberfläche zurückgestrahlte Wärmestrahlung absorbieren. Zu dieser Gruppe gehören die drei Spurengase Kohlendioxid (CO₂), Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄), die in den verschiedensten biologischen, aber auch physikalisch-chemischen Prozessen zwischen Geosphäre, Biosphäre und Atmosphäre umgesetzt werden. Sie verursachen einen "natürlichen Treibhauseffekt", ohne den die globale Oberflächen-Mitteltemperatur der Erde um etwa 30 °C niedriger liegen würde (GRAEDEL & CRUTZEN 1994).

Eine gewisse Schwankung in den atmosphärischen Konzentrationen dieser Gase und der Globaltemperatur hat es in der jüngeren Erdgeschichte, die sich durch Eisbohrkerne erschließen läßt, im Wechsel zwischen Glazialen und Interglazialen immer gegeben – die Korrelation zwischen der Mitteltemperatur und den Konzentrationen von CO₂ und CH₄ ist sehr gut (NAKAZAWA *et al.* 1993a; GRAEDEL & CRUTZEN 1994; BROOK *et al.* 1996). Die Geschwindigkeit aber, mit der derzeit die atmosphärischen Konzentrationen von CO₂, CH₄ und N₂O aufgrund menschlicher Aktivitäten in die Höhe schnellen, ist in geologischen Zeiträumen betrachtet nur mit katastrophalen Ereignissen wie z.B. dem (vermuteten) Kometeneinschlag an der Grenze zwischen Kreidezeit und Tertiär vergleichbar (der wahrscheinlich u.a. eine stoßartige Freisetzung von Methanhydraten verursachte, vgl. MAX *et al.* 1999): So hat die CO₂-Konzentration von glazialen Werten von etwa 190 ppm und interglazialen (präindustriellen) Konzentrationen von um die

280 ppm bereits jetzt bis auf 368,4 ppm (Mauna-Loa-Observatorium, Wert für 1999, vgl. <http://cdiac.esd.ornl.gov/ftp/ndp001/maunaloa.co2>) zugenommen, wobei sie mit einer Rate von 1,5 ppm pro Jahr steigt. (Zum Vergleich: Rasche Schwankungsraten in den letzten 200.000 Jahren betragen etwa 1 ppm CO₂ in 200 Jahren.)

Im Laufe der Evolutionsgeschichte unseres Planeten waren die atmosphärische CO₂-Konzentration und die Entwicklungsgeschichte der Pflanzen stets untrennbar miteinander verbunden: So erfolgte die Entwicklung von Blättern (d.h. einer vergrößerten assimilierenden Fläche) wahrscheinlich infolge des über 90 %igen Konzentrationsabfalls der ursprünglich hohen CO₂-Konzentrationen am Ende des Palaeozoikums vor etwa 380 bis 400 Millionen Jahren (BEERLING *et al.* 2001). Die rapide Ausbreitung der Angiospermen mit Beginn des Tertiär fiel zusammen mit dem dramatischen Fall der atmosphärischen CO₂-Konzentration an der Grenze der Kreidezeit zum Tertiär (EHLERINGER & CERLING 1995). Die Anzahl der Stomata pro Blattfläche spiegelte sowohl im Palaeozoikum (MCELWAIN & CHALONER 1995) als auch während der letzten Jahrhunderte (WOODWARD 1993) die Schwankungen in der atmosphärischen CO₂-Konzentration wieder. Weiterhin wird heute angenommen, daß die Entwicklung des C₄-Photosynthesetyps und die rasche Ausbreitung der C₄-Pflanzen vor 7 bis 5 Millionen Jahren mit den geringen glazialen CO₂-Konzentrationen einherging (EHLERINGER *et al.* 1991; EHLERINGER & CERLING 1995) – Ausbreitung und Rückzug von C₄-dominierter Graslandvegetation war und ist vor allem mit der atmosphärischen CO₂-Konzentration gekoppelt (COLLATZ *et al.* 1998). Da der CO₂-fixierende Prozeß der Photosynthese die Basis allen Lebens auf der Erde ist, ist die Frage nach der Wirkung des menschengemachten CO₂-Konzentrationsanstiegs auf die Photosynthese und Ökophysiologie der Pflanzen von zentraler Bedeutung und fand in den vergangenen 20 Jahren in der Forschung entsprechende Beachtung. Die Ausdehnung der Fragestellung auf die ökosystemare Ebene, vor allem die Verknüpfung mit den globalen (Spurengas)-Stoffkreisläufen, hat jedoch gerade erst begonnen.

Das **Spurengas N₂O** entsteht zu über 90 % biologisch über die mikrobiellen Prozesse der Nitrifikation (Nebenprodukt) und Denitrifikation (Zwischenprodukt) in terrestrischen Böden (FIRESTONE & DAVIDSON 1989; Übersicht bei GRANLI & BØCKMANN 1994), aber auch in den nährstoffreichen Schelfmeeren (NAQVI *et al.* 2000). Lachgas besitzt derzeit eine atmosphärische Konzentration von 312 ppb (HOUGHTON *et al.* 1996) im Vergleich zu einer präindustriellen Konzentration von etwa 275 ppb. Es zeichnet sich durch sein über 300 mal höheres globales Erwärmungspotential verglichen mit CO₂ aus (pro Mol, Zeithorizont 100 Jahre) und besitzt aufgrund seiner Reaktionsträgheit eine hohe atmosphärische Lebensdauer von 120 bis 150 Jahren (IPCC 1990). Aus dem gleichen Grund kann es nur in der Stratosphäre durch hochenergetische UV-Strahlung abgebaut werden, wobei es über reaktive NO_x-Radikale zur Zerstörung der stratosphärischen Ozonschicht beiträgt (CRUTZEN 1981; BRASSEUR & CHATFIELD 1991; GRAEDEL & CRUTZEN 1994).

Im chemolithoautotrophen, O₂-abhängigen Prozeß der **Nitrifikation** werden zwei Organismengruppen unterschieden, die entweder NH₄⁺ zu NO₂⁻ umsetzen (*Nitroso*-), oder NO₂⁻ zu NO₃⁻ (*Nitro*-). Ein Großteil der bei der NH₄⁺-Oxidation gewonnenen Energie (bis zu 80 %) wird für die Fixierung von CO₂ verbraucht, wodurch die Wachstumseffizienz der autotrophen Nitrifizierer nicht sehr groß ist. In der Regel sind diese beiden Gruppen *in-situ* so stark miteinander assoziiert, daß sich Nitrit nicht akkumulieren kann. In Abb. 1.2-A sind die Oxidationsschritte und die Möglichkeiten gasförmiger N-Verluste (NO, N₂O) dargestellt (Angaben nach PAUL & CLARK 1996).

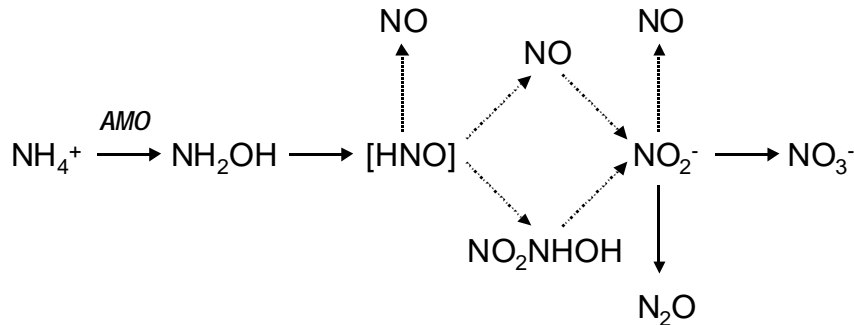


Abbildung 1.2-A: Die Intermediärprodukte der autotrophen Nitrifikation, mit den Orten für gasförmige N-Verluste während der Umsetzungen (aus PAUL & CLARK 1996); AMO = Ammonium-Monooxygenase.

Die Ammoniumoxidierer (Nitroso-) können Nitrit als alternativen Elektronenakzeptor verwenden, wenn die O₂-Versorgung limitiert ist (FIRESTONE & DAVIDSON 1989; VENTEREA & ROLSTON 2000). Dies wird häufig als "Nitrifizierer-Denitrifikation" bezeichnet, und man nimmt an, daß die Nitritreduktion bei (zu) geringen O₂-Konzentrationen dem Erhalt eines günstigen Redoxpotentials und der Ammoniumoxidation dient, und daß sie hilft, toxische NO₂⁻-Konzentrationen zu vermeiden (PAUL & CLARK 1996). Von der v.a. durch Pilze (Bsp. Mykorrhiza) ausgeführten **heterotrophen Nitrifikation** (Oxidation von NH₄⁺ und organischem N zu Nitrat, ohne Energiegewinn) nimmt man an, daß sie nur in sauren Waldböden eine nennenswerte Rolle spielt (BARRACLOUGH & PURI 1995; PAUL & CLARK 1996).

Im Prozeß der **Denitrifikation** wird Nitrat schrittweise über die gasförmigen Zwischenprodukte NO und N₂O zu N₂ reduziert (Abb. 1.2-B). Im Gegensatz zu den Nitrifizierern gewinnt der überwiegende Anteil der Denitrifizierer die Energie aus der Oxidation organischer Substrate, die auch als Kohlenstoffquellen dienen. Bisher sind keine obligaten Anaerobier bekannt; stellt sich Anaerobiose ein, so weichen die zur Denitrifikation befähigte Organismen auf die "Nitrat-Atmung" aus (SCHLEGEL 1985). Die Organismengruppen, die generell denitrifizieren können, sind sehr heterogen: Sie können wie die meisten Bodenbakterien organotroph sein (Bsp. Arten der Gattungen *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Agrobacterium*), aber auch lithotroph (Elektronendonator Schwefel: *Thiobacillus denitrificans*), phototroph (*Rhodospseudomonas* sp.) oder diazotroph sein (*Rhizobium*, *Azospirillum*) (Angaben nach PAUL & CLARK 1996).

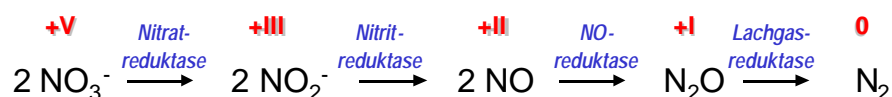


Abbildung 1.2-B: Schrittweise Reduktion von Nitrat während der Denitrifikation. In Rot über der Verbindung: Oxidationsstufe. In blau über den Pfeil: Katalysierendes Enzym.

Das Mischungsverhältnis der gasförmigen Endprodukte ist von vielerlei Faktoren abhängig. Die N_2O -Reduktase ist beispielsweise das am wenigsten persistente Enzym unter oxischen Bedingungen (DENDOOVEN & ANDERSON 1994), und wird bei Einsetzen von Anaerobiose größtenteils neu gebildet. Generell ist die Denitrifikation am größten, wenn folgende Bedingungen gegeben sind: **(1)** in Abwesenheit von O_2 (oder bis max. 0,5 % O_2), was im Boden fast immer mit hohen Wassergehalten verbunden ist, **(2)** eine hohe Verfügbarkeit von Nitrat oder anderen als Elektronenakzeptoren dienenden N-Oxiden, und **(3)** ausreichende Mengen von reduziertem Substrat (Bsp. Kohlenhydrate). Solche Bedingungen treten beispielsweise nach Gülledüngung im Herbst oder Winter (hohe Bodenwassergehalte) auf (alle Angaben nach GRANLI & BÖCKMANN 1994 und PAUL & CLARK 1996). Auch das Mischungsverhältnis der Endprodukte $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ ist außer vom Status und Vorhandensein der N_2O -Reduktase von zahlreichen weiteren Faktoren abhängig: Bei vollständiger Anaerobiose wird Nitrat hauptsächlich zu N_2 reduziert, bei unvollständiger Anaerobiose steigt der N_2O -Anteil mit der O_2 -Konzentration, während die Gesamt-Denitrifikationsrate sinkt (PAUL & Clark 1996). Ein sinkender pH-Wert hat eine ähnliche Wirkung: Die Gesamtrate sinkt und der N_2O -Anteil steigt (vgl. EATON & PATRIQUIN 1989; FLESSA *et al.* 1998). Weitere Einzelheiten hierzu siehe KAMMANN *et al.* (2000a).

Weltweit hat die Herstellung und der Einsatz mineralischem N-Dünger (Haber-Bosch-Verfahren) und der Anbau N_2 -fixierender Pflanzen für einen enormen Eintrag von zuvor atmosphärischem Stickstoff in den globalen N-Kreislauf gesorgt (Bsp. MOSIER *et al.* 1998). Mit den beschleunigten und verstärkten Umsatzraten der N-Verbindungen in den globalen Kreisläufen steigt auch der Durchsatz durch die Prozesse Nitrifikation und Denitrifikation, und damit die Menge der an die Atmosphäre abgegebenen "Abfallprodukte" oder Zwischenprodukte wie N_2O ("hole-in-the-pipe"-Modellvorstellung von FIRESTONE & DAVIDSON 1989). Die atmosphärische Konzentration des N_2O war in der Vergangenheit sehr stabil und betrug etwa 275 ppb (MACHIDA *et al.* 1995; BATTLE *et al.* 1996). Bis 1950 war sie kaum gestiegen; mit Beginn der "grünen Revolution" in der Landwirtschaft aber begann eine rasche Zunahme (BRUNKE *et al.* 1989) bis auf den heutigen Wert von 312 ppb (HOUGHTON *et al.* 1996). Da die atmosphärische Lebensdauer des N_2O so groß ist, dauert eine neue Gleichgewichtseinstellung sehr lange: Selbst wenn die N_2O -Emissionen auf dem heutigen Stand eingefroren würden und nicht weiter zunehmen, hätte sich erst in 250 bis 300 Jahren ein neues Gleichgewicht bei etwa doppelter vorindustrieller Konzentration (ca. 560 ppb) eingestellt (GSF 1996).

Während der letzten beiden Glaziale lag die **atmosphärische CH₄-Konzentration** stets um 350 ppb, in den Interglazialen betrug sie bis vor etwa 250 Jahren maximal 700 ppb (vgl. NAKAZAWA *et al.* 1993b; GRAEDEL & CRUTZEN 1994). Danach begann sie zunächst langsam und dann immer schneller anzusteigen – sie beträgt derzeit 1720 ppb (HOUGHTON *et al.* 1996) und steigt mit einer Rate von 5 bis 10 ppb pro Jahr. Methan besitzt ein 21 mal so großes globales Erwärmungspotential wie CO₂ (pro Mol, Zeitraum 100 Jahre) und eine atmosphärische Verweilzeit von 12 Jahren. Die Hauptsenke für Methan ist die troposphärische und zu einem geringeren Anteil die stratosphärische Reaktion des CH₄ mit Hydroxylradikalen, wobei es schrittweise zu CO und letztendlich CO₂ abgebaut wird. Aufgrund des vermehrten Verbrauchs von Hydroxylradikalen in der Atmosphäre (u.a. durch antropogene Emissionen anderer mit OH reagierender Spezies) hat sich die atmosphärische Lebensdauer gegenüber dem letzten glazialen Maximum bereits verlängert (THOMPSON *et al.* 1993), was mit zum CH₄-Konzentrationsanstieg beiträgt. Die zweite, kleinere Methansenke ist die CH₄-Oxidation in terrestrischen Böden (siehe weiter unten).

Die biologische **Methanproduktion** durch methanogene Archebakterien besitzt den größten Anteil am Anstieg der atmosphärischen CH₄-Konzentration. Etwa ein viertel der globalen Methanproduktion stammt aus der Kohle- und Gasförderung und der Verbrennung von Biomasse, während der Rest auf die biologische Methanogenese zurückgeht (vgl. KAMMANN *et al.* 2000a). Diese findet überall dort statt, wo unter anaeroben Bedingungen organisches Substrat zur Verfügung steht: In natürlichen Feuchtgebieten wie Mooren, Sümpfen und Marschen, in Reisfeldern, in der Tiefe von Mülldeponien, in den Eingeweiden und Exkrementen wiederkäuender Tiere und im Darm von Termiten. Die weltweite Ausdehnung des Reisanbaus und der Viehhaltung im Zuge der steigenden Weltbevölkerung trägt erheblich zur steigenden atmosphärischen CH₄-Konzentration mit bei. Man hielt methanogene Bakterien lange Zeit für sehr O₂-empfindlich (vgl. SCHLEGEL 1985). Allerdings konnte jüngst gezeigt werden, daß (reaktivierbare) Methanogene auch in aeroben Böden überdauern (Wüstenböden, PETERS & CONRAD 1995; PETERS & CONRAD 1996), und daß sie auch in Anwesenheit von O₂ in tonhaltigen Böden Methan produzieren können (WAGNER *et al.* 1999).

Die **biologische Methanoxidation** ist nicht nur als atmosphärische Methansenke von Bedeutung (ca. 6 %, IPCC 1996), sondern auch als "biologischer Methanfilter": Dieser oxidiert das in der Tiefe produzierte CH₄, bevor es in die Atmosphäre gelangen kann (KNOWLES 1993; REEBURGH *et al.* 1993; WHALEN & REEBURGH 1996; BUTTERBACH-BAHL *et al.* 1997). Methanotrophe sind weltweit in allen (bisher untersuchten) Böden anzutreffen (vgl. Zitate in KAMMANN *et al.* 2000a). Die methanotrophen Bakterien oxidieren schrittweise Methan über Methanol, Formaldehyd und Ameisensäure zu CO₂ und gewinnen daraus ihre Stoffwechsel-Energie (BÉDARD & KNOWLES 1989; KING 1992). Einige Arten wie *Methylomonas*, *Methylococcus* oder *Methylosinus* können das Zwischenprodukt Formaldehyd über verschiedene Stoffwechselwege in die

Zellsubstanz inkorporieren; sie können daher mit CH₄ als der einzigen Kohlenstoffquelle wachsen (KING 1992, und Zitate hierin). Die Methanotrophen werden nach ihrer Membranstruktur und Zellform, ihren Überdauerungsstadien, den Wegen der C-Assimilation und der Fähigkeit, N₂ zu fixieren, in die Methanotrophen-Typen I, II und X unterschieden (KNOWLES 1993; MANCINELLI 1995). Das erste Enzym der Oxidationskette, die Methan-Monooxygenase ist funktionell (BÉDARD & KNOWLES 1989) und evolutiv (HOLMES *et al.* 1995) eng mit dem ersten Enzym der Nitrifizierer, der Ammonium-Monooxygenase verwandt: Beide Organismengruppen können das jeweils andere Substrat kooxidieren, weshalb die Aktivität der Methanotrophen von hohen NH₄⁺-Konzentrationen inhibiert werden kann (Bsp. KING & SCHNELL 1994; HÜTSCH *et al.* 1994; POWLSON *et al.* 1997).

Die CH₄-Oxidation der geringen, atmosphärischen Methan-Konzentrationen ist in der Regel substratlimitiert (d.h. eine diffusive Limitierung), weshalb die Temperaturabhängigkeit in verschiedenen Studien oft schwach ausgeprägt war (Bsp. KING & ADAMSEN 1992; MOSIER *et al.* 1993; JONES & NEDWELL 1993; CRILL *et al.* 1994). Die Korrelation der Methanoxidationsraten mit dem Bodenwassergehalt hingegen war häufig sehr gut (Bsp. JONES & NEDWELL 1993; CASTRO *et al.* 1994; CASTRO *et al.* 1995; BOECKX & VAN CLEEMPUT 1996; MOSIER *et al.* 1997), da die Diffusion von CH₄ in Wasser 10⁴mal langsamer ist als in Luft. Somit wird die Bodenfeuchte häufig als dominante Steuergröße der Methanoxidation *in-situ* betrachtet.

Am höchsten sind die Methanoxidationsraten generell in Waldböden, gefolgt von nativen Grasländern, Weiden und Grünland und am geringsten (bzw. oft nicht mehr vorhanden, vgl. GOULDING *et al.* 1996) sind sie in Ackerböden. Anthropogene Landnutzung und Nutzungsänderungen wie Waldrodung, Pflügen, Düngen, Konversion von z.B. Prärie in Ackerland reduzieren daher generell die CH₄-Oxidationskapazität von terrestrischen Böden beträchtlich (vgl. Ergebnisse von KELLER *et al.* 1990; MOSIER *et al.* 1991; HÜTSCH *et al.* 1994; HÜTSCH 1998c; BRADFORD *et al.* 2000; Bilanzen bei OJIMA *et al.* 1993; POWLSON *et al.* 1997) und bei einer stetig steigenden (und zu ernährenden) Weltbevölkerung wird dieser Trend in Zukunft kaum rückläufig sein.

1.3 Die Auswirkung von erhöhtem CO₂ auf Pflanzen und Ökosysteme

1.3.1 Kurzfristige und unmittelbare CO₂-Effekte: Monate bis wenige Jahre

Die steigenden atmosphärischen Kohlendioxid-Konzentrationen wirken sich mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit nicht direkt auf die Spurengas produzierenden Organismen aus (PATERSON *et al.* 1997; SCHIMEL & GULLEDGE 1998; NORBY & JACKSON 2000), da die Bodenorganismen ohnehin sehr viel höheren CO₂-Konzentrationen ausgesetzt sind. (Jahresmittelwerte der CO₂-Konzentrationen in 5 cm Tiefe im Lindener Grünland: 4520 ppm bzw. 7770 ppm im Boden der trockenen bzw. feuchten

40-kg-N-Parzelle, vgl. Anhang 2 und 3.) Vielmehr wirkt das zusätzliche CO₂ indirekt über die assimilierende Phytomasse auf den Boden des Ökosystems ein. Die Pflanzen-"Antworten" auf erhöhtes CO₂ sind vielfältig, vor allem auf Ökosystemebene; sie sind vom gesamten Faktorendesign eines Experiments abhängig (Düngung, CO₂-Anreicherungsmethode, Boden usw.) und oft widersprüchlich. Es gibt jedoch einige wiederholt oder zumindest häufiger auftretende Grundmuster in der CO₂-Antwort:

So tritt unter erhöhtem CO₂ fast immer eine **Erhöhung der Photosyntheseleistung** (Netto-Assimilationsrate) auf. Bisweilen war die erhöhte Assimilationsrate nach einiger Zeit wieder leicht rückläufig ("Akklimatisierung", z.B. OECHEL *et al.* 1991; OECHEL *et al.* 2000); dennoch verbleibt sie in der Regel über der bei aktuellem CO₂ (CURE & ACOCK 1986; SAGE *et al.* 1989; KÖRNER & ARNONE 1992) oder ist unter der erhöhten CO₂-Konzentration höher als die der Kontroll-CO₂-Pflanzen bei aktuellem CO₂ (FREDEEN *et al.* 1998; STOCKER *et al.* 1997). Häufig ist der Gehalt an wasserlöslichen und nicht-strukturellen Kohlenhydraten (TNC = *total non-structural carbohydrates*) in den Pflanzenorganen, v.a. den Blättern, erhöht (z.B. SCHÄPPI & KÖRNER 1997; DRAKE *et al.* 1996; SILD *et al.* 1999). Ein ausreichend guter *sink* für die zusätzlich gewonnenen Kohlenhydrate kann diesen Rückgang der Photosyntheseleistung (= *downregulation, acclimation*) verhindern oder geringer ausfallen lassen (z.B. Mycorrhizierung, STADDON & FITTER 1998; FITTER *et al.* 2000). Fast immer profitieren C₃-Pflanzen stärker von erhöhtem CO₂ als C₄-Pflanzen (z.B. BAZZAZ 1990; ARP *et al.* 1993; POORTER 1993).

Die gesteigerte Nettoassimilation führt oft zu einer **Steigerung der Nettoprimärproduktion**. Am ausgeprägtesten ist dieser Effekt i.d.R. bei Kulturpflanzen und raschwüchsigen C₃-Wildpflanzen bei guter Nährstoff- und Wasserversorgung (vgl. CURE & ACOCK 1986; POORTER 1993; LUO *et al.* 1998; NIKLAUS *et al.* 1998a). In Grasländern wird häufig ein größerer unterirdischer Zuwachs beobachtet: So fanden z.B. WARWICK *et al.* (1998) in artenreich angesäten, nährstoffreichen, FACE-exponierten Kalkgrünland-Ausschnitten eine um 36 % und 89 % erhöhte ober- und unterirdische Biomasse. Nach 8 Jahren CO₂-Anreicherung in *tallgrass prairie* (*Open-top*-Kammern) waren die Rhizom-, Grobwurzel- und Feinwurzelmasse um 87 %, 46 % und 40 % erhöht (JASTROW *et al.* 2000). Bei starker Nährstofflimitierung waren bisweilen keine (ARP *et al.* 1998) oder nur unterirdische Zuwächse zu beobachten (ARNONE & KÖRNER 1995, VAN GINKEL *et al.* 1996). Ein gesteigertes Wurzel/Sproß-Verhältnis ist bei suboptimaler Nährstoff- und/oder Wasserversorgung fast die Regel (STULEN & DEN HERTOOG 1993).

Ein weiterer häufiger Befund ist der **Rückgang der (Evapo-)Transpirationsrate** unter erhöhtem CO₂ durch Verringerung der stomatären Leitfähigkeit (oft bis zu 50%, z.B. OWENSBY *et al.* 1997). Neben einem weniger negativen Xylem-Wasserpotential mit verringerten Saftflußraten kann dies zu einer mehr oder weniger ausgeprägten **Verbesserung der Bodenwasser-Verhältnisse** führen, vor allem in Ökosystemen mit zeitweiligen Wassermangelzuständen, oder in (z.T. experimentell erzeugten) Dürreperioden (z.B. RICE *et al.* 1994; BREMER *et al.* 1996; OWENSBY *et al.* 1997, ARP *et al.* 1998; VOLK *et al.* 2000). Besonders ausgeprägt war diese Verbesserung (bei gleichzeitig

höherem Biomasse-Ertrag) oft in Agrarökosystemen mit guter N-Versorgung (stark erhöhte *water use efficiency* = *WUE*, Bsp. FACE-Experiment mit Weizen von HUNSAKER *et al.* 2000). Gestiegene Bodenfeuchte unter erhöhtem CO₂ könnte auch eine Beschleunigung des N-Umsatzes im Ökosystem (= *soil N cycling*) bewirken (HUNGATE *et al.* 1997c). RICE *et al.* (1994) machen eine erhöhte WUE für den beobachteten Anstieg der mikrobiellen Biomasse und deren Aktivität verantwortlich.

In einem natürlichen, ariden Ökosystem tritt aber nicht automatisch ein WUE-Biomasse-Zuwachs durch erhöhtes CO₂ ein: So fanden SMITH *et al.* (2000) in einem FACE-Experiment in der Nevada-Wüste nur in einem besonders regenreichen Jahr eine starke CO₂-Antwort der Biomassen-Produktion der dominanten nativen Art, sowie einer besonders invasiven (= konkurrenzstarken, s.o.) Grasart. In einem normalen ariden Jahr jedoch waren keine CO₂-Reaktionen feststellbar – es kann also auch "zu trocken" für eine CO₂-Antwort über den Wasserhaushalt sein.

Fast immer ist unter erhöhtem CO₂ eine stark **gesteigerte Abgabe niedermolekularer kohlenstoffhaltiger Verbindungen in den Wurzelraum** zu beobachten (Steigerung der Wurzelexudation und in geringerem Maße auch des *fine-root-turnover*; Bsp. HUNGATE *et al.* 1997a, $\delta^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$ -Isotopen-Studie). Dies gilt als Ursache der fast ausnahmslos **erhöhten Bodenatmungsraten** (Wurzeln und mikrobielle Biomasse, z.B. LUO *et al.* 1996, PATERSON *et al.* 1997, BALL & DRAKE 1998, HU *et al.* 1999, ALLEN *et al.* 2000). Dabei ist die Respiration von Wurzeln und Rhizosphäre stärker temperatur-sensitiv als die Respiration des übrigen Bodens (*bulk soil*), wie BOONE *et al.* (1998) an Waldboden zeigen konnten. Den Autoren zufolge hat dies globale Implikationen, da ja beides, die Rhizodepositionsrespiration *und* die globale Temperatur mit dem ansteigenden CO₂ zunehmen werden. In einem Literaturüberblick über 47 verschiedene CO₂-Anreicherungsstudien geben ZAK *et al.* (2000) an, daß 96 % der Untersuchungen einen z.T. signifikanten Anstieg der Bodenatmung verzeichneten und nur 4 % eine Abnahme. Die Erhöhung der Bodenatmung betrug nach ZAK *et al.* (2000) im Mittel 45 % (Variationskoeffizient 80 %, = Standardabweichung in % des Mittelwerts).

Fast ausnahmslos wurde eine **Verringerung der N-Konzentration** (und der anderer Nährstoffe mit Ausnahme von Phosphor) im Pflanzengewebe unter erhöhtem CO₂ festgestellt (NORBY *et al.* 1986; OVERDIECK & FORSTREUTER 1991; POORTER *et al.* 1997; COTRUFO *et al.* 1998; FANGMEIER *et al.* 1997). Zum Teil ist dies einem Verdünnungseffekt durch stimuliertes Pflanzenwachstum und Akkumulation von nicht-strukturellen Kohlehydraten (TNC) bei Bezug auf die Gewichtsbasis zurückzuführen (z.B. SCHÄPPI & KÖRNER 1997; Überblick: POORTER *et al.* 1997). In der Regel steigt aber auch die N-Nutzungseffizienz (*NUE* = *nitrogen use efficiency*), da mit der gleichen Menge N im Ökosystem mehr Biomasse bzw. eine größere assimilierende Blattfläche (oder auch Samen) aufgebaut werden kann (FANGMEIER *et al.* 1997; NIKLAUS *et al.* 1998a). Dabei erfolgt i.d.R. eine veränderte, effizientere Nutzung des Stickstoffs, von dem weniger in der Ribulose-1,6-bisphosphat-Carboxylase/Oxygenase (Rubisco) gebunden wird, und statt dessen mehr in den Enzymen der Elektronentransportkette der

Photosysteme sowie in den Zucker-Transportproteinen der Chloroplastenmembran (STITT & KRAPP 1999; FANGMEIER & JÄGER 2001). Nach der Literaturübersicht von COTRUFO *et al.* 1998) ändert sich auch die N-Allokation innerhalb der Pflanzen: Der N-Gehalt nahm in der oberirdischen Biomasse stärker ab als in der unterirdischen; hier änderte sich das C/N-Verhältnis oftmals nicht. HIRSCHHEL *et al.* (1997) und SCHÄPPI & KÖRNER (1997) fanden an verschiedenen Arten des alpinen und temperaten Graslands, daß sich weder die Qualität noch die Zersetzungsrate von unter erhöhtem CO₂ entstandener Streu von normal-CO₂-Streu signifikant unterschieden, wenn die Streu *natürlich seneszent* geworden war (mit Ausnahme einer Art, *Carex curvula*). (Zu veränderten Streuabbauraten bei steigendem C/N-Verhältnis siehe weiter unten.)

Die symbiontische N₂-Fixierung scheint mit ihrem hohen Energie-(C-)Bedarf generell von steigenden atmosphärischen CO₂-Konzentrationen zu profitieren (*Alnus glutinosa*: NORBY 1987; *Trifolium repens*: ZANETTI *et al.* 1996; SCHORTEMAYER *et al.* 1996), wenn nicht ein fehlender Nährstoff wie Phosphor limitierend wirkt (STÖCKLIN *et al.* 1998; NIKLAUS *et al.* 1998a). KÖRNER (2000) ist der Ansicht, daß P global und auf lange Sicht betrachtet über die Begrenzung der CO₂-Antwort der N₂-Fixierer eher ein negatives *feedback* liefern könnte als die N-Verfügbarkeit.

In artenreichen Modell-Grünlandausschnitten (Swiss FACE) nahmen von 7 Kalkgrünland-Arten die beiden N₂-fixierenden Leguminosen auf Kosten der Gräser zu (WARWICK *et al.* 1998). Auch auf Seiten der *Rhizobium*-Populationen veränderte sich unter erhöhtem CO₂ die Zusammensetzung (MONTEALEGRE *et al.* 2000), wobei die +CO₂-Stämme eine um 17 % verstärkte Nodulationshäufigkeit bewirkten. Ein hoher Klee-Anteil im Grünlandsystem konnte sogar die in Monokultur sinkenden N-Konzentrationen von *Lolium perenne* auffangen (Swiss FACE, HARTWIG *et al.* 2000). Auch freilebende, heterotrophe N₂-Fixierer im Marschboden, sowie assoziativ auf bzw. an Pflanzenteilen lebende diazotrophe N₂-Fixierer, und mit ihnen der N-Eintrag, profitierten vom erhöhten CO₂, wie DAKORA & DRAKE (2000) in der Salzmarsch (Chesapeake Bay) feststellten. Modellierungsanalysen deuten darauf hin, daß gerade dieser mengenmäßig geringe zusätzliche N-*input* durch alle Formen der N₂-Fixierung maßgeblich an einer langfristigen Erhöhung der C- und N-Bindung in den Ökosystemen einer CO₂-reicheren Welt beteiligt sein wird (THORNLEY & CANNELL 2000; MCMURTRIE *et al.* 2000; die Zeitskalen sind aber hier Jahrzehnte bis Jahrhunderte).

Bodentiere wie **Regenwürmer** könnten nach Ergebnissen von ZALLER & ARNONE (1997) die N- und C-Umsetzungsprozesse im Boden beschleunigen, da die Produktion von Regenwurm-Kot (*surface casts*), dessen Gesamt-N- und -C-Gehalt unverändert blieb, unter erhöhtem CO₂ um 35% zunahm (vgl. 3.7). Sie bzw. ihre Ausscheidungen können Einfluß auf die Spurengasproduktion und -Konsumption haben (vgl. SVENSSON *et al.* 1986; KARSTEN & DRAKE 1997; BORKEN *et al.* 2000).

Die Reaktionen der **mikrobiellen Biozönose** sowie der **mikrobiellen N- und C-Gehalte** unter erhöhtem CO₂ sind sehr widersprüchlich und lassen sich schlecht in ein simples Reaktionsmuster fassen (vgl. KLIRONOMOS *et al.* 1996; KAMPICHLER *et al.*

1998). In einigen Untersuchungen stieg die mikrobielle Biomasse (C) und z.T. auch die Menge mikrobiellen Stickstoffs an (Bsp. RICE *et al.* 1994; WILLIAMS *et al.* 2000), in anderen war dies nicht der Fall (Bsp. NIKLAUS & KÖRNER 1996; KAMPICHLER *et al.* 1998). Nach Untersuchungen von HODGE *et al.* (1998) an Rhizosphärenboden von *Lolium perenne* profitierte die Gruppe der raschwüchsigen Verwerter niedermolekularer C-Verbindungen am stärksten von erhöhtem CO₂. Auch hier ist die Reaktion oft spezifisch an die Pflanzenart gebunden und zudem von der Predation durch Bodenorganismen abhängig (ZAK *et al.* 2000). Die Autoren fanden in ihrem Überblick über 47 Studien eine im Schnitt 19 %ige Erhöhung der mikrobiellen Biomasse, allerdings mit einem Variationskoeffizienten von 326 %. Dabei ergab sich in 62 % der Studien eine Erhöhung, in 20 % keine Veränderung und in 18 % eine Abnahme.

Zur mikrobiellen Biomasse zählt die **Mykorrhiza-Symbiose**, die in der CO₂-Forschung weniger beachtet wurde und erst jüngst ins Blickfeld rückt (STADDON & FITTER 1998; FITTER *et al.* 2000; TRESEDER & ALLEN 2000; RILLIG *et al.* 2000). In einem nährstoffreicheren und in einem nährstoffarmen kalifornischen Grasland (*Jasper-Ridge-Station*) stellten RILLIG *et al.* (1999a) unter erhöhtem CO₂ größere Hyphenlängen der AM-Mykorrhiza fest (nährstoffarmer Standort), sowie eine erhöhte Wurzel-Infektionsrate an beiden Standorten. Zudem legen ihre Ergebnisse nahe, daß generell eine Verschiebung von der bakteriellen hin zur "pilzlichen" Nahrungskette eingetreten sei (Zusatzuntersuchungen an der Bodenmikrofauna). Weiterhin beschreiben RILLIG *et al.* (1999a) einen "trade-off" zwischen Feinwurzeln und Mykorrhiza, je nachdem, welches die günstigere "C-Investition" für die Pflanze am betreffenden Standort darstellte: Im nährstoffarmen Sandstein-Grasland war die AM-Pilzhyphen-Länge größer, die Feinwurzellänge jedoch unverändert. Im nährstoffreicheren Serpentin-Grasland war es umgekehrt: Die Feinwurzellänge war erhöht, die AM-Hyphenlänge hingegen nicht. Die Konzentration eines auf Mykorrhiza zurückgehenden Proteins, des Glomalins, war im o.g. *Jasper Ridge-Experiment* sowie in einer Studie an Eichenbeständen in Gewächshäusern in Südkalifornien signifikant erhöht, was die Stabilisierung und Anzahl von Bodenaggregaten förderte (RILLIG *et al.* 1999b). RILLIG *et al.* (2000) konnten in Neuseeland auf Grasland-Transsekten nahe einer natürlichen CO₂-Quelle zeigen, daß nach Jahrzehnten der CO₂-Anreicherung die AM-Kolonisation von Wurzeln, die Glomalin-Konzentration sowie die AM-Hyphenlänge linear und positiv mit der mittleren herrschenden CO₂-Konzentration korreliert waren. Die Ergebnisse solcher Langzeitstudien sind wesentlich aussagekräftiger als Topfexperimente, da hier der verfügbare Boden von Pflanzenwurzeln und Mykorrhiza erst noch kolonisiert werden muß (was unter erhöhtem CO₂ schneller geschieht, FITTER *et al.* 2000). Untersuchungen mit gleichen Erntezeitpunkten messen somit nur die CO₂-geförderte Pflanzenwachstumsgeschwindigkeit und die assoziierte Kolonisation des Topfraums durch die Mykorrhiza (STADDON & FITTER 1998). Damit gelten völlig andere Bedingungen als in "reifen" Ökosystemen wie z.B. dem Lindener Grünland. Gerade Langzeitstudien an etablierten Ökosystemen sind bezüglich der Rolle der Mykorrhiza in der C-Speicherung in Ökosystemen unter erhöhtem CO₂ essentiell (TRESEDER & ALLEN 2000).

Verschiebungen in der Artenzusammensetzung der Pflanzen sind bisher aufgrund der Kurzfristigkeit vieler Untersuchungen schwer abzusichern. Sie sind aber wahrscheinlich und in einigen Fällen belegt (Bsp. BAZZAZ 1990; KÖRNER & ARNONE 1992; ARNONE 1996; STÖCKLIN *et al.* 1998). Generell scheinen Arten, die konkurrenzstärker sind, mehr von erhöhtem CO₂ zu profitieren als langsam wachsende Spezialisten (STÖCKLIN *et al.* 1998; FRANCK *et al.* 1997; SMITH *et al.* 2000). Veränderungen in der N-Zirkulation durch **Artenverschiebungen in Ökosystemen** werden nach Ansicht von KEMP *et al.* (1994), HUNGATE *et al.* (1996) und FRANCK *et al.* (1997) vermutlich größer sein als die CO₂-induzierten physiologischen Veränderungen *innerhalb* einer Art.

1.3.2 Langfristige CO₂-Effekte: Veränderte C- und N-Flüsse in den Ökosystemen

Generell wurde zu Beginn der Erforschung der Wirkung von erhöhtem CO₂ auf die Pflanzenwelt die Hypothese aufgestellt, die sinkenden N-Konzentrationen im Pflanzengewebe (**steigendes C/N-Verhältnis**) könnten global zu **sich verlangsamenden Streuabbauraten** aufgrund "verminderter" Streuqualität führen und dies wiederum zu einer langfristig erhöhten C-Fixierung im Boden (= *soil C sink*), d.h. einer negativen Rückkopplung (BAZZAZ 1990; FIELD *et al.* 1992; ZAK *et al.* 1993; BALL 1997a). Zahlreiche Experimente zeigen jedoch, daß dies – artspezifisch – nur bisweilen zutrifft (Bsp. VAN GINKEL *et al.* 1996; BALL & DRAKE 1997b; VAN GINKEL *et al.* 2000). Genauso oft gab es auch gar keinen Effekt (HENNING *et al.* 1996; GAHROOEE 1998; HIRSCHHEL *et al.* 1997; JASTROW *et al.* 2000) oder es war sogar das Gegenteil der Fall (KEMP *et al.* 1994; FRANCK *et al.* 1997). Die Streubreite der Ergebnisse ist enorm (COTRUFO *et al.* 1998): Die Autoren ermittelten in ihrer Literaturübersicht über 378 Einzelstudien eine mittlere Zunahme des C/N-Verhältnisses von 14 %. Es muß jedoch erwähnt werden, daß viele Studien relativ wenig freilandnah waren, d.h. die Pflanzen wurden in Töpfen und in Monokultur, bisweilen unter hohen Düngergaben angezogen, grün und lebend (und nicht seneszent) geerntet, pulverisiert und unter einen Boden gemischt, der oft ebenso artifiziell war (gesiebt, lange Zeit im Labor vorinkubiert usw.). Oder aber die CO₂-Anreicherungsstreu wurde an "heutigen" Standorten (d.h. mit einer Lebensgemeinschaft unter aktuellen CO₂-Konzentrationen) vergraben und inkubiert (z.B. COTRUFO & INESON 2000, wobei übrigens die Zersetzung des +CO₂-Materials trotz geringerer N- und Lignin-Gehalte unverändert blieb). Daher ist fraglich, inwieweit diese Studien wiedergeben, was in einer CO₂-reicheren Welt in etablierten, reifen Ökosystemen tatsächlich geschehen wird.

Zudem konnte bisher in Langzeit-Experimenten (mehrere Jahre), trotz der geringeren N- und Lignin-Gehalte in den Pflanzengeweben, **nie eine Wachstumsverringerng durch CO₂-induzierte gestiegene C/N-Verhältnisse** festgestellt werden, selbst *wenn* diese auftraten (Bsp. WARWICK *et al.* 1998; JASTROW *et al.* 2000). Dies veranlaßte

NORBY & COTRUFO (1998) in ihrem Kommentar zu einem Workshop zu diesem Thema 1998 ("Global Change: A Question of Litter Quality") zu folgender Aussage:

"A long-standing hypothesis has been laid to rest [...] the idea that changes in the chemistry of dead leaves (litter), grown in a high CO₂ environment, mean that its decomposition rate will decline. [...] Although this has been an attractive idea – linking as it does a short-term, physiological response to a long-term response at a larger, ecological scale – various studies have failed to support it."

In längerfristig angelegten Studien kam es häufig zu den folgenden **Veränderungen der C- und N-pools und –Umsetzungsprozesse** (hier Schwerpunkt Grasländer): Die "leichten" organischen Kohlenstoff-Fractionen (Exudate, Feinwurzeln, leichte partikuläre organische Substanz) scheinen beschleunigt umgesetzt zu werden (Bsp. HUNGATE *et al.* 1997a; JASTROW *et al.* 2000), während die schwereren C-Fractionen zunehmen bzw. sich akkumulieren oder länger leben (Rhizome und Grobwurzeln; schwere partikuläre organische Substanz) (WARWICK *et al.* 1998, 2 Jahre FACE; LOISEAU & SOUSSANA 1999, 2,5 Jahre Folientunnel; JASTROW *et al.* 2000, 8 Jahre OTC; längerlebige Wurzeln, ARNONE *et al.* 2000, 2 Jahre Swiss FACE). Häufig war die Verfügbarkeit freien Stickstoffs im Boden (*pool*-Größen [NO₃⁻], [NH₄⁺]) niedriger (Bsp. HUNGATE *et al.* 1997b; HAGEDORN *et al.* 2000; HU *et al.* 2001) und auch die Austräge durch *leaching* waren geringer (MATAMALA & DRAKE 1999; HAGEDORN *et al.* 2000). Ursachen waren den genannten Autoren zufolge die Immobilisierung durch mikrobielle Biomasse bzw. C/N-veränderte organische Substanz, sowie eine insgesamt verstärkte N-Festlegung in der zunehmenden unter- und oberirdischen Phytomasse. ZAK *et al.* (2000) berichten in ihrem Literaturüberblick von einer im Mittel um 93 % gesteigerten mikrobiellen N-Immobilisierung (24 Studien, Variationskoeffizient 231 %), von denen allerdings nur die Hälfte der Studien wirklich eine Steigerung zeigte, 42 % eine Abnahme und 8 % keine Veränderung. Die Netto-N-Mineralisation (oft gleichgesetzt mit dem pflanzlichen N-Entzug) war aber ebenfalls in der Mehrzahl der Studien erhöht (im Mittel um 44 %, ZAK *et al.* 2000). Zusammengenommen läßt dies entweder eine Erhöhung der Brutto-N-Mineralisation vermuten (nach ZAK *et al.* 2000 war diese unverändert, wobei nur 10 Studien verfügbar waren), oder eine N-Verknappung bzw. stärkere N-Konkurrenz zwischen Pflanzen und Mikroben, oder aber einen erhöhten N-Eintrag (N₂-Fixierung). In der längsten der zitierten Studien (8 Jahre, OTC, *tallgrass prairie*, JASTROW *et al.* 2000 und WILLIAMS *et al.* 2000) erhöhte sich die in den obersten 15 cm des Bodens gebundene C- und N-Gesamtmenge signifikant, was WILLIAMS *et al.* (2000) schließen läßt, die mikrobielle Zersetzung (Brutto-N-Mineralisation) müsse unter erhöhtem CO₂ sogar *größer* gewesen sein. Theoretisch könnte aber auch der N-Eintrag über verschiedene Formen der N₂-Fixierung zugenommen haben.

In diesem Kontext sei eine Anmerkung zu dem kürzlich erschienenen Artikel von HU *et al.* (2001) gestattet: Der Titel lautet '*Nitrogen limitation of microbial decomposition in a grassland under elevated CO₂*', aber im wesentlichen wird darin von einer Verschiebung der C–N – Partitionierung zwischen Pflanzen und mikrobieller Biomasse im Boden berichtet. Hierbei erwiesen sich die Pflanzen als konkurrenzstärker in der

Akquisition von N, wie dies auch WANG & BAKKEN (1997a) und WANG & BAKKEN (1997b) zeigten, und wie wir dies (indirekt) im Vorversuch zeigen konnten (Verringerung der N₂O-Emissionen durch Erhöhung der Schnitffrequenz, KAMMANN *et al.* 1998 in Anhang 1). Eine tatsächlich verringerte *Zersetzungsrate* wurde aber bei HU *et al.* (2001) nicht gemessen. Als Beleg diente die Beziehung zwischen *in-situ* gemessener Bodenatmung (unverändert, bei vermutet größerem Wurzelatmungsanteil) und im Labor gemessener mikrobieller Respiration von wurzelfreiem Boden (erhöht, nicht C- und H₂O-limitiert). Die Autoren selbst erwähnen die Möglichkeit einer Verschiebung in der mikrobiellen Population zugunsten von Mykorrhiza bzw. einer pilzbasierten Lebensgemeinschaft (die ein weiteres C/N-Verhältnis besitzt als die bakterielle, PAUL & CLARK 1996). Diese hatte auch tatsächlich im untersuchten Grasland zugenommen (RILLIG *et al.* 1999a, b; vgl. Abschnitt Mykorrhiza, 1.3.1). Daher können die Ergebnisse von HU *et al.* (2001) meiner Ansicht nach *nicht* als späte Bestätigung der Hypothese von den verringerten Abbauraten durch "verschlechterte" Streuqualität gewertet werden.

1.4 Die Auswirkung von erhöhtem CO₂ auf die N₂O- und CH₄-Flüsse

1.4.1 Die CO₂-Wirkung auf die N₂O-Flüsse

HUNGATE *et al.* (1997b) stellten in einer *open-top*-Kammer-Studie in einjährigem kalifornischen Grasland bei N₂O- und NO-Flußmessungen von 9 Tagen Dauer fest, daß die N₂O-Emissionen unter erhöhtem CO₂ unverändert blieben, während die NO-Emissionen zurückgingen. Die Autoren machen die verstärkte mikrobielle N-Immobilisierung infolge erhöhter C-Rhizodeposition hierfür verantwortlich und postulieren, steigendes CO₂ ließe global eher eine negative Rückkopplung auf die N-Spuren gasflüsse erwarten. In einer Gewächshaus-Studie zur potentiellen Denitrifikations-Enzymaktivität (DEA; Weizen in Nährlösungskultur) fanden SMART *et al.* (1997) eine starke Erhöhung der potentiellen DEA, vor allem bei hohen Nitratgaben. Bei Nährlösungskultur dürfte (was in gewachsenem, C-reichen Boden nicht der Fall ist), C_{org} der limitierende Faktor gewesen sein. Daher ist das Ergebnis von SMART *et al.* (1997) nicht ohne weiteres auf Freilandbedingungen (C-reiche Böden) extrapolierbar. INESON *et al.* (1998) fanden im Schweizer FACE-Experiment mit Intensivgrünland nach einer N-Düngung während 9-tägiger N₂O- (und CH₄-)Flußmessungen eine Steigerung der N₂O-Emissionen um 27 % unter erhöhtem CO₂. Nach der Düngung dürfte N nicht der begrenzende Faktor für die Nitrifikation und vor allem für die Denitrifikation gewesen sein, so daß der erhöhte C-Input in den Boden von den Autoren als Ursache für die Erhöhung angesehen wird (keine Zusatzmessungen). ARNONE & BOHLEN (1998) stellten während zweier Meßzeitpunkte (Oktober & November) an Bodenmonolithen aus dem Schweizer FACE-Experiment fest, daß sich die N₂O-Emissionen unter erhöhtem CO₂ signifikant verdoppelt hatten. Die Autoren führen dies auf eine leicht gestiegene Bodenfeuchte unter erhöhtem CO₂ zurück und postulieren eine positive Rückkopplung von erhöhtem

CO₂ auf die N₂O-Emissionen. AMBUS & ROBERTSON (1999) konnten an Pappel-Mikrokosmen, die zwei Vegetationsperioden lang erhöhtem CO₂ ausgesetzt worden waren, zu drei Meßzeitpunkten N₂O- und CH₄-Flußmessungen sowie Zusatzversuche zur CH₄-Oxidation und Denitrifikations-Enzym-Aktivität durchführen. Hier ergaben sowohl die N₂O-Flußmessungen als auch die Denitrifikations-Enzym-Aktivitäts-Messungen (DEA) kein klares Bild; beide waren unter erhöhtem CO₂ sowohl höher als auch geringer. In einer vierjährigen Studie zum *N cycling* an zwei Modell-Waldökosystemen (zwei Bodentypen, "saurer Lehm" und "kalkhaltiger Sand"), angezogen in Lysimetern in *open-top*-Kammern, stellten HAGEDORN *et al.* (2000) im vierten Jahr der CO₂-Anreicherung (370 vs. 570 ppm CO₂) eine deutliche Verringerung von Nitrat-Auswaschung (= *leaching*) und pflanzenverfügbarem N (Austauscherharze im Boden) unter erhöhtem CO₂ fest. Die von den Bäumen aufgenommene Netto-N-Menge blieb unverändert, was HAGEDORN *et al.* (2000) mit verstärkter N-Immobilisierung im Boden erklären. Die Autoren stellten dennoch keine signifikante Verringerung der insgesamt relativ geringen N₂O-Emissionen fest.

1.4.2 Die CO₂-Wirkung auf die CH₄-Flüsse

DACEY *et al.* (1994) konnten nach 7 Jahren der CO₂-Anreicherung mit *open-top*-Kammern in einer Salzmarsch (Chesapeake Bay, USA) in 4-tägigen CH₄-Flußmessungen zeigen, daß die **CH₄-Emissionen unter erhöhtem CO₂** um etwa 80 % gesteigert waren. HUTCHIN *et al.* (1995) erzielten das gleiche Ergebnis an Moorkernen (temperate Klimazone) in *open-top*-Kammern durch 4 Messungen während der Vegetationsperiode; sie fanden eine etwa 100 %ige Erhöhung der CH₄-Emissionen. MEGONIGAL & SCHLESINGER (1997) konnten die gleiche stimulierende Wirkung von erhöhtem CO₂ auf die CH₄-Emissionen (um 136 % erhöht) aus einem Wasserpflanzen-Ökosystem im Gewächshaus zeigen. Auch ZISKA *et al.* (1998) fanden bei CH₄-Emissionen aus tropischen Reisfeldern (12 Flußmessungen im Freiland) den emissionssteigernden Effekt einer CO₂-Erhöhung (*open-top*-Kammern). Der von allen Autoren postulierte Hauptwirkungsmechanismus der erhöhten CO₂-Konzentrationen ist die gesteigerte pflanzliche Abgabe leicht zersetzbarer Kohlenstoffverbindungen in den Boden (Exudate, Wurzelturnover und -wachstum, vgl. 1.2.1). In einem Gewächshaus-Experiment mit Moorkernen unter verdoppelten CO₂-Konzentrationen stellten SAARNIO *et al.* (1998) fest, daß die potentielle CH₄-Produktion sich unter erhöhtem CO₂ zwar verdoppelte, der Netto-Efflux aus den Moorkernen sich aber nur leicht erhöhte, und auch nur bei hohen Temperaturen von 17 bis 20 °C. In einem weiteren, 6-monatigem Gewächshausexperiment mit Moorkernen bei natürlichem Temperaturverlauf bestätigte sich diese Größenordnung einer CH₄-Emissionssteigerung von 10 bis 20 % (SAARNIO & SILVOLA 1999). Die gleiche Arbeitsgruppe (SAARNIO *et al.* 2000) ermittelte in der einzigen mir bekannten **Langzeituntersuchung** bzw. Langzeit-Spurengasflußmessung

unter erhöhtem CO₂ (Einsatz von *mini-FACE*-Anlagen, Meßperiode zwei Jahre) einen etwa 15 bis 20 %igen Anstieg der CH₄-Emissionen unter erhöhtem CO₂ aus einem mineralisch beeinflussten, oligotrophen, borealen Niedermoorstandort in Finnland.

Ein Gegenbeispiel, eine signifikante Verringerung der CH₄-Emissionen unter erhöhtem CO₂, wird von SCHROPE *et al.* (1999) berichtet: Hier wurden Reispflanzen in Stahltrögen, gefüllt mit Sandboden (92,4 % Sand), in Gewächshaus-Tunneln unter erhöhtem und normalem CO₂ angezogen. Unter erhöhtem CO₂ waren die CH₄-Emissionen drastisch, d.h. 10 bis 45 mal geringer als unter aktuellem CO₂. Als wahrscheinlichste Ursache hierfür nehmen die Autoren eine verbesserte O₂-Durchlüftung des Bodens (d.h. eine effektivere Methanoxidation) aufgrund des unter erhöhtem CO₂ deutlich vergrößerten Wurzelsystems der Pflanzen an. Der grobporige, nahezu reine Sandboden war arm an organischem Kohlenstoff, so daß dessen O₂-Bedarf, verglichen mit C-reichen Sumpf- und Moorböden, gering gewesen sein muß, vermuten die Autoren.

Alles in allem kann **eine positive Rückkopplung des CO₂-Anstiegs auf die CH₄-Emissionen** aus Sumpf-, Moor-, Reisböden oder vergleichbaren Ökosystemen (ausreichender organischer C-Gehalt sowie Anaerobiose) als relativ gesichert angesehen werden. Dabei scheint der Temperatur eine große Bedeutung zuzukommen: Unter subtropischen und temperaten Klimabedingungen (s.o.) war die Reaktion auf erhöhtes CO₂ in der Regel am stärksten, unter borealen Temperaturbedingungen konnte das zusätzliche C-Substrat offenbar schlechter genutzt werden (SAARNIO *et al.* 2000).

Hinsichtlich des Prozesses der **Methanoxidation unter erhöhtem CO₂** sind die Befunde sehr viel spärlicher, und es fehlen stichhaltige Erklärungsansätze:

So fanden INESON *et al.* (1998) im bereits erwähnten Schweizer FACE-Experiment (Intensivgrünland, nach Düngergabe von ca. 120 kgN ha⁻¹ a⁻¹) während der 9 Tage ihrer N₂O- und CH₄-Flußmessungen, daß die CH₄-Oxidation um ca. 2/3 gegenüber den Kontrollflächen reduziert waren. Die Autoren geben hierzu keine Erklärungsmöglichkeiten an. AMBUS & ROBERTSON (1999) stellten bei Messungen an den unter erhöhtem CO₂ angezogenen Pappel-Mikrokosmen (3 Meßzeitpunkte) eine im Mittel um 22 % reduzierte CH₄-Oxidation fest, was die Autoren auf eine leicht angestiegene Bodenfeuchte unter erhöhtem CO₂ zurückführen. Die CH₄-Oxidationsraten waren in dieser Studie sehr unterschiedlich und ergaben nur im Mittel eine 22 %ige Reduktion.

1.5 Die Hypothesenbildung: Spurengasflüsse unter erhöhtem CO₂

Die Schemata in Abb. 1.5-A und 1.5-B geben vereinfacht den in den vorangehenden Abschnitten geschilderten Kenntnisstand wieder. Die Vorversuchsergebnisse der Untersuchungszeit August 1996 bis Oktober 1997 werden im Anhang 1 bis 4 in dieser Arbeit vorgestellt (vgl. Material & Methoden, Kap. 2). Die Vorversuchsmessungen (Spurengas-Flußmessungen, Entwicklung und Einsatz der Bodenluftsonden-Technik und

weitere Zusatzversuche) dienten der Charakterisierung des Lindener Grünlands im Hinblick auf das zentrale Thema dieser Arbeit, das Gießener FACE-Experiment. Die Vorversuchsergebnisse wurden in drei Veröffentlichungen (Anhang 1 bis 3) und einer deutschen Kurzbeschreibung von zentralen Befunden sowie unveröffentlichten Ergebnissen (Anhang 4) und in KAMMANN *et al.* (1997), MÜLLER *et al.* (1997) und KAMMANN *et al.* (2000b) zusammengefaßt und gingen in die Hypothesenbildung mit ein. Die hypothesenrelevanten Vorversuchsergebnisse lauten wie folgt:

Für die N₂O-Flüsse im Lindener Grünland galt:

- Pflanzen sind unter N-limitierenden Bedingungen in der Lage, den Mikroben durch Wurzelkonkurrenz N zu entziehen, was sich in der Verringerung der N₂O-Emissionen durch Erhöhung der Schnitffrequenz bemerkbar machte.
- Frost-Tau-Perioden können einen entscheidenden Einfluß auf die Jahresbilanz besitzen. Unter geeigneten Denitrifikationsbedingungen konnte selbst der gefrorene Boden beträchtliche N₂O-Mengen emittieren. Dabei wurde durch den Frost teilweise freigesetzt bzw. mikrobiell verfügbar, was auch immer als Input (C, N) während der Vegetationsperiode im Boden fixiert bzw. immobilisiert wurde.
- Der Hauptanteil der N₂O-Emissionen stammte aus Denitrifikation: Höhere Bodenfeuchte bedingte größere N₂O-Flüsse, sowohl in der Jahresbilanz (Vergleich der beiden mit 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gedüngten Parzellen) als auch Ereignisbezogen im Jahresgang (hohe Bodenluft-N₂O-Konzentrationen im regenreichen Herbst 1998).
- Ausgangsbedingung für hohe N₂O-Emissionen war stets die vorhandene N bzw. vor allem die Nitrat-Verfügbarkeit (im Jahresgang: nach Düngung, oder während der Frost-Tau-Periode ohne pflanzliche Wurzelkonkurrenz). Alles was hierauf Einfluß nahm (N-Nachlieferung über Mineralisierungsprozesse, Konkurrenzstärke der Pflanzen um N usw.), besaß das Potential, die N₂O-Emissionsstärke zu verändern. Dabei können auch geringfügige Veränderungen in der mittleren N₂O-Emissionsrate in der Summe (Jahresbilanz) einen relativ großen Effekt haben.

Für die CH₄-Flüsse im Lindener Grünland galt:

- Die CH₄-Oxidation im Lindener Grünland erwies sich gegenüber jeglicher N-Düngermenge als unempfindlich. Die typische und häufig in anderen Untersuchungen gefundene Ammonium-Inhibierung trat nicht ein. Veränderungen im *N cycling* sollten daher keinen großen Einfluß auf die Methanoxidation im Lindener Grünland haben.
- Die Korrelation zwischen täglichen Bodenfeuchtwerten und CH₄-Oxidationsraten war in der Vorversuchsperiode relativ schlecht; hohe Bodenfeuchte schien die Methanoxidation weniger stark zu hemmen als sehr geringe Bodenfeuchtwerte während einer Dürreperiode. Eine leichte Erhöhung in der Bodenfeuchte sollte daher geringe Auswirkungen auf die Methanoxidation selbst haben.

- Die Lage des CH₄-produzierenden Horizonts im Boden besaß Einfluß auf die CH₄-Oxidationskapazität des Bodens darüber. Je häufiger / näher an der Bodenoberfläche Methanproduktion auftrat, desto geringer war die mittlere CH₄-Konsumtion eines Standorts – die Methanoxidierer wurden "von unten" versorgt.
- Der Grünlandboden besaß ein sehr großes, möglicherweise an das Vorhandensein bzw. die Aktivität von Regenwürmern gekoppeltes Methanproduktionspotential. Die Methanproduktion ließ sich unter anaeroben Bedingungen rasch induzieren (3 bis 4 Wochen), konnte jedoch nur unter günstigen Temperatur- und (*in-situ*) Feuchte-Bedingungen hohe Werte erreichen.
- Vorsicht ist geboten bei der Anwendung der *closed-chamber*-Methode zur Erkennung geringer, möglicherweise diskontinuierlicher CH₄-Emissionen in die Atmosphäre. Aufgrund des großen CH₄-Oxidationspotentials des Grünlandbodens bei hohen, oberflächennahen CH₄-Konzentrationen könnten mit dieser Meßmethode leichte CH₄-Abgaben an die Atmosphäre unterschätzt werden (konservative Abschätzung). Im Rahmen dieser Studie war jedoch keine andere Methode verfügbar.

1.5.1 N₂O-Flüsse im Lindener Grünland unter erhöhtem CO₂

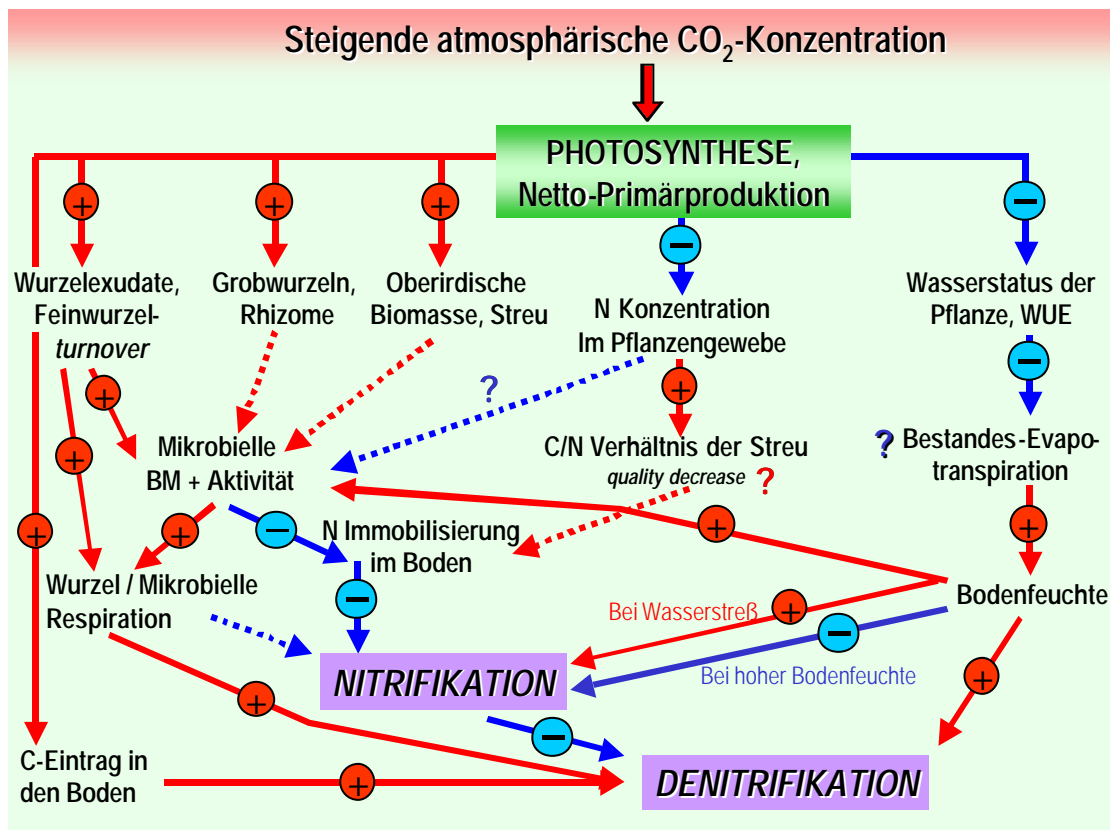


Abbildung 1.5-A: Mögliche Mechanismen der Wirkung von erhöhtem CO₂ auf die mikrobielle Produktion von N₂O (Nitrifikation, Denitrifikation). Rote Pfeile: Zunahme, Erhöhung, Steigerung; Blaue Pfeile: Abnahme, Verringerung, Rückgang; Fragezeichen und/oder gepunktete Linien symbolisieren uneinheitliche bzw. spezies- oder situationsabhängige Befunde in ihrer häufigsten "Richtung". (Der Sonderfall der Frost-Tau-Ereignisse im Winter ist nicht dargestellt und wird im Text behandelt.)

Durch die CO₂-Anreicherung im Lindener Grünland sollten kurz- oder mittelfristig folgende Veränderungen in den N₂O-Flüssen eintreten:

1. Während der Vegetationsperiode werden die N₂O-Emissionen zurückgehen.

Im N-limitierten Grünland sollte dieser Rückgang erfolgen, weil: **a)** zumindest kurzfristig eine verstärkte N-Immobilisierung durch wachsende mikrobielle Biomasse in Boden und Rhizosphäre stattfinden könnte; **b)** der N-Bedarf eines insgesamt wachsenden Pflanzenbestandes gesteigert sein sollte und **c)** weil eventuell zusätzlich eine N-Immobilisierung durch (Wurzel-)Streu mit gestiegenem C/N-Verhältnis eintreten könnte. Vor allem langfristig (> 3 Jahre) sollte dies aufgrund der im Vorversuch festgestellten wachsenden Konkurrenzfähigkeit der Pflanzen mit zunehmendem Wurzelsystem um mineralischen Stickstoff im Boden eintreten.

2. Nach einer Düngung sollten die N₂O-Emissionen ansteigen.

Nach der Düngerapplikation sollte die NH₄⁺- und NO₃⁻-Verfügbarkeit vorübergehend nicht limitierend sein, so daß der erhöhte C-Input, evtl. in Kombination mit gesteigerter Bodenatmung (O₂-Verbrauch) und erhöhter Bodenfeuchte, v.a. auf die N₂O-Emissionen aus Denitrifikation fördernd wirken sollte (INESON *et al.* 1998).

3. Bei Wiederbefeuchtung des Bodens nach Trockenperioden sollten die N₂O-Emissionen größer sein.

Wenn nach Trockenheit der Boden wiedervernäßt wird, stirbt ein Teil der mikrobiellen Biomasse ab (DAVIDSON 1992; VAN GESTEL *et al.* 1993). Somit stehen den "Überlebenden" kurzfristig erhöhte Mengen an N und C zur Verfügung. Wenn unter erhöhtem CO₂ die mikrobielle Biomasse sowie deren N-Immobilisierung zunimmt, könnte die C- und N-Verfügbarkeit durch Niederschlag am Ende einer Trockenperiode gesteigert sein, und damit die N₂O-Emissionen – es sei denn, die CO₂-Wirkung auf den Wasserhaushalt (Erhöhung der Bodenfeuchte, weniger dramatische Trockenperiode) verhindert dies.

4. In Übergangsphasen mit geringer N-Wurzelkonkurrenz (Bsp. Herbst) könnten die N₂O-Emissionen moderat erhöht sein.

Sollte tatsächlich eine Steigerung der Bodenfeuchte eintreten, könnte dies in denitrifikationsförderlichen Situationen (nach einzelnen hohen Niederschlagsereignissen) zu verstärkter Denitrifikation führen (wie bei ARNONE & BOHLEN 1998). Voraussetzung ist jedoch eine wenigstens minimale Nitratverfügbarkeit, d.h. es darf keine allzu große Wurzelkonkurrenz um N geben (Herbst).

5. Während eines ausgeprägten Frost-Tau-Zyklus im Winter könnten sehr viel höhere N₂O-Emissionen auftreten.

Wenn durch Einfrieren (und/oder Wiederauftauen) ein Teil des mikrobiell und in Pflanzenwurzeln immobilisierten C und N wieder verfügbar wird, könnte dies sehr hohe N₂O-Emissionspeaks bewirken. Die Häufigkeit, Dauer und Strenge solcher

Frostperioden sollte daher eine große Auswirkung auf die N₂O-Jahresbilanz unter erhöhtem CO₂ haben.

6. Generell werden die feuchtesten CO₂-Ringe die höchsten N₂O-Emissionen aufweisen.

Dies sollte sowohl innerhalb der Behandlung mit erhöhtem CO₂ als auch innerhalb der Kontrollbehandlung gelten. In Phasen höherer N₂O-Emissionen war stets die Denitrifikation der dominierende Prozeß, wie die Vorversuchsperiode zeigte. Hier wies die feuchteste mit 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gedüngte Parzelle (2.4) in der Jahresbilanz fast doppelt so hohe N₂O-Emissionen auf wie die trockene, gleichstark gedüngte Parzelle 2.5. (Der Ring E1 liegt nur wenige Meter von dieser Parzelle entfernt.)

Im Jahresverlauf mit verschiedenen Witterungssituationen und -Kombinationen könnte die **Jahresbilanz** unter erhöhtem CO₂ von Jahr zu Jahr verschieden ausfallen. Aufgrund der oben genannten Vorstellungen zur Reaktion auf erhöhtes CO₂ ist daher nur mit einer experimentellen Überprüfung festzustellen, in welche Richtung sich die Jahres-Emissionsbilanz von N₂O unter erhöhtem CO₂ verschieben wird.

1.5.2 CH₄-Flüsse im Lindener Grünland unter erhöhtem CO₂

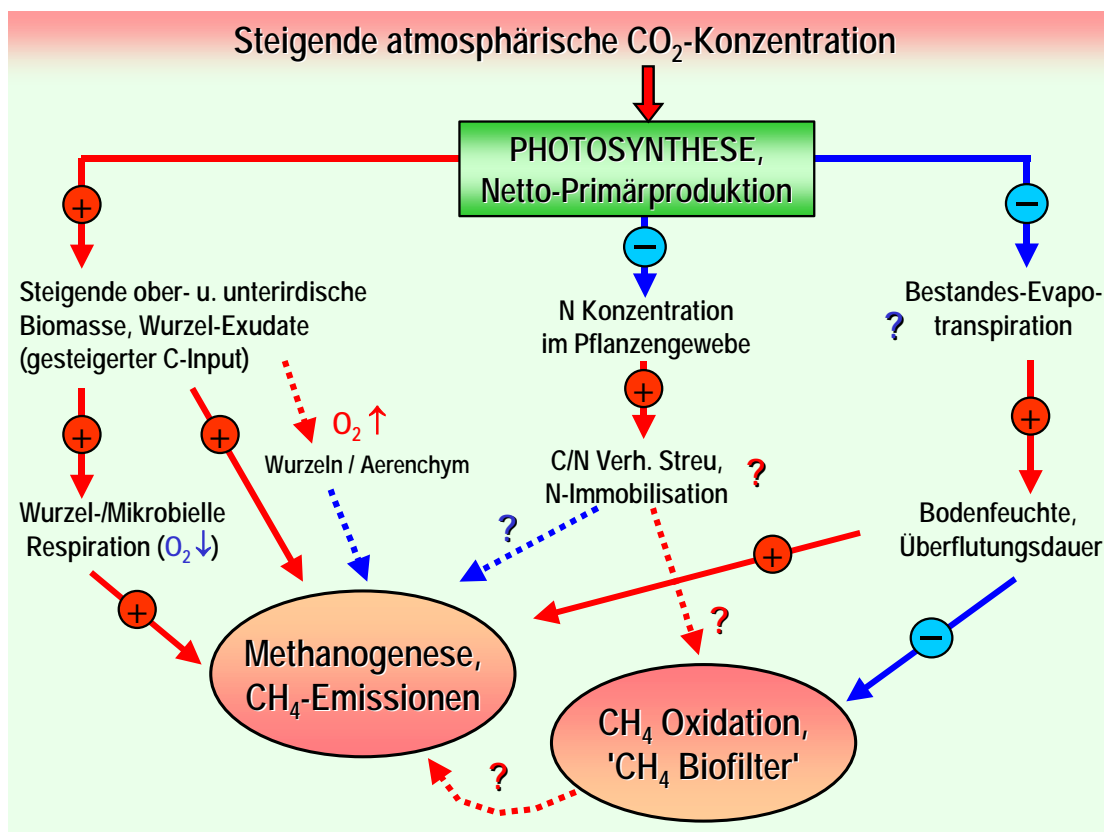


Abbildung 4.3-B: Mögliche Mechanismen der Wirkung von erhöhtem CO₂ auf die CH₄-Flüsse zwischen Boden und Atmosphäre (Methanogenese, Methanoxidation), die sowohl positiv (Methan-Emissionen) als auch negativ (Methanoxidation) sein können. Rote Pfeile: Zunahme, Erhöhung, Steigerung; Blaue Pfeile: Abnahme, Verringerung, Rückgang; Fragezeichen und/oder gepunktete Linien symbolisieren uneinheitliche bzw. Spezies- oder Situationsabhängige Befunde in ihrer häufigsten "Richtung".

Zur Wirkung von erhöhtem CO₂ auf die Methan-Flüsse können für ein feuchtes Dauergrünland die folgenden Hypothesen formuliert werden:

1. Bei Überstauung bzw. sehr hohen Grundwasserständen sollten höhere CH₄-Emissionen auftreten bzw. die Frequenz des Auftretens könnte steigen.

Wie oben geschildert, erfährt die Methanogenese durch erhöhtes CO₂ eine Förderung über drei Mechanismen (MEGONIGAL & SCHLESINGER 1997): **a)** den erhöhten Input leicht abbaubaren Kohlenstoffs, **b)** einen erhöhten O₂-Verbrauch durch steigende Bodenatmung, sowie (evtl.) **c)** steigende Bodenfeuchte bzw. ausgedehnte Vernässungsphasen durch verringerte Evapotranspirationsraten.

Im Lindener Grünland treten Perioden der vollständigen, andauernden Überflutung (eines Teils) des Geländes (möglich: Ringpaar 3) nur sehr selten auf. Methan-Emissionen geringen Ausmaßes konnten jedoch in der Vorversuchsphase gemessen werden. Daher sind zwei Szenarien denkbar: Eine kräftige, Methanogenese-induzierende Überflutung könnte v.a. in den CO₂-Anreicherungsringen zu erhöhten CH₄-Emissionen führen, was u.U. die gesamte "positive" Jahresbilanz der CO₂-Ringfläche als CH₄-Senke zunichte macht. Wahrscheinlicher ist aber eine Zunahme in der Frequenz des Auftretens von CH₄-Emissionsereignissen.

2. Die Methanoxidation könnte durch einen steigenden Bodenwassergehalt langfristig sinken.

Ausgehend von der herrschenden Vorstellung einer Diffusionsbehinderung des Substrats CH₄ sowie des O₂ durch höhere Bodenwassergehalte, ist dies generell der wahrscheinlichste Rückkopplungsmechanismus von erhöhtem CO₂ auf die Methanoxidation. (Es ist zudem der *einzig*e bisher in der Literatur zu findende Erklärungs-Ansatz, AMBUS & ROBERTSON 1999.)

3. Bei verringerter Methanoxidation müßte die Wahrscheinlichkeit (Frequenz) von Methanemissions-Ereignissen zunehmen.

Wie im Vorversuchsteil gezeigt, stellten die Methanoxidierer eine sehr effektive Senke für aus der Tiefe aufsteigendes Methan dar. Sollte die Stärke dieser Senke abnehmen, könnte ebenfalls die Häufigkeit von CH₄-Emissionsereignissen steigen, was die Jahresbilanz einer Fläche als "Senke" negativ beeinflussen würde.

4. Veränderungen im Stickstoffumsatz dürften keine (fördernde) Wirkung auf die Methanoxidation haben.

Dies wäre denkbar in einem Ökosystem, in dem die Methanotrophen-Populationen auf Ammonium-Düngung mit Inhibierung reagieren. Wenn durch erhöhtes CO₂ die NH₄⁺-Immobilisierung im Boden anstiege, wäre theoretisch ein fördernder Einfluß auf die CH₄-Oxidierer-Populationen denkbar. Da im Lindener Grünland aber keinerlei N-Inhibierung auftrat, sollte es hier auch keine Förderung geben.

5. In der Summe ist langfristig gesehen eher eine Verringerung des Methanflusses in den Boden zu erwarten.

Aus den o.g. Veränderungsmöglichkeiten ist eher eine Verringerung der Methan-Senkenstärke des untersuchten Grünlands wahrscheinlich als eine Steigerung. Es kommt nach den obigen Hypothesen aber weitgehend auf die Häufigkeit des Auftretens von besonders "nassen" Perioden in der Jahresbilanz an, sowie auf die Stärke des Anstiegs der Bodenfeuchte (*falls* diese tatsächlich zunimmt).

Wie die abgeleiteten Hypothesen zeigen, kann die Wirkung von erhöhtem CO₂ auf die N₂O- und CH₄-Flüsse sowohl positiv als auch negativ sein, je nachdem, welche Faktorenkonstellationen einschließlich Wettergeschehen innerhalb des Jahresverlaufs vorliegen. Daher ist es fast unmöglich, aus kurzfristigen, oft wenig freilandnahen Experimenten Implikationen für unsere zukünftige CO₂-reichere Welt abzuleiten. Nötig sind vielmehr langfristig angelegte Validierungs-Experimente unter möglichst freilandnahen Bedingungen, die sich über mehrere Jahre erstrecken, um **a)** eine oder besser mehrere vollständige Jahrsbilanz(en) zu erhalten, **b)** um die Wirkung unterschiedlicher Wetter-"Muster" auf die Jahresbilanz beobachten zu können, und **c)** um anfängliche Akklimatisierungs-Reaktionen, die nach einiger Zeit abflachen, nicht für echte CO₂-Trends zu halten - oder umgekehrt, um erst nach einiger Zeit auftretende Effekte durch z.B. Populationsverschiebungen auch als solche erkennen zu können.

2 Material und Methoden

Zwei Meßreihen bilden den Kern der vorliegenden Arbeit:

1. Die Vorversuchs-Meßreihe zu den Klimaspurengas-Flüssen (CH₄, N₂O) des Grünlands (Unterschiede in N-Düngung, Schnitffrequenz, Stauwasserflurabstand), bei der mit 2 Hauben pro Variante von Mai 1996 bis Oktober 1997 gemessen wurde.
2. Die Hauptversuchs-Meßreihe zur Auswirkung von erhöhtem CO₂ auf die Flüsse der Spurengase (CO₂, CH₄, N₂O). Hierzu wurde mit je 3 Hauben in jedem CO₂-Ring (= 9 Hauben pro CO₂-Behandlung) von April 1997 bis Dezember 2000 gemessen.

Näheres zur Versuchsfläche, den Meßreihen, zusätzlichen Untersuchungen und neu entwickelten Techniken wird in den folgenden Abschnitten geschildert.

2.1 Die Versuchsfläche Linden

2.1.1 Beschreibung der Versuchsfläche: Lage, Klima, Pflanzenbestand

Die für das Vor- und das Hauptexperiment genutzte Versuchsfläche ist Teil der vom Institut für Pflanzenökologie sowie des Hessischen Landesamts für Umwelt und Geologie (HLUG) betriebenen Umweltbeobachtungs- und Klimafolgenforschungsstation Linden. Sie liegt südöstlich der Stadt Gießen in der Talau des Lückebachs, zwischen den Stadtteilen Linden-Leihgestern und Pohlheim-Watzenborn-Steinberg, bei 50°32'Nord und 8°41,3'Ost auf einer Höhe von 172 m über NN. Die Lückebachau gehört naturräumlich zum Großen-Lindener Hügelland und dieses zum Marburg-Gießener Lahntal, dessen übergeordnete naturräumliche Einheit das Westhessische Berg- und Senkenland ist. Das Großen-Lindener Hügelland ist nahezu waldfrei und als Lößlandschaft für die Landwirtschaft sehr fruchtbar (KLAUSING 1988). Die Versuchsfläche liegt am auslaufenden Hangfuß (Auenrandlage) und ist schwach nach Norden geneigt.

Das langjährige Mittel des Jahresniederschlags beträgt in Gießen 644 mm, das langjährige Lufttemperatur-Mittel liegt bei 9,9°C. Seit Bestehen der Station Linden (1993) wiesen 4 Jahre unterdurchschnittliche Niederschläge auf; vor allem 1997 war mit 440 mm sehr trocken. Das Jahr 1998 dagegen lag über dem langjährigen Gießener Mittel, hauptsächlich aufgrund seines regenreichen Herbsts (Abb. 2.1-A). Es ist anzumerken, daß auf der Versuchsfläche Linden der Jahresniederschlag stets geringer war als der der Station Gießen (im Zeitraum 1996 bis 1999 im Schnitt um 69,5 mm pro Jahr), in Gießen geringer als in Hessen, und in Hessen stets niedriger als im Bundesdurchschnitt (nicht gezeigt). Daher wird der Jahresniederschlag 1994 und 2000 bei Ergänzen der Daten durch die der Station Gießen wahrscheinlich eher überschätzt (Abb. 2.1-A; die November- und Dezemberdaten 2000 für die Station Linden lagen bei Druck der Arbeit noch nicht vor).

Verglichen mit der städtischen Meßstation Gießen war die Temperatur im ländlichen Bereich Linden im Mittel um 0,8 °C geringer (Tab. 2.1-A). Zudem liegt die Station Linden in einem Talgrund, in dem sich die kalte Luft z.B. gegen Abend sammelt; Nebel fällt dort zuerst und weicht morgens oder vormittags zuletzt.

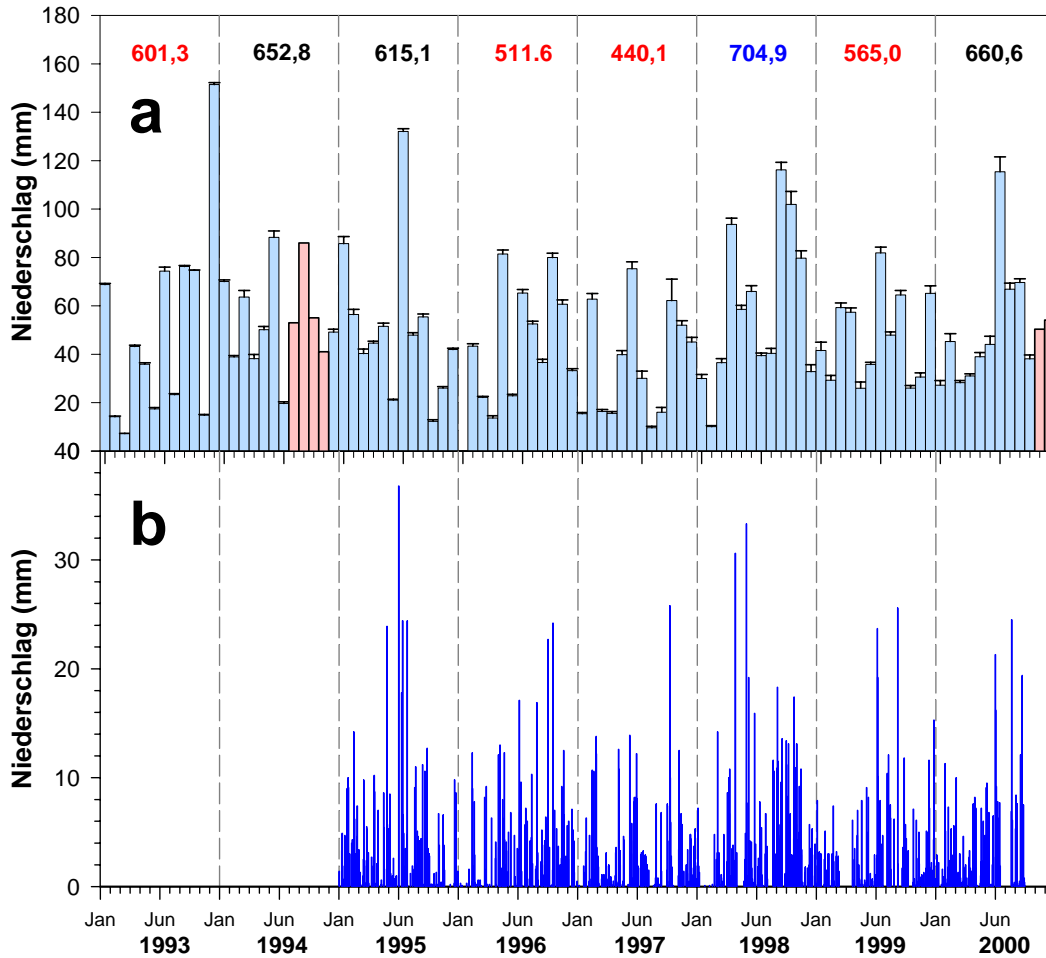


Abbildung 2.1-A: a) Monats-Niederschlagssummen, b) Tages-Niederschlagssummen auf der Versuchsfläche Linden in den Jahren 1993 bis 2000. Fehlende Daten (rosa Säulen) wurden durch die monatlichen Niederschlagssummen der Station Gießen ergänzt (einschließlich Berechnung der Jahres-Niederschlagssumme) aus: Deutscher Wetterdienst (DWD), Offenbach a.M., Monatliche Witterungsberichte.

Zum chemischen Klima der eher ländlichen Station Linden ist anzumerken, daß sie z.B. gegenüber der Station Gießen deutlich geringer belastet ist (NO, NO₂, CO, SO₂). Linden weist jedoch deutlich höhere Ozonkonzentrationen auf (GRÜNHAGE *et al.* 1992; GRÜNHAGE *et al.* 1996). Die Stickstoff-Deposition (nasse und trockene, z.B. NO_x aus dem Straßenverkehr oder NH₃ aus der Landwirtschaft) beträgt auf dem Gelände der Station Linden etwa 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (GRÜNHAGE *et al.* 1992; GRÜNHAGE *et al.* 1996). Der Pflanzenbestand kann als frische bis wechselfeuchte Glatthaferwiesen bezeichnet werden (*Arrhenatheretum elatioris* Br.-Bl. *Filipendula ulmaria* sub-community, vgl. GRÜNHAGE *et al.* 1996; Feuchtezeigerwerte: JANZE 1996). Die Versuchsfläche ist arten-

reich (69 Arten insgesamt), wobei hiervon 12 Gräser, 2 Leguminosen und 15 Kräuter eine Stetigkeit von über 60 % erreichen. Als wichtigste Massebildner dieser 3 Hauptgruppen sind zu nennen: *Arrhenatherum elatius*, *Holcus lanatus*, *Poa pratensis*, *Alopecurus pratensis*, *Festuca rubra*, *Trifolium pratense* und *Galium mollugo* (Benennung nach OBERDORFER 1983). Die N-Zeigerwerte weisen den Bestand der Versuchsfläche als im Mittel mäßig nährstoffreich aus. Darunter befinden sich jedoch auch 20% Magerkeitszeiger. Näheres zu Artenlisten, Zeigerwerten und vegetationskundlicher Kartierung siehe bei GRÜNHAGE *et al.* (1996) oder JANZE (1996).

Tabelle 2.1-A: Monats- und Jahresmitteltemperaturen der Jahre 1996 bis 2000 auf der Versuchsfläche Linden sowie in der Stadt Gießen (Quelle Station Gießen: DWD, Monatliche Witterungsberichte).

Jahr Station	1996		1997		1998		1999		2000	
	Linden	Gießen	Linden	Gießen	Linden	Gießen	Linden	Gießen	Linden	Gießen
Januar	-3,3	-2,2	-4,0	-3,1	2,5	2,8	3,2	3,4	1,8	2,0
Februar	-1,1	-0,4	4,6	5,1	3,3	4,4	1,3	1,7	4,5	4,6
März	2,3	2,7	7,2	7,9	5,9	6,4	6,2	6,6	6,7	6,8
April	8,2	9,4	6,7	7,8	8,8	9,4	9,4	9,8	10,1	11,0
Mai	11,1	11,8	12,7	13,9	13,8	15,3	13,7	14,9	14,6	15,7
Juni	15,3	16,7	15,4	16,8	16,2	17,5	15,5	16,6	16,7	18,4
Juli	15,7	17,0	16,9	18,0	16,3	17,4	19,2	20,2	15,3	15,6
August	16,8	17,7	19,5	21,0	16,7	18,0	17,4	18,1	17,8	18,6
September	11,1	11,7	13,3	14,6	13,3	14,0	17,0	17,6	14,2	14,7
Oktober	9,1	9,5	7,7	8,1	9,1	9,1	9,1	9,3	10,7	10,8
November	5,1	5,2	4,4	4,8	2,3	2,5	4,0	4,1	6,8	6,8
Dezember	-1,9	-1,7	2,9	3,1	1,5	1,7	3,2	3,2	3,3	3,3
Jahr	7,5	8,1	9,0	9,8	9,2	9,9	10,0	10,5	10,2	10,7

2.1.2 Das Versuchsgelände: bisheriges Management der Untersuchungspartellen

Das Lindener Versuchsgelände steht seit Jahrzehnten unter extensiver bis mäßig intensiver Wiesennutzung mit 2 Schnitten pro Jahr und einer Düngungsintensität von 50 bis 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Auf dem Versuchsgelände wurden 1993 insgesamt 16 Parzellen à 100 m² als spätere Auswahlflächen für das Freiland-CO₂-Anreicherungs-Experiment (FACE, *free air carbon dioxide enrichment*) angelegt und von 1993 bis 1995 mit 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gedüngt. Ab dem Jahr 1996 wurde die jährlich applizierte N-Dünger-Menge auf 40 kg N ha⁻¹ reduziert. Im Jahr 1997 wurden von diesen 16 Parzellen diejenigen 6 ausgewählt, bei denen jeweils 2 (Pärchen) sich in Pflanzenbestand, Bodenfeuchte, Biomassertrag usw. am meisten glichen. Auf diesen Parzellen wurden CO₂-Anreicherungsringe installiert, auf zwei Pärchen-Parzellen immer ein CO₂ freisetzender Ring und ein Kontrollring ohne Freisetzung (Beschreibung des FACE-Experiments erfolgt weiter unten).

Zur Abschätzung der Reaktionen des Grünland-Systems auf unterschiedliche Bewirtschaftungsmaßnahmen (N-Düngungsintensität in Kombination mit Schnitffrequenz) sowie des Ertragspotentials wurden 1993 zusätzlich 52 kleine Parzellen à 9 m² angelegt. Diese wurden in 6 Blöcken mit je 8 Parzellen in Reihe zwischen den großen Parzellen über das Feld verteilt angelegt (*randomized block design experiment*) und wie in Abb. 2.4-A dargestellt bewirtschaftet. Dieser Versuch ergab, daß das Ertragsoptimum des Lindener Grünlands von 0,9 bis 1 kg Trockenmasse pro m² (d.h. 90 – 100 dt ha⁻¹ a⁻¹) bereits bei einer Düngungsintensität von etwa 100 kg N ha⁻¹ a⁻¹ erreicht wird (GRÜNHAGE *et al.* 1996). Aus dem Bestand dieser kleinen Parzellen wurden einige für die Vorversuchs-Meßreihe herangezogen (vgl. Tab. 2.4-A).

2.1.3 Charakterisierung des Grünlandbodens

Das geologische Ausgangsmaterial für die Bodenbildung besteht im Untersuchungsgebiet hauptsächlich aus tonigen und auch sandigen Sedimenten aus dem Miozän (Tertiär), welche später von holozänen, fluviatil abgelagerten Auensedimenten überdeckt wurden. Der Boden der Lindener Versuchsfläche wird daher als Auenboden-Pseudogley aus holozänen Auensedimenten über miozänen Tonen angesprochen (FAO-Klassifikation: *stagnofluvic gleysol on loamy-sandy sediments over gley*).

Charakteristikum der Versuchsfläche ist eine in unterschiedlichen Tiefen zur Geländeoberfläche liegende, stauende Tonschicht, wodurch Sw-Horizonte entstehen. An einigen Stellen ist der stauende Einfluß lang andauernd, d.h. die Horizonte darüber zeigen einen Übergang zum Gley (Horizonte GoSw).

Eine bodenkundliche Bohrstock-Kartierung des Versuchsgeländes (48 Punkte) erfolgte im Februar 1995 durch das Ingenieurbüro "Schnittstelle Boden", Gießen. Details zu den Ergebnissen sind bei GRÜNHAGE *et al.* (1996) aufgeführt. Die Bodenparameter der Versuchsfläche sind in Tab 2.1-B sowie in Abb 2.1-B dargestellt. Die Einteilung in die Bodeneinheiten 1 bis 3 wurde ausschließlich anhand ihres unterschiedlichen Staukörperflurabstands vorgenommen ("Schnittstelle Boden", vgl. GRÜNHAGE *et al.* 1996). Anschließend wurde an jeweils einer typischen Stelle pro Bodeneinheit eine Grube ausgehoben, an der die Daten für die in Tab 2.1-B sowie Abb. 2.1-B dargestellten Ergebnisse erhoben wurden (praktische Arbeiten hierzu durchgeführt von Sibylle Janze im Frühjahr 1996).

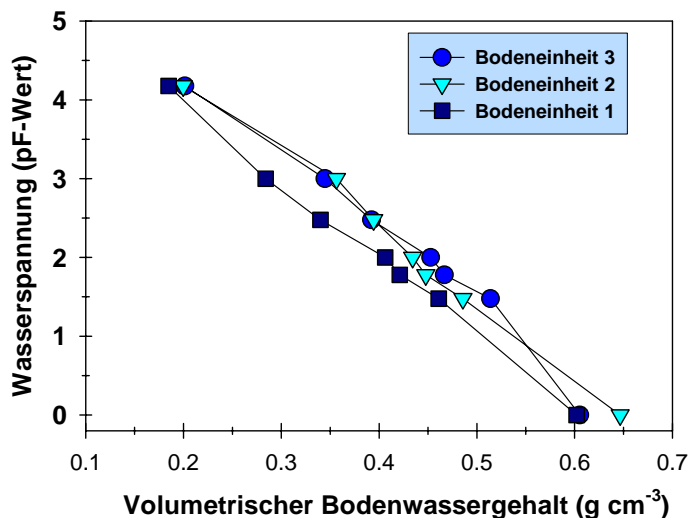
Am 8./9. April 1998 wurde eine Lagerungsdichte - Bestimmung in jedem der 6 CO₂-Ringe vorgenommen. Hierbei wurden pro Ring an 8 Stellen im 1-m-Sicherheitsstreifen sowie in der Mitte Stechzylinder-Proben aus 0 bis 5 cm Tiefe entnommen, sowie an 4 dieser Stellen und in der Mitte zusätzlich Proben aus 5 bis 10 und 10 bis 15 cm Tiefe (Stechzylinder- Volumen: 70,4 cm³). Die Oberflächen-Probe enthielt jeweils Boden aus 1 bis 5 cm Tiefe, der oberste Wurzelfilz-Zentimeter wurde verworfen. Von den Stechzylinder-Proben wurde das Frischgewicht bestimmt, die Proben bei 105°C über Nacht bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend rückgewogen. Somit

konnte die Lagerungsdichte in g Trockengewicht pro cm³ Bodenvolumen sowie der aktuelle Wassergehalt errechnet werden. Die Ergebnisse sind unter 5.1 aufgeführt.

Tabelle 2.1-B: Bodenparameter des extensiv bewirtschafteten Grünlands der Versuchsfläche Linden.

Horizont	untere Horizontgrenze (cm)	Probenschicht (cm)	Bodenart*	pH	org. C (%)	Lagerungsdichte (g cm ⁻³)	partikuläre Dichte (g cm ⁻³)	Sand (2000 – 63 µm) (%)	Schluff (63 - 2 µm) (%)	Ton (<2 µm) (%)
Bodeneinheit 1: Staukörperflurabstand. > 120 cm										
Ah	10	2-7	Lsu	5,90	2,96	1,04	2,61	43,25	39,00	17,75
M	32	12-17	Lsu	6,20	1,49	1,41	2,65	40,89	42,13	16,97
SwM		40-45	Lts	7,05	0,71	1,48	2,69	48,10	51,90	nb
SwM		60-65	Lts	6,85	0,49	1,66	2,68	54,04	35,25	10,70
SwM	78	70-80	Lts	7,00	0,47	nb	2,68	49,38	36,08	14,54
GoSw		90-95	Lts	6,95	0,46	1,63	2,71	37,57	41,51	20,92
GoSw	128	100-125	Lts	7,05	0,36	nb	2,74	42,40	35,32	22,28
II Sd		130-135	Ts	7,00	0,13	1,47	2,784	62,35	25,51	12,13
Bodeneinheit 2: Staukörperflurabstand zwischen 75 und 100 cm										
Ah	12	2-7	Lu	6,20	6,59	0,89	2,51	9,98	58,13	31,89
M	20	15-20	Lu	7,05	3,47	1,24	2,64	9,78	55,56	34,66
MSw	50	40-45	Lu	7,25	1,11	1,44	2,67	14,94	50,56	34,50
II Sw		50-70	Lts	7,10	0,64	nb	2,69	21,08	42,58	36,34
II Sw	85	80-85	Lts	6,95	0,39	1,49	2,68	32,63	30,10	37,27
IIISd1	110	100-110	TI	7,00	0,12	nb	2,69	66,58	16,87	16,55
Bodeneinheit 3: Staukörperflurabstand. < 75 cm										
Ah	12	2-7	Lu	6,25	6,50	1,01	2,55	59,26	20,89	19,85
MSw	42	15-20	Lu	7,05	2,61	1,29	2,62	34,52	40,50	24,98
GoSw	65	50-55	Lu	7,00	0,75	1,66	2,70	35,34	52,33	12,33
II Sd		70-75	TI	7,10	0,86	nb	2,71	33,79	46,63	19,58
II Sd	135	80-85	TI	7,00	0,34	1,59	2,73	45,52	34,21	20,28

*) Bodenart-Angabe nach Feldansprache (siehe dazu auch Sand-, Schluff- und Tonanteile); Die Probenschicht ist diejenige, aus der die Proben zur Bestimmung der angegebenen Werte in dieser Tabelle stammen (n=8). nb = Wert nicht bestimmt bzw. fehlend



Die Porengrößen-Verteilung im obersten Horizont der drei Bodeneinheiten war sehr ähnlich (Abb. 2.1-B). Nur bei Bodeneinheit 1 war der oberste Horizont bei gleicher Saugspannung etwas stärker entwässert, d.h. der Anteil an Grob- und Mittel-Poren war hier etwas höher als bei den anderen Bodeneinheiten (vgl. KAMMANN *et al.* 2000b)

Abbildung 2.1-B: pF-Kurven der Ah-Horizonte der drei Bodeneinheiten, Proben aus 0-7 cm Tiefe.

2.2 Die gaschromatographische Analytik

Angelehnt an das zuerst von MOSIER & MACK (1980) beschriebene Prinzip wurde zur Analyse der Spurengase CO₂, N₂O und CH₄ ein Gaschromatograph (HP 6890, Fa. Hewlett Packard), ausgestattet mit einem FID (*flame ionization detector*) und einem ECD (*electron capture detector*), verwendet. Die Detektorsignale wurden an einen 486DX Personal Computer geleitet und unter Verwendung eines Softwarepakets (ELAB; später PROBE65, Fa. LAL, Göttingen) ausgewertet (Peakflächen integriert und Werte gespeichert). Die Steuerung der zur Probenaufgabe und zum Analysenverlauf nötigen Ventilschaltungen erfolgte ebenfalls über die jeweilige Integrationssoftware.

Vom Frühjahr 1996 bis März 1997 wurden die Analysen mit dem in Abb. 2.2-A vorgestellten GC-Flußschema durchgeführt. Hierbei bestand noch nicht die Möglichkeit zur Analyse von CO₂, zudem wurde die Injektion der Proben in diesem Zeitraum von Hand durchgeführt. Anfang April 1997 wurde der Flußweg am Gaschromatographen (GC) umgebaut, um die Analytik auf eine Automatisierung der Probenaufgabe vorzubereiten (Flußschema Abb. 2.2-B).

Nach diesem Umbau konnte auch CO₂ über den ECD detektiert werden. Zudem entfiel die Notwendigkeit, die in den Proben vorhandene Luftfeuchtigkeit mittels Kühlschleifen vor der eigentlichen Trennung und Analyse auszufrieren. Da die Ausfrierschleife nach einer nicht-vorhersagbaren Anzahl von Proben dichtfror und während laufender Analyse rasch gegen eine andere ausgetauscht werden mußte, wäre diese Technik für eine Automatisierung gänzlich ungeeignet gewesen. Im Juli 1997 wurde eine Probenaufgabe-Automatisierungs-Einheit durch den Konstrukteur, N. Loftfield, installiert und an den betriebenen GC angeschlossen. Die Probenaufgabe erfolgte von diesem Zeitpunkt an ausschließlich mit dem Loftfield'schen System (vgl. LOFTFIELD *et al.* 1997) sowie der zugehörigen Steuerungs- und Integrationssoftware PROBE65.

2.2.1 Die GC-Probenganalytik bis März 1997

Die GC-Betriebsparameter während dieses Zeitraums sind Tabelle 2.2-A weiter unten zu entnehmen. Nach dem Einspritzen der Probe in den Probenaufgabeweg wurde das Gasgemisch zunächst durch eine gewickelte 1/16" Edelstahlleitung (Ausfrierschleife) geleitet, die in ein Dewar mit -20 bis -10°C kalter Kühlflüssigkeit eingetaucht war. Hierdurch wurde die in der Probe enthaltene Luftfeuchtigkeit ausgefroren. Danach verzweigte sich der Analyseweg in 2 getrennte Wege, einschließlich 2 getrennter Probeschleifen zur Injektion einer definierten Gasmenge auf die Trennsäulen (Abb. 2.2-A; Tab. 2.2-A). Die Schaltungen wurden über ein mit Prebluft betriebenes 10-Port- und ein 6-Port-Valco-Ventil (Fa. Valco Instruments, Schweiz) ausgeführt.

Tabelle 2.2-A: Die GC-Betriebsparameter im Überblick.

Parameter	Juni 1996 – März 1997	April 1997 – Dezember 1999
Temperatur ECD	350 °C	280 oder 290 °C
Temperatur FID	190 °C	210 °C
Ofentemperatur	200 °C	80 °C
Trägergase	FID: N ₂ (5.0) ECD: Argon-CH ₄ (95%-5%)	N ₂ (5.0), später N ₂ (ECD-Qualität)
Vorsäule ?	Zwei Hauptsäulen, keine Vorsäule	Eine Vor- und eine Hauptsäule
Trennsäulen-Typ	FID: Molekularsieb 80-100 Mesh ECD: Molekularsieb 5 Å	Vorsäule: Porapak Q (1m) Hauptsäule: Porapak Q (3,2 m)
Probenschleife(n)	Zwei; je 3 ml	Eine; 2 ml

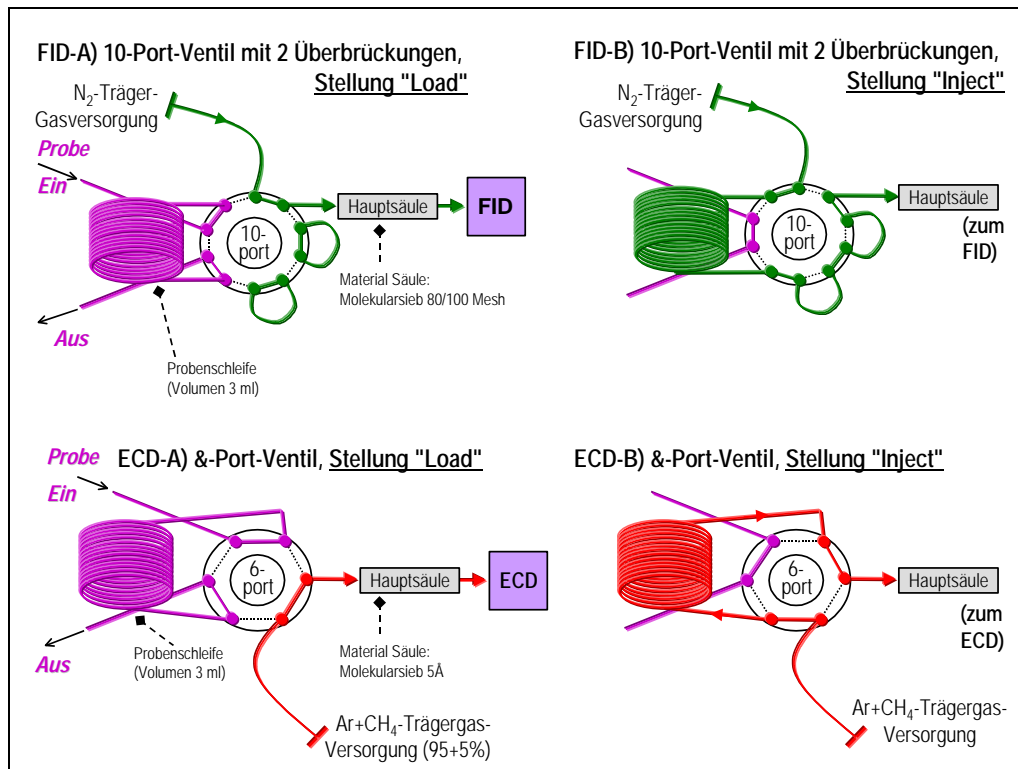


Abbildung 2.2-A: Flußschema der GC-Analytik vom Frühjahr 1996 bis März 1997. Die Proben-Wege zum FID und ECD sind voneinander getrennt. Das 10-Port-Ventil wurde wie ein 6-Port benutzt. Vor der Probenaufgabe mußte die Luftfeuchte ausgefroren werden (nicht dargestellt).

2.2.2 Die GC-Probenanalytik von April 1997 bis heute

Die GC-Betriebsparameter sind wiederum Tabelle 2.2-A zu entnehmen. Seit dem Umbau bestehen nicht mehr zwei getrennte Gaswege für die Analyse von CH₄ und N₂O, sondern das Gasmisch wurde über *eine* Probenschleife auf eine Vorsäule aufgegeben. Hier trennen sich die "schnellen" (z.B. O₂, CH₄, CO₂ und N₂O) von den

"langsameren" Komponenten wie H₂O. Nachdem die "schnellen" Komponenten bereits in die Hauptsäule gelangt sind, wird die Vorsäule durch Ventilschaltung rückwärts durchspült und die "langsameren" Komponenten dadurch verworfen (Abb. 2.2-B). Dadurch entfällt die Notwendigkeit des Ausfrierens von Luftfeuchte. Nachdem die ersten beiden "schnellen" Komponenten den FID passiert haben (O₂ und CH₄), erfolgt über das zweite Valco-Ventil eine Umlenkung des Hauptsäulen-Ausgangs auf den ECD, so daß die noch folgenden Komponenten CO₂ und N₂O detektiert werden können. Dadurch, daß im Gegensatz zum vorherigen Flußschema (Abb. 2.2-A) O₂ auf den FID geleitet wird, erscheint (bei etwas niedrigerer Betriebstemperatur des ECD, siehe Tabelle 2.2-A) auch der CO₂-Peak vor dem N₂O-Peak, der vorher im "O₂-Nachrauschen" des ECD-Signals unterging.

Dieses Schalt-Prinzip mit Vor- und Hauptsäule wird von MOSIER & MACK (1980, für CH₄ und N₂O) sowie von LOFTFIELD *et al.* (1997, für CH₄, N₂O und CO₂) beschrieben. Ab August 1997 wurde die von LOFTFIELD *et al.* (1997) für den Gebrauch von Gasproben in Glasflaschen beschriebene automatische Probenaufgabeeinheit verwendet, in einer an den Spritzengebrauch (s.u.) angepaßten Modifikation durch N. Loftfield.

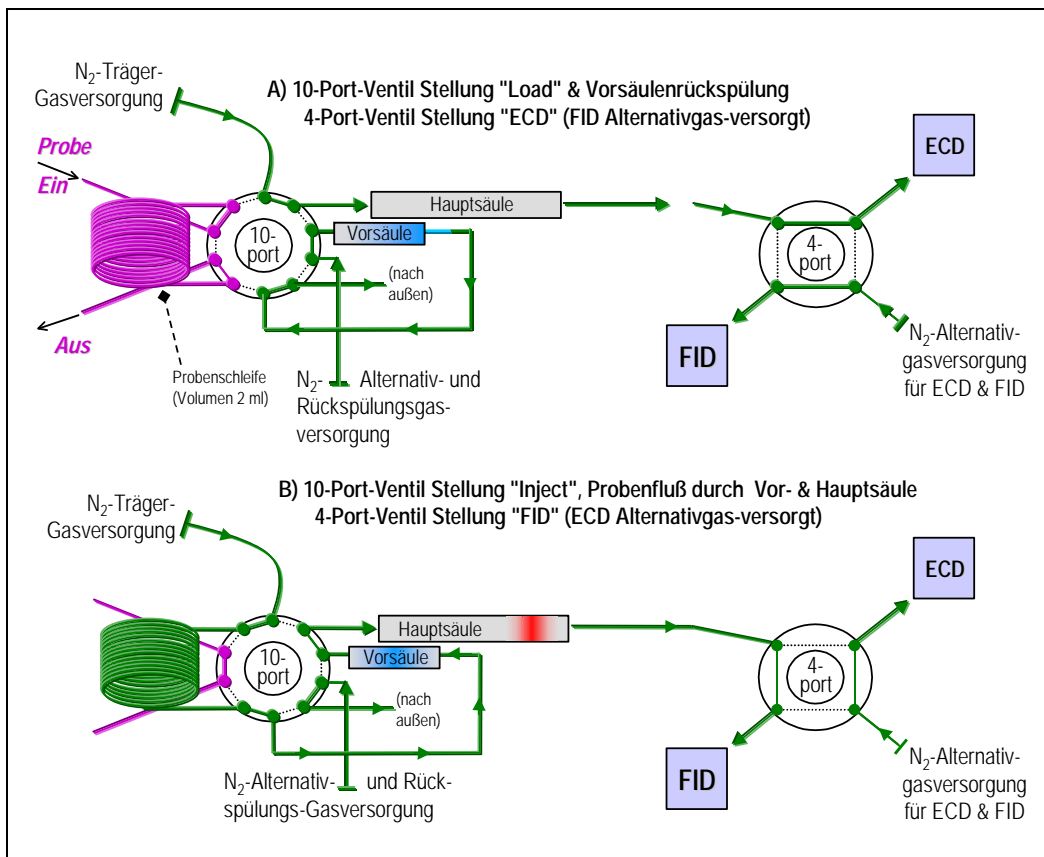


Abbildung 2.2-B: Flußschema der GC-Analytik ab April 1997. Die Vorsäulenrückspülung in der Stellung **B** sorgt für Ausschluß langsamerer Komponenten wie H₂O. Wegen starker Abnutzung wurde das bis Herbst 1998 verwendete überbrückte 6-Port- schließlich gegen ein neues 4-Port-Ventil ausgetauscht.

2.2.3 Fehlende Daten durch Analytik-Probleme

Ab Anfang Oktober 1997 lieferte der GC aus zunächst unerkannter Ursache plötzlich inverse CO₂-Peaks (d.h. CO₂- "Täler" statt Peaks) sowie wesentlich kleinere N₂O-Peaks, die sich als vom CO₂-Wert beeinflusst herausstellten (steigende CO₂-Werte verursachten sinkende N₂O-Werte bei gleichbleibender N₂O-Konzentration).

Als Hauptursache stellte sich ein verschmutztes N₂-Trägergas (5.0 Stickstoff) heraus: Da die Gasflaschen nach telefonischer Auskunft des Siegener Messer-Griesheim-Werks mitunter mit organischen Lösungsmitteln wie z.B. Trichlorethylen gereinigt werden oder die Druckminderer (durch Kunden) gefettet werden, kann bisweilen der hochreine (bis dato von uns verwendete) 5.0 Stickstoff mit diesen Substanzen kontaminiert sein. Der ECD reagiert generell auf derartige Verschmutzungen sehr empfindlich, und da diese das Trägergas betraf, wurde die Kontamination immer wieder aufs neue nach einer thermischen Reinigung ins System eingetragen. Seit dieser Erfahrung wurde ausschließlich N₂ in ECD-Qualität verwendet (d.h. der von der Fa. Messer-Griesheim angebotene 5.0 Stickstoff befindet sich in besonders sorgsam behandelten Spezialflaschen, die auf organische Verunreinigungen geprüft und als "sauber" zertifiziert sind). Die Fehlersuche bei diesem erst spät erkannten Problem verursachte eine Datenlücke von November 1997 bis Ende Februar 1998.

2.3 Die *closed-chamber*-Methode zur Messung von Spurengasflüssen

2.3.1 Die verwendeten Gas auffang-Hauben

Die Flüsse der Spurengase CH₄, N₂O und später auch CO₂ wurden mit geschlossenen runden Hauben aus semitransparentem Polyethylen (PE)-Material gemessen (*closed-chamber*-Technik, HUTCHINSON & LIVINGSTON 1993). Jede Haube (100 cm Innendurchmesser, 50 cm Höhe) war mit einem batteriebetriebenen Ventilator, einer Probenentnahmestelle, einer Öffnung zur Insertion eines Stopfens mit Thermometer und einem Stangenriff zum Transport ausgestattet (Abb. 2.3-A). Aufgesetzt wurde die Haube auf einen runden, 15 cm tief im Boden verankerten Rahmen, der oberirdisch mit einer U-förmigen, wassergefüllten Schiene zur Abdichtung zwischen Haubenvolumen und Bodenoberfläche versehen war (Abb. 2.3-A). Die Rahmen wurden mindestens 6 Wochen vor Meßbeginn im Boden installiert, um auf die Störung zurückgehende Meßergebnisse zu vermeiden (wie von NORMAN *et al.* 1997 oder KELLER *et al.* 2000 untersucht und beschrieben).

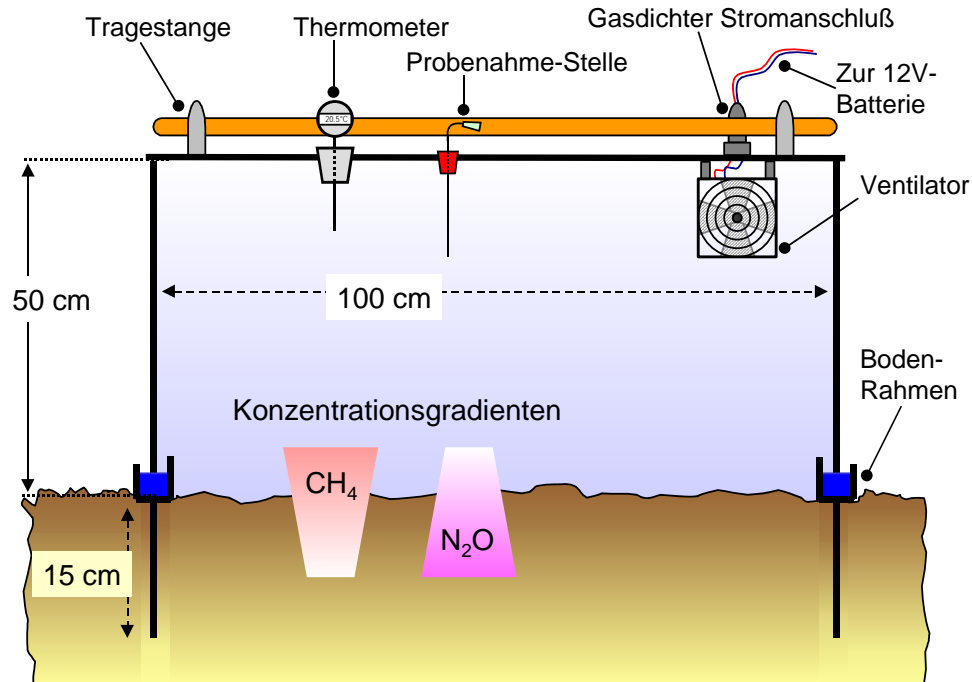


Abbildung 2.3-A: Schematischer Querschnitt durch eine Gas auffang-Haube mit Bodenrahmen. Die Innenwandung der U-förmigen Wasserschleife des Bodenrahmens ist höher als die Außenwandung, so daß überlaufendes Wasser (z.B. nach hohen Niederschlägen) niemals auf die Innenfläche laufen kann.

2.3.2 Maßnahmen zur Qualitätssicherung der closed-chamber-Messungen

1. Vor jeder Messung, wurden die Rinnen der Bodenrahmen auf einen ausreichenden Wasserstand hin kontrolliert und ggf. nachgefüllt. Abhängig von der Jahreszeit wurden die Rinnen alle 1 bis 5 Monate gänzlich vom veralgten Wasser (mit diversen Zersetzungsrückständen von Regenwürmern, Insekten, Pflanzenmaterial und Erde) mit Hilfe eines Wasserstaubsaugers gereinigt. Tests im Sommer 1998, bei denen "Brühe" aus diversen Rinnen entnommen und in verschließbaren Glasgefäßen bei gleichbleibender Temperatur (22 °C) für mehrere Stunden inkubiert worden war, ergaben keinerlei N₂O- und CH₄-Produktion.
2. Das Thermometer wurde erst *nach* dem Aufsetzen der Haube eingesetzt (Abb. 2.3-A). So konnte zuvor durch die Öffnung überschüssige Luft entweichen, die andernfalls beim Absenken der Haube in die Wasserrinne komprimiert worden wäre und einen "Druckstoß" in den Boden verursacht hätte (Störung des Konzentrationsgradienten im Bodenporensystem).
3. Im Sommer, insbesondere vor der ersten Ernte, kippten bisweilen Teile des hohen Grasbestands von außerhalb oder innerhalb der Meßfläche über die Wasserrinne des Bodenrahmens. Dies bedeutete a) eine (Zer-)Störung der betreffenden Pflanzen durch das Hauben-Aufsetzen, b) die Gefahr, daß die Abdichtung der Haube gegen die Bodenfläche nicht gegeben war und c) wurde das Wasser durch die Kapillarkräfte zwischen den Halmen aus den Rinnen zur Pflanzenbasis gezogen, was die

Versuchsfläche durch ungewollte Bewässerung gestört hätte und sehr häufiges Nachfüllen nötig gemacht hätte.

Daher wurden kleine Zäune mit knapp 100 cm Durchmesser aus 30 bis 40 cm hohem, engmaschigem Maschendrahtzaun gefertigt, mit denen der Pflanzenbestand innerhalb des Bodenrahmens umfaßt wurde, so daß dieser nicht mehr in die Rinnen fallen konnte. Dieser Zaun wurde installiert, sobald der Bestand die kritische Höhe erreichte. Der Pflanzenbestand innerhalb der Bodenrahmen wurde niemals außerhalb der Ernten abgeschnitten. Wenn sich jedoch der *außerhalb* der Bodenrahmen stehende Pflanzenbestand nicht mehr "bändigen" ließ und zu häufig in die Rinnen kippte, wurde er etwa 10 cm breit ringsum den Bodenrahmen abgeschnitten.

4. Um im Winter bei Temperaturen unter Null Grad Messungen durchführen zu können, wurde das Ringwasser einige Stunden zuvor mit Streusalz versetzt und auf diese Weise aufgetaut. Dabei wurde stets darauf geachtet, daß keinerlei überhängende Gräser aus dem Ring-Inneren oder von außerhalb der Rinne in das Salzwasser hingen. Dieses wäre andernfalls über Kapillarkräfte zur Pflanzenbasis gewandert und hätte so die Versuchsflächen gestört.

2.3.3 Berechnung der Spurengas-Flußraten

Bei einer Messung mit 3 Probenahmen wurde stets eine lineare Regression (1.Ordnung) zur Berechnung der pro Zeiteinheit aufgenommenen oder abgegebenen Spurengasmenge (ppb oder ppm) verwendet, da die Kammerbedeckung meist hinreichend kurz war (40 – 60 min.).

Lineare Regression:

$$f(t) = b[1] * t + b[0], \text{ Konzentrationsänderung pro Zeit: } f'(t) = b[1] \quad \text{Gl. 2-I}$$

In der Hauptversuchsreihe hingegen betrug die Bedeckungszeit bei 4 Probenahmen aus arbeitstechnischen Gründen i.d.R. 90 Minuten. Hierbei war bei hohen Emissions- oder Konsumptionsraten oft ein Abknicken des linearen Konzentrationsanstiegs zu beobachten, so daß von einem *Feedback* des sich verringernden Konzentrationsgradienten zwischen Bodenluft und Haubenatmosphäre ausgegangen werden muß (HUTCHINSON & MOSIER 1981). Da die Zeitabstände zwischen 2 Probenahmen nicht immer absolut gleich waren ("Handarbeit") und zudem 4 statt 3 Proben genommen wurden (Verbesserung der Meßgenauigkeit), konnte die von den Autoren vorgeschlagene Berechnungsweise hier nicht verwendet werden. Statt dessen wurde dem *Feedback*-Mechanismus Rechnung getragen, indem bei "abknickendem" Konzentrationsverlauf (vgl. Abb. 2.3-B) die Steigung der linearen Regression zweiter Ordnung im Punkt $t=0$ min zur Berechnung des Konzentrationsanstiegs pro Zeiteinheit verwendet wurde (d.h. die Steigung zu Beginn, als das *Feedback* noch keine Rolle spielte). Die

Verwendung der linearen Regression 2. Ordnung erfolgte nach einem selbst definierten Algorithmus (s.u.), um für die Auswertung immer gleichbleibende Kriterien zu schaffen sowie "nonsense"-Berechnungen auszuschließen. Die Koeffizienten hierfür wurden mit dem Graphikprogramm SigmaPlot (SPSS Inc.) ermittelt, da sich mit Excel nur Koeffizienten für eine lineare Regression erster Ordnung errechnen lassen.

Lineare Regression (2. Ordnung):

$$f(t) = b[2] * t^2 + b[1] * t + b[0] \quad \text{Gl. 2-II}$$

$$\frac{dGas}{dt} (\text{ppm bzw. ppb h}^{-1}) \text{ bei } t = 0 \text{ min.}: \quad f'(t = 0) = b[1] \quad \text{Gl. 2-III}$$

Der Algorithmus bestand aus einer Reihe von ineinander geschachtelten *Wenn-dann*-Funktionen des Programms Excel'97 (Microsoft), wobei folgende Bedingungen zur Zulassung einer *second-order*-Berechnung in dieser Reihenfolge überprüft wurden:

- 1) Wenn die Krümmung der linearen Regression 2. Ordnung ($= b[2]$) >0 , d.h. positiv ist, verwende die lineare Regression 1. Ordnung
- 2) Wenn der Korrelationskoeffizient (R^2) der linearen Regression 2. Ordnung kleiner als derjenige der linearen Regression erster Ordnung ist, verwende die lineare Regression 1. Ordnung
- 3) Wenn der Konzentrationsanstieg in der Haube pro Stunde unterhalb eines definierten Mindestwerts bleibt (Berechnet nach der linearen Regression erster Ordnung), verwende die lineare Regression 1. Ordnung [Mindestwerte: $dc \text{ CO}_2 = 200 \text{ ppm h}^{-1}$; $dc \text{ N}_2\text{O} = 50 \text{ ppb h}^{-1}$; $dc \text{ CH}_4 = -40 \text{ ppb h}^{-1}$: negativ = CH_4 -Oxidation]
- 4) Wenn der Korrelationskoeffizient (R^2) der linearen Regression erster Ordnung kleiner als 0,799 ist, verwende die lineare Regression 1. Ordnung
- 5) Erst wenn all diese Kriterien *nicht* zutreffen, verwende die lineare Regression 2. Ordnung (und hier die Steigung im Punkt $t = 0 \text{ min.}$)

Hierdurch wurden folgende Fälle ausgeschlossen:

- 1) Bei weitgehend linearen Konzentrationsanstiegen mittlerer Größenordnung konnte ein *second-order-curve-fit* bei etwas besserem R^2 zufällig eine positive Krümmung aufweisen, der kein physikalischer Prozeß zugrunde liegen konnte.
- 2) Bei besserem *fit* wurde die bessere Anpassung verwendet.
- 3) Bei nur sehr geringem oder gar keinem Konzentrationsanstieg (N_2O und CH_4) konnten GC-Meßungenauigkeiten bisweilen seltsame Kurven-Anpassungen 2. Ordnung bewirken, die ausgeschlossen werden mußten.
- 4) Dieser Fall trat ebenfalls v.a. bei minimalen Spurengas-Flüssen auf. Bei knapp oberhalb der Nachweisgrenze schwankenden Werten stellt die lineare Regression die beste "Mittelung" des Anstiegs über die Zeit bzw. Anpassung dar.

Durch die gesetzten Kriterien wurden nur hohe Spurengasflüsse, die deutlich den abknickenden Anstiegs- oder Abnahme-Verlauf erkennen ließen (vgl. Beispiel Abb. 2.3-B), nach der linearen Regression 2. Ordnung berechnet. Ohne diese Art der Berechnung wären hohe Flußraten permanent unterschätzt worden. Abbildung 2.3-B zeigt weiterhin, wie mit steigenden Flußraten von N₂O- und CO₂-Abgabe und CH₄-Verzehr die Krümmungen der Kurven zunehmen.

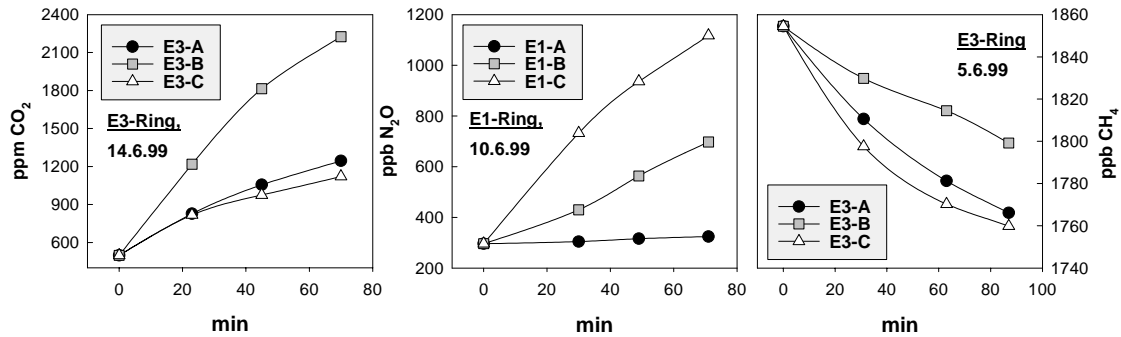


Abbildung 2.3-B: Mit steigender Flußrate steigt die Krümmung der Anstiegskurven. Links: Anstieg der CO₂-Konzentration in Kammer B: Berechnung 1. Ordnung 24,8 ppm min⁻¹ (R² = 0,980), Berechnung 2. Ordnung 36,3 ppm min⁻¹ (R² = 0,999). Mitte: Anstieg der N₂O-Konzentration in Kammer C: mit Berechnung 1. Ordnung 11,6 ppb min⁻¹ (R² = 0,982), mit Berechnung 2. Ordnung 16,6 ppb min⁻¹ (R² = 0,999). Rechts: Verringerung der CH₄-Konzentration in Kammer C: mit Berechnung 1. Ordnung -1,08 ppb min⁻¹ (R² = 0,925), mit Berechnung 2. Ordnung -2,13 ppb min⁻¹ (R² = 0,998).

Berechnung der Spurengasflüsse (in mg oder µg C oder N m⁻² h⁻¹):

$$\text{Spurengas - Fluß} = \frac{d\text{Gas}}{dt} * 10^x * \frac{V_{\text{Kammer}} * p * 100 * MG}{R * T} * 10^y * \frac{1}{A} \quad \text{Gl. 2.6-4}$$

- mit: $\frac{d\text{Gas}}{dt}$ Rate Konzentrationsanstieg bzw. -abfall [ppm h⁻¹ oder ppb h⁻¹]
 10^x Umrechnung ppm: ml/m³ = 10⁻⁶ m³/m³; ppb: µl/m³ = 10⁻⁹ m³/m³
 V_{Kammer} Kammervolumen [m³]
 p aktueller Luftdruck [hPa] (1 Pa = 1 N m⁻²)
 MG Molekulargewicht [g mol⁻¹]
 R allgemeine Gaskonstante = 8,314 J mol⁻¹ K⁻¹ (1 J = 1 N m)
 T Temperatur in Kelvin [K]
 10^y Umrechnung g in mg (10³) oder g in µg (10⁶)
 A von der Kammer überdeckte Bodenfläche [m²]

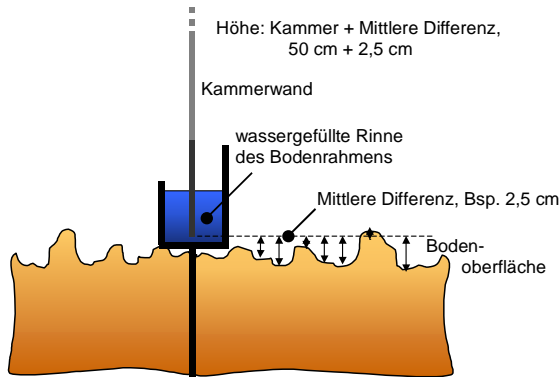


Abbildung 2.3-C: Die 10 x pro Kammerfläche gemessene Differenz wurde zur Hauben-Höhe hinzu addiert.

Das Kammervolumen wurde für jede einzelne Haube (an ihrer Meßstelle, Bsp. E1-A, oder Plot 2.4-A) berechnet. Da der Boden nie ganz eben ist, wurde in jeder Kammerfläche einmal jährlich der Abstand zwischen Rinnenböden und der Bodenoberfläche gemessen und zur Haubenhöhe hinzu addiert (Abb. 2.3-C). Daher ergibt sich bei der Berechnung ein leicht unterschiedliches Kammervolumen für jede Meßstelle.

2.3.4 Die Probenahme während der Kammerbedeckung

Die Probenahmen erfolgten generell mit 60 ml PE-Spritzen mit 3-Wege-Hahn (Plastipak, Becton Dickinson®) über die Probeentnahme-Stellen in den Hauben (Luer-Lock-Prinzip für den gasdichten Anschluß). Zur Anzahl der entnommenen Proben pro Kammerbedeckungszeit in der Vor- und Hauptversuchsreihe siehe Tab. 2.4-C. Die Proben wurden i.d.R. innerhalb von 24 Stunden nach Probenahme analysiert, in Ausnahmefällen spätestens innerhalb von 48 Stunden. Mußten sie 2 Tage gelagert werden, wurden die Standard-Eichgase ebenfalls auf PE-Spritzen abgefüllt und die Eichkurven aus diesen Werten berechnet.

2.4 Vor- und Hauptversuchsreihe: Durchführung und Zusatzversuche

Eine Übersicht über Parameter, Termine und Zusatzuntersuchungen gibt Tab. 2.4-A. weiter unten, Details werden in den folgenden Unterpunkten beschrieben.

2.4.1 Die Vorversuchs-Meßreihe

Die Auswahl der Vorversuchs-Parzellen aus dem *randomized-block-design*-Experiment erfolgte dergestalt, daß die feuchteste und trockenste mit $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gedüngte Fläche (entsprechend der Düngung im späteren FACE-Experiment) mit einbezogen waren und weiterhin verschiedene Schnitffrequenzen unter der gleichen N-Düngung und Bodenfeuchte verglichen werden konnten (vgl. Abb. 2.4-A; Tab. 2.4-A). Für die unterschiedlichen N-Dünger-Gaben wurden Parzellen des "feuchtesten" Blocks 4 des *randomized-block-design*-Experiments ausgewählt, mit Ausnahme der ungedüngten Parzelle. Diese war, wie sich von Mai bis August 1996 herausstellte, im Block 4 weniger feucht als die ungedüngte Parzelle im ebenfalls "feuchteren" Block 2, daher wurden in die Parzelle 1.2 Bodenrahmen zur Messung inseriert. Einzelheiten zu den verschiedenen Behandlungen sind in Tab. 2.4-A angegeben.

Tabelle 2.4-A: Dünge- und Schnitt-Behandlung sowie hydrologische Parameter (in Klammern: Anzahl der N-Applikations-Dosen für die angegebene Gesamtdosis pro Jahr)

Behandlungs-Parzelle	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^b	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^c
Dünger-N (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	0	40 (1)	40 (1)	80 (2)	80 (2)	120 (2)	240 (3)	400 (3)	80 (2)
Schnitte pro Jahr	2	2	2	2	3	3	4	4	6
Bodeneinheit (vgl. 2.1.3)	3	1	3	3	3	3	2	3	3
Grundwasserstand ^d	<70	>120	<70	<70	<70	<70	75-100	<70	<70
Bodenfeuchte (Vol.%) ^e	34.8	28.1	53.9	43.8	44.6	43.4	32.1	41.1	(44.6)
Bodenluftsonden ? ^f	nein	ja	ja	nein	ja	ja	ja	ja	nein

Beginn kontinuierlicher Messungen: ^a 1.8.1996; ^b 1.10.1996; ^c 7.5.1997; ^d Mittelwert während des Sommers; ^e Mittelwert der Zeitperiode vom 10.2.1997 to 31.10.1997; ^f Die Sonden wurden in je 5, 15 und 30 cm Tiefe nach Beendigung der Flußmessungen Mitte Juli 1998 eingesetzt. In die feuchteste 40-kg-N Fläche wurde zusätzlich eine Sonde in 50 cm Tiefe eingesetzt.

Die Bodenwasser-Messungen mit den TDR-Sensoren (siehe 2.4) wurden am 1996 zuerst auf den beiden 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹-Flächen aufgenommen. Mit dem Erwerb weiterer Sensoren kamen innerhalb der folgenden Monate weitere kleine Flächen hinzu (zum besseren Vergleich wurden daher aus dem in Tab. 2.4-A angegebenen Zeitraum Mittelwerte gebildet). Bodentemperatur-Messungen (in 5, 10 und 20 cm Tiefe) wurden am 20.06.1996 in den beiden mit 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gedüngten Flächen aufgenommen. Die gelieferten Temperatur-Werte erfassen somit die kälteste (feuchteste) und die wärmste (trockenste) Fläche dieser Versuchsreihe. Für die Parzellen aus dem "feuchtesten" Block 4 (Parzellen 3-9 in Tab. 2.4-A) gilt der Grundwasserstand von Pegel 6, für die trockene Parzelle (2.4) gilt der Pegel 1 (vergleiche auch Abb. 2.4-A).

Die Bodenluftsonden wurden nach Beendigung der Flußmessungen eingebaut. Da diese Methode erst im Laufe der vorliegenden Arbeit neu entwickelt wurde, waren die Flußmessungen der Vorversuchsphase bereits abgeschlossen, als die Sonden betriebsbereit waren (wenige simultane Messungen mit den Hauben und den Sonden). Zu der Bodenluft-Sonden-Methodik sowie der Einbau-Technik siehe Anhang 2.

2.4.2 Die Hauptversuchs-Meßreihe

Die Hauptversuchs-Meßreihe galt der zentralen Frage der vorliegenden Arbeit, den Auswirkungen steigender atmosphärischer CO₂-Konzentrationen auf die Flüsse der Klimaspurengase CH₄ und N₂O im Lindener Grünland. Die Lage der CO₂-Anreicherungs-Ringe auf dem Versuchsfeld, vom Sommer 1997 bis zum Frühjahr 1998 auf den 100 m² - Parzellen installiert, sowie die Lage der Flächen des *randomized-block-design*-Experiments und der Wasserstandspegel-Meßstellen sind in Abb. 2.4-A dargestellt. Die 100 m²-Parzellen wurden von 1993 bis 1995 mit 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gedüngt, ab 1996 wurde die Düngungsintensität auf 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ reduziert.

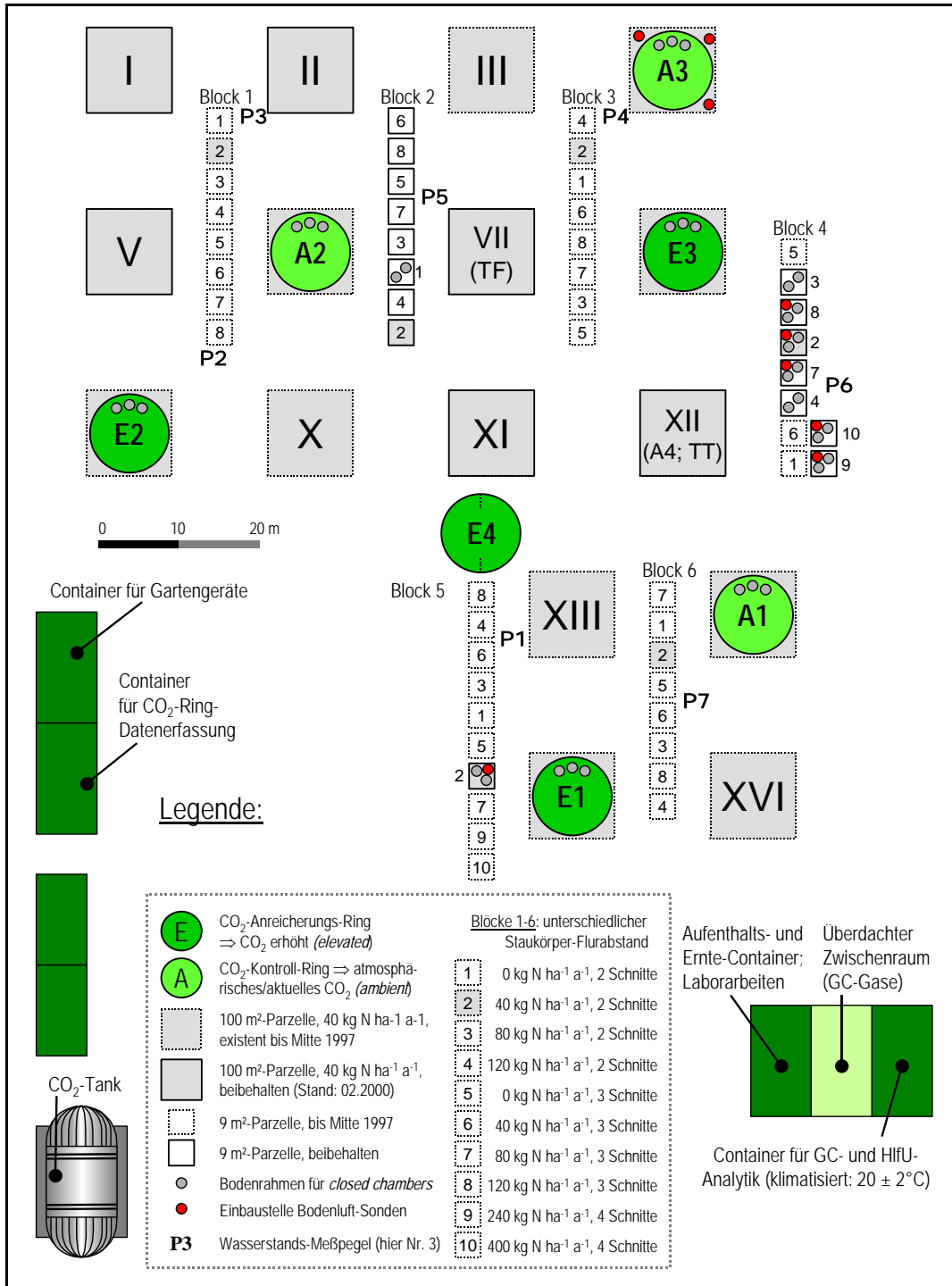


Abbildung 2.4-A: Schematische Darstellung der Versuchsfläche Linden vor und nach Beginn des Gießener CO₂-Anreicherungs-Experiments (*Gießen-FACE*).

Gepunktete Quadrate: Derzeit nicht mehr existente Flächen: 1993 angelegte 100 m²-Parzellen, sowie 9 m²-Parzellen des *randomized-block-design* Experiments. Für das CO₂-Experiment wurden 1997 einige der 100 m²-Parzellen ausgewählt: Grüne Ringe in gepunkteten Quadraten.

Mindestens 3 der 4 "Ecken" des ehemaligen Quadrats (mit 3 m Kantenlänge) wurden unter gleichbleibender Behandlung beibehalten (40 kg N ha⁻¹ a⁻¹, 2 Schnitte a⁻¹).

Kleine Quadrate mit Meßstellen (seit Frühjahr 1996): Aus dem *randomized-block-design*-Experiment ausgewählte Vorversuchsflächen.

Die Freiland-CO₂-Anreicherungs-Ringe

Es wurden insgesamt 3 Ringe zur CO₂-Anreicherung installiert (im folgenden mit "E" wie "elevated" oder "erhöhtes CO₂" bezeichnet) und 3 Kontrollringe ohne CO₂-Anreicherung (mit "A" wie "ambient" oder "aktuelles CO₂" bezeichnet). Ein weiterer CO₂-Anreicherungs-Ring (E4) wurde auf einer zuvor unbehandelten Fläche des Versuchsfelds aufgestellt. Auch diese Innenfläche wurde von 1998 an mit 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gedüngt. Der E4 diente zur Hälfte Versuchen der Arbeitsgruppe Dr. Fangmeier mit Kulturpflanzen in Töpfen (Kartoffeln, EU-Projekt CHIP = *Changing Climate and Potential Impacts on Potato Yield and Quality*), zur anderen Hälfte stand diese Fläche für die destruktive Entnahme von Bodenproben zur Verfügung.



Abbildung 2.4-B: Blick über einen Teil der Versuchsfläche mit CO₂-Anreicherungsringen. Im Vordergrund: Ring E1, dahinter links E4 und in größerer Entfernung E3 und A3.

An der Nordseite (=südexponiert) des E1 befinden sich drei Bodenrahmen für die Spurengas-Flußmessungen. Auf den mittleren ist eine Gas auffang-Haube aufgesetzt (Durchmesser 1 m, Höhe 0,5 m). Hinter den Meßstellen befindet sich eine Gitterkonstruktion zur Vermeidung von Bodenverdichtung durch Tritt.

Rechts und links des E1: "Ecken" der ehemaligen 100 m²-Parzelle, gleich behandelt (Düngung, Schnitt) wie die innere Ringfläche. Von diesen Flächen wurden kleine Bodensäulen als Ersatz für Bodenproben aus den Ringflächen entnommen.

Jede Ringfläche wurde von außen nach innen wie folgt angelegt (Abb. 2.4-C): Innerhalb der Ringkonstruktion liegt nach dem 1 m breiten "Sicherheitsstreifen" die eigentliche Untersuchungsfläche. Diese gliedert sich in eine Nord- und eine Südhälfte, zwischen denen sich ebenfalls ein 1 m breiter Abstandstreifen befindet. In der Mitte eines Rings wurde eine Meßstelle zur Ansaugung der CO₂-angereicherten (oder normalen) Außenluft in 0,6 m Höhe eingerichtet. Die Innenfläche enthält insgesamt 25 Parzellen zur Ernte der oberirdischen Biomasse. Je neun dieser Parzellen mit jeweils 0,36 m² werden durch zwei Gitterflächen in der Nord- und Südhälfte (hergestellt aus gestrichenen Stahl-Armierungsmatten aus dem Betonbau) gekennzeichnet. In der Nordhälfte befinden sich

zusätzlich die drei Bodenrahmen der *closed chambers*, in der Südhälfte vier weitere separate Gitter (Abb. 2.4-C). Die fest installierten Ernteparzellen ermöglichen eine wiederholte Beprobung der exakt gleichen Stelle in jedem Ring. In jedem der sechs CO₂-Ringe befinden sich weiterhin vier TDR-Sensoren (Typ P2G, Fa. Imko) zur Messung des volumetrischen Bodenwassergehalts sowie vier Temperaturfühler, zwei in 5 cm Tiefe und je einer in 10 und in 20 cm Tiefe (Pt 100, Fa. Imko).

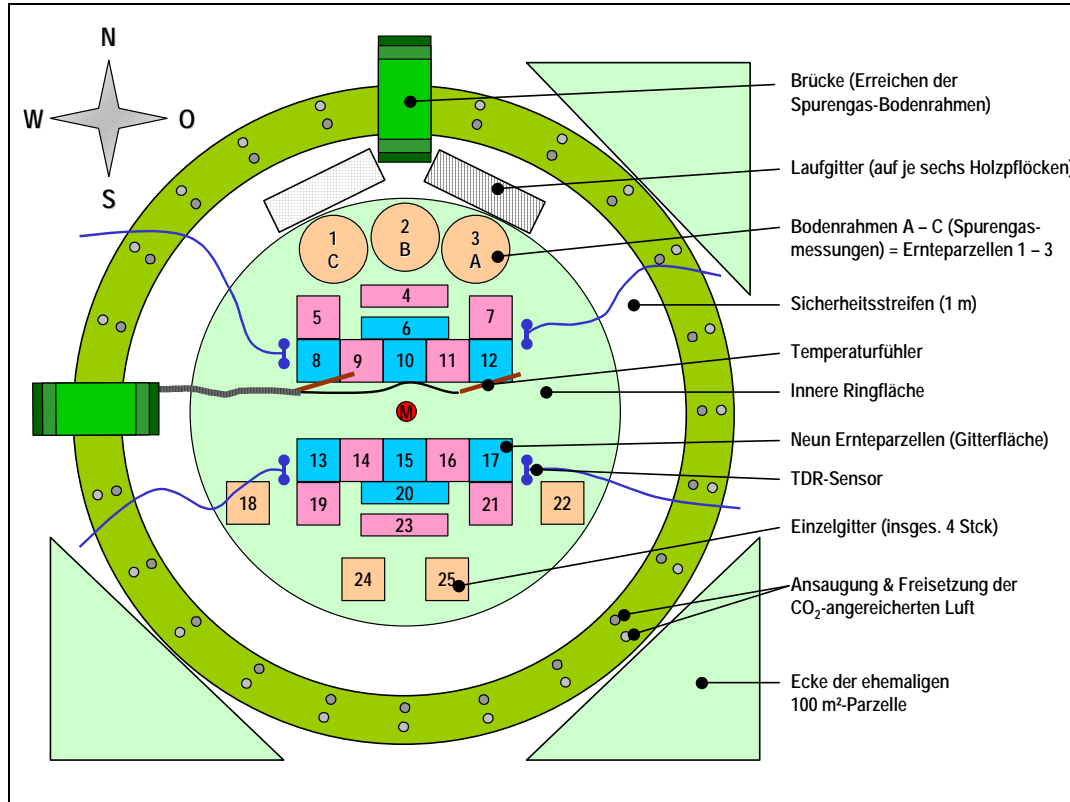


Abbildung 2.4-C: Schematische Darstellung des Aufbaus eines CO₂-Rings (A oder E). Ernteparzellen: Nr. 1 bis 25; Nr. 1 bis 3 sind zugleich die Bodenrahmen der Spurengas-Meßstellen. Die Laufgitter dienen der Vermeidung von Bodenverdichtung durch Tritt. Roter Kreis (M) in der Mitte: Ansaugung der Luft zur Kontrolle des CO₂-Gehalts. Bodentemperaturfühler in 5 cm Tiefe; unter dem linken sind weitere Temperaturfühler in 10 und 20 cm Tiefe installiert.

Das Funktionsprinzip der aus je 24 Untereinheiten bestehenden CO₂-Ringe ("Plumex-Ringe") mit je 8 m Innendurchmesser wird vom Konstrukteur der CO₂-Anreicherungsringe, Herrn Dipl.-Ing. Schmidt, in seiner Dissertation beschrieben (in Vorbereitung).

Die dem Wind zugewandte Luv-Hälfte eines CO₂-Anreicherungs-Rings setzt über die längeren Röhren (Abb. 2.4-B) CO₂ frei, während ein Teil der über die Fläche driftenden "CO₂-Fahne" von den kurzen Röhren der Lee-seitigen Ringhälfte angesaugt und erneut ins Ringsystem eingemischt wird. Auf diese Weise wird der CO₂-Verbrauch gemindert. Jede Freisetzungs- oder Ansaug-Röhre besitzt Ventile, die von einem zentralen Steuerungssystem in Abhängigkeit von der Windrichtung und -Geschwindigkeit geöffnet oder geschlossen werden.

Tabelle 2.4-B: Monatl. CO₂-Anreicherungs-Dauer während der Tageslichtstunden (vgl. Abb. 2.4-D)

Monat	von (Angaben in MEZ)	bis	Anreicherungs- dauer (in Stunden)
Januar	11:01	14:00	3
Februar	10:01	15:00	5
März	09:01	16:00	7
April	08:01	17:00	9
Mai	07:01	18:00	11
Juni	06:01	19:00	13
Juli	06:01	19:00	13
August	07:01	18:00	11
September	08:01	17:00	9
Oktober	09:01	16:00	7
November	11:01	14:00	3
Dezember	12:01	13:00	1

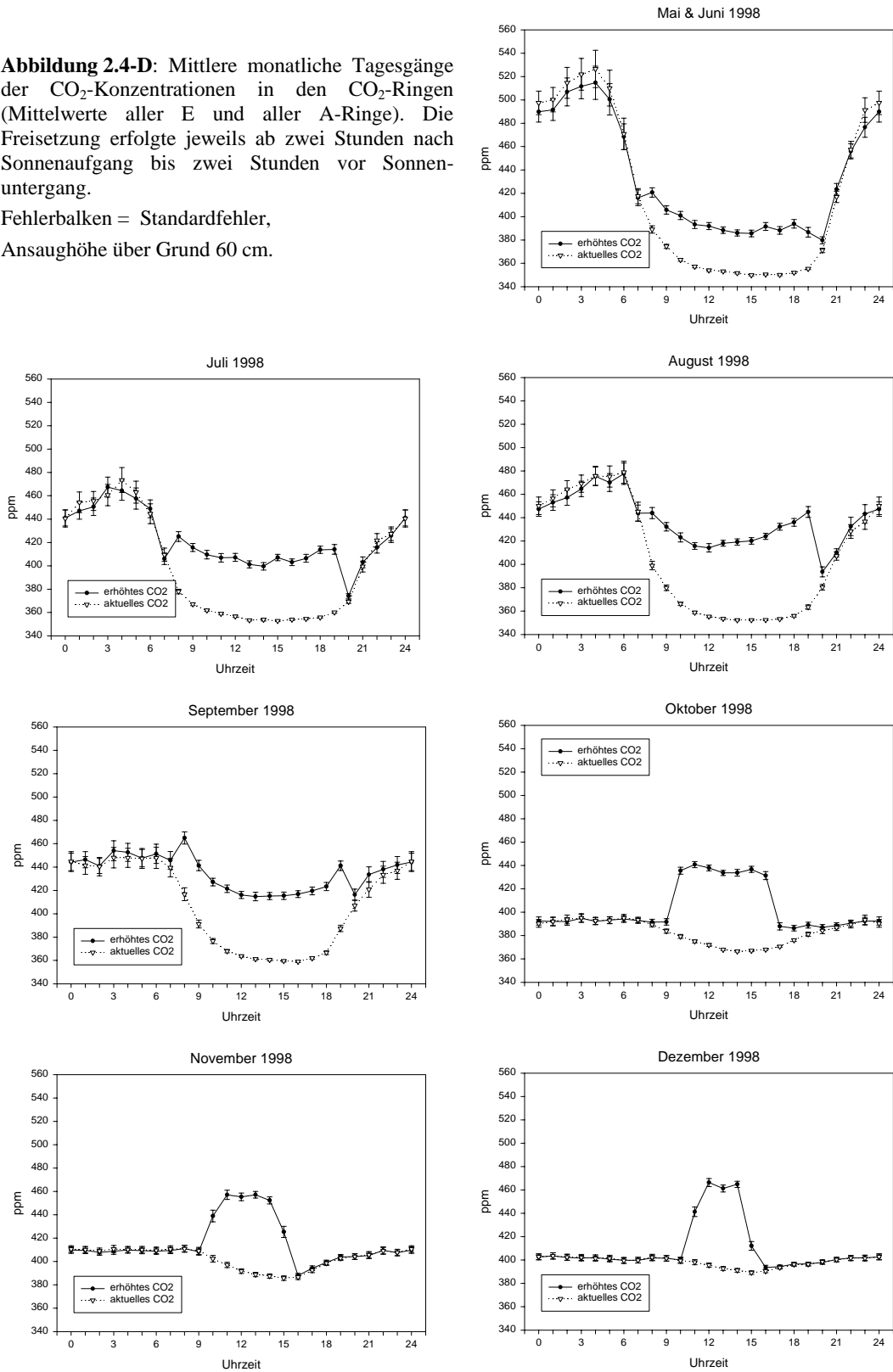
Des weiteren besitzt jede Ring-Untereinheit ein CO₂-Dosierventil, mit dem in Abhängigkeit von dem erzielten CO₂-Wert in der Flächenmitte (Meßstelle in 60 cm Höhe) der auszublasenden Luft CO₂ zudosiert wird. Bei steigendem CO₂-Bedarf steigt die Öffnungsfrequenz des CO₂-Dosierventils. Die CO₂-Konzentration in den Ringen E1 bis E3 wurde seit Beginn der CO₂-Anreicherung im Mai/Juni 1998 um 20 bis 25% erhöht (Abb. 2.4-D), im Ring E4 (für das CHIP-Projekt) wurde sie um etwa 50% erhöht. Die CO₂-Anreicherung erfolgt in den Tageslichtstunden, jeweils zwei Stunden nach Sonnenaufgang bis zwei Stunden vor Sonnenuntergang, vgl. Tab. 2.4-B.

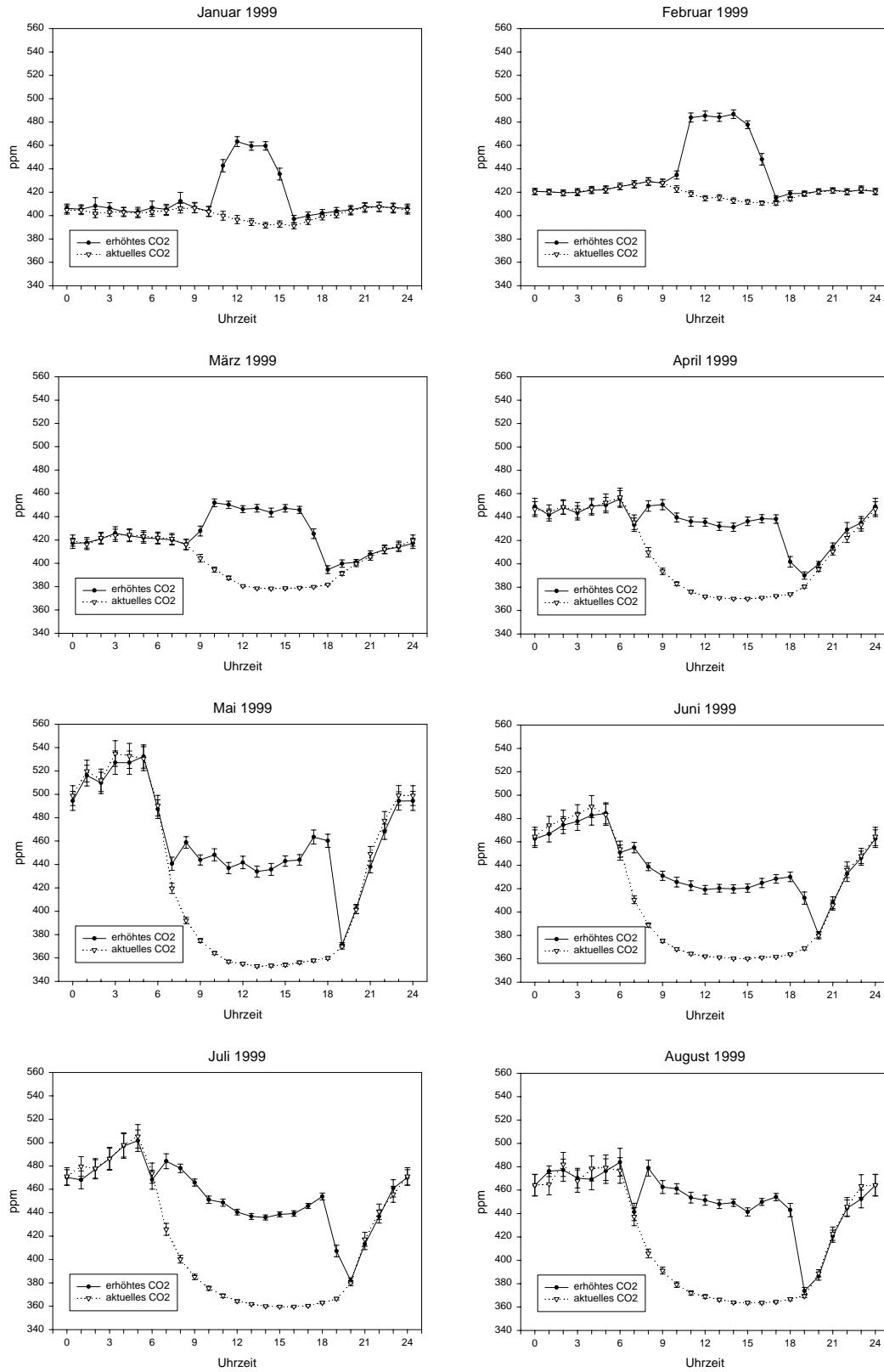
Die Spurengas-Messungen der Hauptversuchsreihe

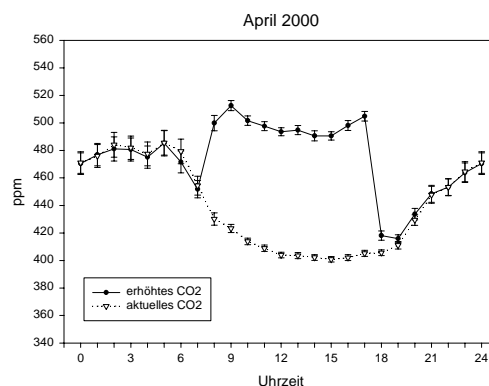
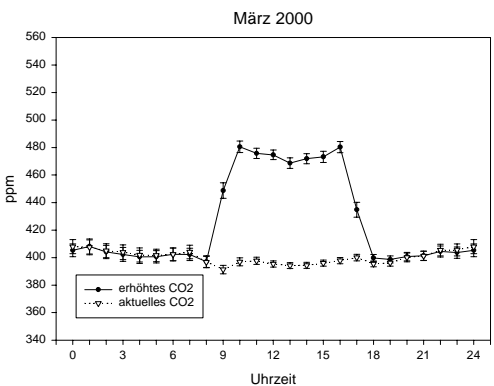
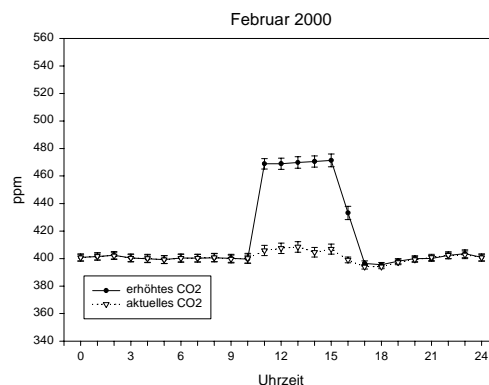
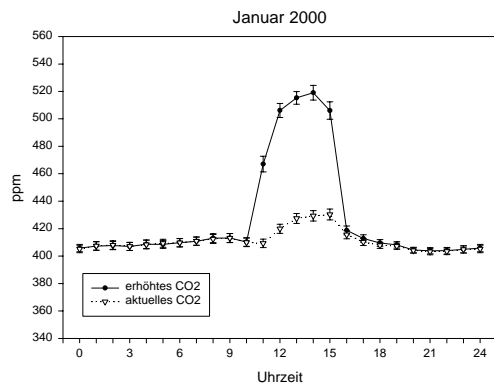
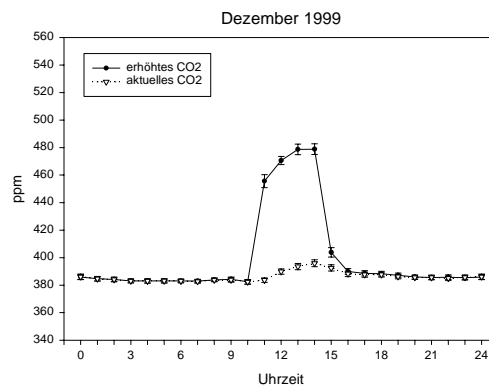
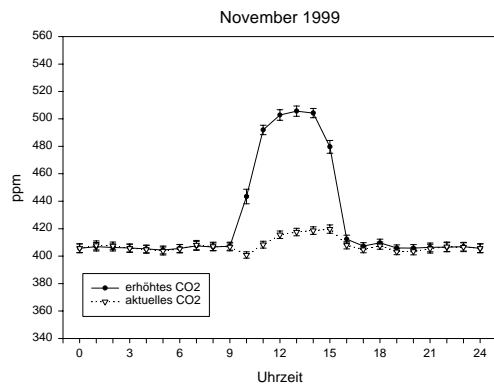
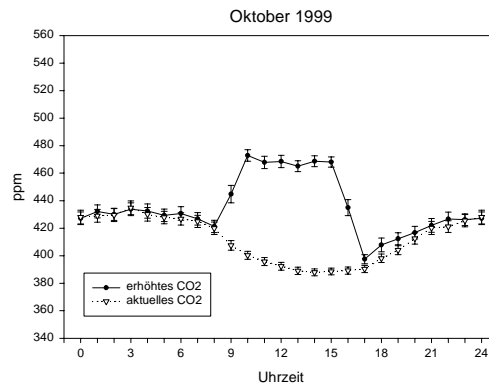
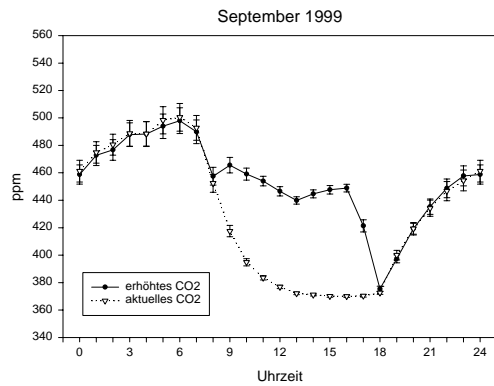
In jeder Ringfläche wurden Anfang März 1997 drei Bodenrahmen für die Spurengas-Flußmessungen eingelassen (genaue Lage: Abb. 2.4-C). Die CO₂-Ringe wurden ab Sommer 1998 darum herum aufgebaut. Vor der Düngung im April 1997 wurden die Messungen mit einem bis zwei Meßtagen pro Woche aufgenommen. Mit Beginn der CO₂-Anreicherung im Mai 1998 sowie Beendigung der Vorversuchs-Meßreihe wurde die Meßfrequenz (nach Möglichkeit) auf zwei bis drei Meßtage pro Woche erhöht. Zusätzlich wurde alle drei bis vier Wochen ein Tagesgang der Spurengasflüsse gemessen, indem die Kammern über den ganzen Tag jeweils für eine Stunde aufgesetzt (3 Probenahmen) und für mindestens eine Stunde abgenommen wurden. Zu weiteren Zusatzmessungen und Untersuchungen im Rahmen des Hauptversuchs siehe Tab. 2.4-C sowie die entsprechenden Abschnitte weiter unten.

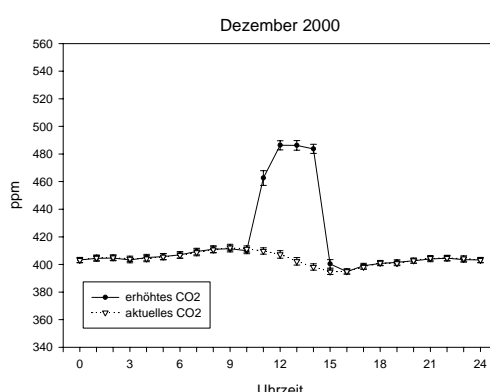
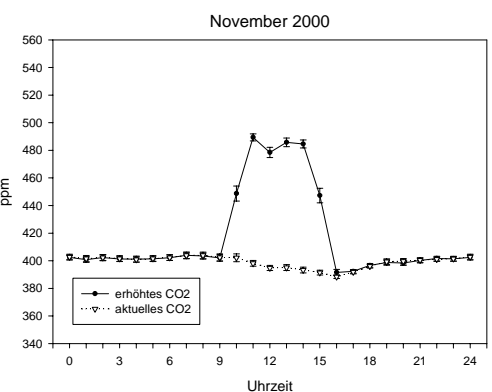
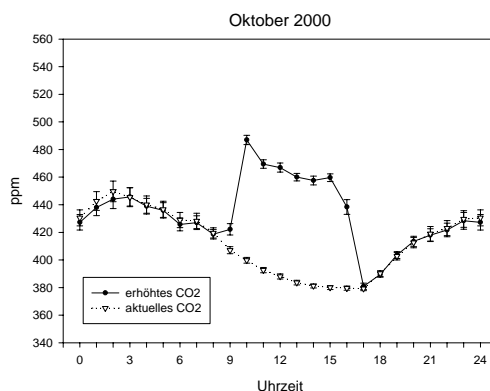
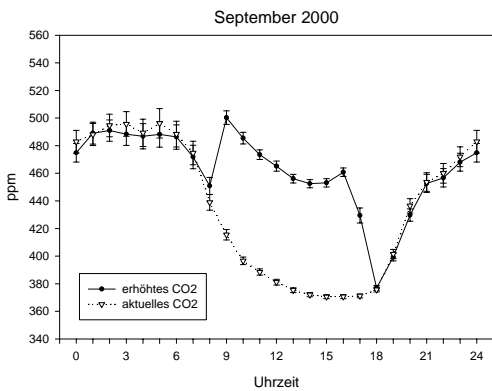
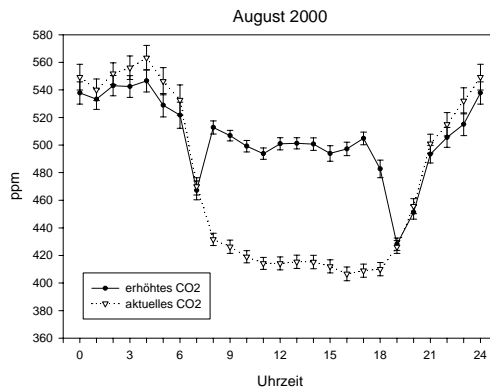
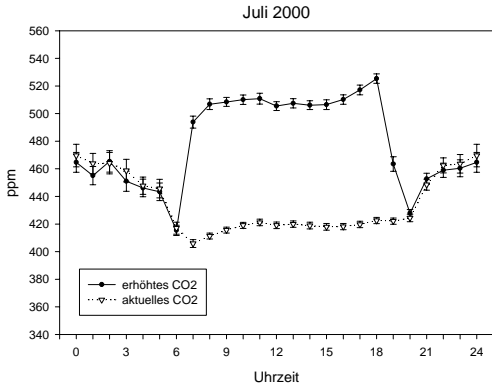
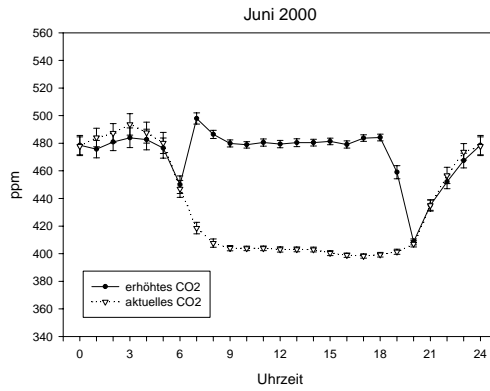
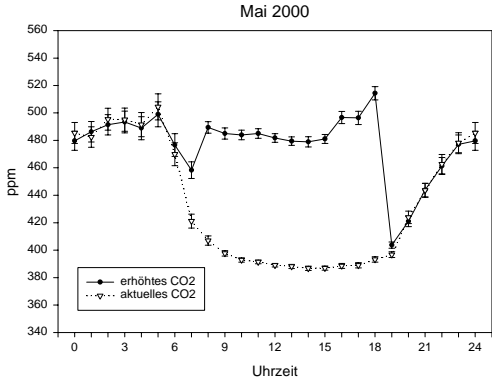
Abbildung 2.4-D: Mittlere monatliche Tagesgänge der CO₂-Konzentrationen in den CO₂-Ringen (Mittelwerte aller E und aller A-Ringe). Die Freisetzung erfolgte jeweils ab zwei Stunden nach Sonnenaufgang bis zwei Stunden vor Sonnenuntergang.

Fehlerbalken = Standardfehler,
Ansaughöhe über Grund 60 cm.









(Graphiken Dr. L. Grünhage)

Tabelle 2.4-C: Informationen zur Vor- und Hauptversuchsperiode

	Vorversuchs-Periode	Hauptversuchs-Periode
Zweck der Messungen	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Charakterisierung des Grünlands bezüglich der Spurengasflüsse ➤ Einfluß von N-Düngung, Schnittfrequenz und Grundwasserstand auf die Spurengasflüsse ➤ Datengrundlage für Hypothesenbildung zur Wirkung von erhöhtem CO₂ auf die Spurengasflüsse 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ <u>Zentralfrage:</u> Welche Auswirkung haben steigende CO₂-Konzentrationen auf die Flüsse der Spurengase CH₄ und N₂O? ➤ Bilanzierungen der Spurengasflüsse für verschiedene Jahresperioden ➤ Prozeßverständnis (Wirkungsmechanismen d. erhöhten CO₂)
Zeitraum der Spurengas-Flußmessungen	Beginn Mai 1996; Verwendete Daten: August 1996 bis November 1997	April 1997 bis Dezember 2000
Fehlende Daten	November 1997 – Februar 1998 (2.1.3); FID-Daten: Winter 1996	November 1997 – Februar 1998; CO ₂ -Flüsse erst ab Sept. 1998
Versuchsflächen	Flächen je 9 m ² (3x3 m) pro Behandlung ("kleine Parzellen")	FACE-Flächen: Ringe auf den ehemaligen 100 m ² -Flächen mit je 8 m Durchmesser, sowie "Ecken" der ehem. 100 m ² -Flächen (Abb. 2.4-A)
Anzahl und Position von Bodenrahmen und Kammern (<i>closed chambers</i>)	2 Bodenrahmen und Kammern pro Behandlung, 9 Behandlungen insgesamt, anfangs 9, später 18 Kammern Je 1 m vom Rand entfernt in zwei einander diagonal gegenüber liegenden Ernteflächen (Gitter) jeder Parzelle (Bodenrahmen = Erntefläche)	3 Bodenrahmen in jedem Ring, d.h. 9 Kammern pro CO ₂ -Behandlung (18 Kammern insgesamt) An der Nordseite (=Südexposition) jeder FACE-Fläche in je 1 m Abstand zur Ringwand und mit 0,5 m Abstand zueinander (Abb. 2.4-C)
Probennahmen (Flußmessungen)	3 Proben pro Messung, nach jeweils t ₀ =0 min, t ₁ /2=30 min, t=60 min (= Bedeckungszeit insgesamt) <i>Die Probenahmezeiten variierten je nach Witterung um ± 10 Minuten, was jeweils genau notiert und in der Auswertung berücksichtigt wurde.</i>	4 Proben pro Messung, nach t ₀ =0 min, t ₁ /3=30 min, 2/3t=60 min, t=90 min (= Bedeckungszeit insgesamt)
Grunddüngung	600 kg ha ⁻¹ a ⁻¹ Thomaskali (15% K ₂ O, 3% Mg, 10% P ₂ O ₅ , 33% CaO+MgO), Düngung jeweils im April jeden Jahres	Wie im Vorversuch; Datum: wie N-Düngung, s.u.
Stickstoff-Düngung (kg N ha⁻¹ a⁻¹, Ca-NH₄NO₃ granulär)	0 – 400 kg N in 1 – 3 Dosen während der Vegetationsperiode, siehe auch Tab. 2.4-A	40 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ jeweils im April 1996: 18. April 1997: 24. April 1998: 21./22. April 1999: 20./22. April 2000: 17./19. April
Biomasse-Ernten	Schnittfrequenz 2 – 4 pro Jahr, je nach Düngungsintensität (Tab. 2.4-A)	2 Schnitte pro Jahr (im Juni und September) 1996: 10./11. Juni; 09. September 1997: 09./10. Juni; 01. September 1998: 15./16. Juni; 03. Sept. (E1, A1), 07. Sept. (E2, A2; E3, A3) 1999: 14./15. Juni; 31. August 2000: 22. Mai; 11./12. September

Tabelle 2.4-C: Informationen zur Vor- und Hauptversuchsperiode (Fortsetzung)

	Vorversuchs-Periode	Hauptversuchs-Periode
Zusatzversuche	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Frost-Tau-Experimente zu winterlichen N₂O-Emissionen ➤ Entwicklung, Installation und Beprobieren der Silikon-Bodenluftsonden ➤ Inkubation von Bodenkernen zur Ermittlung des Methan-Produktionspotentials (Weiterentwicklung einer Methodik von WACHINGER <i>et al.</i> 2000) 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Acetylen-Inhibierungs-Methode (AIM) zur Unterscheidung von N₂O-Emissionen aus Nitrifikation und Denitrifikation ➤ Denitrifikations-Enzym-Aktivitäts-Messungen (DEA) ➤ Netto-Nitrifikations-Aktivität (Methode nach GASCHE 1998)
Zusatz-Parameter	<ul style="list-style-type: none"> ➤ KCl-Bodenextraktionen zur Messung des mineralischen N-Gehalts (N_{min}) etwa 1x/Monat ➤ Messung des organ. N- und C-Gehalts (Kjehldahl, Muffelofen) ➤ pH-Werte ➤ Bodenwassergehalt mit TDR-Sensoren (werktags), 1 Sensor pro Parzelle ➤ Wasserstand im Boden (jeweils werktags, Pegel Abb. 2.4-A) ➤ Bodentemperaturen mit je 1 Sensor in 5, 10 und 20 cm Tiefe in den beiden 40-kg-N-Parzellen 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ KCl-Bodenextraktionen zur Messung des mineralischen N-Gehalts (N_{min}), des KCl-extrahierbaren organischen N und organischen Kohlenstoffs ➤ Messung des organ. N- und C-Gehalts (Kjehldahl, Muffelofen) ➤ Bodenwassergehalte mittels TDR-Sensoren (werktags), 4 Sensoren pro CO₂-Ring ➤ Wasserstand im Boden (werktags, Pegel Abb. 2.4-A) ➤ Bodentemperaturen mit zwei Temp.-Fühlern in 5, einem in 10 und einem in 20 cm Tiefe in jedem CO₂-Ring

Abschätzung des Bodenatmungsanteils an der Bestandesatmung

Hierbei wurden zeitgleich die Bestandesatmung (mit einer abgedunkelten, temperaturisolierten Haube) und die Bodenatmung gemessen. Für Letzteres wurde eine sehr schmale, langgestreckte kleine Haube benutzt, in deren Bodenrahmen-Fläche vor der Vegetationsperiode 1999 die Pflanzen entfernt worden waren (Haubenmaße, B x H x L: 10 x 10 x 50 cm). Da der Bodenrahmen nur 3 cm in die Erde ragte, wuchsen die Wurzeln des seitlichen Bestandes in den Boden unter der Haube ein. Temperatur und Feuchte dieser offenen Bodenfläche wurden dadurch dem umliegenden Bestand angeglichen, daß die Fläche mit einer seitlich offenen (Niederschläge) styropor-beklebten Abdeckung beschattet wurde. Messungen der Bodenoberflächentemperatur in 1 bis 2 cm Tiefe zeigten, daß sich der umliegende Bestand und die offenen Bodenflächen nicht mehr als 0,5 °C voneinander abwichen (Richtung variierend). Beide Messungen erforderten aufgrund des Verhältnisses von Kammervolumen zur Größe der Bodenoberfläche nur sehr geringe Bedeckungszeiten (einige Minuten), d.h. die Störung durch die Messungen war gering. Solche Messungen wurden im Juni 1999 mehrfach an sonnigen und bedeckten Tagen durchgeführt. HEINZ (2000) benutzte die gleiche Meßvorrichtung. Die auf diese Weise ermittelten Werte sind aber nur als Schätzwerte anzusehen, da mehr und besser etablierte Bodenatmungs-Meßstellen für eine zuverlässigere Abschätzung nötig sind. Im Oktober 2000 wurden in den 6 CO₂-Ringen je drei

Bodenatmungsrahmen installiert (B x T x L (cm) = 5 x 15 x 50). Diese Rahmen sind bis in 3 cm Tiefe solide und darunter mit einer 2 mm-Gaze bezogen, damit bei Verankerung der Rahmen im Boden zugleich von der Seite her Wurzeln einwachsen können. Zur Installation wurde eine Grube in Rahmengröße ausgehoben und der entfernte Boden in das Rahmen-Innere hineingesiebt (5 mm), um die vorhandenen Wurzeln zu entfernen. Erste Messungen mit diesen Meßstellen und Hauben (5 x 5 x 50 cm) wurden im März und April 2001 ausgeführt. Hierzu wurden dreimal alle 2 Minuten Proben mit 60 ml PE-Spritzen entnommen und am GC auf CO₂ analysiert.

2.5 Bodenchemische Analysen

2.5.1 Quantifizierung der mineralischen N-Verbindungen NO₃⁻, NO₂⁻ und NH₄⁺

Während der Vorversuchsreihe wurden 1997 an auf allen Parzellen etwa einmal pro Monat Bodenproben für die Analyse von mineralischem Stickstoff (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻) genommen. Zur Probennahme wurde ein selbstgefertigter Probennehmer (3,4 cm Durchmesser) benutzt, mit dem Bohrkerne aus 0-5, 5-10 und 10-15 cm Tiefe entnommen wurden (je 2 pro Parzelle, Herstellen einer Mischprobe pro Tiefe). Die Probenaufbereitung und Ausschüttelung (1 h) fand innerhalb einer halben Stunde nach Probennahme direkt auf dem Versuchsfeld statt. Auf diese Weise sollte das sich rasch in NO₃⁻ verwandelnde NO₂⁻, wenn vorhanden, nachgewiesen werden können (SMITH & CHALK 1980; STEVENS & LAUGHLIN 1995). Die Proben wurden hierzu nicht gesiebt (Ausschluß der Feinwurzeln), sondern nur zerkrümelt, um die maximal verfügbare N_{min}-Menge zu extrahieren (da diese in extensiv gedüngtem Grünland ohnehin stets sehr gering ist). Je 40 g Probe (Frischgewicht) wurde mit je 200 ml 1 M KCl ausgeschüttelt und über Falten-Filter (Schleicher & Schüll 595½, Ø 180 mm) abfiltriert. Als Blindwert diente die ebenfalls abfiltrierte 1 M KCl-Lösung (200 ml).

Die Filtrate wurden eingefroren und bis zur Analyse bei -20°C aufbewahrt. Die Analysen für die Vorversuchs-Reihe wurden 'per Hand' im Institut für Angewandte Mikrobiologie durchgeführt, die der Hauptversuchsreihe wurden automatisiert mit Hilfe eines Autoanalyzers (s.u.) im Institut für Pflanzenernährung vorgenommen.

Ein Aliquot jeder Mischprobe (ca. 50 g Frischgewicht) wurde für die Wassergehaltsbestimmung eingewogen (Trocknung über Nacht bei 105°C) und nach Trocknung rückgewogen, ein weiteres luftgetrocknet für den Nachweis von organischem Kohlenstoff (Muffelofen: Veraschung) sowie organischem Stickstoff (Kjehldal-Aufschluß), siehe unten.

Berechnung des Trockengewichts bzw. der Wassermenge der Ausschüttelungs-Proben:

$$TG_{Probe} = FG_{Probe} - \left[FG_{Probe} * \left(\frac{FG_{H_2O} - TG_{H_2O}}{FG_{H_2O}} \right) \right] \quad \text{Gl. 2-V}$$

$$H_2O_{Probe} = FG_{Probe} - TG_{Probe} \quad \text{Gl. 2-VI}$$

wobei:

TG_{Probe}	= Trockengewicht der Ausschüttelungs-Boden-Probenmenge
FG_{Probe}	= eingewogenes Frischgewicht der Ausschüttelungs-Bodenprobe
FG_{H_2O}	= Frischgewichts-Einwaage zur Wassergehalts-Bestimmung
TG_{H_2O}	= Trockengewicht der Einwaage zur Wassergehalts-Bestimmung
H_2O_{Probe}	= Wassermenge (g) in der Ausschüttelungs-Probe

Die gemessenen N-Menge wurde auf das Boden-Trockengewicht bezogen (ppm = $\mu\text{g N g}^{-1}$ Trockengewicht). Die in der Probe enthaltene Wassermenge wurde der Ausschüttelungsmenge hinzuaddiert (s.u.).

Die quantitative Nitrat- ($\text{NO}_3\text{-N}$) Bestimmung (manuell):

Der Nachweis erfolgt über eine Farbreaktion von zu $\text{NO}_2\text{-N}$ reduziertem $\text{NO}_3\text{-N}$ mit den Reagenzien N-1-Naphthylethylendiaminhydrochlorid (=Naphthyl-(1)-amin; 0,2 g in 10 ml Essigsäure 96 % und 40 ml dest H_2O gelöst, ad 250 ml mit dest H_2O) und Sulfanilsäure (1 g in 15 ml Essigsäure 96 % und 15 ml H_2O erwärmen, durch Zugabe von 270 ml heißem dest. H_2O lösen). Zur Reduktion des $\text{NO}_3\text{-N}$ zu $\text{NO}_2\text{-N}$ wurden 1 bis max. 10 ml Filtrat mit Hilfe einer NH_4Cl -Spüllösung (5 g l^{-1}) über eine Reduktionssäule geschickt (Säule: ca. 50 g verkupfertes Cadmium-Granulat in 30 cm langer Glassäule mit 3 cm \varnothing , Durchflußrate etwa 110 ml min^{-1}). Als Blindwert wurde eine entsprechende Menge (1 –10 ml) des reinen KCl-Filtrats durch die Säule gespült. Die durchgespülte, reduzierte Lösung wurde in einem 100 ml-Meßkolben aufgefangen, 4 ml einer Mischung von Sulfanilsäure- und Naphthyl-(1)-amin-Lösung (1:1) zugesetzt und das Gemisch 30 min bei 20 bis 25°C unter dem Abzug im Dunkeln inkubiert. Zuletzt wurde mit dest. H_2O auf 100 ml aufgefüllt und die Extinktion bei 535 nm am Photometer gemessen. Nitrit verursacht eine Rosa- bis Pinkfärbung der zuvor klaren Lösung äquivalent der vorhandenen Menge (Nachweisprinzip: Autoanalyser-Methode).

Für die Eichreihe wurde eine Gebrauchslösung mit je $2 \mu\text{g NO}_3\text{-N ml}^{-1}$ (in 1 M KCl) hergestellt. Hiervon wurden Aliquots von 0, 1, 2, 3, 5 und 10 ml (entsprechend 0, 2, 4, 6, 10 und $20 \mu\text{g NO}_3\text{-N}$) durch die Reduktionssäule gespült und wie die Proben weiterbehandelt. Desgleichen wurden entsprechende ml-Mengen 1 M KCl-Lösung über die Säule gegeben und ebenfalls wie Proben behandelt, um die Grundextinktion des KCl für jeden Eichreihenpunkt herausrechnen zu können.

Die Eichkurve wurde als KCl-korrigierte Kurve mit SigmaPlot (Vers. 4.01, SPSS Inc.) berechnet ($y = \mu\text{g N}$, $x = \text{Ext.}_{STD}$: ermitteln der Koeffizienten $b[2]$, $b[1]$ und $b[0]$):

$$\mu\text{g N} = b[2] * (\text{Ext.}_{STD})^2 + b[1] * \text{Ext.}_{STD} + b[0] \quad \text{Gl. 2-VII}$$

Somit konnte die in der entsprechenden Bodenprobe enthaltene NO₃-N-Menge (in µg N g⁻¹ Bodentrockengewicht) wie folgt berechnet werden:

$$\mu\text{g N g}^{-1} = \frac{(b[2] * (E_{\text{Probe}})^2 + b[1] * E_{\text{Probe}} + b[0])}{L_{\text{Analyse}}} * \frac{L_{\text{Gesamt}}}{TG_{\text{Probe}}} \quad \text{Gl. 2-VIII}$$

wobei:

$$E_{\text{Probe}} = \text{Ext.}_{\text{Probe}} - \text{Ext.}_{\text{KCl}}$$

L_{Analyse} = zur Analyse eingesetzte Menge (1 – 10 ml) des Probenfiltrats

L_{Gesamt} = Ausschüttelungslösung (200 ml) + Bodenwasser-Menge (H_2O_{Probe})

Bei der Nitratbestimmung nach dieser Methode wird Nitrit mit erfaßt und muß daher später von dem errechneten Gesamt-Wert (NO₃-N + NO₂-N) subtrahiert werden.

Die quantitative Nitrit-(NO₂-N) Bestimmung (manuell):

Zur NO₂-N-Bestimmung wurden 40 ml Filtrat (einschließlich Blindwert-Filtrat) in einen 50 ml Meßkolben pipettiert und diesem 2 ml der bereits beschriebenen 1:1 Mischung von Sufanilamid- und Naphtyl-(1)-amin-Lösung zugesetzt. Diese Mischung wurde ebenfalls für 30 min (20 bis 25°C) im Abzug bei Dunkelheit inkubiert, dann auf 50 ml mit dest. H₂O aufgefüllt und die Extinktion bei 535 nm am Photometer gemessen. Für die Eichreihe wurden je 0, 2, 5, 10, 20, 30 und 40 ml eines Nitrit-Standards in 1 M KCl mit 0,1 µg NO₂-N ml⁻¹ in einen 50 ml Meßkolben gegeben und wie eine Probe weiterbehandelt. Weiterhin wurden die gleichen ml-Mengen 1 M KCl-Lösung in 50 ml Kolben pipettiert und ebenfalls wie Probe behandelt. Die Berechnung der Eichkurven-Parameter und der NO₂-N-Gehalte in den Bodenproben erfolgte analog zu der der Nitrat-Gehalte.

Die quantitative Ammonium-(NH₄-N) Bestimmung (manuell):

Hierzu wurden 1 bis 5 ml Probenfiltrat (bzw. Blindwert-Filtrat) in große Rollrandgläser pipettiert und mit dest H₂O auf 25 ml aufgefüllt. Anschließend wurden je 2 ml folgender beider Reagenzien zugegeben (Nachweisprinzip: Autoanalyser-Methode):

- Salicylat-Citrat-Lösung (130 g Na-Salicylat + 130 g Tri-Natriumcitrat x H₂O, zunächst in 800 ml dest H₂O gelöst, + 0,97 g Natrium-Nitroprussid, mit dest. H₂O ad 1000 ml)
- "Reagenzlösung" (3,2 g NaOH in 50 ml dest H₂O gelöst, + 0,2 g Natriumdichlorcyanurat x 2 H₂O)

Das Gemisch wurde 1 h im Dunkeln inkubiert und anschließend bei 655 nm am Photometer gemessen. Ammonium verursacht eine Grün- bis Blaugrünfärbung der zuvor gelben Lösung äquivalent der vorhandenen Menge.

Für die Eichkurve wurden je 0, 2, 5, 10, 15, 20 und 25 ml einer Lösung in 1 M KCl mit $1 \mu\text{g NH}_4\text{-N ml}^{-1}$ in Rollrandgläser pipettiert und genauso wie die Proben behandelt. Auch hier wurde wieder eine Parallel-"Eichkurve" mit entsprechenden KCl-Mengen hergestellt und deren Extinktions-Werte von denen der eigentlichen Eichkurve subtrahiert, ebenso wie der Proben-Blindwert von den Proben-Extinktionen. Die Berechnung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte in den Bodenproben erfolgte analog zu der der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte.

Stickstoffanalyse mit dem Autoanalyser

Die Analyse von Nitrat, Ammonium und Gesamtstickstoff erfolgte kolorimetrisch mit Hilfe der drei Analysestraßen eines Autoanalyzers der Firma Technicon mit Autosampler. Die Reagenzien werden automatisch zudosiert (Schlauchpumpen); daher ist die Reaktionszeit für jede Probe exakt gleich lang.

Die KCl-haltigen Proben mußten zur Analysierbarkeit mit dem Autoanalyser-System vor der Messung 5-fach (auf 0,2 M KCl) verdünnt werden, da sonst v.a. bei Nitrat durch das Salz verursachte Aufsitzer-Peaks auf den eigentlichen Peaks erschienen. Zu Beginn einer Probenserie wurden Eichreihen-Standards in 0,2 M KCl aufgegeben, danach mindestens 2 Blindwerte (ebenfalls 1:5 verdünnt) und darauf folgend eine Probenserie von etwa 27 bis 29 Proben (bis Platz 39 des Autosampler-Tables). Auf Platz 40 folgte verdünnte HCl zu Reinigungszwecken. Für den neuen Zyklus wurde zwei mal der höchste Standard aufgegeben (Korrekturfaktor), danach erneut Proben bis zum Platz 39, dann HCl, usw. Pro Tag konnten so etwa 100 bis 120 Proben analysiert werden.

Die gemessenen Werte wurden mit dem Steuercomputer aufgezeichnet. Anschließend wurde mit einem dBase-Programm die Eichkurve automatisch berechnet und ebenso die darauf bezogenen Probewerte, die anschließend noch um die Basislinien- und Empfindlichkeitsdrift (über die jeweils zu Beginn eines Zyklus gemessenen Standards) korrigiert wurden. Die Berechnung der N-Konzentrationen in den Bodenproben aus den Meßwerten erfolgte wie für die manuelle N-Analyse anfangs beschrieben (s.o.).

Die quantitative $\text{NO}_3\text{-N}$ -Bestimmung mit dem Autoanalyser:

Die Standards enthielten Konzentrationen von 0,05, 0,1, 0,2 und 0,4 ppm $\text{NO}_3\text{-N}$ (mg l^{-1}). Sowohl die Standard-Konzentrationen von Nitrat als auch die von Ammonium waren hier niedriger als üblicherweise im Institut für Pflanzenernährung verwendet, da sie den sehr niedrigen N_{min} -Werten des extensiven Grünlands angepaßt worden waren.

Nachweisprinzip: Farbreaktion wie bei der manuellen Analyse; Im ersten Reaktionsschritt wurde das Nitrat im alkalischen Milieu in Anwesenheit von Cu-II-Sulfat durch Hydrazinsulfat zu Nitrit reduziert. Im folgenden Schritt reagierte NO_2^- im sauren Milieu mit Sulfanilsäure und N-1-Naphthylethylendiaminhydrochlorid zu einem Diazo-Farbstoff, dessen Extinktion bei 520 nm gemessen wurde.

Anzumerken bleibt, daß die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Werte in diesem Fall die $\text{NO}_2\text{-N}$ -Werte mitenthielten. Da sich im Vorversuch gezeigt hatte, daß NO_2^- im untersuchten Grünland im Prinzip nicht nachweisbar war, wurde kein Nitrit-Nachweis mehr vorgenommen.

Die quantitative NH_4 -Bestimmung mit dem Autoanalyzer:

Die Standards enthielten 0,1, 0,2, 0,4 und 0,8 ppm NH_4 -N.

Nachweisprinzip: Bei einem pH-Wert zwischen 12,6 und 12,8 bilden Ammonium-Ionen in Gegenwart von Nitroprussid mit Salicylat und freiem Chlor einen grünen Farbkomplex, dessen Extinktion bei 660 nm gemessen wurde.

Die quantitative Bestimmung des organischen N-Gehalts mit dem Autoanalyzer:

Als Standard-Werte wurden bei der Autoanalyzer-Messung die Gesamt-N-Werte aus dem NH_4 - und dem NO_3 -N-Anteil des betreffenden Standards verwendet, also 0,15, 0,3, 0,6 und 1,2 ppm Gesamt-N.

Nachweisprinzip: Nahezu alle N-haltigen Verbindungen werden durch UV-Strahlen in Gegenwart von Kaliumperoxodisulfat in stark alkalischem Milieu zu Nitrat oxidiert. Der weitere Nachweis des so gebildeten Nitrats erfolgte wie oben beschrieben. Durch Subtraktion des Nitrat- und Ammonium-N ließ sich die Konzentration an organischem (KCl-extrahierbarem) Stickstoff errechnen.

2.5.2 Die Quantifizierung des KCl-extrahierbaren organischen Kohlenstoffs ($C_{\text{org, H}_2\text{O}}$)

Diese Untersuchung wurde nur mit dem Autoanalyzer durchgeführt. Wasserlösliches C_{org} sollte eigentlich nur im "frischen" Zustand (d.h. direkt nach der Extraktion) nachgewiesen werden (die Werte verändern sich durch Einfrieren und Wiederauftauen im Gegensatz zu den N-Werten, Dr. Steffens, mündl. Mitt.). Daher konnte dieser Parameter bei den ersten Probensätzen (1997 bis 1998) nicht mehr bestimmt werden. Nach internen Versuchen im Institut für Pflanzenernährung stellte sich jedoch heraus, daß Proben, die 1 h bei 80°C pasteurisiert worden waren oder solche, die ungefroren bei 4°C gelagert worden waren, in ihrem C_{org} -Gehalt nahezu unverändert blieben. Daraufhin wurde bei Bodenprobenahme-Terminen ein Aliquot des Filtrats (15 - 20 ml) in PE-Szintillationsgefäße abgefüllt, erst eine Stunde bei 80°C pasteurisiert und anschließend bis zur Analyse bei 4°C aufbewahrt.

Die Autoanalyzer-Nachweismethode basiert auf einer Oxidation des C_{org} mittels UV-Licht und anschließendem photometrischen Nachweis von angefärbtem CO_2 in der wässrigen Lösung. Als Standards wurde Glukose-Lösung in 0,2 M KCl und mit 2,5, 5, 10 und 20 ppm Glukose-C verwendet. Der Analyseverlauf und die Beschickung des Probentellers erfolgten wie oben beschrieben.

2.5.3 Quantifizierung des organischen Kohlenstoff im Boden (Glühverlust)

Hierzu wurden 3 g gemörserter und 2-mm-gesiebter, luftgetrockneter Boden in einen Porzellantiegel eingewogen und im Muffelofen bei 500°C für 18 h verascht. Anschließend wurden die Tiegel rückgewogen und so der Glühverlust bestimmt.

2.5.4 Quantifizierung des organischen Stickstoff-Gehalts in der Bodensubstanz

Die Bestimmung des Gesamt-N-Gehalts wurde im Vorversuch mit der Kjehldal-Methode vorgenommen. Dazu wurde je 1000 mg homogener Boden in einen Kjehldal-Kolben eingewogen und genau wie Pflanzensubstanz durch Schwefelsäure-Zugabe unter Hitze aufgeschlossen. Der in NH_4^+ umgewandelte organische Stickstoff wurde durch Zugabe von NaOH und Wasser als NH_3 alkalisch ausgetrieben, in eine Borsäure-Vorlage mit pH-Indikator übergeleitet und zur Quantifizierung mit 0,1 M HCl gegentitriert. Die N-Gehalte wurden auf die Trockengewichts-Einwaage bezogen (ausgedrückt in mg g^{-1} Boden bzw. in %).

2.6 Bodenphysikalische und klimatische Parameter

2.6.1 Bodentemperaturen

Die Bodentemperaturen in 5 cm Tiefe (siehe Vor- und Hauptversuch, Tab. 2.4-C) wurden mit permanent installierten Stabsensoren gemessen. Bei diesen 50 cm langen, horizontal zur Bodenoberfläche inserierten Sensoren (Pt 100-Fühler) wurde an acht Punkten die Temperatur gemessen und als Mittelwert aufgezeichnet. Die Temperaturen in 10 und 20 cm Tiefe wurden mit Punktsensoren (Pt 100, Fa. Imko) gemessen.

Die Temperaturdaten wurden automatisch als 15-min-Mittelwerte für die drei Tiefen aufgezeichnet (Software Fa. Imko) und nachfolgend als qualitätsgeprüfte Halb-Stunden-Mittelwerte in einer Datenbank (Management durch Dr. L. Grünhage) abgelegt. Bei der Berechnung von Tagesmittel-Werten wurde das Mittel nicht berechnet (=fehlender Wert), wenn zwei oder mehr der 48 Halbstunden-Werte des Tages fehlten.

2.6.2 Bodenfeuchte

Die Bodenfeuchte wurde mittels vertikal inserierter TDR-Sensoren (Typ P2G, Fa. Imko, Ettlingen) als volumetrischer Wassergehalt in 0 bis 15,5 cm Tiefe einmal pro Werktag gemessen. TDR-Sensoren zeigen im Winter den ungefrorenen Wassergehalt des Bodens an (PATTERSON & SMITH 1981; PATTERSON & SMITH 1984). Im Vorversuch war in fast jeder Behandlungsparzelle ein Sensor inseriert (vgl. Tab. 2.4-A). Nach Beendigung des Hauptversuchs wurden diese TDR-Sensoren anderweitig verwendet, mit Ausnahme der beiden in den $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ -Behandlungen ("trocken" und "feucht"). Dort blieben die Sensoren bis heute (Frühjahr 2001) inseriert.

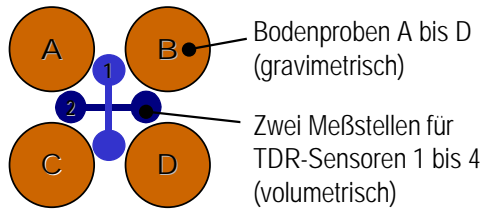


Abbildung 2.6-A: Anordnung von Probenahme und Sensormessungen im TDR-Sonden-Test.

Zur **Überprüfung der Meßgenauigkeit der TDR-Sensoren** wurde folgender kleiner Versuch durchgeführt: An einer Stelle des Grünlands, von der aktuelle Lagerungsdichtewerte existierten, wurden an vier Stellen Bodenproben (0 bis 15 cm) mit dem Bodenprobennehmer gezogen und der Wassergehalt gravimetrisch bestimmt (Trockenschrank, bei 105 °C).

Dazwischen (Abb. 2.6-A) wurde an zwei Stellen mit jeweils vier verschiedenen TDR-Sensoren der volumetrische Wassergehalt gemessen (d.h. acht Meßwerte). Nachdem über die an dieser Stelle geltende Lagerungsdichte von $0,88 \text{ g cm}^{-3}$ aus dem gravimetrischen der volumetrische Wassergehalt errechnet worden war (s.u.), konnten die Mittelwerte sowie die Streuung beider Messungen verglichen werden.

Berechnung des volumetrischen aus dem gravimetrischen Wassergehalt:

$$\text{Vol. WG} = \text{Grav. WG} * \text{LD} * 100 \qquad \text{Gl. 2-IX}$$

mit: Vol. WG (%) = Volumetrischer Wassergehalt ($\text{ml H}_2\text{O cm}^{-3}$ Boden)

Grav. WG = Gravimetrischer Wassergehalt ($\text{g H}_2\text{O g}^{-1}$ trockener Boden)

LD = Lagerungsdichte ($\text{g trockener Boden cm}^{-3}$ Bodenvolumen)

Der Test ergab eine sehr gute Übereinstimmung beider Methoden im Lindener Grünland: Der gravimetrisch ermittelte Wassergehalt betrug $0,33 \pm 0,008 \text{ g H}_2\text{O g}^{-1}$ (Proben A bis D), der mit den Sonden gemessene betrug $29,21 \pm 1,24 \text{ Vol.-%}$ (Mittelwert der acht Sondenmessungen, d.h. vier Sonden an zwei Meßstellen). Umgerechnet auf den gravimetrischen Wassergehalt sind dies $0,32 \pm 0,014 \text{ g H}_2\text{O g}^{-1}$. Die mittlere Standardabweichung der TDR-Sonden-Messungen an einer Meßstelle lag mit $0,71 \text{ Vol.-%}$ bei $2,42 \%$ des Meßergebnisses (s.o.) und damit innerhalb der von der Firma Imko angegebenen Reproduzierbarkeit von $\pm 2 \%$ für den Bereich von 0 bis 40 Vol.-% (Angabe für 40 bis 70 Vol.-%: $\pm 3 \%$).

2.6.3 *Lufttemperatur, Luftdruck, Niederschläge und Strahlung*

Die Lufttemperaturen werden an mehreren Stellen der Versuchsfläche in verschiedenen Höhen gemessen. An mehreren Stellen befinden sich ventilierte Temperaturfühler (Pt 100, Fa. Thies, Göttingen) in 2 m Höhe, deren Mitteltemperaturen automatisch als 15-min-Mittelwerte aufgezeichnet werden. Die Werte werden als qualitätsgeprüfte Halbstunden-Mittelwerte in einer Datenbank abgelegt (Management: Dr. L. Grünhage). Die auf Bestandeshöhe auf der Mikrometeorologie-Fläche gemessene Lufttemperatur (Pt 100-Fühler, Fa. Thies, Göttingen) wurde bei der Kammerbedeckung als t_0 -Temperatur protokolliert (Hauptversuch).

Der aktuelle Luftdruck wird auf dem Versuchsgelände mit zwei Sensoren (Fa. Vaisalla) in 2 m Höhe gemessen. Er wurde zu jedem Probenahme-Zeitpunkt während der Kammerbedeckungen im Vor- und Hauptversuch notiert. Zur Berechnung der Flußraten wurde der Luftdruck-Mittelwert der Bedeckungszeit verwendet.

Die Niederschläge werden mittels eines Hellmann-Sammlers (Fa. Thies, Göttingen) als 15-Minuten-Summen gemessen, automatisch aufgezeichnet und als qualitätsgeprüfte Halbstunden-Summen in einer Datenbank abgelegt (Management Dr. L. Grünhage). Die Monats-Niederschlagssummen mit Standardabweichung ergeben sich aus den Mittelwerten der Bulksammler (Rotenkamp B91).

Die photosynthetisch aktive Strahlung (*photosynthetic active radiation*, PAR) wird mit zwei Quantumsensoren (Fa. LI-COR, Inc., Lincoln, USA) gemessen. Die Messung der CO₂-Bestandesatmung wurde abends erst begonnen, wenn die Einstrahlung auf unter 40 µmol m⁻² s⁻¹ gesunken war. Da die semitransparenten Gasauffanghauben etwa 2/3 der einfallenden Strahlung absorbierten (Messung mit tragbarem PAR-Sensor), betrug die den Bestand in der Kammer erreichende Strahlung zu diesem Zeitpunkt nur noch etwa 10 µmol m⁻² s⁻¹, d.h. für den Bestand war es (physiologisch) nahezu dunkel.

2.7 Die Ernten der oberirdischen Biomasse

2.7.1 Ernten im Vorversuch

Auf den kleinen Vorversuchs-Parzellen waren in jeweils 0,5 m Abstand zur Parzellengrenze je vier Gitter mit einer Fläche von jeweils 60 x 60 cm installiert. Während der Biomasse-Ernten (Termine siehe Tab. 2.7-A) wurde der Pflanzenbewuchs dieser Gitterflächen in etwa 3 Fingerbreit Höhe über der Erde mit Gartenscheren abgeschnitten (n = 4 pro Behandlung). Die mit 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gedüngte 6-Schnitt-Variante, eingerichtet auf der vorherigen Parzelle 4.4 (bis 1996 mit 120 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gedüngt, mit 2 Schnitten pro Jahr; vgl. Tab. 2.4-A), wurde jedes Mal abgeerntet, wenn die Bestandeshöhe 10 bis 15 cm erreicht hatte. Hieraus resultierten in der Vegetationsperiode 1997 sechs Schnitte (nicht in Tab. 2.7-A dargestellt).

Tabelle 2.7-A: Erntetermine der verschiedenen Behandlungen des Vorversuchs.

Schnittfrequenz	Jahr 1996	Jahr 1997	Jahr 1998	N-Düngung	Parzellen
2 Schnitte a ⁻¹	10. Juni	09. Juni	15. Juni	0 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	1,2
	09. September	01. September	07. September	40 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	2,4; 2,5
				80 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	3,4
3 Schnitte a ⁻¹	21. Mai	21. Mai	19. Mai	80 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	7,4
	22. Juli	24. Juli	21. Juli	120 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	8,4
	07. Oktober	06. Oktober	05. Oktober		
4 Schnitte a ⁻¹	13. Mai	13. Mai	12. Mai	240 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	9,4
	03. Juli	03. Juli	30. Juni	400 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	10,4
	22. August	18. August	20. August		
	07. Oktober	06. Oktober	05. Oktober		

2.7.2 Ernten im Hauptversuch

Die Erntetermine der großen Hauptversuchs-Parzellen sind Tab. 2.4-C zu entnehmen. Auf den großen (ehemals 100 m²-) Parzellen waren bis einschließlich 1996 acht kleine 0,36 m²-Gitter pro Parzelle zu Erntezwecken installiert. Ab 1997 wurden 25 Ernteflächen pro CO₂-Anreicherungs-Fläche eingerichtet, 22 davon mit 0,36 m² pro Gitter (siehe Abb. 2.4-C). Die Innenflächen der drei Bodenrahmen zur Spurengas-Messung wurden mit als Ernteflächen verwendet (jede 0,78 m², Abb. 2.4-C). Somit betrug ab 1997 die n-Zahl 75, entsprechend 30,8 m² pro CO₂-Behandlung.

Zu Ernteterminen wurde, wie auch im Vorversuch, die Biomasse einer Gitterfläche drei Finger breit über dem Boden abgeschnitten, in beschriftete Plastiktüten verpackt und kühl gelagert. Das gesamte Abernten der CO₂-Flächen wurde von 5 bis 8 Personen in der Regel in ein bis zwei Tagen bewältigt. Danach wurde die geerntete Biomasse in die drei funktionalen Hauptgruppen Gräser, Kräuter und Leguminosen differenziert. Die beschrifteten Proben wurden anschließend bei -20°C eingefroren. Im Anschluß wurden sie nach und nach im Trockenschrank bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und das Trockengewicht bestimmt. (Management der Ernten durch Birte Lenz.)

2.8 Die Messungen des Blattflächenindex (LAI)

Ab Mai 1998 wurde in den Ringen der Blattflächenindex (*leaf area index*, LAI) mit einem LAI-2000 *Plant Canopy Analyzer* (Fa. LI-COR Inc., Lincoln, USA) gemessen. Das Gerät besteht aus der LAI-2070 *Control Unit* zur Messung, Aufzeichnung und Wiedergabe der Daten und aus dem etwa 60 cm langen LAI-2050 *Optical Sensor*, der an der Spitze mit einer aus 5 konzentrischen Kreisen bestehenden "Fischaugen-Linse" ausgestattet ist. Jeder dieser Kreise ist ein eigener Sensor, der unter einem anderen Winkel die Menge des vertikal bis horizontal einfallenden diffusen Lichts mißt (der mittlere z.B. das nahezu senkrecht im 0 - 13° Winkel einfallende Licht). Bei einer Messung werden somit mindestens 5 Meßwerte oberhalb eines Bestandes genommen (einmalige Messung x 5 Ring-Sensoren) und weitere 5 innerhalb der interessierenden Bestandeshöhe. Berechnet wird vom Gerät die Abschwächung des diffusen Lichts durch den Bestand (unterhalb von 490 nm mittels optischem Filter). In diesem Blaulicht - Bereich reflektieren und transmittieren die Blätter sehr wenig und können daher als schwarze Körper betrachtet werden. Bei direkter Sonneneinstrahlung darf nicht gemessen werden – es wurde nur bei bedecktem Himmel gemessen, was teilweise die Datenlücken erklärt.

Neben der Blattfläche ermittelt das Gerät aus den gemessenen Parametern u.a. auch den Standardfehler des LAI, den Anteil des für den Sensor noch sichtbaren Himmels (0 = kein Himmel sichtbar; 1 = nur Himmel sichtbar) und den mittleren Winkel der Orientierung der Blätter sowie dessen Standardfehler. Diese Informationen wurden hier nicht verwendet, sind aber aufgezeichnet und stehen zur Verfügung.

Zu einem Meßzeitpunkt wurde in jedem CO₂-Ring separat der LAI der Nord- und der Südhälfte eines Ringes mit mindestens 2 Messungen pro Hälfte erfaßt. Eine Messung

bestand aus einem Wert oberhalb und drei bis vier Werten am Boden des Bestandes (= drei bis vier Meßwerte). Falls sich die Lichtverhältnisse rasch änderten (durchziehende Wolkenfelder), bestand eine Messung aus zwei Abfolgen "einmal oberhalb, zweimal auf dem Grund des Bestandes" (= vier Meßwerte). Die Linse wurde dabei mit einer 270°-Sicht-Schablone versehen (d.h. 90° waren mit einer schwarzen Scheibe überdeckt), damit die Messung nicht durch die messende Person, die der Sensor "sehen" würde, beeinflusst werden konnte. Der vom Gerät angegebene Standardfehler einer LAI-Messung betrug ab einem LAI von 1,5 bis 2 im Mittel 2 % des gemessenen LAI-Wertes (Minimum im Mittel 1 %, Maximum im Mittel 3,2 %: Mittelwerte von 14 Messungen 1998). Die aufgezeichneten Daten wurden aus dem LAI-2070 Handgerät über eine serielle RS-232-Schnittstelle auf einen IBM-compartiblen Computer (DOS-6.0) übertragen. Übertragung und Datenformatierung erfolgten mit der mitgelieferten 2000-90 LAI-2000 DOS Software (LI-COR Inc., Lincoln, USA).

2.9 N₂O-Anteile aus Nitrifikation und Denitrifikation

2.9.1 Methodisches Vorgehen bei der Acetylen-Inhibierungs-Technik (AIT)

Zur Trennung der N₂O-Emissionen aus Nitrifikation und Denitrifikation wird seit Jahrzehnten der Prozess der Nitrifikation (Ammonium-Monooxygenase) mit geringen Konzentrationen von Acetylen (5 bis 10 Pa C₂H₂) inhibiert (BOLLMANN & CONRAD 1997c). Der Einsatz dieser geringen C₂H₂-Mengen verursacht keinen Meßfehler; hohe Konzentrationen von Acetylen (bis 10 %) dagegen, wie sie seit Jahrzehnten auch unter oxidischen Bedingungen eingesetzt wurden, um die N₂-Produktion aus Denitrifikation abzuschätzen, können durch Förderung einer chemischen Reaktion von NO mit O₂ (zu NO₂) zu einer Unterschätzung der Denitrifikation führen (BOLLMANN & CONRAD 1997b; BOLLMANN & CONRAD 1997a; vgl. WATTS & SEITZINGER 2000). Daher wurde diese "klassische" Denitrifikationsmessung in der vorliegenden Arbeit nicht durchgeführt. Für die AIT-Messung wurde, leicht modifiziert, die Methode von MÜLLER *et al.* 1998) verwendet, bei der je 6 Bodensäulen à 5 cm Länge und 2,4 cm Durchmesser in einem gasdicht verschließbaren 800-ml-Gefäß mit 5 bis 10 Pa C₂H₂ inkubiert wurden.

Zum genauen Arbeitsablauf:

- Pro beprobter Parzelle bzw. Behandlung wurden 6 Inkubationsgefäße benutzt, drei mit und drei ohne C₂H₂-Zugabe.
- Nach der Entnahme der benötigten Anzahl von Bodensäulen aus 0 bis 5 cm Tiefe mit einem kleinen Handbohrer wurden je 6 in ein Glasgefäß mit bekanntem Volumen gegeben. Beim Verschließen der Gläser wurden Anfangsgasproben gezogen.

- Sofort nach dem Verschließen wurden die Gläser in ein Sandbeet eingegraben und der Deckel (mit Septumstopfen zur Probenahme) mit einem Aluminiumfolie umwickelten Blumenuntersetzer gegen Sonneneinstrahlung abgedeckt (Abb. 2.9-A). Die Sandbeet-Inkubation im Freiland bot nahezu bodenidentische Temperaturverhältnisse ($\pm 1,5^\circ\text{C}$ oder besser), wie ein Vergleich der stets protokollierten Bodensäulentemperaturen mit den 5-cm-Feldtemperaturen ergab.
- Probennahmen erfolgten für jedes Gefäß zu Beginn der Inkubation bei Verschließen und Eingraben der Gefäße. Nach einer halben Stunde (zweite Probenahme) wurden die entnommenen 50 ml Probe durch 50 ml mit bzw. ohne C_2H_2 ersetzt, so daß in 3 von 6 Gläsern eine Endkonzentration von 5 bis 10 Pa C_2H_2 erreicht wurde.
- Nach 5 weiteren Stunden wurde aus jedem Glas eine Endprobe genommen. Die Proben wurden innerhalb von 24 h am GC auf N_2O , CH_4 und CO_2 analysiert.



Abbildung 2.9-A: Probennahme (links) und *in-situ*-Inkubation der Bodenproben im Sandbeet (rechts) mit und ohne 5 bis 10 Pa C_2H_2 zur Trennung von N_2O -Emissionen aus Nitrifikation und Denitrifikation (Methodik nach MÜLLER *et al.* 1998).

2.9.2 Durchgeführte AIT-Messungen

Im Jahr 1998 (und z.T. 1999) wurden alle 3 bis 4 Wochen Proben von den "Ecken" der CO_2 -Ringe A1 bis A3 sowie (nach Freigabe) aus dem Ring E4 entnommen. Da die Probenahme für jede Messung einiges an Fläche zerstört (36 Bodensäulen pro Fläche), konnten die Proben nicht von der Innenflächen der CO_2 -Ringe genommen werden.

Somit beschreiben die Ergebnisse von A1 bis A3 den Einfluß des Bodenfeuchte - Gradienten des Versuchsfelds sowie den CO_2 -Effekt, wenn man die Mittelwerte von A1 – A3 mit E4 vergleicht, jeweils über den Jahresgang betrachtet.

2.9.3 Berechnung der AIT-Ergebnisse

Berechnet wurde zunächst die zu den Probenahmezeitpunkten pro Glas vorhandene Menge an N₂O-N, zuzüglich der in der wässrigen Phase gelösten N₂O-Menge.

$$\mu\text{g } N_2O - N(t_{1,2}) = cN_2O \times 10^{-9} \times \frac{V_{Flasche} \times p \times 100 \times MG_{N_2O-N}}{R \times T(t_{1,2})} \times 10^6 + Solv_{N_2O} \quad \text{Gl. 2-X}$$

$$Solv_{N_2O} = (Ko \times MG_{N_2O-N} \times cN_2O \times 10^{-3}) \times \frac{V_{H_2O}}{10^3} \quad \text{Gl. 2-XI}$$

wobei: $Ko = \exp[A1 + A2 \times (100/T) + A3 \times \ln(T/100)] \quad \text{Gl. 2-XII}$

<u>mit:</u>	$t_{0,1,2}$	Probenahmezeitpunkt 1 (Start) und 2 (Ende)
	cN_2O	Konzentration N ₂ O in ppb [$\mu\text{l}/\text{m}^3$]
	$V_{Flasche}$	Volumen des Glases minus Festpartikel- u. Wasservolumen [m^3]
	p	aktueller Luftdruck bei Deckelschluß [hPa]
	MG	Molekulargewicht N ₂ O-N: 28 g mol ⁻¹
	R	allgemeine Gaskonstante = 8,314 J mol ⁻¹ K ⁻¹
	T	Temperatur in Kelvin [K]
	$Solv_{N_2O}$	im Bodenwasser gelöstes N ₂ O-N [$\mu\text{g N}$] bei aktuellem N ₂ O-Partialdruck und Temperatur
	Ko	Gaslöslichkeit bei aktueller Temperatur [$\text{mol L}_{H_2O}^{-1} \text{atm}^{-1}$]
<u>mit:</u>	$A1$	= -62,7062 [A1 - A3: Konstanten, von WEISS & PRICE (1980)]
	$A2$	= 97,3066 empirisch ermittelt]
	$A3$	= 24,1406

Zu der t₂-Probenmenge wurde die als Probe zum Zeitpunkt t₁ aus der Gasphase entnommene N₂O-N-Menge dazu gerechnet, während die zur Inhibierung bzw. zum Ersatz des t₁-Probenvolumens addierte N₂O-N-Menge abgezogen wurde. Beide Werte wurden nach Gleichung 2-X für das entnommene bzw. hinzugefügte Probenvolumen zuvor berechnet.

Durch einfache Subtraktion wurden im Anschluß für jedes Glas die Produktionsraten 1 (t₁ - t₀) und 2 (t₂ - t₁) berechnet. Aus den nicht-inhibierten drei Gläsern wurde nun das gemittelte Verhältnis der Raten 2 zu 1 gebildet, d.h. ein Korrekturfaktor [$\text{Mittel}_{\text{Glas 1-3}} d(t_1-t_0)/d(t_2-t_1)$] errechnet.

Mit Hilfe des Korrekturfaktors konnte aus den Raten 1 der drei inhibierten Gläsern die potentielle Rate 2 errechnet werden, die ohne Inhibierung gemessen worden wäre. Aus dem mittleren Rückgang der Produktion, d.h. Rate 2_{potentiell} minus Rate 2_{gemessen} wurde die Nitrifikationsrate bestimmt. Diese und die Denitrifikationsrate (= verbliebene N₂O-Produktionsrate 2 der inhibierten Gläser) wurden zusätzlich in Prozent der Gesamt-N₂O-Produktion angegeben. (Vergleiche auch MÜLLER *et al.* 1998).

2.10 Messungen der Denitrifikations-Enzym-Aktivität (DEA)

2.10.1 Theorie und Hintergrund

Um die Wirkung der CO₂-Anreicherung auf die denitrifizierenden Mikrobenpopulationen im Boden zu untersuchen, wurden (nach Vorversuchen im April/Mai) ab Juni 1998 regelmäßig Untersuchungen zur Denitrifikations-Enzym-Aktivität (DEA) durchgeführt. Darunter ist im folgenden die (N₂O-)N-Produktion über den Prozess der Denitrifikation unter Optimalbedingungen und bei 20°C (Inkubation im GC-Container) bei Inhibierung der N₂O-Reduktase zu verstehen.

Bietet man dem mikrobiellen Prozess der Denitrifikation optimale Bedingungen (Anaerobiose sowie ausreichende Substratmengen, d.h. Nitrat und organischen Kohlenstoff) und hemmt den letzten enzymatischen Schritt mittels Acetylen (die Reduktion von N₂O zu N₂ durch die N₂O-Reduktase), so ist die Aktivität und Menge der aktuell im Boden vorhandenen Denitrifikationsenzyme (bis auf die N₂O-Reduktase) in Form der N₂O-Produktion pro Zeiteinheit und Bodengewicht messbar.

Ursprünglich wurde die Denitrifikations-Enzym-Aktivität (DEA) durch Inkubation in Gegenwart von Chloramphenicol zur Hemmung der Neusynthese von Enzymen gemessen (SMITH & TIEDJE 1979); Versuche von PELL *et al.* (1996) ergaben jedoch, daß das Chloramphenicol nicht nur die Neusynthese, sondern auch die Aktivität der vorhandenen Enzyme hemmt. Zusatzversuche von Müller (unveröffentlicht) zeigten, in Übereinstimmung mit den Versuchen von PELL *et al.* (1996), nach gut einer Stunde anaerober Inkubation des Lindener Grünlandbodens bereits einen nicht mehr linearen, sondern zunehmend steileren Anstieg der N₂O-Konzentration nach oben (d.h. Zunahme der N₂O-Produktion durch *de-novo*-Enzymsynthese bzw. bakterielles Wachstum). Daher wurden die anaeroben Inkubationen zur DEA-Bestimmung innerhalb einer Stunde (nach Beginn der Anaerobiose) ohne den Einsatz von Chloramphenicol durchgeführt.

2.10.2 Durchführung der DEA-Analysen

- In jedem CO₂-Ring wurden in vier Quadranten (nahe dem 1-m-Sicherheitsstreifen) je 3–4 Bodensäulen (Höhe 6 cm, Durchmesser 2,4 cm) ausgestochen. In die Entnahmestellen wurden Bodensäulen von den Ecken außerhalb des Rings gesetzt und diese mit Cocktailspießen markiert, um Doppelbeprobungen zu vermeiden.
- Die entnommene Erde wurde homogenisiert, wobei der oberste Wurzelfilz (0,5 bis 1 cm) verworfen wurde. Grobwurzeln ($\varnothing > 2$ mm) wurden ebenfalls entfernt.
- Zur Wassergehaltsbestimmung wurde von der homogenisierten Bodenprobe aus jedem Ring ein Aliquot (> 50 g Bodenfrischgewicht) in ein verschließbares Glasgefäß eingewogen, ins Labor transportiert und über Nacht bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und rückgewogen.
- Pro Ring wurden in 3 Inkubationsgefäße (500 ml Duran-Glasflaschen mit GL 45 ISO-Gewinde mit einem effektiven Volumen von 604,5 ml \pm 1 ml) je 20 bis 23 g

feldfrischer Boden eingewogen und das Gewicht (auf 0,1 g genau) notiert. (Bei 6 CO₂-Ringern wurden insgesamt 18 Flaschen verwendet)

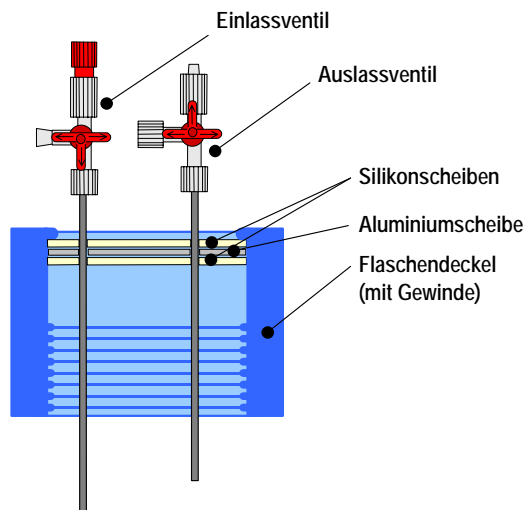


Abbildung 2.10-A: Modifizierter Deckel einer Schott-Duran-500 ml-Flasche:

Der Mittelteil des Deckels wurde kreisförmig ausgeschnitten. Statt dessen wurden (geschichtet) zwei Silikonscheiben (Dicke: 2 mm) und zur Diffusionsabdichtung dazwischen eine Aluminiumscheibe verwendet. In der Aluscheibe befinden sich 2 Bohrungen, die größer sind als der Durchmesser der Zu- und Ableitungsröhrchen, in den Silikonscheiben sind die Löcher sehr klein, damit vollständige Abdichtung gewährleistet wird. Die gasdichte Verbindung zwischen den Zu- und Ableitungsröhrchen (1/8" Edelstahlrohr, Außendurchmesser 3,175 mm) und dem Drei-Wege-Ventil wird im Anhang 2 (Herstellung der Bodenluftsonden) beschrieben.

- Zur DEA-Bestimmung wurden 40 ml einer Lösung mit 25 mg NO₃⁻-N Liter⁻¹ und 150 mg Glukose-C Liter⁻¹ in jede Flasche mit einer Dispensette hinzugegeben und diese mit den zugehörigen Deckeln verschlossen (Abb. 2.10-A). Die verfügbaren N- und C-Mengen betragen somit ca. 50 µg N g⁻¹ und 300 µg C pro Gramm Bodenfrischgewicht. Die Zugabe erfolgte unmittelbar vor der Anaerobisierung.
- Je 9 Flaschen wurden seriell miteinander verbunden (Abb. 2.10-B) und mit N₂ zur Anaerobisierung mindestens 5 Minuten lang mit einer Flussrate von > 5 Liter min⁻¹ durchgespült. Dabei wurden die Flaschen einige Male leicht geschwenkt, um den O₂-/N₂-Austausch zwischen Bodensuspension (Wasser) und Gasphase zu beschleunigen. In dieser Zeit wurden die nächsten 9 Flaschen bereits zur Anaerobisierung vorbereitet (Zugabe der DEA-Lösung, Schließen der Deckel, Aufsetzen der Verbinder), so dass die N₂-Versorgung einfach auf die zweite Flaschenreihe umgesteckt werden konnte.
- Nach der Anaerobisierung wurde das Ventil zur N₂-Versorgung sowie das letzte Ventil in der Flaschenreihe geschlossen. Um als Innendruck in der Flasche den aktuellen Atmosphärendruck zu erhalten, wurde jeweils das N₂-Zuleitungsventil geschlossen, während der Verbinder zur nächsten Flasche bei geöffnetem Auslassventil (und geschlossenem Einlassventil der zweiten Flasche) abgenommen wurde (Druckausgleich bei längerer Diffusionsstrecke). Nach Druckausgleich (ca. 2 – 3 Sekunden) wurde auch das Auslassventil geschlossen. Der aktuelle Luftdruck wurde notiert.
- Auf den Eingang (*male connector*) des Ventils, aus dem die Proben gezogen werden sollten, wurde ein Stopfen gesetzt, um das Ansaugen von O₂-haltiger Luft (Probenkontamination) bei der Beprobung zu verhindern (Abb. 2.10-A, -C).

- Anschließend wurden etwa 50 ml vom Innenvolumen jeder Flasche mit einer Spritze entfernt (Aufziehen der Spritze auf 55 ml). Durch Öffnen der entsprechenden Ventile (Abb. 2.10-C) wurde aus einem (schlaffen) Gassack frisch abgefülltes Acetylen bis zum Druckausgleich (=Atmosphärendruck) zugegeben. Auf diese Weise betrug die C_2H_2 -Konzentration in der Gasphase etwa 10 %, wie zur vollständigen Inhibierung der N_2O -Reduktase benötigt (KLEMETSON *et al.* 1990; KNOWLES 1990). Der Vorgang von der Lösungszugabe bis zur C_2H_2 -Addition dauerte für alle 18 Flaschen etwa 15 Minuten.

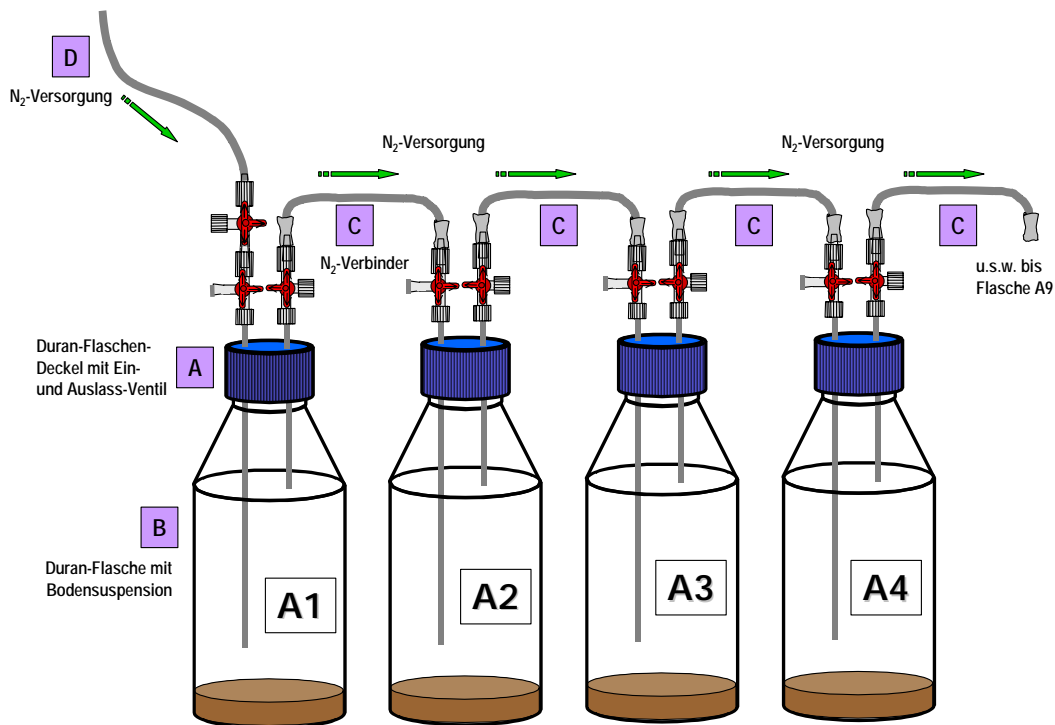


Abbildung 2.10-B: Anaerobisieren der Bodensuspensionen. **A:** Modifizierte Deckel (Abb. 2.10-A); **B:** Flasche mit Bodensuspension; **C:** Flaschen-Verbinder; **D:** N_2 -Zuleitung

- Die 18 anaerobisierten Flaschen wurden auf einem Schüttler (E. Bühler, Tübingen, Typ SM1) bei Stufe 7½ im klimatisierten GC-Container inkubiert.
- Nach 10 - 20 Minuten (t_1 -Proben) wurden aus jeder Flasche über das Einlaßventil 50 ml Startprobe entnommen und die entsprechende Menge über das Auslaßventil aus einer vorbereiteten Gastüte ersetzt (10 %iges N_2/C_2H_2 -Gemisch). Die Flaschen wurden nacheinander für die Entnahme vom sich bewegenden Schüttler genommen und danach sofort zurück gestellt.
- Nach genau 30 weiteren Minuten Inkubationsdauer wurden – im gleichen zeitlichen Abstand wie bei der Startprobe – die Flaschen nacheinander vom rotierenden Schüttler genommen und die Endprobe gezogen (t_2 -Probennahme).

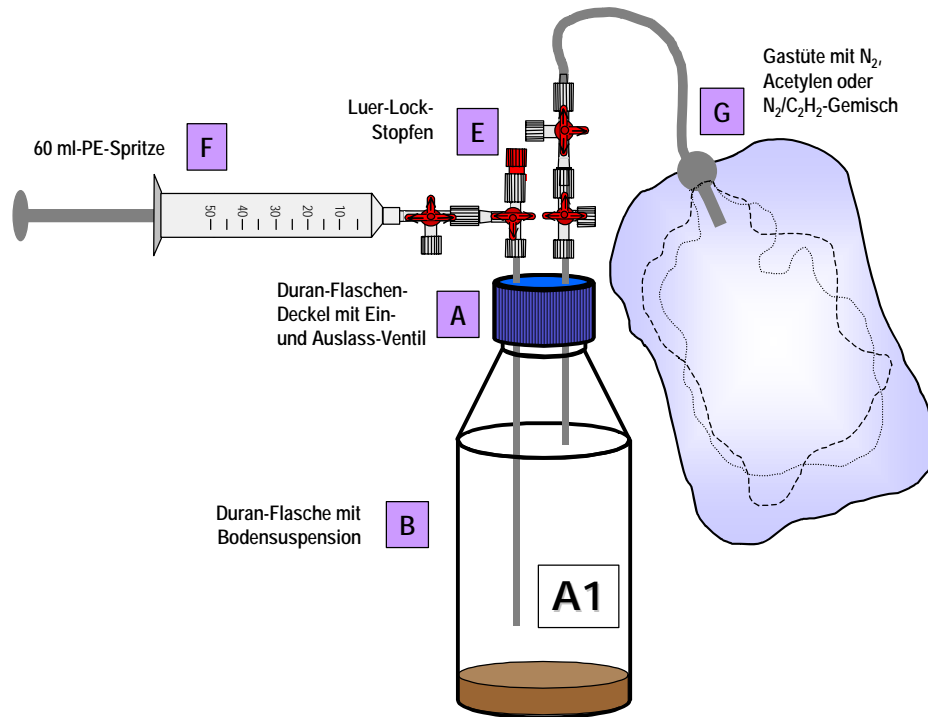


Abbildung 2.10-C: Probennahme mit PE-Spritze (F) aus einer Inkubationsflasche (A, B). Zur Ergänzung des entnommenen Gas-Volumens war eine Gastüte angeschlossen (G). Die Ergänzung erfolgte nach dem Schließen der Einlaß- und Spritzen-Ventile durch Öffnen des Auslaßventils. Der Stopfen (E) verhinderte die Kontamination der Flaschenatmosphäre durch O₂-haltige Luft beim Betätigen des Einlaßventils.

- Um die Dichtigkeit der Inkubationsflaschen grob zu überprüfen, blieben diese nach Probenentnahme ca. eine Minute lang stehen. Öffnete man dann eines der Ventile zur Atmosphäre, war bei Dichtigkeit der Flasche der Lufteinstrom hörbar. Fehlendes Zischen wurde notiert und die Werte dieser Flasche gegebenenfalls (s.u.) verworfen.
- Die 36 gezogenen Gasproben wurden innerhalb von 24 h am GC auf N₂O und CH₄ analysiert, wobei zur Eichung der höchste Standard, E3 (20.000 ppb N₂O) verwendet wurde.

2.10.3 Berechnung der DEA-Ergebnisse

Berechnet wurde zunächst die zu beiden Probenahmezeitpunkten pro Flasche vorhandene Menge an N₂O-N, zuzüglich der unter den herrschenden Druck- und Temperaturbedingungen in der wässrigen Phase gelösten N₂O-Menge. Hierzu wurde die Gleichung nach WEISS & PRICE (1980) verwendet¹; zur Gleichung für $Solv_{N_2O}$, **2-XI** und **2-II**, siehe Abschnitt 2.10, Acetylen-Inhibierung):

¹ Die Salinitätskomponente der Gleichung von WEISS & PRICE (1980), ermittelt für Seewasser, wurde bei der Berechnung nicht verwendet, da der Salzgehalt in der DEA- und Bodenlösung vernachlässigbar war.

$$\mu\text{g } N_2O - N(t_{1,2}) = cN_2O \times 10^{-9} \times \frac{V_{Flasche} \times p \times 100 \times MG_{N_2O-N}}{R \times T(t_{1,2})} \times 10^6 + Solv_{N_2O} \quad \text{Gl. 2-X}$$

<u>mit:</u>	$t_{1,2}$	Probenahmezeitpunkt 1 (Start) und 2 (Ende)
	cN_2O	Konzentration N_2O in ppb [$\mu\text{l}/\text{m}^3$]
	$V_{Flasche}$	Volumen der Flasche abzüglich Bodensuspension [m^3]
	p	aktueller Luftdruck bei Ventilschluss [hPa]
	MG	Molekulargewicht N_2O-N : 28 g mol^{-1}
	R	allgemeine Gaskonstante = $8,314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$
	T	Temperatur in Kelvin [K]

Zu der t_2 -Probenmenge wurde die mit der Spritze zum Zeitpunkt t_1 aus der Gasphase entnommene N_2O-N -Menge hinzu gerechnet. Anschließend wurde die im Zeitraum zwischen t_1 und t_2 produzierte N_2O-N -Menge, bezogen auf das Bodentrockengewicht, berechnet (in $\mu\text{g N kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$):

$$\frac{\mu\text{g } N_2O - N(t_2) - \mu\text{g } N_2O - N(t_1)}{t_{ink} \times TG_{Bodenprobe}} \times 60 \times 1000 \quad \text{Gl. 2-XIII}$$

<u>mit:</u>	t_{ink}	Inkubationsdauer von t_1 bis t_2 [min], i.d.R. 30 Minuten
	$TG_{Bodenprobe}$	Trockengewicht der eingewogenen Bodenprobe, berechnet über den pro Ring bestimmten Wassergehalt des Bodens [g]

Wurde am Ende des Versuchs bei einer Flasche eine grobe Undichtigkeit festgestellt (fehlendes Zischen), oder lag der Methanwert bereits bei der ersten Probenahme über 200 ppb (was nach Vorversuchen hierzu mangelnde Anaerobiose anzeigte), so wurden die Ergebnisse dieser Flaschen nicht verwendet.

2.11 Bestimmung der Netto-Nitrifikationsraten

2.11.1 Theorie, Auswahl der Methode und Durchführung

Auch beim Prozeß der Nitrifikation könnten durch erhöhtes CO_2 Änderungen eintreten (siehe Hypothesenbildung, 4.2). Daher wurde nach einer Methodik gesucht, mit der dieser Prozeß im Vergleich der beiden CO_2 -Behandlungen untersucht werden kann.

Die klassische, herkömmliche Freiland-Methode zur Bestimmung der Netto-Nitrifikationsrate (RUNGE 1965; RUNGE 1970) besteht darin, Beutel mit Bodenproben im Freiland zu vergraben, sie dort 6 Wochen zu belassen und vorher und nachher naßchemisch

den Nitratgehalt zu bestimmen. Diese Methode liefert also integrierend über 6 Wochen nur einen einzigen Wert. Neben der zeitlich sehr schlechten Auflösung kann die Reaktion der Nitrifikation auf sich kurzfristig ändernde Umweltbedingungen mit dieser "buried bag method" nicht erfasst werden.

Eine weitere mögliche Methode wäre die Messung der Brutto-Nitrifikationsrate über die ^{15}N -Verdünnungs-Methode (Bsp. BARRACLOUGH 1997; BURNS *et al.* 1996; JAMIESON *et al.* 1998; STEVENS *et al.* 1997), bei der eine bestimmte Menge markiertes Nitrat in den Boden appliziert wird. Sofort nach der Ausbringung sowie nach 1 bis 2 Tagen wird der Boden mit 2 M KCl ausgeschüttelt und die ^{15}N -Markierung analysiert. Der Grad der Verdünnung gibt Auskunft über die per Nitrifikation hinzu produzierte Menge nicht-markierten Nitrats. Abgesehen von der unerwünschten Destruktivbeprobung (es werden größere Boden-Mengen benötigt) bestand nicht die Möglichkeit, ^{15}N -Analysen durchzuführen. Zudem würde die Ausbringung von Nitrat in einem N-limitierten Grünland in einem Langzeit-Versuch wie dem Gießener FACE-Experiment eine völlig inakzeptable Störung des Systems darstellen. Eine weitere Methode zur Messung der Brutto-Nitrifikationsrate existierte zu Beginn des FACE-Experiments nicht.

R. GASCHE² entwickelte 1998 eine Methode zur Quantifizierung von *in-situ*-Netto-Nitrifikationsraten in hoher zeitlicher Auflösung unter Laborbedingungen. Er griff dabei auf eine Labor-Methode zur Messung der potentiellen Netto-Nitrifikationsraten von LENSİ *et al.* (1986) zurück. Bei der Gasche-Methode wird die in einer Bodenprobe aktuell vorhandene Nitratmenge über endogen vorhandene Denitrifizierer-Populationen bei optimierten Denitrifikationsbedingungen (Anaerobiose, Zugabe von organischem Kohlenstoff, pH 7) zu N_2O konvertiert (bei gleichzeitiger Acetylen-Inhibierung der N_2O -Reduktase). Da kein Nitrat zugegeben wird, kann nur soviel N_2O entstehen, wie NO_3^- in der Probe vorhanden ist. N_2O ist um mindestens eine Größenordnung empfindlicher detektierbar als Nitrat mit herkömmlichen kolorimetrischen oder ionenchromatographischen Methoden, und die Umsetzung von NO_3^- -N zu N_2O ist nahezu vollständig (GASCHE 1998). Diese Methode kommt mit relativ geringen Bodenmengen aus; sie wurde daher als geeignetste Methode ausgewählt und an die gegebenen Verhältnisse des Lindener Grünlands adaptiert:

GASCHE (1998) wog aus einer Bodenprobe 6 Aliquots à 5 g in Inkubationsflaschen ein, von denen 3 zur sofortigen Nitrat-Bestimmung durch Inkubation bestimmt waren ("Frischproben"). Drei weitere Gefäße wurden zur Bewahrung des Wassergehalts (bei O_2 -Austausch für die Nitrifikation) mit Parafilm verschlossen und bei der aktuellen Freiland-Durchschnittstemperatur für ca. drei Tage in einem Wasserbad im Labor inkubiert ("Bebrütungsproben"). Danach wurden sie der gleichen Prozedur unterzogen wie die Frischproben: Suspendieren der Proben in einer glukosehaltigen Pufferlösung (pH 7, 2 ml pro Gramm Frischgewicht), Anaerobisieren mit N_2 , und Inkubation auf einem Schüttler bei 25-30 °C bis zum Erreichen eines konstanten Endwerts. Die Differenz der Nitrat-Konzentration (ermittelt als N_2O -N) zwischen der Bebrütungs- und

² Rainer Gasche, Fraunhofer-Institut Atmosphärische Umweltforschung (IFU), Kreuzeckbahnstraße 19, 82467 Garmisch-Partenkirchen

der Frischprobe, bezogen auf kg Bodentrockengewicht und aerobe Inkubationszeit der Bebrütungsproben (in Tagen), lieferte die Netto-Nitrifikations-N-Nachlieferungsrate.

Modifiziert wurde die Methodik gegenüber der von GASCHE (1998) beschriebenen Durchführung in folgenden Punkten:

- Wie für die DEA (2.10) wurden in vier Quadranten eines CO₂-Rings kleine Bodensäulen (0 – 6 cm Tiefe, 2,4 mm Durchmesser) für eine Mischprobe pro Ring entnommen.

In der Regel wurden die DEA und die Bestimmung der Netto-Nitrifikationsraten gemeinsam und aus der gleichen Mischprobe durchgeführt. So mußte z.B. nur einmal der Wassergehalt bestimmt werden und nur einmal die CO₂-Ringe betreten werden (Minimierung des destruktiven Eingriffs).

- Es wurden die DEA-Inkubationsflaschen (500 ml Duran-Glasflaschen mit GL 45 ISO-Gewinde) mit einem effektiven Volumen von 604,5 ml verwendet (Gasche: 250 ml-Flaschen). Da aus methodischen Gründen größere Probenvolumina zur GC-Analyse entnommen werden mußten waren größere Probengefäße nötig.
- Die Einwaage des Bodenfrischgewichts wurde von 5 auf 15 g pro Inkubationsflasche erhöht, da der Lindener Graslandboden sehr viel geringere Nitratkonzentrationen (stets um Null) aufweist als der Höglwald-Boden. Die Probenmenge wurde nicht *noch* größer gewählt um den Grünlandboden-Verbrauch gering zu halten.
- Entsprechend wurden 30 ml (statt 10 ml) einer 10 mM Phosphat-Pufferlösung mit 1,44 mg Glukose-C ml⁻¹ (20 mM) zugegeben
- Zur Inkubation, Anaerobisierung und Probenentnahme wurden dieselben Gerätschaften benutzt und so vorgegangen wie unter 2.10 (DEA) beschrieben
- Die aerobe Inkubation der Bebrütungsproben erfolgte in einem Sandbeet auf dem Versuchsfeld statt in einem Wasserbad im Labor (vgl. 2.10, Trennung von N₂O aus Nitrifikation und Denitrifikation). Hierbei wurden die mit Parafilm verschlossenen Inkubationsflaschen bis zum Hals eingegraben und mit Aluminiumfolieüberzogenen Untersetzern gegen die Sonneneinstrahlung geschützt (vgl. 2.10). Die Inkubationsbedingungen waren daher "freilandnah", die Proben den gleichen Temperaturschwankungen ausgesetzt wie der Grünlandboden des Versuchsfelds.
- Aus methodischen Gründen musste die Probennahme mit den 60 ml-PE-Spritzen erfolgen (je 50 ml) (Gasche: 100 µl, Direktinjektion auf die GC-Trennsäulen); das entnommene Volumen wurde durch 50 ml eines Gemischs aus N₂/C₂H₂ (90/10 %) ersetzt und die entnommene Menge N₂O-N bei der Berechnung berücksichtigt.
- Die anaerobe Inkubation wurde im GC-Container auf der Versuchsfläche durchgeführt, d.h. bei etwa 20 °C statt wie bei Gasche bei 25-30 °C. Da die vorhandenen Nitratmengen trotz der höheren Einwaage sehr viel geringer waren als bei Gasche, dauerte die Inkubation einer Probe bis zur Wertekonstanz in etwa 40 bis 60 Stunden (Gasche: Etwa 100 Stunden).

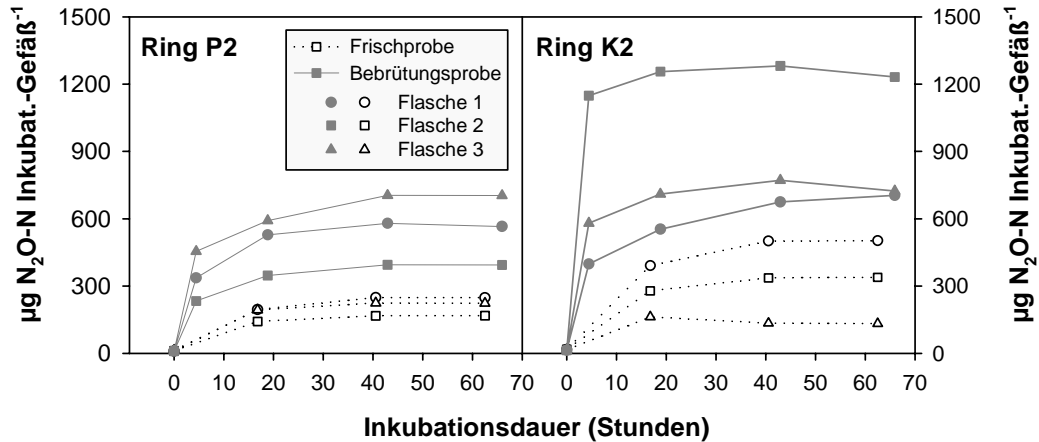


Abbildung 2.11-A: Beispiel eines Inkubationsverlauf der Frisch- und Bebrütungsproben (Beginn: 05.11.1998). Der Endwert wurde bei 20 °C (Schüttler Stufe 7½) jeweils nach knapp 2 Tagen erreicht.

2.11.2 Auswertung und Berechnung der Ergebnisse

Berechnet wurde zunächst anhand der Gleichungen 2-X bis 2-XIII die bis zum Entnahme-Zeitpunkt t_n produzierte N_2O-N -Menge (d.h. zuzüglich der durch die Probenahmen entfernten N -Mengen und des in der wässrigen Phase gelösten N_2O-N) in $\mu\text{g N kg}^{-1}$ Bodentrockengewicht. Der während der Inkubation aufgetretene Maximalwert (vgl. Abb. 2.11-A) wurde als die in der Probe vorhandene Nitratmenge verwendet. Die Netto-Nitrifikationsrate in $\mu\text{g N kg}^{-1} \text{Tag}^{-1}$ wurde für jeden Ring wie folgt errechnet:

$$\mu\text{g N kg}^{-1} \text{Tag}^{-1} = \frac{MW(BP_{1-3}) - MW(FP_{1-3})}{t_{\text{inkub}}} \quad \text{Gl. 2-XIV}$$

mit: $MW(BP_{1-3})$ Mittelwert der Bebrütungsproben 1 bis 3 [$\mu\text{g N kg}^{-1}$]

$MW(FP_{1-3})$ Mittelwert der Frischproben 1 bis 3 [$\mu\text{g N kg}^{-1}$]

t_{inkub} Inkubationsdauer der Bebrütungsproben in Tagen

Bei der Inkubationsdurchführung und Auswertung der Analyseergebnisse (N_2O - und CH_4 -Werte) wurden die gleichen Dichtigkeits-Kriterien angewendet wie bei der DEA-Auswertung (vgl. 2.10), d.h. Flaschen mit deutlicher Undichtigkeit bzw. zu hohen Methanwerten wurden von der Mittelwertberechnung ausgeschlossen.

2.12 Die Bodenluftsonden-Methodik: Entwicklung und Anwendung

Da viele Ergebnisse des Vorversuchs Fragen bezüglich der Spurengasdynamik in der vertikalen Bodensäule aufwarfen (siehe Anhang 4), wurde nach einer Idee von (JACINTHE & DICK 1996) eine einfache, kostengünstige Methode der Messung von Spurengas-Konzentrationen in der Bodenluft entwickelt. Entwicklung, Herstellung, Einbau in den Boden und die Beprobung wird in Anhang 2 (bzw. in KAMMANN *et al.* 2001a) beschrieben.

2.13 Methanproduktion: Inkubation von Bodenkernen

2.13.1 Entnahme der Bodenproben-Kerne

Um das Methan-Produktions-Potential des intakten Grünlandbodens zu ermitteln, wurden am 14. Oktober 1998 nach heftigen Regenfällen auf einer Fläche von 0,25 m² 10 Bodenkerne mit Stechzylindern (H: 4 cm, Ø 6 cm) aus 1 bis 5 cm Bodentiefe entnommen. Hierfür wurde zuvor die Grasnarbe einschließlich Wurzelfilz (= 0 bis 1 cm Tiefe) mit einem Messer entfernt. Die Kerne wurden auf speziellen Keramik-Platten platziert, an die eine Saugspannung entsprechend 630 mm Wassersäule angelegt wurde, um sie auf Feldkapazität herunter zu entwässern. Jegliche Art von eingeschlossenem organischen Material (Pflanzenwurzeln, Regenwürmer etc.) verblieb in den Kernen. Nachdem die Kerne einen Tag später Feldkapazität erreicht hatten, wurden sie mitsamt den Stechzylindern in Inkubationskammern aus Poly-Oxy-Methylen eingeschlossen (Methodik: WACHINGER *et al.* 2000) und bis zur Anaerobiose mit N₂ durchspült (Abb. 2.13-A). Die Inkubation erfolgte im klimatisierten GC-Meßcontainer auf dem Versuchsfeld bei 20 ± 2°C für 3,5 Monate.

2.13.2 Langzeit-Inkubation bei konstanter Temperatur

Anfangs erfolgte die Inkubation statisch wie bei WACHINGER *et al.* (2000), mit wöchentlichen Probenahmen, bei denen 50 ml N₂-Gas durch den Kern gespült und am gegenüberliegenden Ende mit einer Spritze aufgefangen wurde. Bereits nach 3 bis 4 Wochen (von Kern zu Kern verschieden) jedoch waren viele der zu messenden CH₄-Werte so hoch, daß sie die Detektionsgrenze des GC weit überschritten.

Daher wurde eine N₂-Durchstrom-Technik entwickelt, bei der jede der 10 inkubierten Kammern kontinuierlich mit etwa 3,5 ml N₂ min⁻¹ durchströmt wurde. Die genaue Menge des N₂-Flusses wurde für jede Kammer alle 2 bis 4 Probenahmen am Gasaustritt mit dem Seifenblasen-Zählrohr auf 0,1 ml min⁻¹ genau bestimmt. Die Kontinuität des N₂-Flusses war hierbei sehr wichtig, da sich ein Gleichgewicht zwischen CH₄- und CO₂-Produktion und dem Austrag dieser Gase über das (v.a. durch die Grobporen des Kerns) durchströmende N₂ einstellte. Eine ungewollte Unterbrechung des kontinuierlichen N₂-Flusses (leer gelaufene N₂-Druckgas-Flasche Sylvester 1998/1999) zeigte, daß zur Wiedererlangung des Gleichgewichtszustandes mehrere Tage benötigt wurden.

Das trockene N₂-Gas wurde in diesem (und dem unter 2.13.3 beschriebenen) Versuch vor dem Durchströmen der inkubierten Kerne durch eine Waschflasche geleitet, um das Austrocknen der Kerne zu verhindern. Die Probenahmen erfolgten alle 2 bis 4 Tage. Die Durchström-Methode ermöglichte es, bereits nach zwei Stunden wieder eine Probe zu entnehmen: Bei einer Flussrate von 3,5 ml min⁻¹ wird das 50-ml Spritzenvolumen in 1¼ Stunden 5 mal ausgetauscht. Zur Probennahme wurden die über Silikon-Verbinder aufgesteckten Spritzen-Nadeln herausgezogen, der Spritzen-3-Wege-Hahn geschlossen und die Spritze vom *male-male*-Verbinder abgeschraubt. Danach wurde sogleich eine neue Spritze mit aufgesteckter Nadel auf den Verbinder geschraubt. Die Gasproben in den Spritzen wurden innerhalb von 24 h am GC auf CH₄ und CO₂ analysiert.

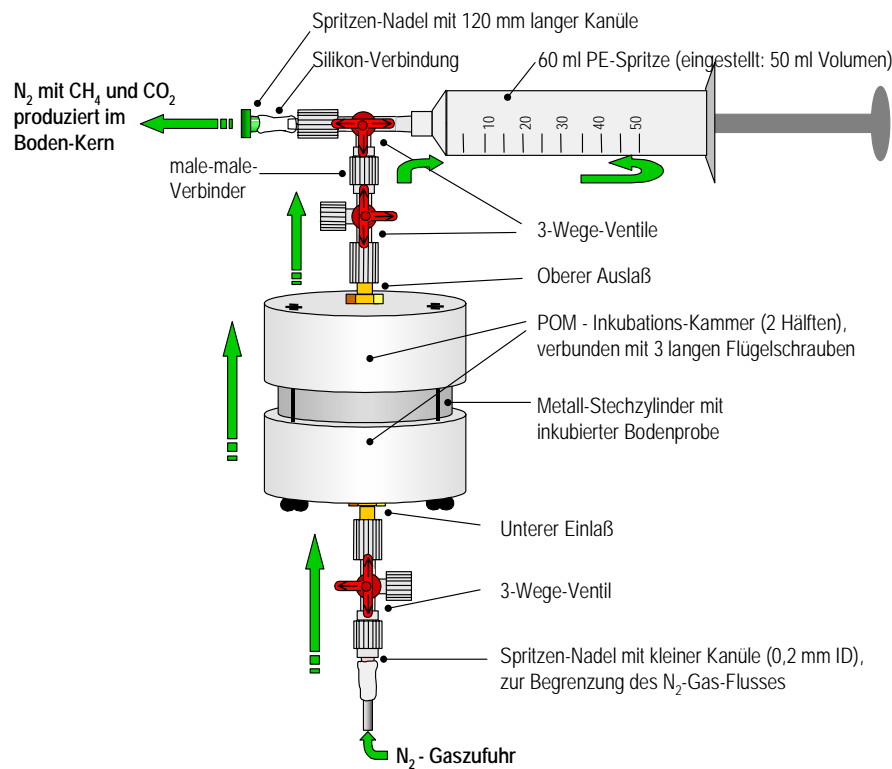


Abbildung 2.13-A: N₂-Durchstrom-Methode zur anaeroben Inkubation intakter Bodenkerne (verändert nach WACHINGER *et al.* 2000). Der N₂-Gasfluß wurde nach dem Passieren des Bodenkerns durch das Innenvolumen der aufgesteckten Spritze gelenkt, indem es durch die lange, gasdicht inserierte Spritzenkanüle abfloß, was eine gute Durchmischung in der Spritze gewährleistete.

2.13.3 Inkubation bei variablen Temperaturen

Zum Studium der Temperaturabhängigkeit der Methanogenese wurden die N₂-durchspülten Kammern am 9. Februar 1999 vom klimatisierten 20°C-GC-Container in den unbeheizten Zwischenraum gebracht, wo sie im Tagesgang Temperaturen von 2 bis max. 20°C ausgesetzt waren. In den ersten zwei Tagen wurde möglichst alle 2 Stunden eine Probe genommen, in der folgenden Zeit im Durchschnitt zwei pro Tag bei verschiedenen Temperaturen. In eine der nicht beprobten, aber N₂-durchströmten

Kammern wurde durch den oberen Auslaß bis in die Mitte des Kerns ein Temperaturfühler inseriert (Messung bei Probenahme). Das durchströmende N₂-Gas, das vorher durch Leitungen im Zwischenraum floß, erwärmte bzw. kühlte den Kern gleichmäßig.

2.14 Statistische Auswertung

Die statistische Prüfung der experimentellen Daten erfolgte mit dem Statistikprogramm SigmaStat 2.0 sowie dem Graphikprogramm SigmaPlot in den Versionen 4.0 bis 6.0 (beide Programme Jandel Scientific, SPSS Inc., Chicago, USA). Zur statistischen Prüfung auf signifikante Unterschiede in den Mittelwerten zwischen zwei unabhängigen, normalverteilten Meßdatenreihen wurde der T-Test verwendet. Vor einem T-Test wurde stets ein Normalverteilungstest (Kolmogorov-Smirnov) und ein Test auf Varianzhomogenität (Levene-Test) durchgeführt; zeigten diese, daß die Daten nicht normalverteilt waren (was bei Spurengasfluß-Zeitreihen häufig der Fall war) so wurde der Nichtparametrische U-Test nach Mann und Whitney durchgeführt. In den Ergebnistabellen der Spurengas-Flußraten werden daher Minima und Maxima des gesamten Meßzeitraums angegeben. Zusätzlich werden zu den Mittelwerten mit Standardabweichung eines bestimmten Meßzeitraums auch die Medianwerte tabellarisch aufgeführt. Zur Analyse der Biomasse-Erntedaten wurden ebenfalls T-Tests bzw. U-Tests sowie die Zweifaktorielle ANOVA (Varianzanalyse) verwendet. Zu den Signifikanzniveaus siehe Tabelle 2.14-A.

Zur Überprüfung eines signifikanten linearen Zusammenhangs zwischen zwei Meßdaten-Zeitreihen wurde eine Korrelationsanalyse nach Pearson benutzt, oder, bei Nicht-Normalverteilung, der Spearman-Rang-Korrelationskoeffizient berechnet (Korrelationskoeffizienten: Tab. 2.14-A). Zur Beschreibung der Stärke des Zusammenhangs wurde eine Regressionsgerade herangezogen. Hier bedeutet eine positive Steigung eine positive Beziehung zwischen abhängiger und unabhängiger Variable (Bsp. Bestandesatmung nimmt mit steigender Bodentemperatur zu), und eine negative Steigung eine gegenläufige Beziehung (Bsp. CH₄-Oxidation sinkt mit steigender Bodenfeuchte). Das Bestimmtheitsmaß B (oder R²) beschreibt die Güte der Gradenanpassung und gibt an, in welchem Ausmaß Veränderungen der unabhängigen Variablen die Veränderungen der abhängigen Variablen erklären können.

Tabelle 2.14-A: Einstufung der Korrelationsgüte und Signifikanzniveaus (nach ZÖFEL 1992)

Güte der Korrelation	Signifikanzniveau
$0 \leq r < 0,2$ sehr geringe Korrelation	$P > 0,05$ nicht signifikant
$0,2 \leq r < 0,5$ geringe Korrelation	$P \leq 0,05$ signifikant
$0,5 \leq r < 0,7$ mittlere Korrelation	$P \leq 0,01$ hoch signifikant
$0,7 \leq r < 0,9$ hohe Korrelation	$P \leq 0,001$ höchst signifikant
$0,9 \leq r < 1$ sehr hohe Korrelation	

3 Ergebnisse

3.1 Entwicklung wichtiger Bodenparameter unter erhöhtem CO₂

Im folgenden Abschnitt werden zunächst die für das CO₂-Experiment ausgewählten Ring-Flächen E1 bis A3 anhand ihrer Lagerungsdichte, der Bodenfeuchte und Bodentemperatur näher charakterisiert. Bodenfeuchte und -temperatur sind für die nachfolgend betrachteten Ergebnisse (v.a. die Erträge und Spurengasflüsse) sensible Steuergrößen. Daher müssen zunächst zwei Fragen geklärt werden: Erstens, waren die für das Experiment ausgewählten Flächen vor Beginn der Anreicherung in den genannten zentralen Parametern signifikant voneinander verschieden, und wenn ja, in welcher Weise? Und zweitens, entwickelten sich die Flächen in diesen Parametern nach Beginn der CO₂-Anreicherung im Mai 1998 auseinander oder trat keine Änderung ein? Bodenfeuchte-Messungen wurden ab März 1997 durchgeführt, daher können die Flächen vor Anreicherungsbeginn verglichen werden. Die Bodentemperatur-Messungen hingegen wurden erst im April 1998, kurz vor Anreicherungsbeginn, aufgenommen. Daher muß eine Charakterisierung der Untersuchungsflächen *vor* Versuchsbeginn im Hinblick auf diesen Parameter entfallen.

3.1.1 Lagerungsdichte der CO₂-Ringe vor Versuchsbeginn

Tabelle 3.1-A: Ergebnisse der Lagerungsdichte-Bestimmung am 8./9. April 1998 in den 6 CO₂-Ringen. Linke Spalten: Ergebnisse der T-Tests der einzelnen Ringpaare sowie der Mittelwerte (E1 bis E3, A1 bis A3: E vs. A). Rechte Spalten: Mittelwerte (Mw) mit Standardabweichung (=Stabw.) in den drei Tiefen. n-Zahlen pro Ring: 1 – 5 cm n = 9; 5 – 10 und 10 – 15 cm: n=5.

T-Test bei Ringpaar:	p-Wert, Signifikanz	E-Mw ± St.abw. (g)	A-Mw ± Stabw. (g)
E1 vs. A1 (1-5 cm)	<0,001 ***	0,782 ±0,092	1,008 ±0,088
E1 vs. A1 (5-10 cm)	0,395 n.s.	1,302 ±0,120	1,378 ±0,129
E1 vs. A1 (10-15 cm)	0,200 n.s.	1,405 ±0,110	1,522 ±0,112

E2 vs. A2 (1-5 cm)	0,076 n.s.	0,792 ±0,078	0,664 ±0,170
E2 vs. A2 (5-10 cm)	0,174 n.s.	1,090 ±0,025	1,005 ±0,124
E2 vs. A2 (10-15 cm)	0,037 *	1,228 ±0,124	1,064 ±0,079

E3 vs. A3 (1-5 cm)	0,979 n.s.	0,630 ±0,165	0,628 ±0,143
E3 vs. A3 (5-10 cm)	0,634 n.s.	1,013 ±0,186	0,967 ±0,093
E3 vs. A3 (10-15 cm)	0,940 n.s.	1,112 ±0,208	1,104 ±0,088

E- vs. A-Mittelwerte (1-5 cm)	0,636 n.s.	0,746 ±0,127	0,771 ±0,220
E- vs. A-Mittelwerte (5-10 cm)	0,610 n.s.	1,135 ±0,174	1,098 ±0,212
E- vs. A-Mittelwerte (10-15 cm)	0,408 n.s.	1,248 ±0,189	1,185 ±0,210

Wie Tabelle 3.1-A zeigt, gab es zwischen den Ringpaaren keinen wesentlichen Unterschied in der Lagerungsdichte. Der größte Unterschied bestand zwischen der Lagerungsdichte der obersten Horizonte (1 bis 5 cm) des E1- und des A1-Rings: Die des A1 war hochsignifikant größer als die des E1 (Tab. 3.1-A). Aber schon in den beiden Tiefen darunter war der Unterschied nicht mehr signifikant, wenn auch die A1-Lagerungsdichten immer geringfügig größer waren. Im zweiten Ringpaar dagegen war die Lagerungsdichte des E2 in allen Tiefen geringfügig höher als die des A2, wobei der Unterschied in 10 – 15 cm Tiefe signifikant war. In Ringpaar 3 war die Lagerungsdichte in allen drei Tiefen nahezu identisch. Über alle Ringpaare (E gegenüber A) gemittelt, bestanden zwischen den CO₂-Anreicherungs- und den -Kontrollringen keine signifikanten Unterschiede, die Werte waren nahezu identisch. So betrug die Lagerungsdichte über 0 bis 15 cm gemittelt für E 1,039 g cm⁻³ und für A 1,038 g cm⁻³.

3.1.2 Die Entwicklung der Bodenfeuchte in den CO₂-Ringen

Die folgenden Graphiken zeigen die mit je 4 TDR-Sensoren pro CO₂-Ring und Meßtag gemessene Bodenfeuchte in Vol.-%. Generell existiert bei TDR-Messungen bei hoher Bodenfeuchte das Problem, daß die Ungenauigkeit mit steigender Bodenfeuchte ansteigt (Fa. IMKO, Produktbeschreibung der TDR-Sonden). Dazu kommen in tonhaltigen Böden wie dem Lindener Gründland die Quellungsbewegungen, die der Boden v.a. bei sehr hohen Wassergehalten ausführt. Diese verursachen durch Auseinanderweichen der Bodenpartikel eine Abnahme der Lagerungsdichte. Während der Messungen in Perioden mit hoher Bodenfeuchte traten Werte auf (vgl. Abb. 3.1-C, **a** bis **h**), die sogar über dem rechnerisch möglichen Bodenporenvolumen lagen (vgl. Tab. 3.1-B). Daher ist davon auszugehen, daß bei steigenden hohen Wassergehalten (Schätzung: ab ca. 50 Vol.-%) der "wahre" Wassergehalt durch die Quellungsbewegung des Bodens und die steigende Ungenauigkeit der TDR-Sensoren zunehmend überschätzt wurde. Im "normalen" Wertebereich während der Vegetationsperiode hingegen sind die TDR-Sonden-Messungen als sehr zuverlässig einzuschätzen, wie der unter 2.6.2 geschilderte Test zeigte.

Generell war die volumetrische Bodenfeuchte (im Folgenden nur noch mit Bodenfeuchte bezeichnet) im Ring A1 stets signifikant niedriger als die aller anderen Ringe (Abb. 3.1-A). Ringpaar 2 war das feuchteste Ringpaar, wobei in den Jahren 1997, 1998 und 2000 der Ring A2 (geringfügig, nie signifikant) feuchter war als sein Partner E2.

E3 und A3 waren einander ebenfalls sehr ähnlich; nur im Jahr 1998 (niederschlagsreicher Herbst) gab es einen signifikanten Unterschied zwischen E3 und dem feuchteren A3 (Abb. 3.1-A). Aufgrund der oben geschilderten möglichen Überschätzung der Bodenfeuchte bei sehr hohen Werten könnte ein Teil des signifikanten Unterschieds hierauf zurückzuführen sein: Wie Abb. 3.1-B (**h**) zeigt, unterschieden sich E3 und A3 erst mit den starken Herbstniederschlägen stark voneinander. Insgesamt gesehen bestand bei Ringpaar 3 weder vor ("Pre-CO₂") noch nach Beginn der CO₂-Anreicherung ("Post-CO₂") ein signifikanter Unterschied. Ring E1 ist in seiner Feuchte dem Ringpaar 3 sehr ähnlich und bis auf 1998 nie signifikant von E3 und A3 verschieden.

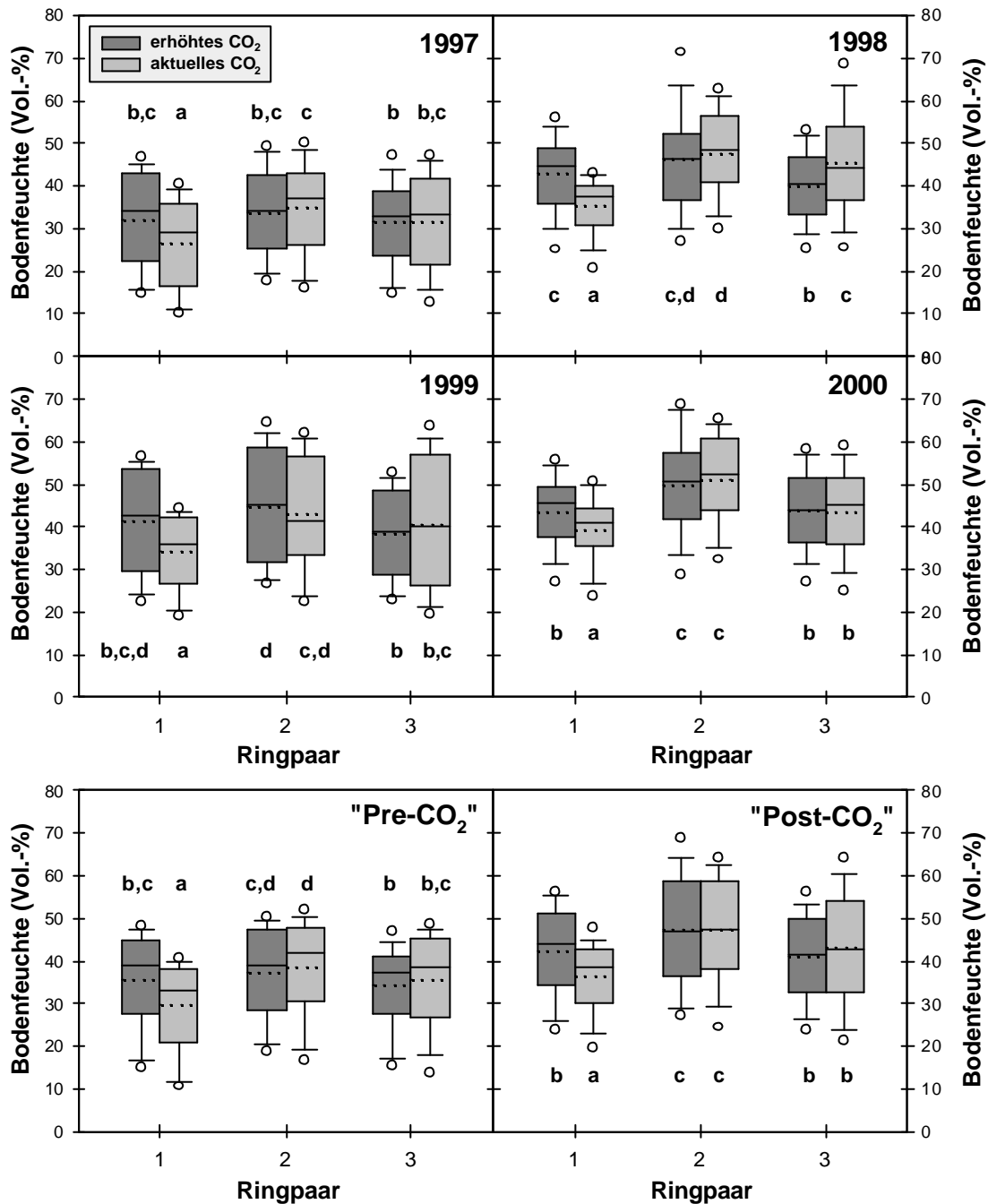


Abbildung 3.1-A: Boxplots der gemessenen Bodenfeuchtwerte in verschiedenen Zeitperioden des Hauptversuchs. Durchgezogene Linie: Medianwerte, gepunktete Linie: Mittelwerte.

Graue Boxen: 25- und 75%-Perzentile (= 50% aller Werte); vertikale Linien mit Querbalken: 10- und 90%-Perzentile, Kreise: 5- und 95%-Perzentile. (Diese Darstellungsart wird nicht erneut erklärt.)

Unterschiedliche Indizes bedeuten signifikante Unterschiede zwischen den Median-Werten der Ringe im dargestellten Zeitraum (Kruskal-Wallis-ANOVA, $p < 0,05$; nachfolgend Dunn's Test). Die Indizes wurden so gewählt, das mit **a** der trockenste Ring gekennzeichnet wurde und aufsteigend die jeweils signifikant feuchteren.

Die beste Meßgröße, um die Wasserverhältnisse der Ringflächen miteinander zu vergleichen, wäre die Wasserspannung bzw. das Wasserpotential des Bodens gewesen, da diese Größe die Porengrößenverteilung und das Porenvolumen des Bodens (als Funktionen der Korngrößenverteilung und Bodenart) beinhaltet.

Eine weitere stärker physiologisch orientierte Bodenwasser-Kenngröße ist das wasser-gefüllte Bodenporenvolumen (im Folgenden mit WFPS, *water filled pore space*, bezeichnet). Der volumetrische Wassergehalt kann anhand der Lagerungsdichte in den prozentualen Anteil des wassergefüllten Bodenporenvolumens umgerechnet werden:

$$\text{Bodenporosität} = 1 - \frac{LD}{PD} \quad \text{WFPS} = \frac{WG_{\text{Vol.-%}}}{BP}$$

mit: BP: Bodenporosität (cm³ cm⁻³)

LD: Lagerungsdichte (g cm⁻³)

PD = Partikeldichte (g cm⁻³)

WFPS (s.o.; %)

Tabelle 3.1-B: Lagerungsdichte (LD, 0 – 15 cm), Bodenporenvolumen (BVP) und Umrechnungsbeispiele von volumetrischer Bodenfeuchte in WFPS und umgekehrt für die drei Ringpaare und gemittelt über die E- und A-Ringe. Wert in Klammern: Differenz (Vol.-%) zwischen E- und A-Ring-Partner.

CO ₂ -Ring	LD g cm ⁻³	%BPV cm ³ cm ⁻³	40 Vol.-% in %WFPS	² / ₃ WFPS in Vol.-%
E1	1,163	55,4	72,1	37,0 (3,6)
A1	1,303	50,1	79,9	33,4
E2	1,037	59,3	67,4	39,6 (3,3)
A2	0,911	64,3	62,2	42,8
E3	0,918	64,0	62,5	42,7 (0,5)
A3	0,900	64,7	61,8	43,1
E (Mw)	1.039	59,6	67,1	39,5 (0,0)
A (Mw)	1.038	59,7	67,0	39,5

Da die Lagerungsdichte sich von Ring zu Ring etwas unterscheidet (vgl. Tab. 3.1-A), vor allem zwischen E1 und A1, ergibt sich bei der Umrechnung in WFPS aus derselben volumetrischen Bodenfeuchte nicht derselbe WFPS-Wert. Andersherum bedeutet ein zu ²/₃ wassergefüllter Bodenporenraum im E1-Ring eine Bodenfeuchte von 37,0 Vol.-%, beim A1-Ring dagegen nur 33,4 Vol.-%.

Die stets niedriger gemessene Bodenfeuchte im A1 ist somit weniger niedrig, wenn der Wassergehalt in der "physiologischeren" Einheit WFPS ausgedrückt wird, wie dies im Zusammenhang mit Spurengasflüssen in der Literatur häufig getan wird (vgl. GRANLI & BÖCKMANN 1994). Tabelle 3.1-B verrät weiterhin, daß in den feuchteren Ringen mit der geringeren Lagerungsdichte höhere volumetrische Bodenfeuchtwerte nötig sind, um den gleichen Anteil an wassergefülltem Porenraum zu erreichen.

Da die Lagerungsdichte wie bereits erwähnt im Jahresverlauf gewissen Schwankungen unterworfen ist (wassergehaltsabhängige Schrumpf-/Quellbewegungen, Aktivität von Wurzeln und Bodentieren), wäre die Umrechnung des volumetrischen Wassergehalts über die im April erhobenen Lagerungsdichte-Werte auf mehrere Jahre unkalkulierbar stark fehlerbehaftet. Sie wurde daher in Tab. 3.1-B nur beispielhaft umgerechnet, um die resultierenden Unterschiede zu demonstrieren.

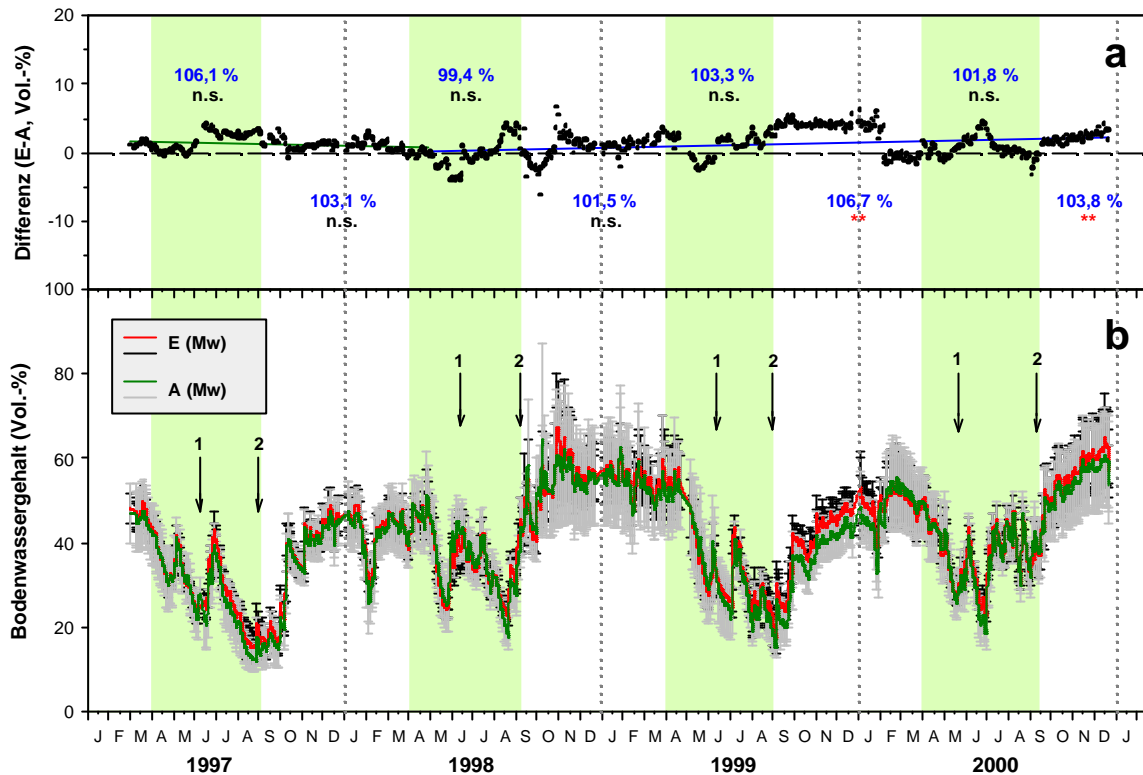


Abbildung 3.1-B: Bodenwassergehalte auf den E- und den A-Flächen vor und nach Beginn der CO₂-Anreicherung **b)** Bodenfeuchte ± Standardabweichung (n=12) pro Tag und CO₂-Behandlung (E: Stabw. schwarz; A: Stabw. grau). Pfeile 1 und 2: erste und zweite Ernte eines Jahres. **a)** Differenzen zwischen dem E- und den A-Wert jedes Meßtages. Blaue Werte: Mittlerer E-Wert der dargestellten Periode (grün oder weiß) in Prozent des mittleren A-Werts; darunter: Ergebnis eines Man-Whitney-Tests dieser Werte. Grüne und blaue Trendlinien: lineare Regressionen der Werte vor und nach CO₂-Anreicherungsbeginn. Grün hinterlegt (**a, b**): Haupt-Vegetationszeit (1. April bis zweite Ernte).

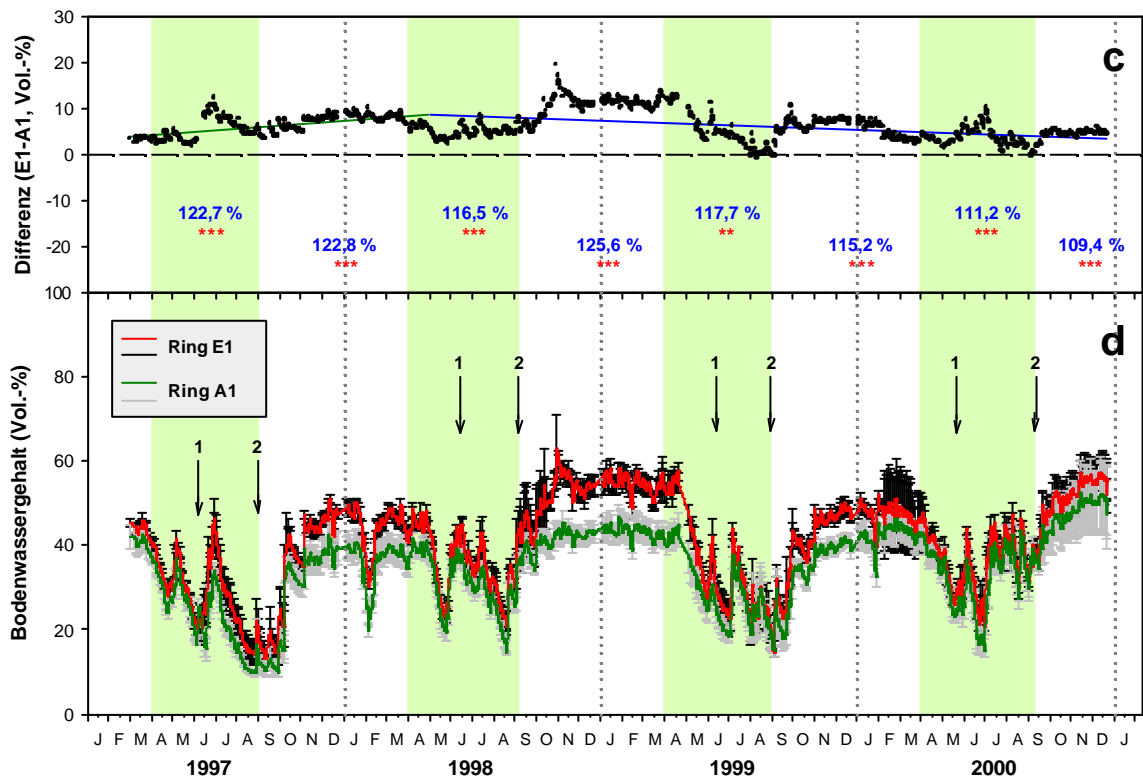


Abbildung 3.1-B: Bodenwassergehalte auf den E1- und den A1-Flächen vor und nach Beginn der CO₂-Anreicherung. **c** und **d** wie **a** und **b**, s.o. Standardabweichung: n=4 pro Meßtag und Ring.

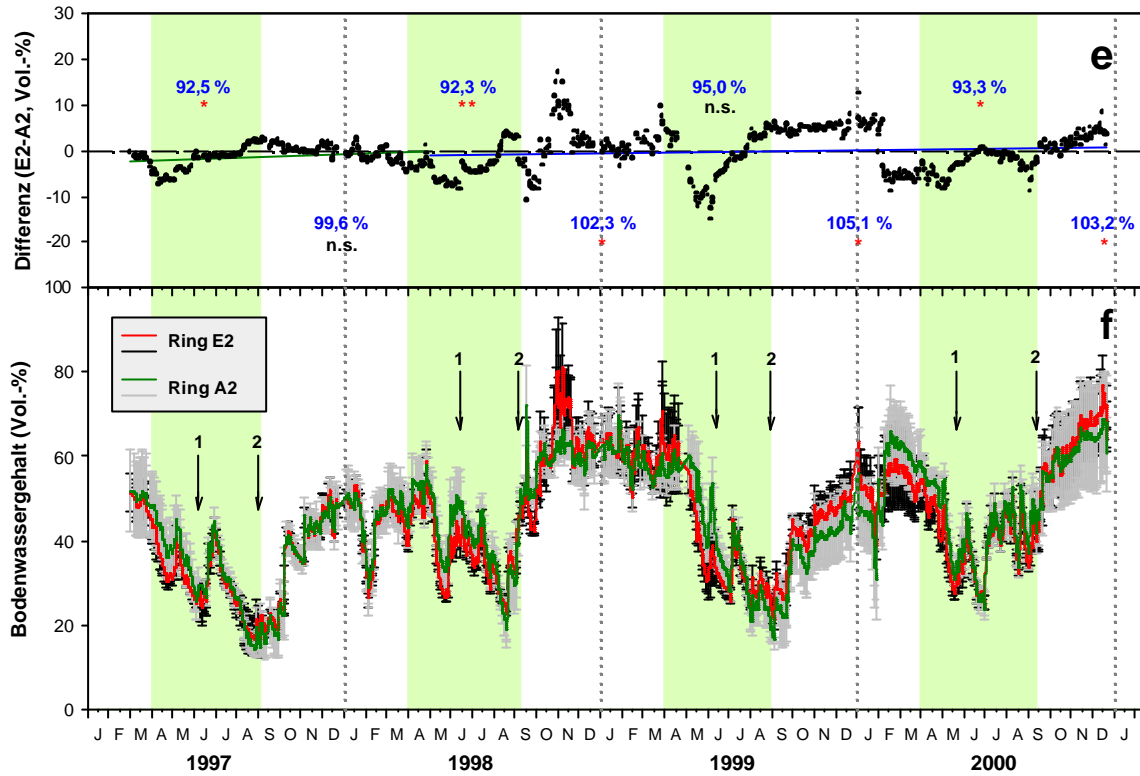


Abbildung 3.1-B: Bodenwassergehalte auf den E2- und den A2-Flächen vor und nach Beginn der CO₂-Anreicherung. e und f wie a und b, s.o. Standardabweichung: n=4 pro Meßtag und Ring. Grüne und blaue Trendlinien: lineare Regressionen der Werte vor und nach CO₂-Anreicherungsbeginn. Grün hinterlegt (a, b): Haupt-Vegetationszeit (1. April bis zweite Ernte).

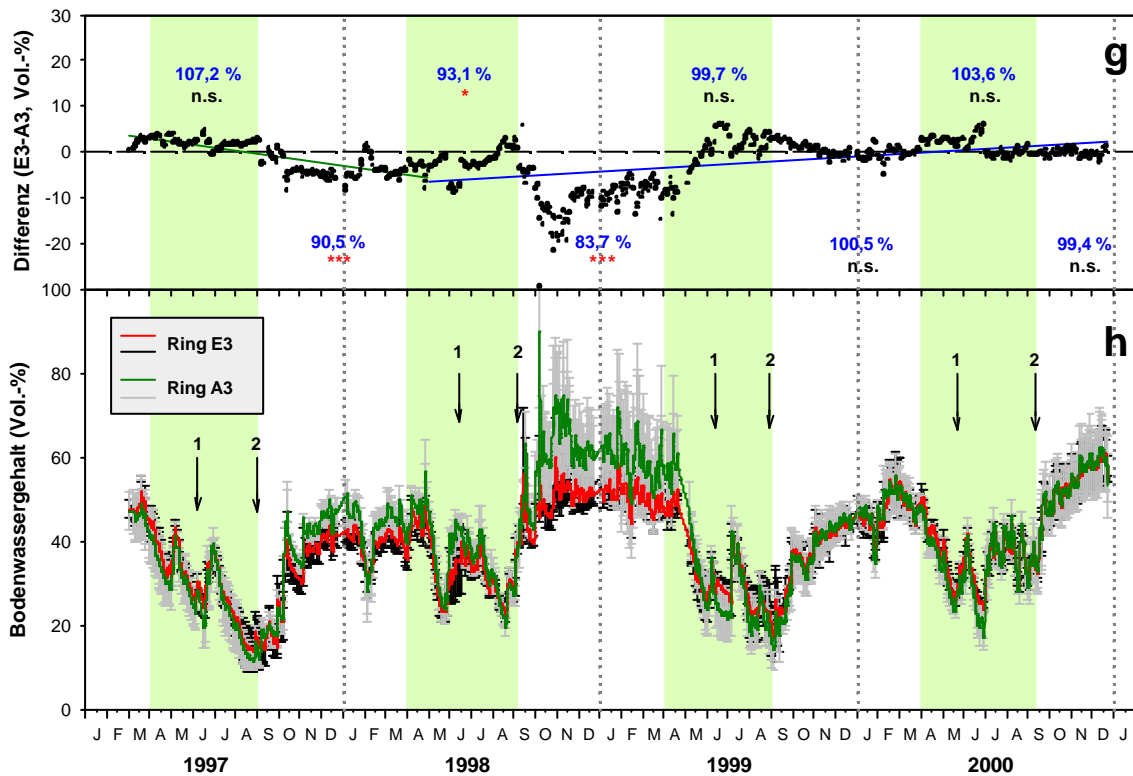


Abbildung 3.1-B: Bodenwassergehalte auf den E3- und den A3-Flächen vor und nach Beginn der CO₂-Anreicherung. g und h wie a und b, s.o. Standardabweichung: n=4 pro Meßtag und Ring. Grüne und blaue Trendlinien: lineare Regressionen der Werte vor und nach CO₂-Anreicherungsbeginn. Grün hinterlegt (a, b): Haupt-Vegetationszeit (1. April bis zweite Ernte).

Im Verlauf der **Bodenfeuchten im Jahresgang** (Abb. 3.1-B, **b, d, f, h**) traten immer wieder bestimmte Grundmuster auf, und doch zeigte jedes Jahr in Abhängigkeit der Niederschlagsmuster einen sehr eigenen Bodenfeuchteverlauf. Gemeinsam ist allen Jahren (Abb. 3.1-B, **b**), daß der Austrieb der Grünland-Vegetation im Frühjahr an der sinkenden Bodenfeuchte zu erkennen ist. Dieser Zeitpunkt lag 1997 schon Ende März (geringe winterliche Niederschläge zuvor), ebenso im Jahr 2000 mit seinen hohen Frühjahrstemperaturen. Im Jahr 1998 hingegen begann das Absinken der Bodenfeuchte erst Ende April, wobei die hohen Herbst-Niederschläge 1998 verzögernd wirkten.

Deutlich war im Jahresgang der Zeitpunkt der ersten Ernte zu erkennen: Nach der Ernte stieg die Bodenfeuchte stets um etwa 15 Vol.-% an, um mit erneutem Aufwuchs der transpirierenden Biomasse oft ebenso rasch wieder zu sinken. Dabei sank die Bodenfeuchte i.d.R. bis zur zweiten Ernte auf noch geringere Werte als vor der ersten Ernte. Besonders ausgeprägt war dies im sehr trockenen Spätsommer 1997, in dem im August/September so gut wie kein Niederschlag fiel (man beachte die fortdauernd geringe Bodenfeuchte auch nach der zweiten Ernte). Nach der zweiten Ernte zeigte sich i.d.R. ein kurzer Anstieg der Bodenfeuchte: 1997 fiel dieser aufgrund der großen Trockenheit sehr gering aus, ebenso 1998; hier allerdings durch die hohen Niederschläge, die die Bodenfeuchte schon vorher hatten ansteigen lassen. In den Jahren 1999 und 2000 war der Anstieg nach der zweiten Ernte deutlicher. Im Winter 1997/1998 sowie im Winter 1999/2000 war in den hohen Bodenfeuchtwerten der Winterperiode in allen Ringen stets ein Ausschlag nach unten festzustellen. Dieser wurde jeweils durch eine kurze Frostperiode verursacht (vgl. Abb. 3.1-C im folgenden Abschnitt). Im Januar/Februar 1998 kühlten Tagesmittel-Lufttemperaturen bis $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ den Boden kurzzeitig bis in 5 cm Tiefe unter $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ ab (vgl. Vorversuche; in den CO_2 -Ringen wurden in diesem Winter noch keine Bodentemperaturen gemessen). Im Januar 2000 war das Frost-Intermezzo weniger ausgeprägt (Abb. 3.1-C), und senkte die Ring-Bodentemperaturen in 5 cm Tiefe bis etwa $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ ab (Abb. 3.1-D, **a**). Das Ausfrieren von Teilen des Bodenwassers bis in 5 cm Tiefe reicht offenbar aus, um einen deutlich sichtbaren Rückgang der Bodenfeuchte um etwa 10 Vol.-% zu bewirken. Obwohl im Winter 1998/1999 ebenfalls zweimal kurze Frostperioden von ähnlicher Intensität wie im Januar 2000 auftraten, war nur bei der zweiten Abkühlung Anfang Februar 1999 ein leichter Rückgang der Bodenfeuchte zu verzeichnen (Temperaturen in 5 cm Tiefe blieben über $0\text{ }^{\circ}\text{C}$, vgl. Abb. 3.1-D, **a**). Die Ursache für den unterschiedlichen Verlauf der Frostereignisse von Januar 2000 und Februar 1999 dürfte in dem sehr hohen Bodenwassergehalt 1999 zu suchen sein.

Beim Vergleich des Bodenfeuchte-Verlaufs über den Zeitraum März 1997 bis Dezember 2000 müssen vor allem die Vegetationsperioden miteinander verglichen werden, da hier die angesprochenen TDR-Sonden-Probleme kaum eine Rolle spielen können, und zudem unter dem Einfluß der stehenden Vegetation am ehesten Unterschiede unter erhöhtem CO_2 auftreten sollten. Gemittelt über die drei E- und die drei A-Ringe nahm die E-Feuchte gegenüber A in der Vor-Anreicherungs-Periode geringfügig ab (um 0,9 Vol.-%, grüne Trendlinie in Abb. 3.1-B, **a**; $R^2 = 0,06$). Nach

Beginn der Anreicherung stieg sie bis Ende 2000 wieder leicht an (um 1,9 %, blaue Trendlinie, $R^2 = 0,07$). Gemittelt betrug die Differenz zwischen den E- und A-Werten in den dargestellten Zeitperioden (grün oder weiß) nie mehr als 6,7 %. Betrachtet man diese Trendlinien jedoch für die einzelnen Ringpaare (Abb. 3.1-B, c, e, g), so sind die Trends stets verschieden und lassen keine (gleichgerichtete) CO_2 -Wirkung erkennen.

Die Ringe E1 und A1 unterschieden sich von Anfang an signifikant in ihrer Bodenfeuchte (Abb. 3.1-B, c und d). Der Unterschied zwischen beiden war nach Beginn der Anreicherung rückläufig (Trendlinie in Abb. 3.1-B, c), war jedoch bis Ende 2000 signifikant. Bei Ringpaar 2 wies mal E2 und mal A2 die (zuweilen signifikant) höhere Bodenfeuchte auf. Hier besteht eine (sehr geringe) Zunahme-Tendenz (Abb. 3.1-B, e), die jedoch auch vor Anreicherungsbeginn schon existierte. Bei den Ringen E3 und A3 könnte die Abfolge der Vegetationsperioden 1998 bis 2000 als Anstieg der Bodenfeuchte des E3 gewertet werden, wenn nicht bereits 1997 ein größerer Unterschied zwischen E3 und A3 bestanden hätte als er 2000 (wieder) erreicht wurde (vgl. gegenläufige Trendlinien, Abb. 3.1-B, g). Auch hier ist somit kein klarer CO_2 -Effekt erkennbar.

3.1.3 Die Entwicklung der Bodentemperatur in den CO_2 -Ringen

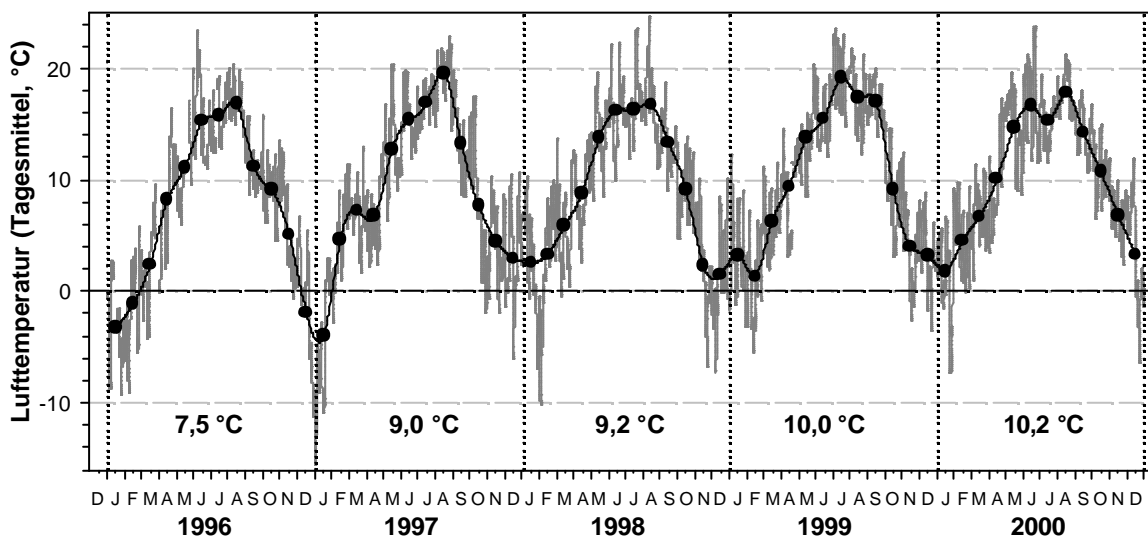


Abbildung 3.1-C: Verlauf der Lufttemperatur in 2 m Höhe auf der Versuchsstation Linden von 1997 bis 2000: Tagesmittel (graue Linie) und Monatsmittel (schwarze Punkte). Zahlen: Jahresmitteltemperatur.

Wie Abb. 3.1-C und (für die Ringe ab April 1998) Abb. 3.1-D zeigen, trat im Verlauf der Untersuchungsperiode keine Frostperiode auf, die in ihrer Stärke und in den Auswirkungen auf den Boden (Durchfrieren bis unter 20 cm Tiefe) dem Frostereignis im Winter 1996/1997 vergleichbar gewesen wäre. Im Winter 1996/1997 lag die Monatsmittel-Temperatur bei zwei Monaten unter Null, was in keinem der folgenden

Jahre zu verzeichnen war. Dadurch, und durch die Anfangsmonate des Jahres 1996, lag die Jahresmitteltemperatur 1996 weit unter dem langjährigen Gießener Mittel.

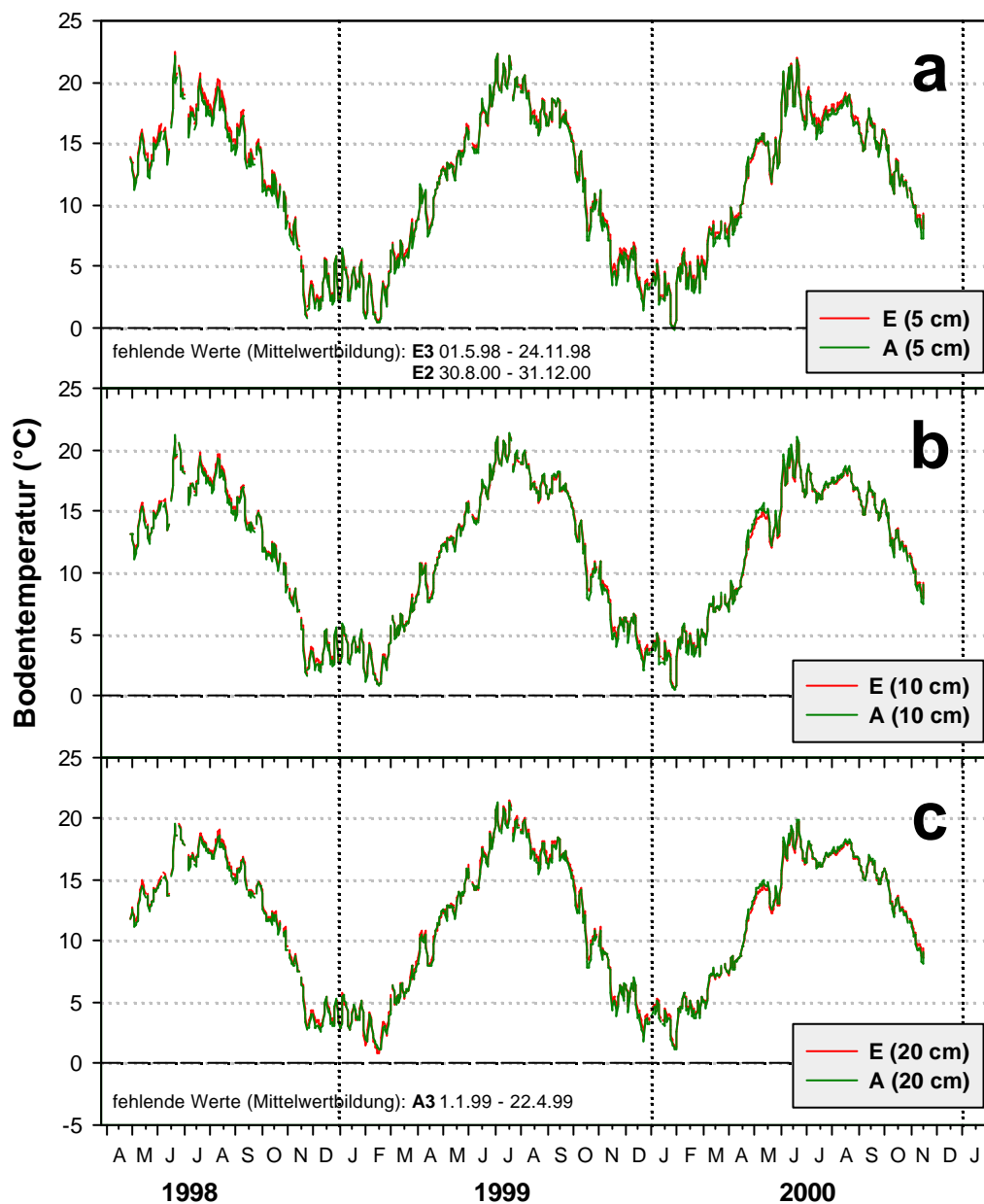


Abbildung 3.1-D: Verlauf der Bodentemperaturen in den E- und den A-Ringen (Tages- und Ringmittel) in 5 cm Tiefe (a), 10 cm Tiefe (b) und 20 cm Tiefe (c).

Die Zeitperioden, in denen die dargestellten Ring-Mittelwerte aus nur zwei gemittelten Ringen bestanden, sind in der Abbildung angegeben.

In Abbildung 3.1-D, a bis c, sind die gemittelten A- und E-Bodentemperaturen seit Beginn der CO₂-Anreicherung dargestellt. Die Unterschiede im Temperaturverlauf zwischen den drei Tiefen waren sehr gering; in 5 cm Tiefe war die Jahresamplitude geringfügig größer als in den Tiefen darunter: So wurden z.B. Ende Januar 2000 in 5 cm Tiefe 0 °C erreicht, nicht aber in den darunter liegenden Tiefen.

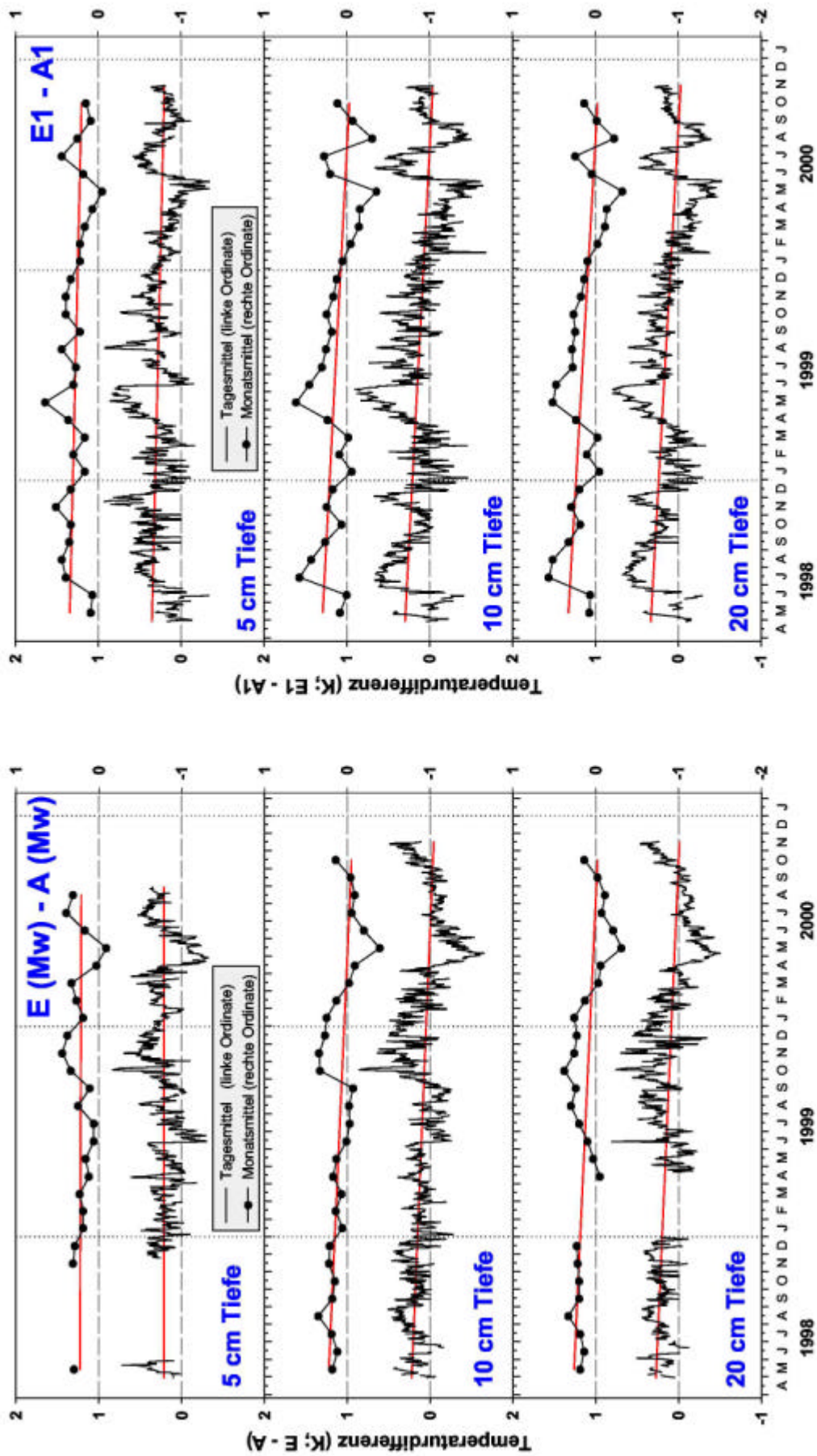


Abbildung 3.1-E: Differenzen der Bodentemperaturen in den E- und A-Ringen in jeweils 5, 10 und 20 cm Tiefe. Jede Graphik: Darstellung von Tages- und Monatsmitteldifferenzen (jede mit eigener Ordinate). Trendlinien in rot (=Regressionslinien). links: wenn die Werte eines Rings fehlten, wurde kein Mittelwert gebildet (=fehlende Daten).

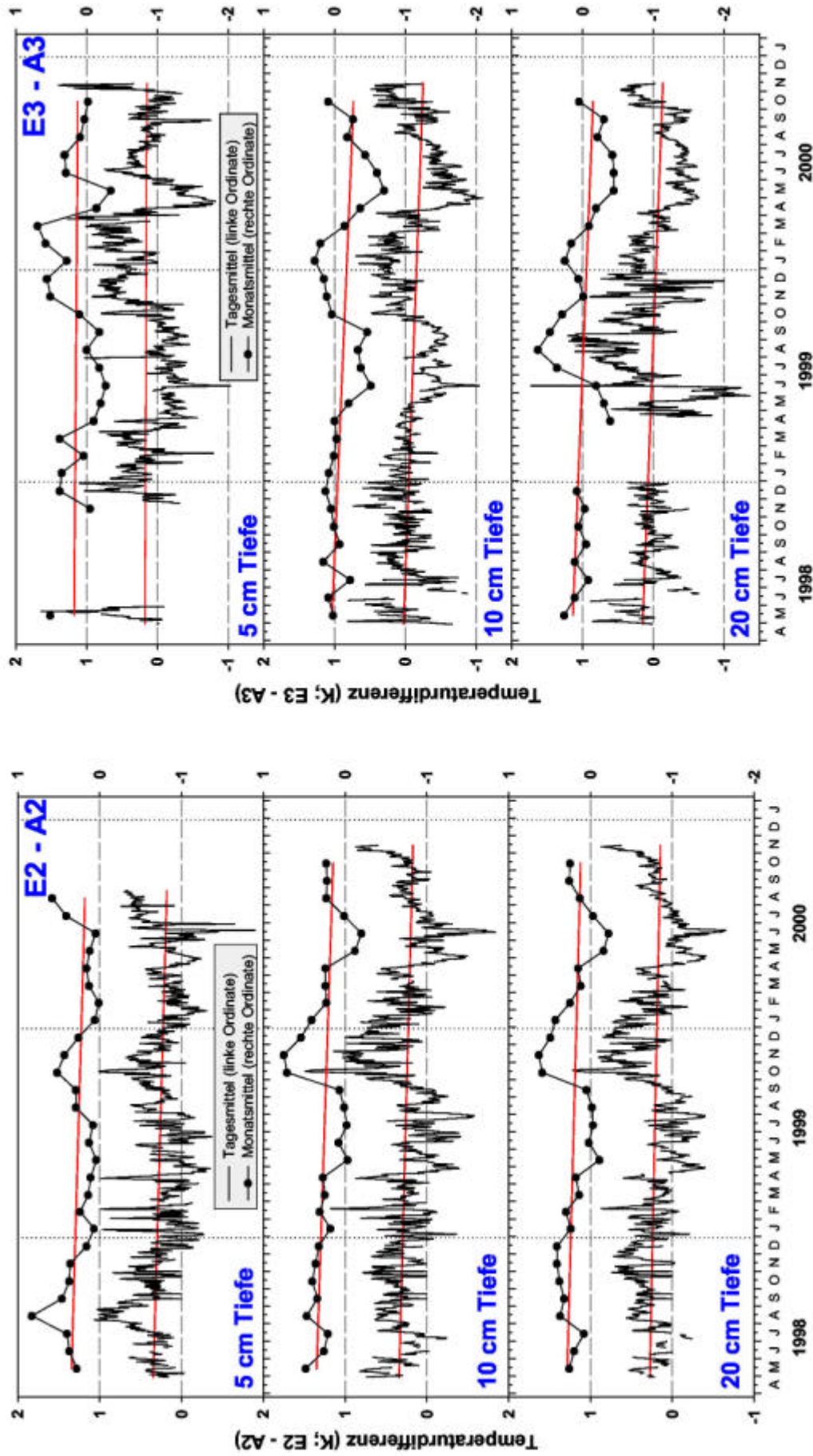


Abbildung 3.1-F: Differenzen der Bodentemperaturen in den E- und A-Ringen in jeweils 5, 10 und 20 cm Tiefe. Jede Graphik: Darstellung von Tages- und Monatsmittel-Differenzen (jede mit eigener Ordinate). Trendlinien in rot (=Regressionslinien).

Die Unterschiede zwischen zwei Ringpartnern betragen zeitweilig bis zu 1,8 °C (E3 minus A3, Abb. 3.1-F, rechts); im Schnitt lagen sie jedoch bei 0,22 °C in 5 cm Tiefe, 0,09 °C in 10 cm Tiefe und 0,12 °C in 20 cm Tiefe (E-Mittelwert minus A-Mittelwert der gesamten dargestellten Meßperiode in Abb. 3.1-E, links).

Die Differenzen-Darstellung des Temperaturverlaufs in den Ringen läßt erkennen, daß seit Beginn der CO₂-Anreicherung eine geringfügige Veränderung in der Temperatur der E-Ringe stattgefunden haben muß (Trendlinien!). Diese war in 10 und 20 cm Tiefe bei jedem der drei Ringpaare ausgeprägter als in 5 cm Tiefe. So betrug die "Abkühlung" der E-Ringe in 5 cm Tiefe gegenüber den A-Ringen nur 0,02°C (Anfangswert der Trendlinie gegenüber ihrem Endwert, Abb. 3.1-E, links) und könnte somit Zufall sein (R² annähernd 0). Dabei zeigten das erste und zweite Ringpaar in 5 cm Tiefe einen leichten Rückgang, Ringpaar 3 hingegen keinen. In 10 cm Tiefe dagegen betrug der mittlere Rückgang der E- gegenüber den A-Temperaturen fast 0,27 °C (R² = 0,25). Dieser Rückgang in 10 cm Tiefe war bei allen drei Ringpaaren gleichermaßen zu verzeichnen und betrug bei den Ringpaaren 1 und 3 etwa 0,3 °C, und bei Ringpaar 2 etwa 0,2 °C. Während in dieser Tiefe E1 und E2 anfangs etwa 0,3 °C wärmer waren als der entsprechende A-Partner, waren E3 und A3 anfangs gleich, Ende 2000 jedoch war E3 um etwa 0,3 °C kälter (Trendlinienwerte). Annähernd gleich verhielt es sich bei allen drei Ringpaaren mit den Temperaturen in 20 cm Tiefe. Hier betrug der mittlere Rückgang der E- gegenüber den A-Temperaturen 0,28 °C (R² = 0,27). Das Bestimmtheitsmaß der Trendlinien (lineare Regressionen) ist nicht sehr groß; jedoch läßt die Gleichartigkeit des Trends über alle Ringpaare auf einen echten CO₂-Effekt schließen. Möglicherweise ist die Bodentemperatur ein sensiblerer Indikator für die Bodenfeuchte- und /oder die LAI-Entwicklung in den Ringflächen als die Messungen dieser Parameter selbst.

In Ringpaar 2 und 3 jedenfalls traten 1999 und 2000 die größten negativen Differenzen in der Bodentemperatur (v.a. in 10 cm Tiefe) auf zum Zeitpunkt großer stehender und transpirierender grüner Biomasse (Mai-Juni-Juli 1999; Mai-Juni 2000). Ringpaar 1 zeigte solch einen Verlauf allerdings nicht; daher muß nicht zwingend eine veränderte Bodenfeuchte die Ursache für den E-Temperatur-Rückgang sein.

3.2 Mineralische N- und organische C-Gehalte des Bodens der CO₂-Ringe

Da in den Ringflächen nur eine begrenzte Menge Boden zur Verfügung stand, wurden seltener als gewünscht Bodenproben entnommen. Daher wurde in der Regel Boden von den "Außenecken" der Kontrollringe (A1 bis A3) genommen, sowie ab der "Freigabe" des Rings E4 Bodenproben aus seiner Innenfläche. Wenn im Rahmen von DEA- oder Nitrifikations-Untersuchungen etwas Boden aus den Ringinnenflächen (je 0 bis 5 cm Tiefe) übrig war, wurde dieser ebenfalls zur N-Analyse genutzt.

3.2.1 N-Gehalte bei der Lagerungsdichte-Bestimmung am 8./9.4.1998

Zu diesem Termin wurde zur Lagerungsdichte-Bestimmung aus jedem der 6 CO₂-Ringe je nach Tiefe an 5 bis 8 Stellen Boden entnommen. Hieraus wurden Mischproben für jeden Ring für die Tiefen 0 bis 2,5, 2,5 bis 5, 5 bis 10 und 10 bis 15 cm hergestellt. Aus jeder Mischprobe wurden 2 Aliquots zur KCl-Extraktion gezogen und ausgeschüttelt. Wie Abb. 3.2-A zeigt, bestanden zu diesem Zeitpunkt vor Beginn der CO₂-Anreicherung (Mai 1998) keine signifikanten Unterschiede in den N-Gehalten der Ringe mit erhöhtem CO₂ (E) gegenüber den Kontrollringen (A). Generell waren alle N_{min}-Gehalte zu diesem Zeitpunkt vor der Düngung sehr gering. Im allgemeinen nahmen die N-Konzentrationen von oben nach unten ab (vgl. hierzu auch die folgenden Abbildungen).

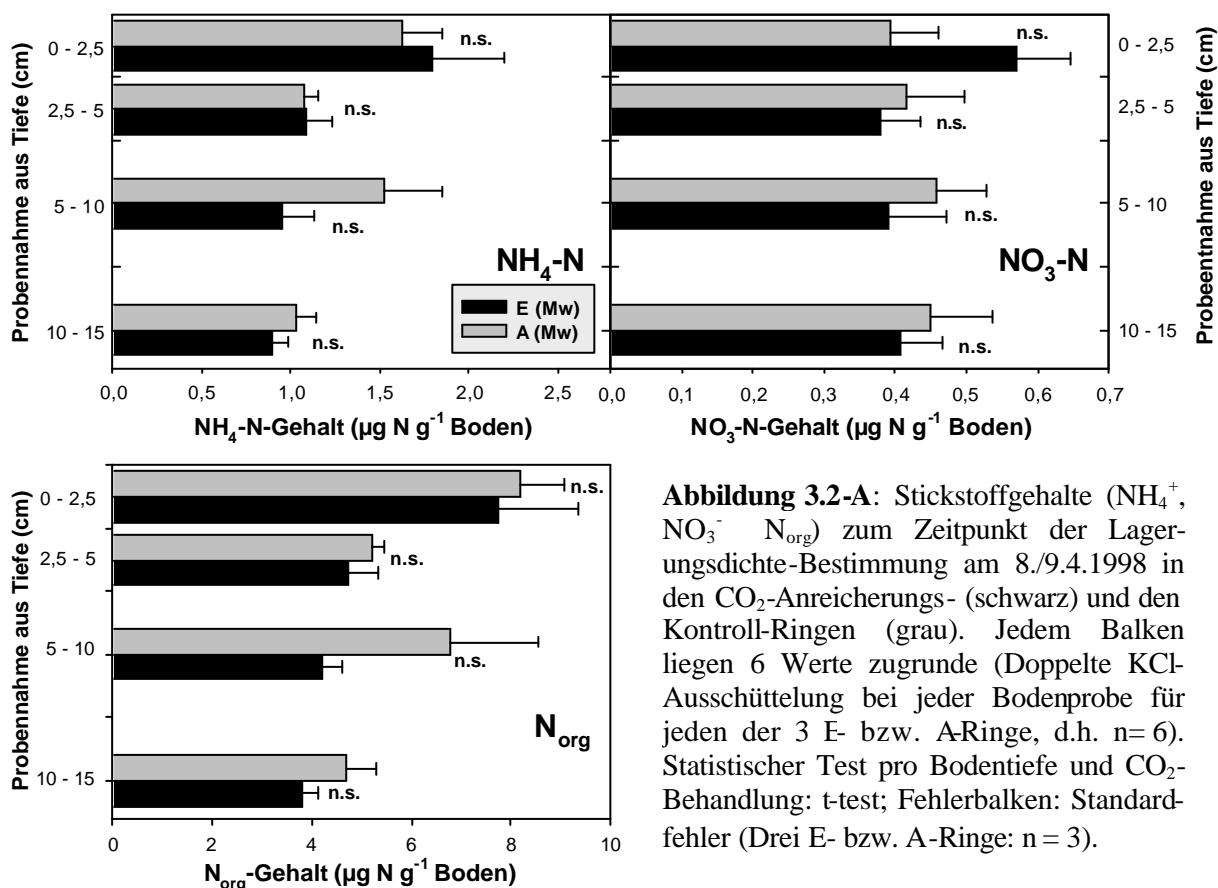


Abbildung 3.2-A: Stickstoffgehalte (NH₄⁺, NO₃⁻, N_{org}) zum Zeitpunkt der Lagerungsdichte-Bestimmung am 8./9.4.1998 in den CO₂-Anreicherungs- (schwarz) und den Kontroll-Ringen (grau). Jedem Balken liegen 6 Werte zugrunde (Doppelte KCl-Ausschüttelung bei jeder Bodenprobe für jeden der 3 E- bzw. A-Ringe, d.h. n=6). Statistischer Test pro Bodentiefe und CO₂-Behandlung: t-test; Fehlerbalken: Standardfehler (Drei E- bzw. A-Ringe: n=3).

3.2.2 N-Gehalte vor und während des laufenden CO₂-Experiments

Wie die Abbildungen 3.2-B bis 3.5-D (jeweils **a** bis **f**) zeigen, waren die Konzentrationen an mineralischem Stickstoff (Ammonium, Nitrat) während des gesamten Jahres im Lindener Grünland stets sehr niedrig. So bewegten sich die Ammonium-Gehalte in 0 - 5 cm Tiefe in der Regel auf einem Niveau von unter 10 µg N g⁻¹ Boden, in 5 - 10 cm Tiefe unter 4 µg g⁻¹ und in 10 - 15 cm Tiefe unter 2 µg g⁻¹ (Abb. 3.2-B). Eine Ausnahme stellt die Phase der sehr starken Herbstniederschläge im Jahr 1998 dar, bei der die NH₄-Gehalte kurzfristig höhere Werte erreichten (wahrscheinliche Ursache: Hemmung der Nitrifikation durch Sauerstoffmangel, daher verzögerter Abbau von NH₄⁺). Die E4-Ammonium-"Ausreißerwerte" im Februar 1999 in 0- 5 und 5- 10 cm Tiefe sind sehr wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß ein Ameisen-Nest bei der Probenahme mit angestochen und die Erde zur Analyse verwendet wurde. Das gleiche gilt für die E4-Werte von Nitrat und organischem Stickstoff vom gleichen Datum (Abb. 3.2-C und -D). Vergleicht man den Verlauf der NH₄-Gehalte des Bodens unter erhöhtem und aktuellem CO₂, so zeichnet sich keine klare Tendenz hin zu niedrigeren oder höheren Ammonium-Konzentrationen unter erhöhtem CO₂ ab (siehe Abb. 3.2-B, **b**).

Beim **Nitrat** (Abb. 3.2-C) lagen die Werte in 0 – 5 cm Tiefe i.d.R. unterhalb von 2 µg N g⁻¹ Boden, in 5 bis 10 cm Tiefe unterhalb von 1 µg g⁻¹ und in 10 bis 15 cm Tiefe unter 0,5 µg g⁻¹. Eine Ausnahme stellten die Werte vom 30.4.1997 kurz nach der Düngerapplikation dar – hier lagen die Nitratwerte der drei Kontrollflächen (A1 bis A3) etwas über dem beschriebenen Level. Zum Vergleich: Die applizierte Ammoniumnitrat-Düngermenge, 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (dies entspricht 200 µg Nitrat-N cm⁻²), verteilt auf die ersten 5 cm Tiefe des Bodens, ergäbe (bei rechnerischer Berücksichtigung der Lagerungsdichte, vgl. 3.1) für den A1-Ring einen Gehalt von 39,7 µg N g⁻¹ Boden, für A2 60,2 µg g⁻¹ und für A3 63,7 µg g⁻¹. Verteilte man die applizierte Nitrat-Menge vertikal gleichmäßig auf die obersten 15 cm des Bodens, so ergäben sich Gehalte von 10,2 µg g⁻¹ für den A1-, 14,6 µg g⁻¹ für den A2- und 14,8 µg g⁻¹ für den A3-Ring. Die hier für den 30.4.1997 dargestellten Werte sind, obwohl nur sechs Tage nach der Düngung gemessen, sehr viel geringer. Auch hier ist, wie beim NH₄⁺, kein Trend einer CO₂-Beeinflussung der Werte zu erkennen (vgl. Abb. 3.2-C **d**). Allenfalls scheinen die Nitrat- und auch die Ammonium-Konzentrationen unter erhöhtem CO₂ in 5 bis 10 und 10 bis 15 cm Tiefe etwas niedriger zu sein.

Der Gehalt an KCl-extrahierbarem, **organischen Stickstoff** lag in 0 bis 5 cm Tiefe i.d.R. um die 20 µg N g⁻¹ Boden, in 5 bis 10 cm Tiefe unter 10 µg g⁻¹ und in 10 bis 15 cm Tiefe um die 4 µg g⁻¹. Auch bei N_{org} sind die E4-"Ausreißerwerte" wie bei NH₄⁺ und NO₃⁻ am 12.2.1999 sehr wahrscheinlich auf das Ameisennest in der Probe zurückzuführen. Auch beim organischen Stickstoff ist kein klarer Trend einer Beeinflussung durch erhöhtes CO₂ feststellbar. Eventuell zeichnet sich v.a. gegen Ende der Messungen eine leichte Erhöhung der N_{org}-Gehalte unter erhöhtem CO₂ ab. Für eine klare Aussage durch Weiterbeobachtung des Trends hätten die Messungen jedoch weiter fortgeführt werden müssen.

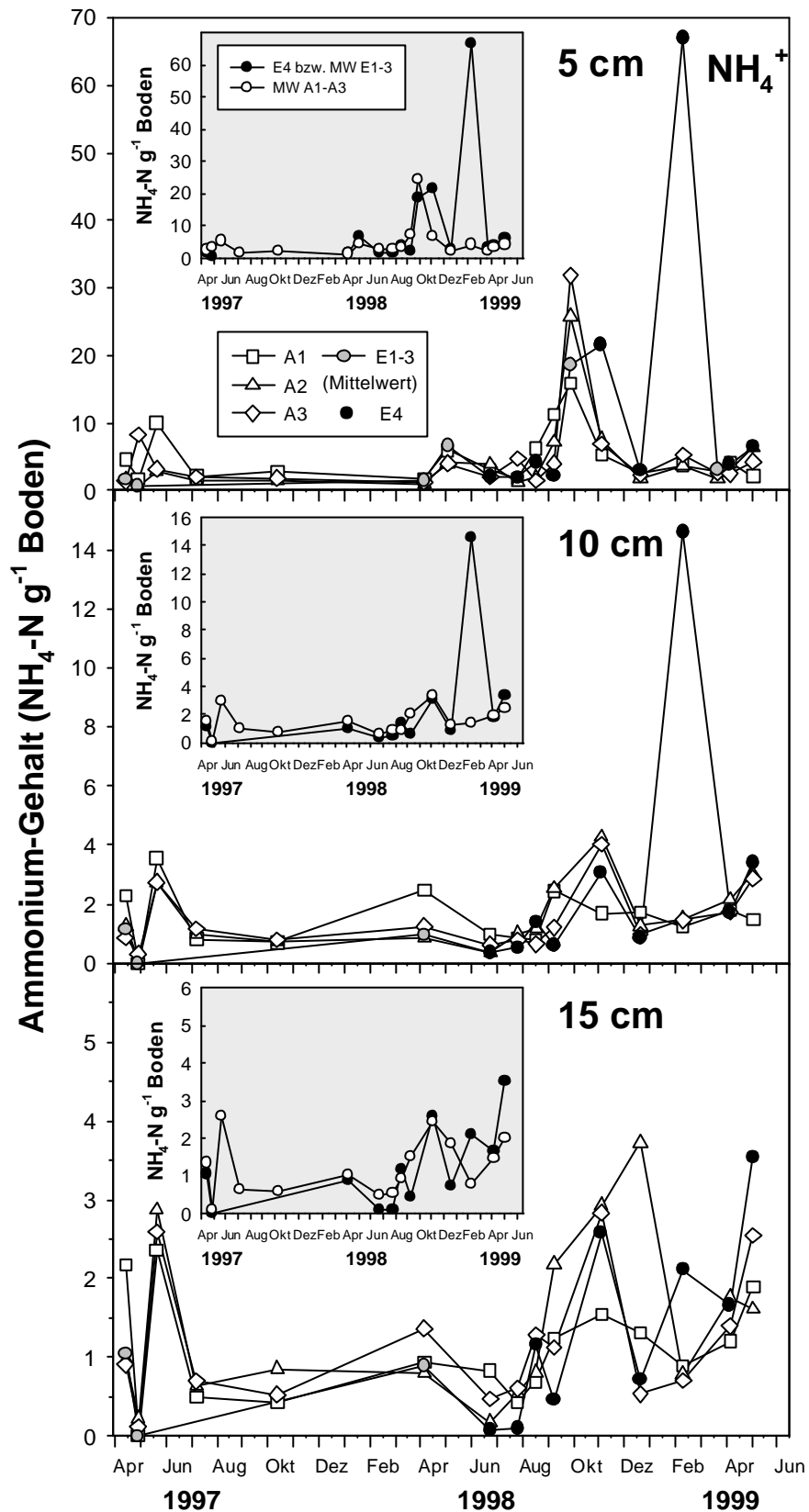


Abbildung 3.2-B: Ammonium-Gehalte des Bodens in den CO_2 -Ringen in verschiedenen Tiefen im Untersuchungszeitraum. In den großen Graphiken: Graue Kreise = Mittelwert aus den Ringen E1 bis E3; schwarze Kreise = Wert aus dem Ring E4. Legenden große und kleine Graphiken: gelten für alle Tiefen. Ordinatenkalierung für die drei Tiefen unterschiedlich.

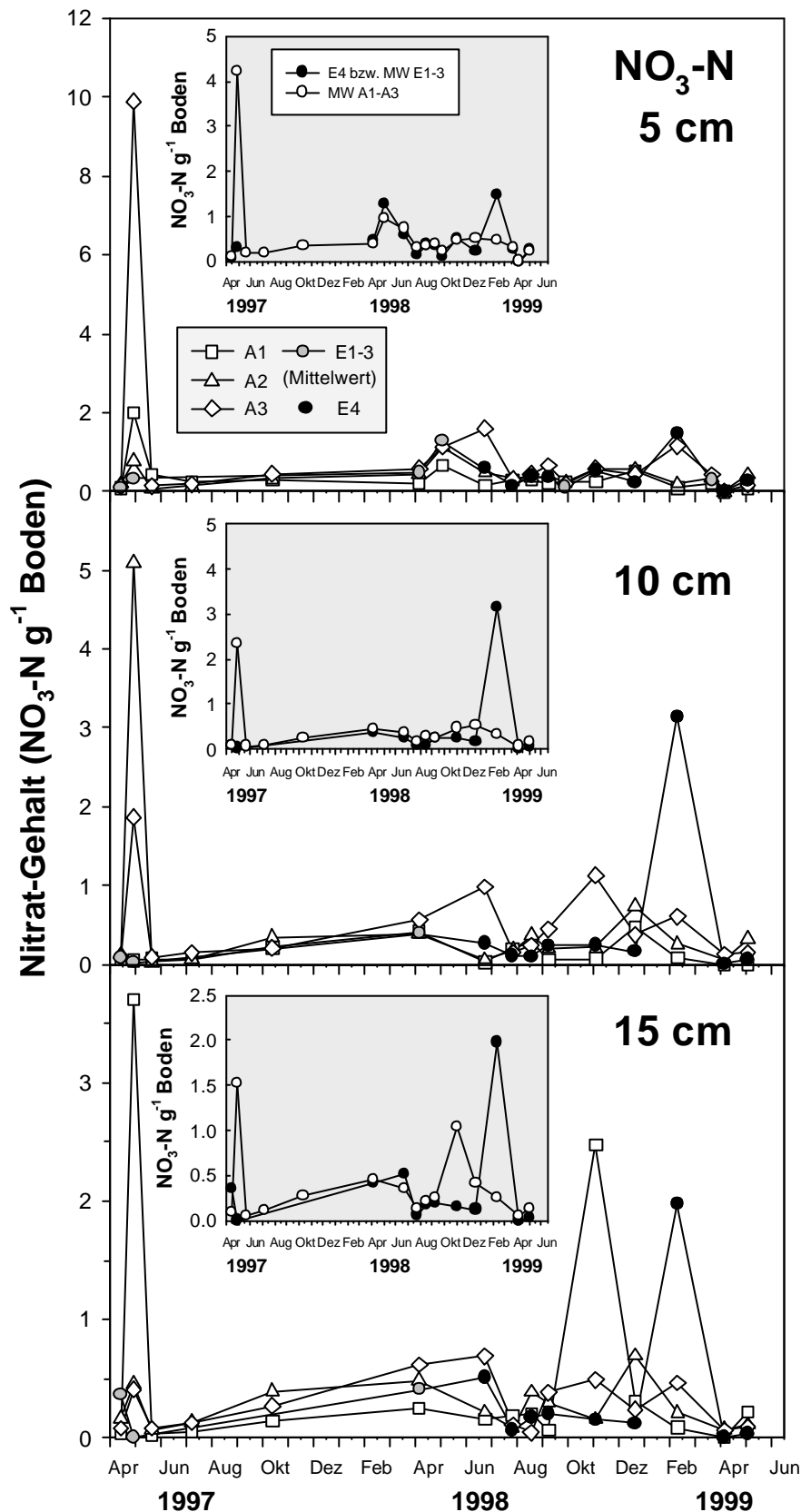


Abbildung 3.2-C: Nitrat-Gehalte des Bodens in den CO₂-Ringen in verschiedenen Tiefen im Untersuchungszeitraum. In den großen Graphiken: Graue Kreise = Mittelwert aus den Ringen E1 bis E3; schwarze Kreise = Wert aus dem Ring E4. Legenden große und kleine Graphiken: gelten für alle Tiefen. Ordinaten-skalierung für die drei Tiefen unterschiedlich.

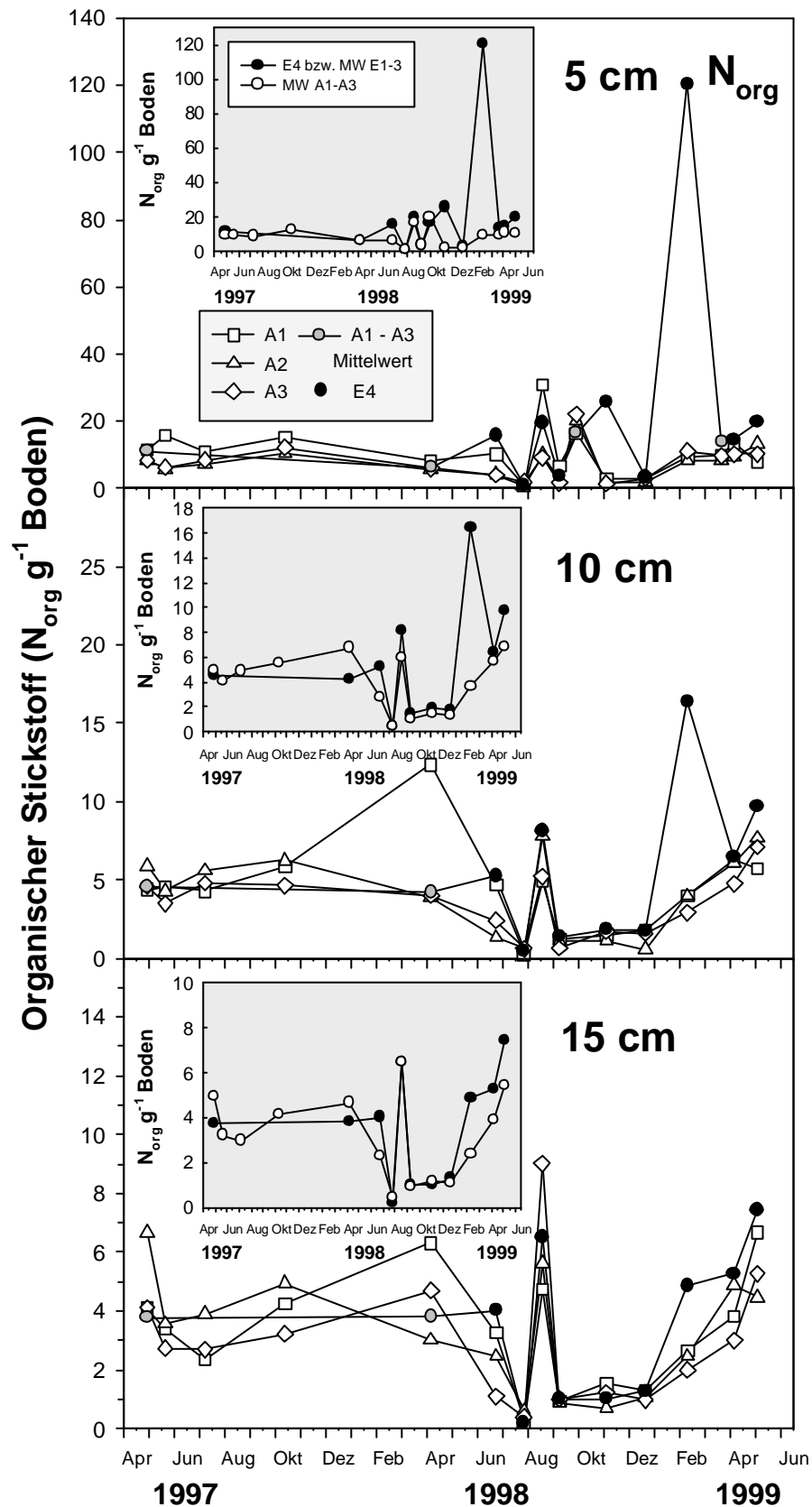


Abbildung 3.2-D: Konzentration organischen Stickstoffs in den CO_2 -Ring in verschiedenen Tiefen im Untersuchungszeitraum. In den großen Graphiken: Graue Kreise = Mittelwert aus den Ringen E1 bis E3; schwarze Kreise = Wert aus dem Ring E4. Legenden große und kleine Graphiken: gelten für alle Tiefen. Ordinatenkalierung für die drei Tiefen unterschiedlich.

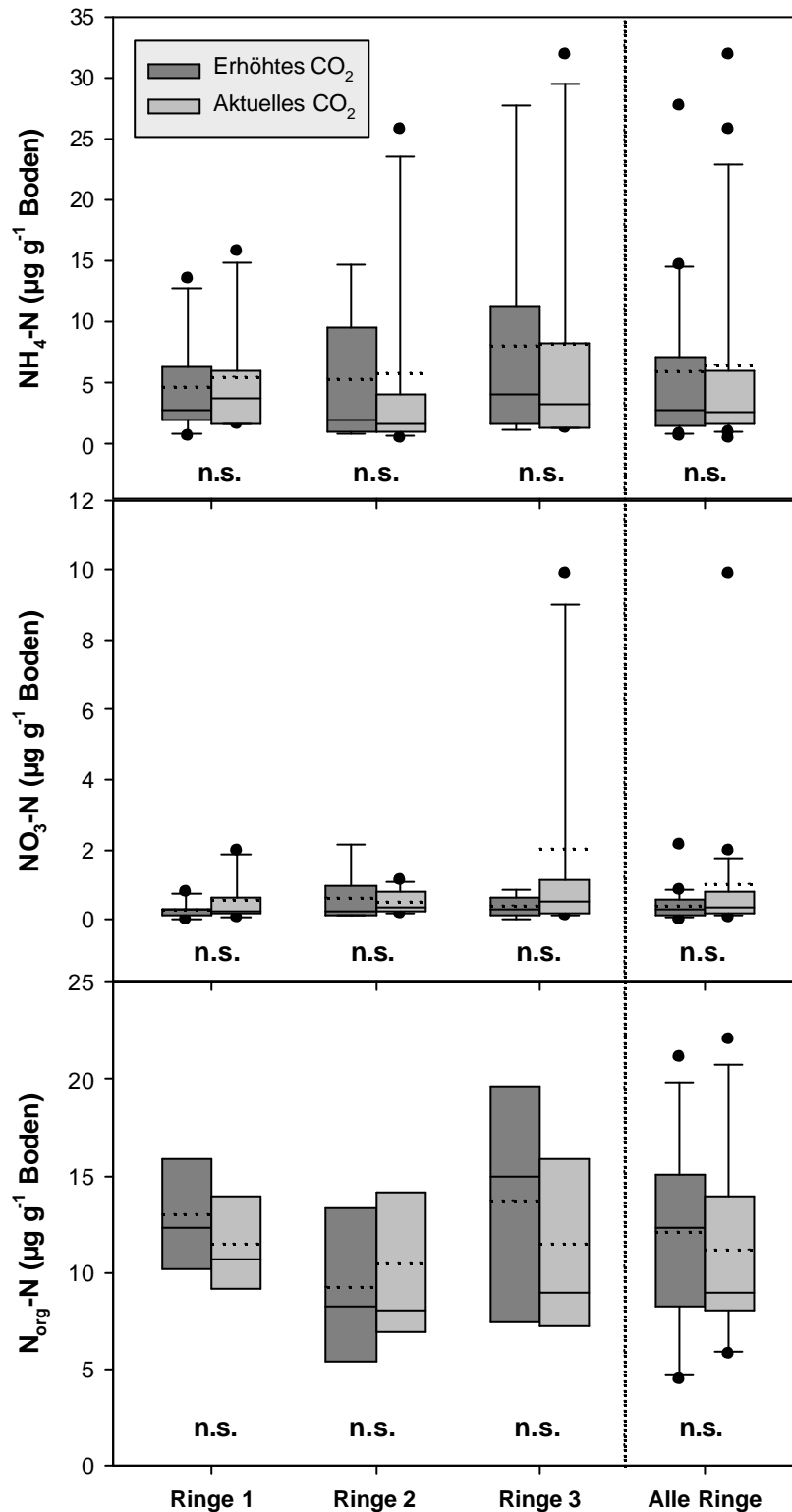


Abbildung 3.2-E: Stickstoffgehalte (NH_4 , NO_3 , N_{org}) in 0 bis 5 cm Tiefe über den Untersuchungszeitraum (Probenahmen: 15. und 30.4.1997; 8.4., 6.5. und 30.9.1998 und am 25.3.1999). Die Proben wurden *innerhalb* der Ringe (bei Lagerungsdichte- oder DEA-Untersuchungen) entnommen. Die höchsten gemessenen Werte (v.a. bei Nitrat) stammen vom 30.4.1997 kurz nach Düngerapplikation. Es ergaben sich keine signifikanten Unterschiede (p -Werte $>0,3$) mittels t-test (n -Zahlen Ringe 1-3 bei NH_4 und NO_3 : je 6, bei N_{org} : je 4; "alle Ringe" bei NH_4 und NO_3 : je 18, bei N_{org} : je 12).

Da bei keiner der drei gemessenen Stickstoff-Formen eine CO_2 -Beeinflussung zu existieren scheint, wurden die in nur 0–5 cm Tiefe in den E- und A-Ringen während des *gesamten* Untersuchungszeitraums gemessenen Werte verglichen (einschl. 1997, Abb. 3.2-E). Dabei bestätigt sich das Ergebnis vom 08./09.04.1998 (Abb. 3.2-A): Es existierten im Mittel keine signifikanten Unterschiede zwischen den CO_2 -Behandlungs-Flächen. Falls es unter erhöhtem CO_2 Unterschiede in den N-Umsatzraten geben sollte, zeigen diese sich jedenfalls nicht in den statischen Pool-Größen NH_4^+ -, NO_3^- - und N_{org} -Gehalt.

3.2.3 Wasserlöslicher organischer Kohlenstoff (KCl-Extraktion)

Analysen der KCl-Bodenextrakte auf den Gehalt an wasserlöslichen organischen Kohlenstoff wurden aufgrund der unter 2.6.2 beschriebenen Gegebenheiten nur von folgenden Probenahmen durchgeführt: Probenahmen in E4 sowie A1 bis A3 (Ecken) am 12.02., 09.04. und 07.05.99 (0 bis 5, 5 bis 10 und 10 bis 15 cm Tiefe) und Probenahmen zur DEA-Messung *in* den Ringen E1 bis E3 sowie A1 bis A3 (0 bis 5 cm Tiefe) am 25.03. und 09.06.99.

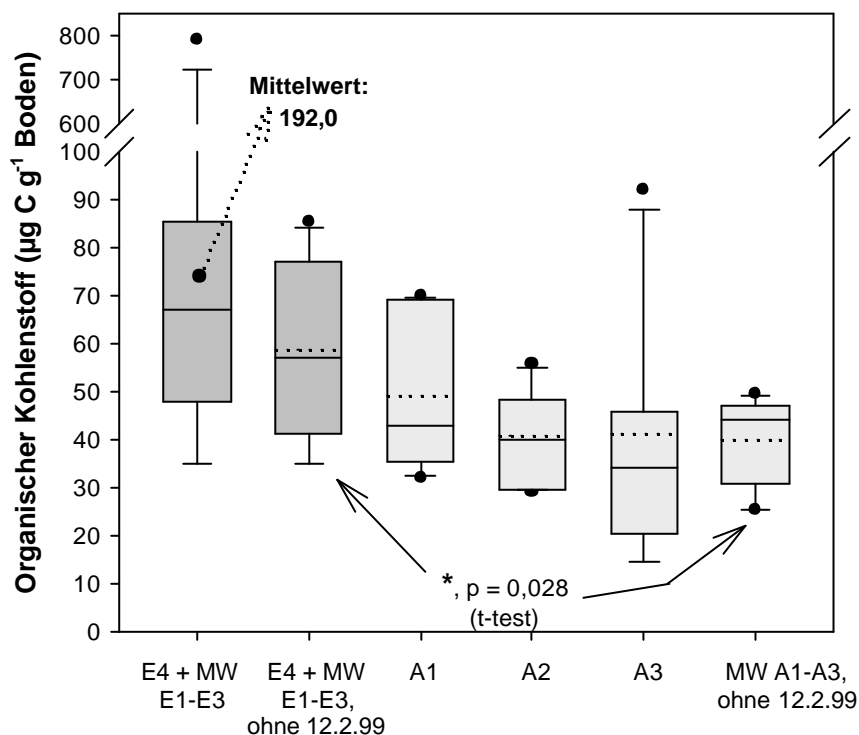


Abbildung 3.2-F: Gehalt an organischem Kohlenstoff in 0 bis 5 cm Tiefe. In die E-Boxen links gingen sowohl die E4- als auch die E1- bis E3-Mittelwerte ein. T-Test: E-Werte sowie A-Mittelwerte ohne die Analyse am 12.2.99 (siehe Text).

Wie Abb. 3.2-F zeigt, waren die E4- bzw. E1- bis E3-Mittelwert-Gehalte an organischem Kohlenstoff während des Messzeitraums grundsätzlich höher als die C_{org} -Gehalte der Kontrollflächen, selbst wenn die E4-Werte vom 12.02.1999 ausgeschlossen werden.

Bei dieser Probenahme wurde das Ameisennest mit angestochen, was höchstwahrscheinlich auch die Ursache der sehr hohen C_{org} -Werte war. Aber auch ohne den 12.2.99 sind die E-Werte signifikant höher als die gemittelten A-Werte (Abb. 3.2-F).

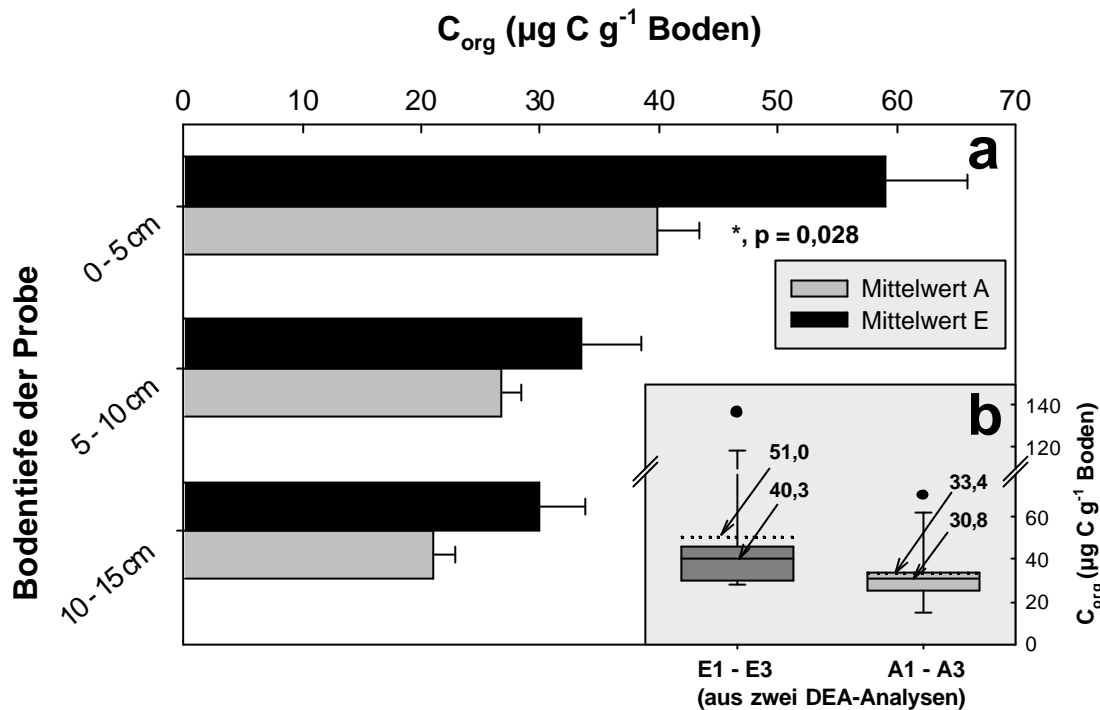


Abbildung 3.2-G: a) C_{org} -Gehalt während des Untersuchungszeitraums (ohne die Werte vom 12.2.99) in allen 3 Tiefen unter erhöhtem (E) und aktuellem CO_2 (A). In 5 cm Tiefe: 8 Einzelwerte, in 10 und 15 cm Tiefe je 4 Einzelwerte. Fehlerbalken: Standardfehler.

b) C_{org} -Gehalte aller E bzw. A-Werte von 0 bis 5 cm Tiefe direkt in den Ringen während zweier DEA-Probenahmen. Gestrichelte Linie: Mittelwert, Durchgezogene Linie: Medianwert (Pfeile: Zahlenwerte von Mittel- und Medianwerten), n = 12 pro CO_2 -Behandlung.

Die Gehalte an wasserlöslichem organischem Kohlenstoff waren, wie Abb. 3.2-G, **a** zeigt, nicht nur in 0 bis 5 cm Tiefe signifikant höher unter erhöhtem CO_2 . Auch den Tiefen darunter waren sie stets höher; leider reichte die Anzahl der Probenahmen nicht für statistische Tests aus. In Abb. 3.2-G, **b** sind Probenahmen direkt aus den Innenflächen der drei E- und A-Ringe im Rahmen der beiden DEA-Untersuchungen dargestellt. Obwohl hier keine signifikanten Unterschiede bestehen ($p = 0,141$, Mann-Whitney-Test), ist der E-Mittelwert doch um 52,9% höher als der A-Mittelwert.

Bezieht man die C_{org} -Gehalte nicht auf das Bodengewicht ($\mu\text{g C g}^{-1}$ Boden, Abb. 3.2-G), sondern auf das Bodenvolumen ($\mu\text{g C cm}^{-3}$ Boden), so bleibt dieses Verhältnis (E>A) bestehen: Auch hier ist der Unterschied nicht signifikant ($p = 0,157$, Mann-Whitney-Test); dennoch ist der E-Mittelwert um 39,5% und der E-Median um 42,5% höher als der A-Mittelwert bzw. der A-Median. Die Umrechnung von $\mu\text{g C g}^{-1}$ auf $\mu\text{g C cm}^{-3}$ erfolgte mittels der Lagerungsdichte-Mittelwerte der CO_2 -Anreicherungsringe (vgl. Tab. 3.1-A).

3.3 Biomasse-Erträge vor und nach Beginn des FACE-Experiments

3.3.1 Erträge in Abhängigkeit von der Witterung

Da HEINZ (2000) bereits zeigen konnte, daß nur eine relativ geringe Abhängigkeit der Erträge von der (sehr ähnlichen) Jahresmitteltemperaturen existierte, wird dieser Zusammenhang nicht näher analysiert. Es bestand aber eine höchstsignifikante Korrelation mit der zwischen den beiden Ernten gefallenen Niederschlagsmenge (Abb. 3.3-A).

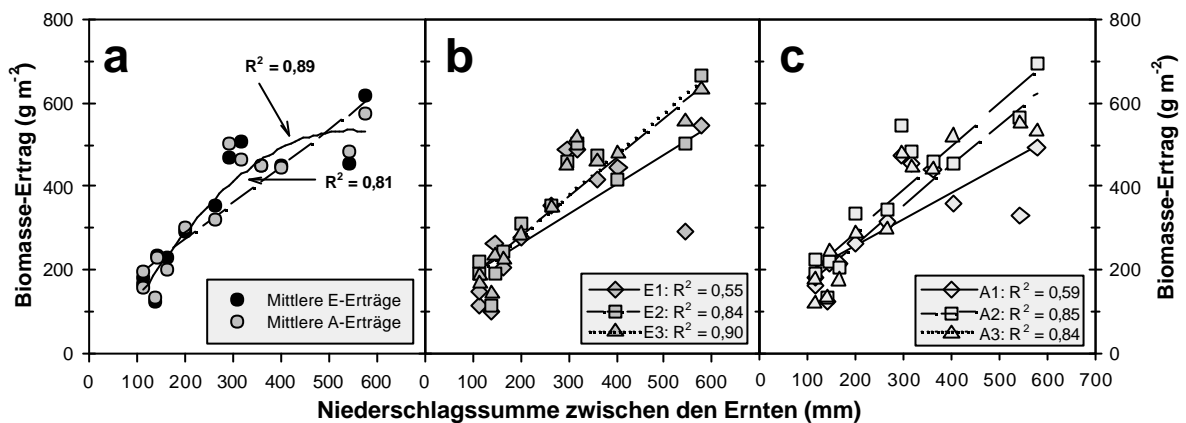


Abbildung 3.3-A: Höhe des oberirdischen Biomasse-Ertrags in Abhängigkeit von der Summe des zwischen den Ernten gefallenen Niederschlags. **a)** Mittelwerte der A- und E-Erträge mit Regressionen erster und zweiter Ordnung; **b)** Erträge der Flächen E1 bis E3, **c)** Erträge der Flächen A1 bis A3.

Die gemittelten Erträge der E- und der A-Flächen unterschieden sich in ihrer Abhängigkeit vom Niederschlag fast nicht (R^2 um 0,01 verschieden), daher wurden in Abb. 3.3-A, **a**, die Daten zusammengefaßt. Die Korrelation ist besser, wenn man eine Art Sättigungskurve annimmt (Regression zweiter Ordnung in **a**). Wurden die Einzel-Ernten (in Juni und September) getrennt betrachtet, so war die Korrelation vor allem für die erste Ernte deutlich schlechter (nicht gezeigt, $R^2 = 0,4$; zweite Ernte: $R^2 = 0,77$; vgl. HEINZ 2000). Die Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge war bei den Einzelringen jeweils ähnlich stark ausgeprägt; die schlechtere Korrelation der E1- bzw. K1-Fläche war auf den "Ausreißer-Wert" der Juni-Ernte 1999 zurückzuführen. Nimmt man diese beiden Werte heraus, verbessern sich die Korrelationen auf $R^2 = 0,74$ (E1) und $0,78$ (A1). Es ist jedoch unklar, warum der Juni-Ertrag 1999 bei Ringpaar 1 so niedrig war.

3.3.2 Erträge der Gesamt-Biomasse

Gemittelt über alle drei Ringpaare betrachtet, gab es vor Beginn der CO_2 -Anreicherung bis auf zwei Ausnahmen keinen signifikanten Unterschied im Ertrag der Einzelernten zwischen den (späteren) Kontrollflächen A1 bis A3 und den zur CO_2 -Anreicherung ausgewählten Flächen E1 bis E3. Die Ausnahmen waren die September-Ernten 1994 bzw. 1997, bei denen der Ertrag der Kontrollflächen jeweils höchstsignifikant bzw.

signifikant größer war als der der E-Flächen (Abb. 3.3-B, a; Tab. 3.3-A). Bei den Jahres-Erträgen (Summe der ersten und zweiten Ernte) traten vor Beginn der CO₂-Anreicherung keinerlei signifikante Unterschiede auf, wobei der Ertrag der A-Flächen in jedem Jahr etwas höher war als der der E-Flächen (Abb. 3.3-B, b).

Nach Beginn der CO₂-Anreicherung erfolgte zunächst keine Veränderung, d.h. es waren weiterhin keine signifikanten Unterschiede vorhanden. Ab der Ernte im September 1999 jedoch war, erstmalig seit Beginn der Beobachtungen im Jahre 1993, der Ertrag der E-Flächen signifikant größer als der der A-Flächen. Dieser Trend setzte sich im Jahr 2000 fort (Abb. 3.3-B, a); in diesem Jahr waren beide Einzel-Ernten, und in Folge die Jahreserträge, auf allen E-Flächen signifikant höher. Noch nie seit Beginn der Messungen 1993 war die Differenz zwischen E und A-Flächen (absolut wie prozentual) so groß wie 2000: Der E-Ertrag war um 9,8 % höher als der A-Ertrag (Abb. 3.3-B, b).

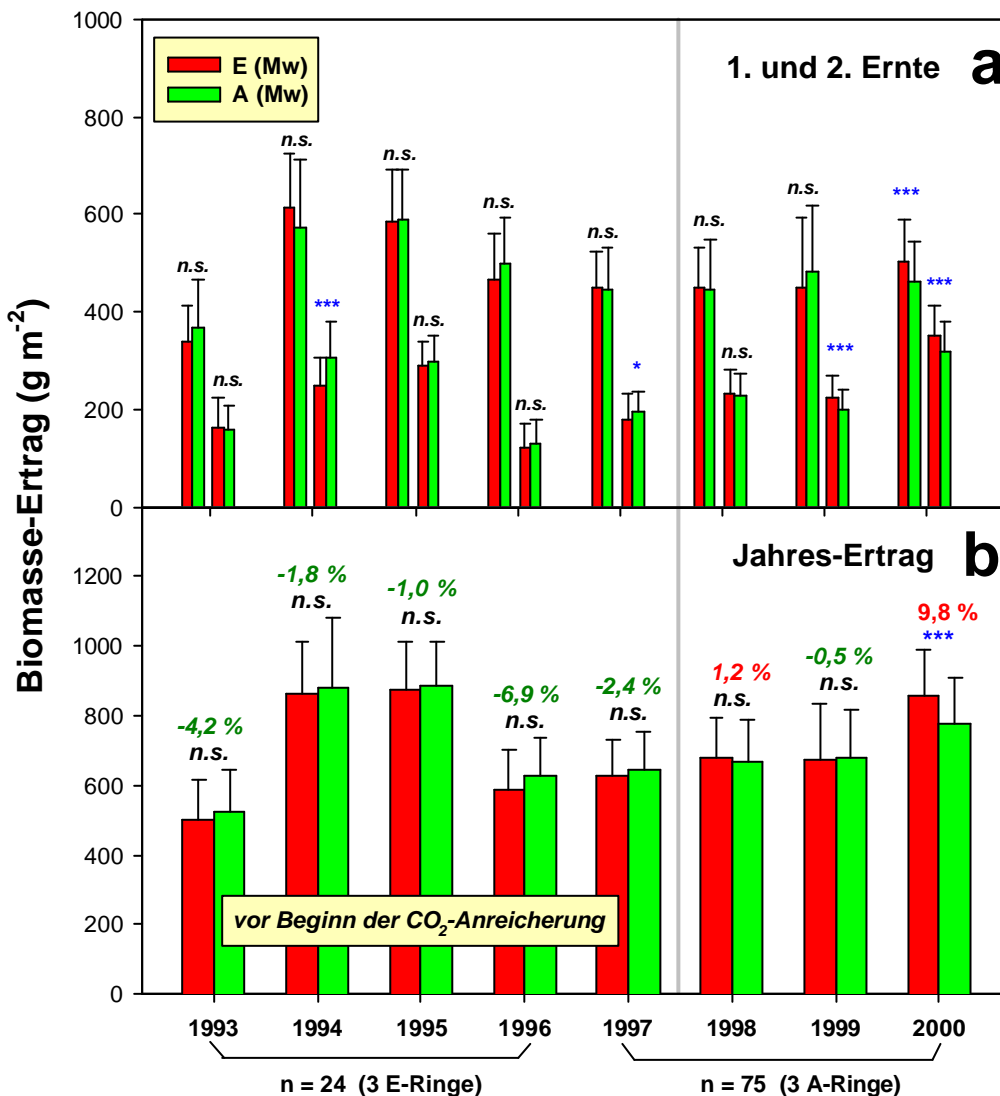


Abbildung 3.3-B: Oberirdischer Biomasse-Ertrag (Gräser, Kräuter, Leguminosen) der E- und A-Behandlung, Fehlerbalken: Standardabweichung. a) Einzel-Ernten; b) Jahreserträge. Prozentwerte oberhalb der Säulen: Ertrags-Differenz zwischen den E- und A-Flächen (E – A; in % des A-Ertrags). Signifikanz-Tests: t-test (n = 24 bzw. n = 75 pro Behandlung). n.s. = nicht signifikant; * = signifikant (P: 0,05 – 0,01); ** = hochsignifikant (P: <0,01 – 0,001); *** = höchstsignifikant (P <0,001). P-Werte der dargestellten t-tests: siehe Tabelle 3.3-A.

Die Frage ist nun, ob diese Entwicklung bei allen Ringpaaren (1 bis 3) gleichartig erfolgte, oder ob dieses Ergebnis vor allem der Mittelwertbildung zu verdanken ist. Letzteres war nicht der Fall (vgl. auch Tab. 3.3-A): Bei den Ringpaaren 1 und 2 traten vor Beginn der CO₂-Applikation fast nie signifikante Unterschiede auf (Abb. 3.3-C, 3.3-D). Falls es doch einen signifikanten Unterschied gab, so war stets der A-Ertrag größer als der E-Ertrag.

Eine Ausnahme stellen die ersten drei Einzel-Ernten des Ringpaares 3 dar: Hier wies E3 im Juni 1993, im September 1993, sowie Juni 1994 die signifikant höheren Erträge auf (Abb. 3.3-E). Danach war mal der Ertrag der E3-Fläche höher, mal der der A3-Fläche, aber stets war der Unterschied zwischen E3 und A3 nicht signifikant.

Nach Beginn der CO₂-Anreicherung war der Ertrag der E1-Fläche 1998 bei beiden Ernten höchstsignifikant größer als der der A1-Fläche (Abb. 3.3-C; Tab. 3.3-A). Im folgenden Jahr gab es keinen signifikanten Unterschied mehr, im Jahr 2000 dagegen wieder eine Signifikanz zugunsten des E1-Rings. Beim zweiten und dritten Ringpaar war die Reaktion weniger rasch, aber bei beiden war die gleiche Tendenz feststellbar (Abb. 3.3-D, 3.3-E): Von einer höheren Erntebiomasse des A-Rings im Jahre 1998 (Ringpaar 2: signifikant) hin zu einer höheren Biomasse des E-Rings im Jahr 2000 (Ringpaar 3: signifikant). Damit zeigte jedes der drei Ringpaare mehr oder weniger deutlich die gleiche langfristige Tendenz einer positiven CO₂-Wirkung.

Tabelle 3.3-A: Unterschiede in der Gesamtbiomasse (t-tests) der Jahre 1993 bis 2000: Vergleiche der Ringpaare bzw. der für die CO₂-Ringe vorgesehenen Flächen. Jahre 1993 bis 1996: n = 8 pro Fläche und Ernte; Ab 1997: n = 25 pro Ring und Ernte; Mai 1998: Beginn der CO₂-Anreicherung.

n.s. = nicht signifikant; * = signifikant (P: 0,05 – 0,01); ** = hochsignifikant (P: <0,01 – 0,001); *** = höchstsignifikant (P < 0,001); ^R: nicht-parametrischer Man-Whitney-Test verwendet.

In Klammern hinter Signifikanzstern(en): Ring bzw. Fläche mit dem höheren Ertrag.

Jahr	Erste Ernte (Juni), Ringpaare				Zweite Ernte (Sept.), Ringpaare				Gesamt-Ernte, Ringpaare			
	1	2	3	alle	1	2	3	alle	1	2	3	alle
1993	n.s. 0,192	** ^(A) 0,002	* ^(E) 0,019	n.s. 0,263	n.s. 0,053	n.s. 0,997	* ^(E) 0,014	n.s. 0,735	* ^(A) 0,012	** ^(A) 0,008	** ^(E) 0,007 ^R	n.s. 0,468
1994	n.s. 0,372	n.s. 0,613	* ^(E) 0,043	n.s. 0,237	n.s. 0,098	*** ^(A) <0,001	n.s. 0,104	** ^(A) 0,005	n.s. 0,893	n.s. 0,086	n.s. 0,211	n.s. 0,727
1995	n.s. 0,927	n.s. 0,281	n.s. 0,328	n.s. 0,931	n.s. 0,689	n.s. 0,252	n.s. 0,813	n.s. 0,710	n.s. 0,957	n.s. 0,837	n.s. 0,408	n.s. 0,827
1996	n.s. 0,796	n.s. 0,093	n.s. 0,407	n.s. 0,307	n.s. 0,277	n.s. 0,488	n.s. 0,699	n.s. 0,605	n.s. 0,907	n.s. 0,110	n.s. 0,651	n.s. 0,336
1997	n.s. 0,352	n.s. 0,536	n.s. 0,368	n.s. 0,868	** ^(A) 0,008	n.s. 0,523	n.s. 0,295	* ^(A) 0,041	n.s. 0,099	n.s. 0,826	n.s. 0,750	n.s. 0,396
1998 +CO ₂	*** ^(E) <0,001	n.s. 0,151	n.s. 0,079	n.s. 0,892 ^R	*** ^(E) <0,001	n.s. 0,058	n.s. 0,118 ^R	n.s. 0,641	*** ^(E) <0,001	* ^(A) 0,048	n.s. 0,070	n.s. 0,683
1999 +CO ₂	n.s. 0,111	* ^(A) 0,010	n.s. 0,854	n.s. 0,199 ^R	n.s. 0,543	*** ^(E) <0,001	*** ^(E) <0,001	*** ^(E) <0,001	n.s. 0,104	n.s. 0,396	n.s. 0,055 ^R	n.s. 0,891 ^R
2000 +CO ₂	n.s. 0,189	n.s. 0,240 ^R	* ^(E) 0,010	*** ^(E) <0,001 ^R	* ^(E) 0,037	n.s. 0,394	* ^(E) 0,036	*** ^(E) <0,001	* ^(E) 0,046	n.s. 0,352	* ^(E) 0,016	*** ^(E) <0,001

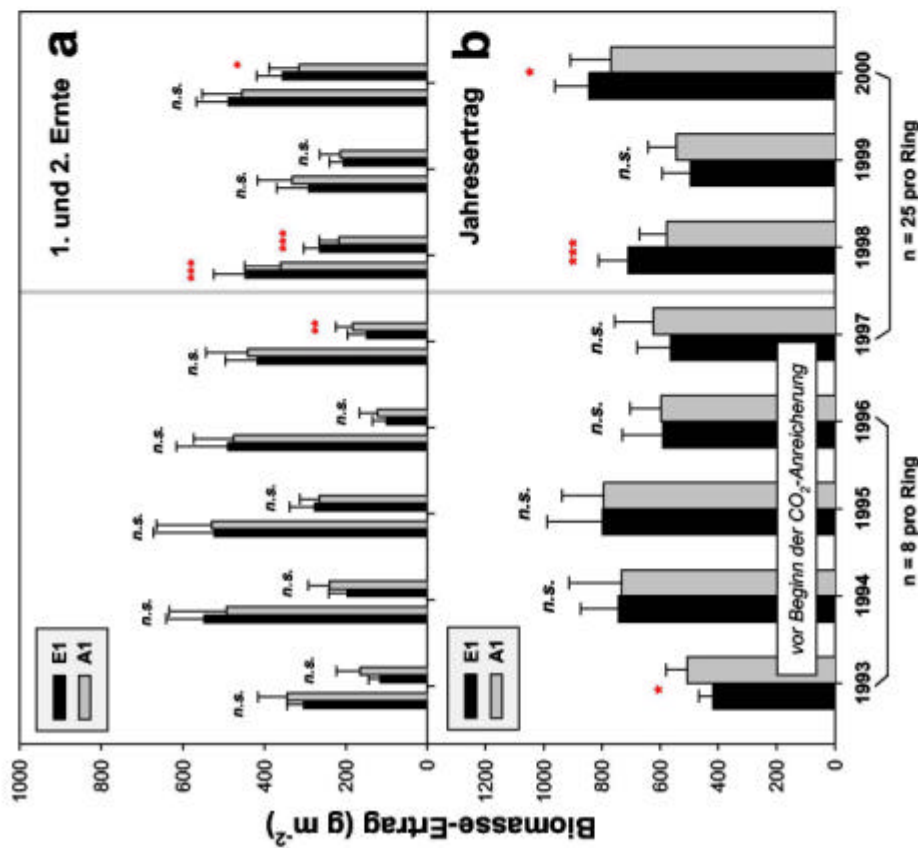
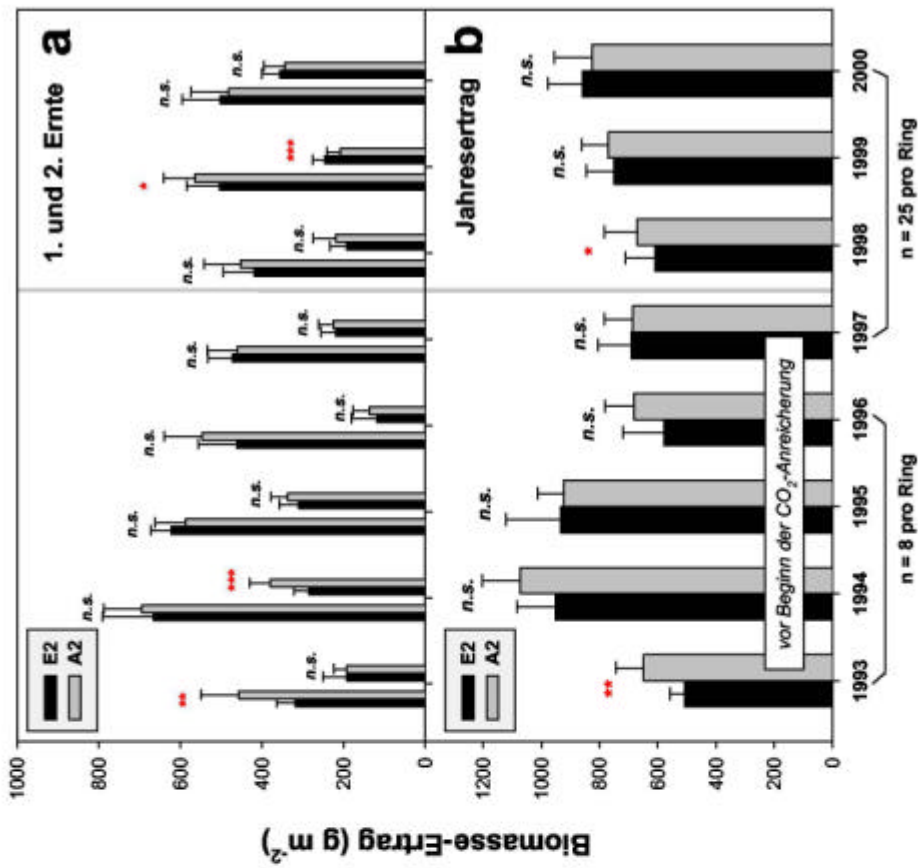


Abbildung 3.3-C: Ringpaar 1: Biomasse-Erträge mit Standardabweichung.

Abbildung 3.3-D: Ringpaar 2: Biomasse-Erträge mit Standardabweichung.

Beide Abbildungen: a) der Einzel-Ernten (Juni und September) und b) der Jahreserträge. (Signifikanzen wie in Abbildung 5.3-B; P-Werte: Tabelle 5.3.2-A.)

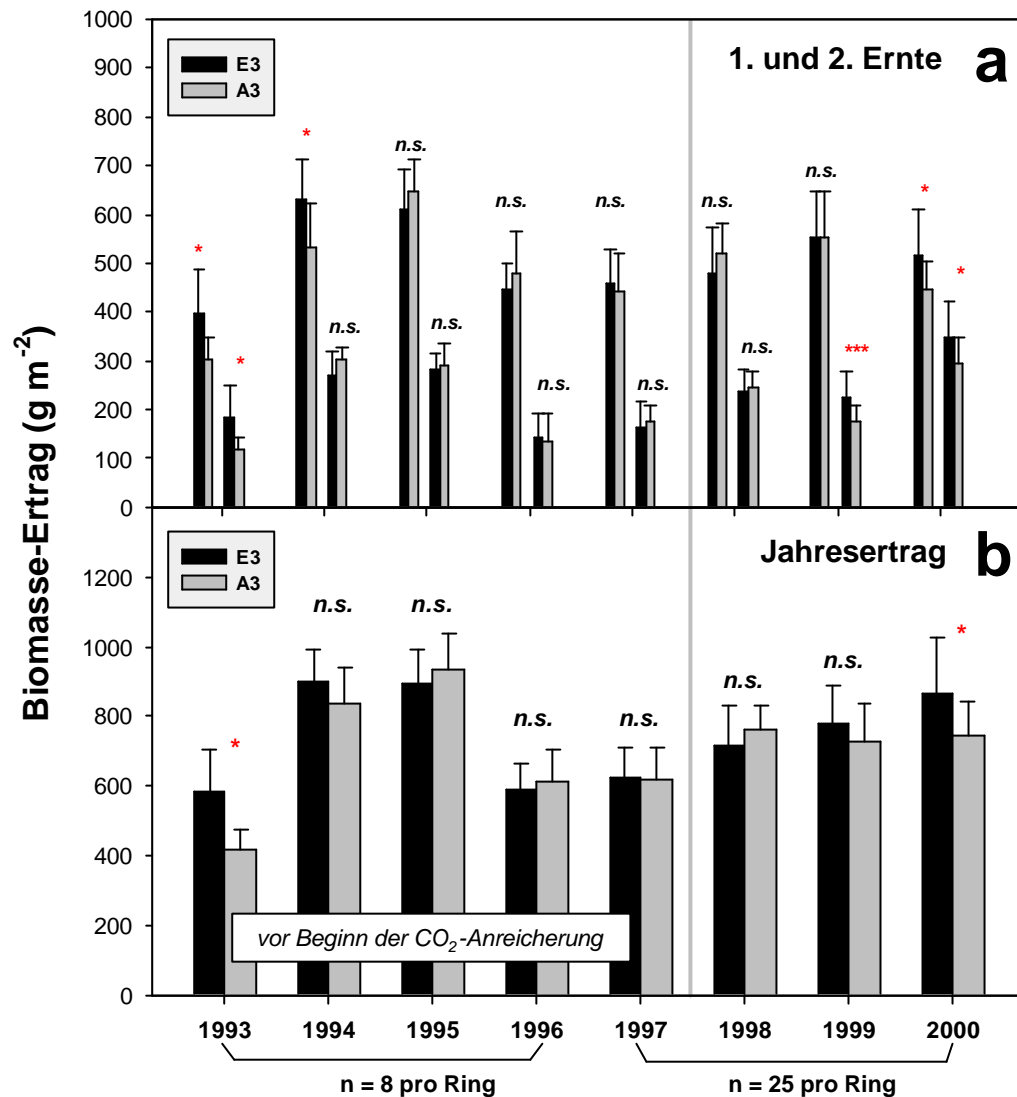


Abbildung 3.3-E: Ringpaar 3: Erträge und Standardabweichung der oberirdischen Biomasse **a**) der Einzel-Ernten (Juni und September) und **b**) der Jahreserträge. Signifikanzen wie Abb. 3.3-B (t-test, n = 8 bzw. n = 25 pro Ring). P-Werte: Tab. 3.3.2-A.

Die Gesamterträge wurden zusätzlich einer zweifaktoriellen Varianzanalyse unterzogen, wobei neben dem ersten Faktor "CO₂-Behandlung" die Lage des Ringpaars (d.h. die mittlere Bodenfeuchte) den zweiten Faktor darstellte (Tab. 3.3-B). Die bei "CO₂-Behandlung" ermittelten Signifikanzen entsprechen denen der t-tests, d.h. im September 1994 und 1997 war der A-Ertrag signifikant höher (ohne Interaktion mit der Lage). Die Lage hatte ebenfalls einen signifikanten Einfluß auf den Ertrag, wobei das feuchteste Ringpaar 2 häufig signifikant höhere Erträge aufwies als Ringpaar 3 oder 1. Bei der zweiten Ernte waren diese Unterschiede tendenziell ausgeprägter. Im Jahr 1996, in dem die Auswahl der Flächen für den Aufbau des FACE-Experiments vorgenommen wurde, waren keinerlei Signifikanzen vorhanden - weder zwischen den (zukünftigen) CO₂-Flächen, noch in der Lage oder gar der Interaktion (Tab. 3.3-B). Das Auftreten von Interaktionen spiegelt die inhomogenen Reaktionen der Ringpaare wider, wie sie schon mittels t-tests beschrieben wurden: Im Jahr 1993 ist bei E3 der Ertrag höher als bei A3,

zugleich ist es aber bei jeder Ernte bei einem anderen Ringpaar genau anders herum ($A > E$). Da hier die (noch nicht vorhandene) CO_2 -Reaktion scheinbar von der Lage abhängig war, ergab die Varianzanalyse eine signifikante Interaktion. In allen folgenden Jahren trat keine signifikante Interaktion mehr auf, bis zum Beginn der CO_2 -Anreicherung. Hier reagierten, wie bereits beschrieben, die verschiedenen Ringpaare uneinheitlich (stark), was zum Befund "signifikante Interaktion" führte.

Im Jahr 2000 schließlich gab es einen hoch- und höchstsignifikanten CO_2 -Effekt bei der ersten und zweiten Ernte, und keinerlei signifikante Lage-Unterschiede. Es existierte keine Interaktion, d.h. der signifikante CO_2 -Effekt war unabhängig vom Bodenfeuchtegradienten, stets war der Ertrag der E-Fläche höher als der der zugehörigen A-Fläche.

Tabelle 3.3-B: Zweifaktorielle Varianzanalysen (ANOVA) der Gesamt-Erträge aus der ersten, der zweiten und aus beiden Ernten (Summe) auf den zur CO_2 -Anreicherung ausgewählten Flächen E1 bis E3 und A1 bis A3. Erster Faktor: CO_2 -Anreicherung; Zweiter Faktor: Lage der Ringpaare 1 bis 3 (variierende Bodenfeuchte). "Interaktion signifikant": CO_2 -Ergebnis abhängig vom Einfluß der Bodenfeuchte (Bsp. Signifikanz bei nur einem Ringpaar).

Jahre 1993 bis 1996: $n = 8$ pro Fläche und Ernte; Ab 1997: $n = 25$ pro Ring und Ernte; Mai 1998: Beginn der CO_2 -Anreicherung.

* = signifikant (P: 0,05 – 0,01); ** = hochsignifikant (P: <0,01 – 0,001); *** = höchstsignifikant (P < 0,001). Bei Signifikanz ist angegeben, welche Flächen den höheren Ertrag aufweisen.

Jahr	CO ₂ -Applikation			Lage 1 – 3 (Bodenfeuchte)			Interaktion		
	Erste Ernte	Zweite Ernte	Summe Ernten	Erste Ernte	Zweite Ernte	Summe Ernten	Erste Ernte	Zweite Ernte	Summe Ernten
1993	n.s.	n.s.	n.s.	* 2 > 1	** 2 > 1	*** 2 > 1 2 > 3	*** A2 > E2 E3 > A3	*** A1 > E1 E3 > A3	*** A1 > E1 A2 > E2 E3 > A3
1994	n.s.	*** A > E	n.s.	*** 2 > 1 2 > 3	*** 2 > 1 2 > 3 3 > 1	*** 2 > 1 2 > 3 3 > 1	n.s.	n.s.	n.s.
1995	n.s.	n.s.	n.s.	* 3 > 1	** 2 > 1	** 2 > 1 3 > 1	n.s.	n.s.	n.s.
1996	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
1997	n.s.	* A > E	n.s.	n.s.	*** 2 > 1 2 > 3	*** 2 > 1 2 > 3	n.s.	n.s.	n.s.
1998 +CO ₂	n.s.	n.s.	n.s.	*** 3 > 1 3 > 2	*** 1 > 2 3 > 2	*** 3 > 1 3 > 2	*** E1 > A1	** E1 > A1 A2 > E2	*** E1 > A1 A2 > E2
1999 +CO ₂	* A > E	*** E > A	n.s.	*** 2 > 1 3 > 1	** 2 > 3	*** 2 > 1 3 > 1	n.s.	** E2 > A2 E3 > A3	* E3 > A3
2000 +CO ₂	** E > A	*** E > A	*** E > A	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

3.3.3 Erträge der funktionellen Hauptgruppen (Gräser, Kräuter, Leguminosen)

Den weitaus höchsten Anteil am Ertrag hatte generell die Gruppe der Gräser mit etwa 80 % (Abb. 3.3-F, c). Es folgte bei allen Flächen die Gruppe der Kräuter, während die der Leguminosen stets nur einen sehr geringen Anteil am Jahresertrag besaß. Der Leguminosen-Ertrag reichte von Einzel-Funden, d.h. weniger als 0,01 %, bis maximal 3,4 % (Ring A2, Ernte Juni 2000). Daher wird die Gruppe "Kräuter und Leguminosen" hier als "krautige Pflanzen" zusammengefaßt behandelt. Zusätzlich werden kurz die Erträge der N₂-fixierenden Leguminosen wegen ihrer generellen Bedeutung für den N-Eintrag in ein Ökosystem beschrieben.

Ein Trend ist beiden CO₂-Behandlungen (E und A) gemeinsam: Verglichen mit 1997 nahm der prozentuale Anteil der Gräser (bezogen auf den Ertrag der betreffenden Fläche) bis 2000 leicht ab, während der Ertrag der "krautigen Pflanzen" sowohl bei A als auch bei E prozentual leicht anstieg (Abb. 3.3-F und 3.3-G, jeweils c). Schon vor Beginn der CO₂-Anreicherung (1997) war der Gräser-Ertrag auf den E-Flächen im Mittel (nicht-signifikant) höher als auf den A-Flächen, während die A-Flächen einen höchstsignifikant größeren Kräuter-Ertrag aufwiesen (Abb. 3.3-F, 3.3-G). Mit der Fortdauer der CO₂-Erhöhung wuchs (Ausnahme: Juni-'99-Ernte) der Unterschied in der Gras-Biomasse zwischen den A- und E-Flächen ständig, bis bei den drei letzten Ernten die E-Gras-Erträge höchstsignifikant größer waren (Abb. 3.3-F, a; Tab. 3.3-C).

Bei der Gruppe der "krautigen Pflanzen" bestand im Mittel der umgekehrte Trend: Zu Beginn wiesen die A-Flächen stets den signifikant größeren Ertrag auf, ab September 1999 war der Unterschied jedoch nicht mehr signifikant (Abb. 3.3-G, a; Tab. 3.3-C). Im Kräuter-Jahresertrag spiegelte sich dies im schrittweisen Rückgang des Signifikanzniveaus wider, von "höchstsignifikant" im Jahr 1997 (A > E) hin zu "kein signifikanter Unterschied" im Jahr 2000 (Abb. 3.3-G, b). Von 1997 bis 2000 ging die Differenz in Kräuter-Ertrag zwischen den E- und den A-Flächen von etwa 6,9 % auf 3,1 % zurück (Abb. 3.3-G, c, Punkt-Linien-Darstellung). Prozentual als Anteil an der Erntebiomasse des betreffenden Rings/der Fläche dargestellt, veränderte sich der mittlere Kräuteranteil bei beiden CO₂-Behandlungen (E1-E3, A1-A3) nicht gravierend. So betrug das Massen-Verhältnis "Gräser-zu-Krautige" 1997 auf den E-Flächen 5,5:1 und auf den A-Flächen 3,6:1. In den Jahren 1998 und 1999 stieg dieses Verhältnis zugunsten der Gräser auf beiden Flächen an, während es 2000 auf Werte unterhalb des 1997er Ausgangswertes fiel: 4,2:1 in den E-Ringen und 3,1:1 in den A-Ringen.

Bei Betrachtung der einzelnen Ringe (Abb. siehe Anhang) wiesen einige durchaus klare Trends auf, die durch die Mittelwert-Bildung über die drei Flächen "verschwinden": Der prozentuale Anteil der Kräuter-Biomasse hatte sich von 1997 bis 2000 auf der E1- und der A1-Fläche in etwa verdoppelt; entsprechend war der Gräser-Anteil rückläufig. Der Rückgang in der Gruppe der Gräser zugunsten der "Krautigen" schien auf der A1-Fläche rascher zu verlaufen als auf der E1-Fläche (Abb. A-3.3-J und A-3.3-K, Anhang). Als subjektive Beobachtung soll hier ergänzt werden, daß der Anteil von *Geranium pratense* auf A1 relativ groß war. Die rasche Ausbreitung dieser ertragreichen krautigen Pflanze könnte die Ursache des A1-Trends sein.

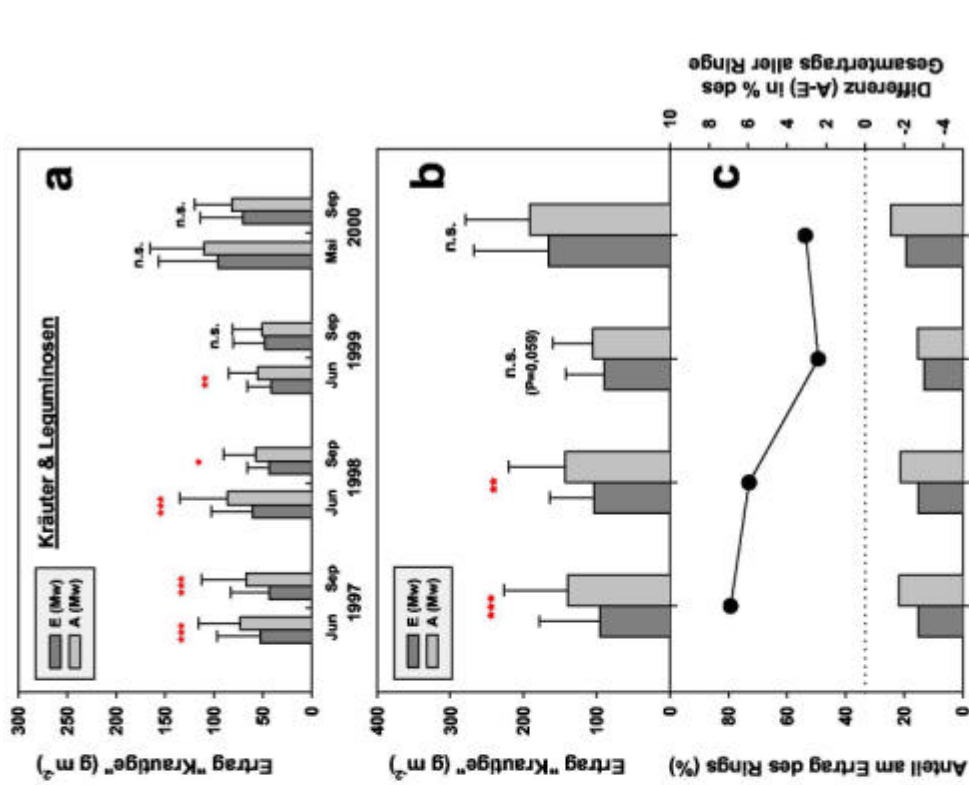


Abbildung 3.3-G: Erträge der "krautigen Pflanzen" (Kräuter & Leguminosen) der E- und A-Flächen.

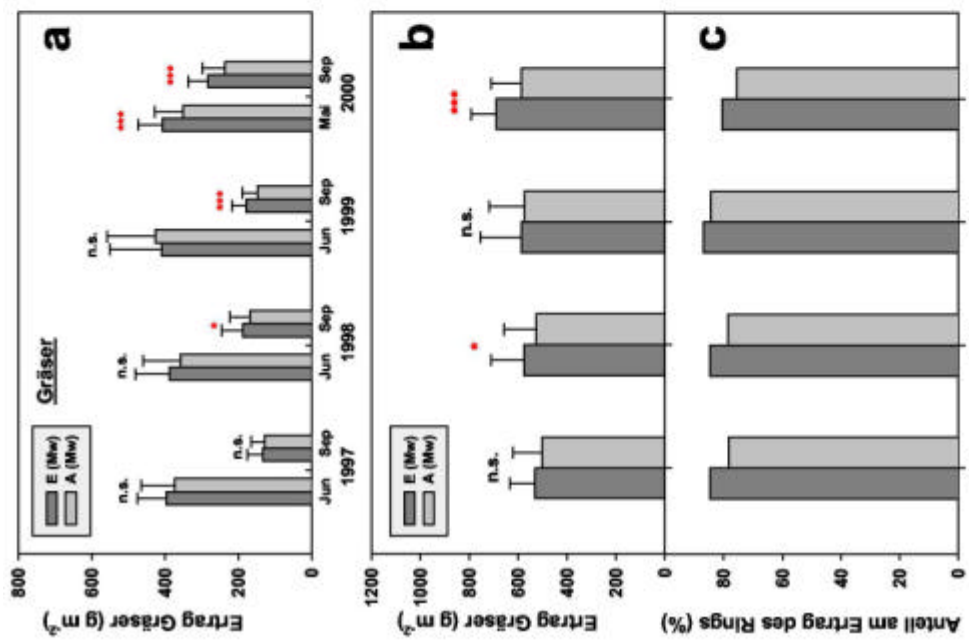


Abbildung 3.3-F: Gräser-Erträge der E- und A-Flächen.

Beide Abbildungen: a) der Einzel-Ernten, b) Jahres-Erträge, und c) prozentualer Anteil des Gesamt-Behandlungs-Ertrags (E bzw. A);
 Abbildung 5.3-G c: zusätzlich als Differenz (A - E), angegeben als prozentualer Anteil am Gesamtertrag *aller* Flächen

Bei den beiden Ringen E2 und A2 war kein klarer Trend bezüglich des Gräser- und Kräuteranteils auszumachen. Generell war auch hier der Kräuteranteil ab 1997 auf der A-Fläche größer als auf der E-Fläche, und hier blieb er es auch (Abb. A-3.3-L, A-3.3-M). Bei Ringpaar 3 stieg im Ring E3 (wie im E1) die prozentuale Kräuterbiomasse kontinuierlich an (auf mehr als das Doppelte des Werts von 1997), während sie auf A3 in etwa gleich blieb. Auf diese Weise verringerte sich die Differenz zwischen A3 und E3 ständig, von eingangs höchstsignifikant größeren A-Erträgen auf nicht-signifikant höhere E-Erträge (Abb. A-3.3-O). Obwohl die Gras-Biomasse auf E3 prozentual abnahm, war sie absolut gesehen seit September 1999 (mindestens) hochsignifikant größer als auf A3 (Abb. A-3.3-N).

Bei Analyse der Ringpaare bezüglich des Anteils funktioneller Gruppen existiert somit kein klarer Trend in den drei Ringpaaren. In zwei von drei E-Ringen (den trockeneren der drei Flächen) stieg die Kräuterbiomasse im Verhältnis zur Gräser-Biomasse rasch an: Mittelt man nur die Verhältnisse der Ringpaare 1 und 3, so sank das Gräser-zu-Krautige-Verhältnis der E-Flächen von 1997 bis 2000 wie folgt: 12:1 (1997), 7,9:1 (1998), 6,2:1 (1999) und 4,2:1 (2000). Das Verhältnis der zugehörigen A-Flächen (1 und 3) sank auch, aber weniger rasch und betrug für diese Jahre: 5,9:1 (1997), 5,6:1 (1998), 5,6:1 (1999) und 3,5:1 (2000).

Tabelle 3.3-C: Jahreserträge: Zweifaktorielle Varianzanalyse auf den zur CO₂-Anreicherung ausgewählten Flächen. Erster Faktor: CO₂-Applikation; Zweiter Faktor: Lage der Ringpaare 1 bis 3 (variierende Bodenfeuchte). "Interaktion signifikant": CO₂-Ergebnis abhängig vom Einfluß der Bodenfeuchte (Bsp. Signifikanz nur bei einem Ringpaar).

n = 25 pro Ring und Ernte; Mai 1998: Beginn der CO₂-Anreicherung * = signifikant (P: 0,05 – 0,01); ** = hochsignifikant (P: <0,01 – 0,001); *** = höchstsignifikant (P < 0,001) Bei Signifikanz ist angegeben, welche Flächen den höheren Ertrag aufweisen.

Gesamt	CO ₂ -Applikation			Lage 1 – 3 (Bodenfeuchte)			Interaktion		
	Jahr	Gesamt-Ertrag	Gräser	Kräuter & Legu.	Gesamt-Ertrag	Gräser	Kräuter & Legu.	Gesamt-Ertrag	Gräser
1997	n.s. 0,362	n.s. 0,102	*** <0,001 A > E	*** <0,001 2 > 1 2 > 3	** 0,003 1 > 2 3 > 2	*** <0,001 2 > 1 2 > 3	n.s. 0,178	* 0,023 E3 > A3	n.s. 0,058
1998 +CO ₂	n.s. 0,630	** 0,006 E > A	*** <0,001 A > E	*** <0,001 3 > 2 3 > 1	*** <0,001 3 > 2 3 > 1 1 > 2	*** <0,001 2 > 1 2 > 3	*** <0,001 E1 > A1 A2 > E2	** 0,004 E1 > A1	*** <0,001 A2 > E2 A3 > E3
1999 +CO ₂	n.s. 0,835	n.s. 0,447	n.s. 0,067	*** <0,001 2 > 1 3 > 1	*** <0,001 2 > 1 3 > 1	n.s. 0,209	* 0,029 E3 > A3	n.s. 192	n.s. 0,332
2000 +CO ₂	*** <0,001 E > A	*** <0,001 E > A	n.s. 0,099	n.s. 0,261	n.s. 0,098	* 0,015 1 > 3 2 > 3	n.s. 0,232	n.s. 0,699	n.s. 0,070

3.3.4 Erträge der Leguminosen

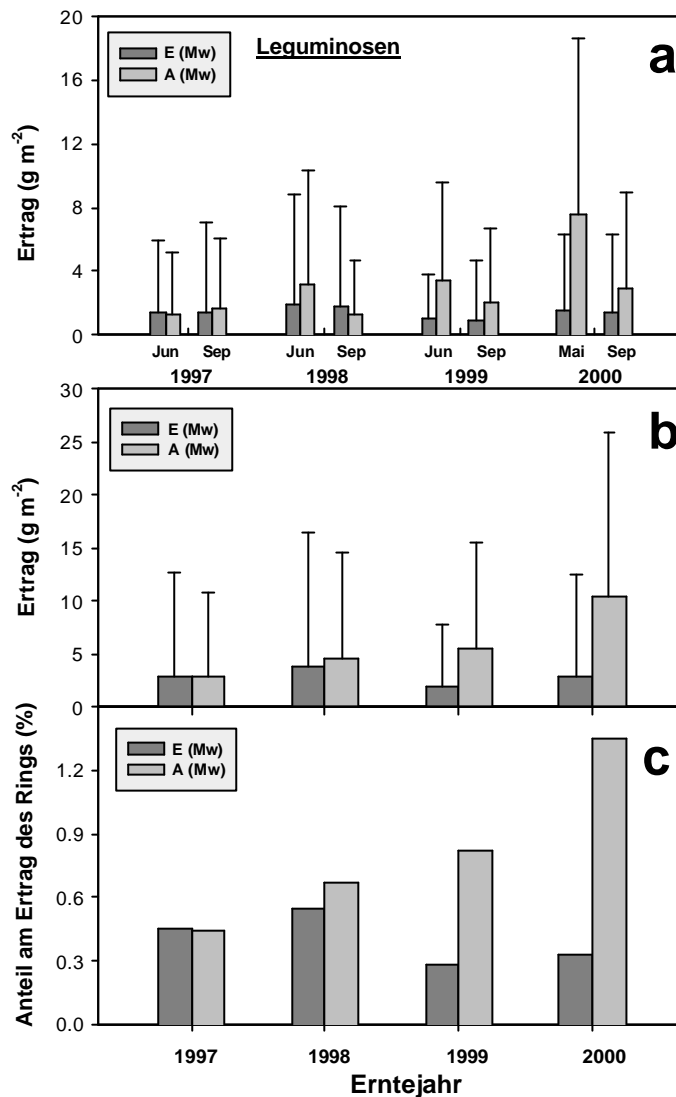


Abbildung 3.3-H: Mittlerer Leguminosen-Ertrag auf den E- und den A-Flächen **a)** Einzel-Erträge (Juni und September), **b)** Jahres-Erträge und **c)** Prozentuale Anteile an der E- bzw. A-Gesamt-Biomasse.

Der Anteil der Leguminosen war im Mittel auf den A-Flächen höher als auf den E-Flächen. Während 1997 im Mittel noch annähernd gleiche (geringe) Erträge auf den E- und A-Flächen erzielt wurden, blieb der Anteil auf den E-Flächen gleich bzw. war leicht rückläufig, während er auf den A-Flächen rasch zunahm (Abb. 3.3-H). So stieg von 1997 bis 2000 der prozentuale Anteil am A-Flächen-Ertrag um das dreifache, während er auf den E-Flächen leicht sank. Die einzelnen Ringe unterschieden sich stark im Leguminosenanteil: Auf E1 und A1 war er generell sehr gering ($E1 > A1$, Abb. A-3.3-P, -Q). Auf E2 gab es nur Einzelfunde, während der Leguminosenanteil auf A2 höher war als in allen anderen Ringen (Abb. A-3.3-R). Bei Ringpaar 3 war er 1997 auf E3 etwas größer, 2000 dagegen auf A3 deutlich höher (Abb. A-3.3-S). Die Werte dazwischen schwankten allerdings; es bestand kein klarer Trend. Es war vor allem die Zunahme der Leguminosen-Masse in Ring A2, die für den geschilderten mittleren Zuwachs des Leguminosenanteils der Kontrollbehandlung verantwortlich war.

3.3.5 Ertrags-Unterschiede innerhalb der einzelnen Ringflächen

Damit die Spurengasmessungen in den CO₂-Ringen als repräsentativ für den betreffenden Ring betrachtet werden können, mußte sichergestellt werden, daß der Ertrag der drei Meßstellen (Bodenrahmen) nicht generell höher oder generell niedriger war als auf der Gesamt-Ringfläche. Ebenso wurde getestet, ob die Nord- und die Südhälfte innerhalb eines Rings im Ertrag stark voneinander abwichen (Bodenfeuchtegradient) und ob eventuelle Unterschiede durch die Jahre hindurch kontinuierlich auftraten.

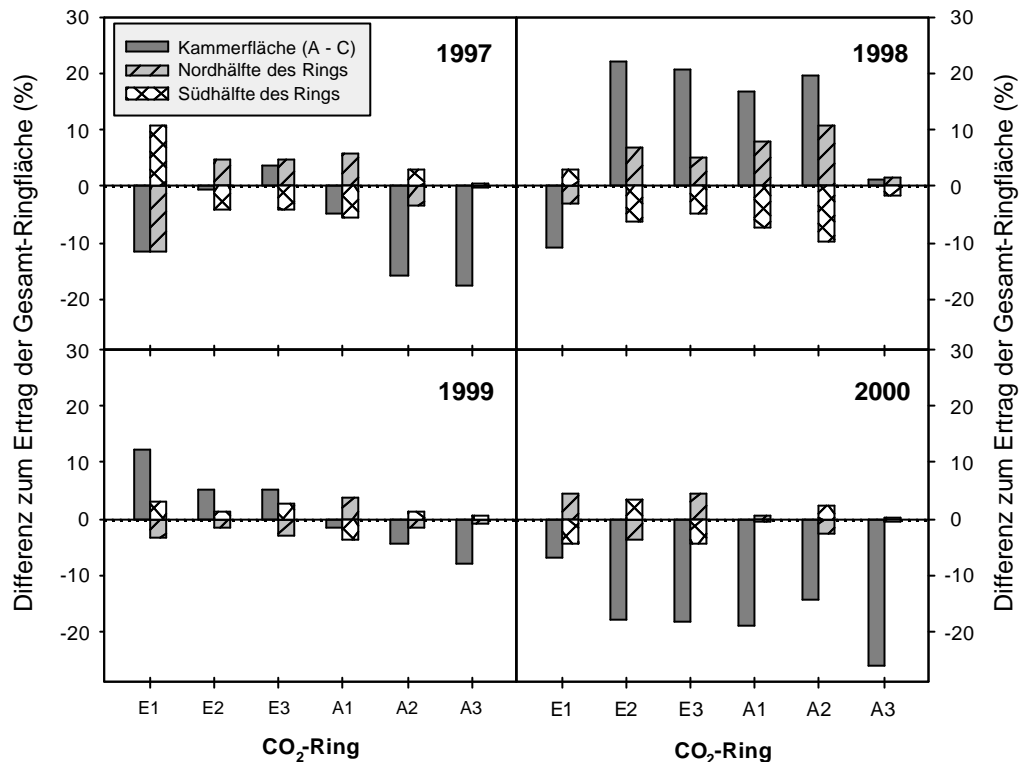


Abbildung 3.3-I: Prozentuale Abweichung der Erträge der Nord- und Südhälfte, sowie der Kammer-Grundfläche (= Bodenringe A bis C), von der Gesamt-Fläche der Ringe in den Jahren 1997 bis 2000.

Wie aus Abbildung 3.3-I hervorgeht, existierte kein eindeutiger Trend bezüglich der Ertragsunterschiede zwischen der Süd- und der Nordhälfte der einzelnen Ringe. In jedem Ring wies mal die eine, mal die andere Hälfte den größeren Ertrag auf.

Da die n-Zahl (3) der Bodenrahmen-Flächen viel kleiner war als die einer Ringhälfte (12 bzw. 13), war die prozentuale Abweichung vom Gesamt-Ertragswert häufig größer. Der Ertrag der Kammer-Flächen war bei keinem der sechs CO₂-Ringe jedes Jahr beständig höher oder beständig niedriger als der Gesamtertrag. Vielmehr variierten sowohl das Ausmaß als auch das Vorzeichen der Abweichung von Jahr zu Jahr. Somit können die Flächen zur Spurengas-Messung aus der Ertragsperspektive als repräsentativ für die gesamte Ringfläche angesehen werden.

3.4 Entwicklung des Blattflächenindex (LAI) unter erhöhtem CO₂

3.4.1 Allgemeine Beobachtungen bei der LAI-Messung

Kurz vor den Ernten begann der Gräser-dominierte Bestand häufig "umzukippen", d.h. die Halme der Gräser knickten in Bodennähe ein. Nach ein bis zwei Wochen konnte ein liegender, besonders dichter Bestand in Bodennähe bereits zu faulen beginnen; um dies zu vermeiden, war beispielsweise die erste Ernte 2000 vorgezogen worden. Abb. 3.4-A zeigt das Niederlegen des Bestandes kurz vor der Juni-Ernte in Form eines scheinbaren LAI-Rückgangs. Das Niederlegen trat in allen Ringen um einen LAI von 7 auf (Ringpaare 1, 2 und 3 im Juni 1998, Ringpaare 2 und 3 im Juni 1999). blieb der LAI unterhalb von 6, erfolgte kein Niederlegen des Bestandes (Bsp. Ringpaar 1, Juni 1999). Der scheinbare LAI-Rückgang war umso ausgeprägter, je größer der zuvor ("stehend") erreichte LAI-Wert war (Bsp. Ringpaare 2, 3; Frühjahr 1998).

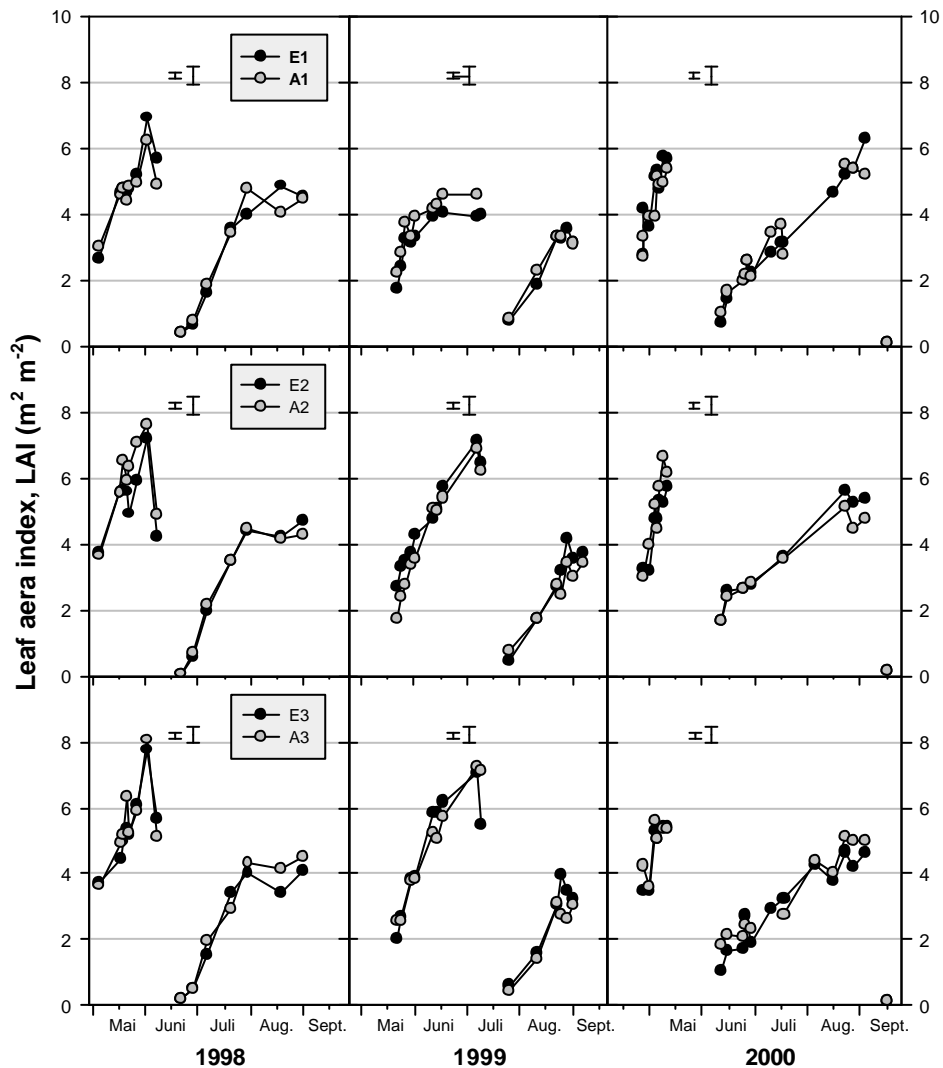


Abbildung 3.4-A: Entwicklung des Blattflächenindex (LAI) in den einzelnen Ringen seit Beginn der CO₂-Anreicherung. Fehlerbalken: gemittelt Minimum und Maximum des 1998-er Standardfehlers (gemittelte, vom Meßgerät errechnete Standardfehler aller abgebildeten Datenpunkte von 1998, vgl. 2.9).

Bei der Spätsommer-Ernte war nie ein Niederlegen des Bestandes zu beobachten. Statt dessen rollten sich unter besonders trockenen Bedingungen die Spreiten einiger Gräser zum Schutz gegen H_2O -Verluste ein (z.B. *Festuca rubra*). Leichte Rückgänge bzw. Stagnation der LAI-Werte vor der September-Ernte sind hierauf zurückzuführen.

3.4.2 LAI-Entwicklung auf den einzelnen CO_2 -Flächen

Die LAI-Entwicklung wurde stärker vom Feuchtegradienten als von der CO_2 -Behandlung beeinflusst – die Unterschiede zwischen den Ringpaaren sind größer und die Verläufe deutlicher voneinander verschieden als die der E- und A-Behandlungen innerhalb einer Lage auf dem Versuchsfeld. Die Unterschiede in der Biomasse zwischen den E- und A-Flächen spiegeln sich teilweise, aber nicht immer, im kurz vor der Ernte erreichten LAI-Wert wieder. So war beim ersten Ringpaar der LAI-Wert immer bei dem Ring (E oder A) höher, der auch den größeren Biomasse-Ertrag aufwies. Bei den Ringpaaren 2 und 3 hingegen stimmten LAI-Abstand und Ertragsunterschied in nur etwa 50 % der Fälle überein (vgl. Abb. 3.3-C bis -E mit Abb. 3.4-A).

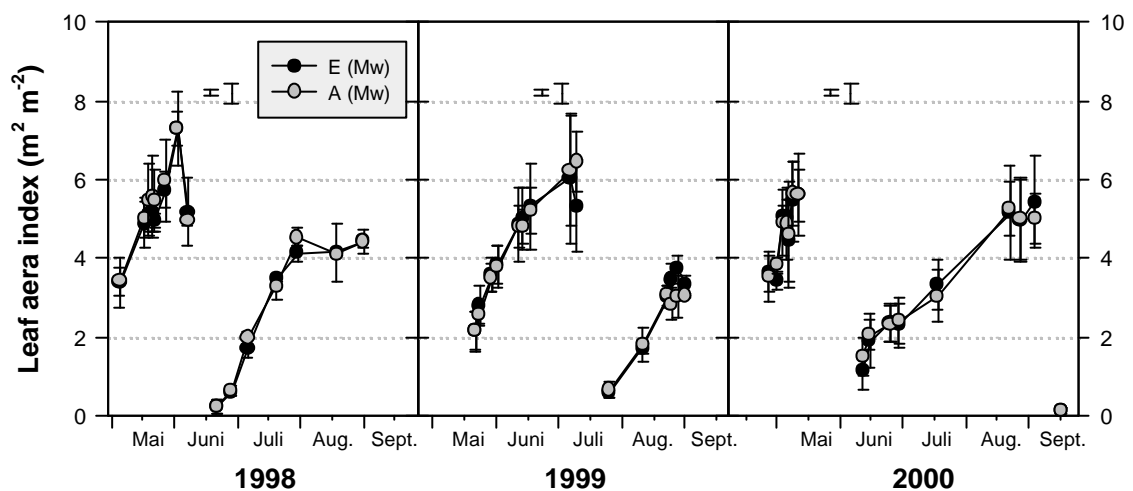


Abbildung 3.4-B: Mittlere Blattfläche der E und A-Flächen von 1998 bis 2000. Jeder Datenpunkt: Mittelwert \pm Standardabweichung der drei Flächen E1 bis E3 bzw. A1 bis A3. Abgebildete Fehlerbalken: Mittlerer minimaler und maximaler Standardfehler einer Einzelmessung (Wert eines Rings: i.d.R. sechs Einzelmessungen).

Gemittelt über die drei Flächen einer CO_2 -Behandlung (Abb. 3.4-B) ist so gut wie kein Unterschied in der LAI-Entwicklung zwischen den Behandlungen sichtbar. Lediglich im August – September der Jahre 1999 und 2000 war der LAI auf den CO_2 -angereicherten Flächen etwas höher. Der Unterschied ist jedoch sehr gering und liegt im Bereich des Standardfehlers einer Messung (Abb. 3.4-B).

3.4.3 Der Bezug zwischen Biomasse-Ertrag und LAI-Wert

Die Höhe des oberirdischen Biomasse-Ertrags korrelierte durchaus mit der Höhe des zugehörigen LAI-Werts (Abb. 3.4-C). Die beste Korrelation erreichte Ringpaar 3 mit einem R^2 von 0,8. Die Größenordnung der Beziehung (LAI pro g Trockengewicht) lag bei allen drei Ringpaaren in einer vergleichbaren Größenordnung (Abb. 3.4-C, a-c, Gradengleichungen). Es besteht kein signifikanter Unterschied in der Steigung der Korrelationsgeraden der E- und der A-Werte (Abb. 3.4-C, d). Dies zeigt, zumindest vor dem Hintergrund der dreijährigen Datengrundlage, daß die Jahr-zu-Jahr-Variationen größer sind als ein (möglicher) CO_2 -Effekt.

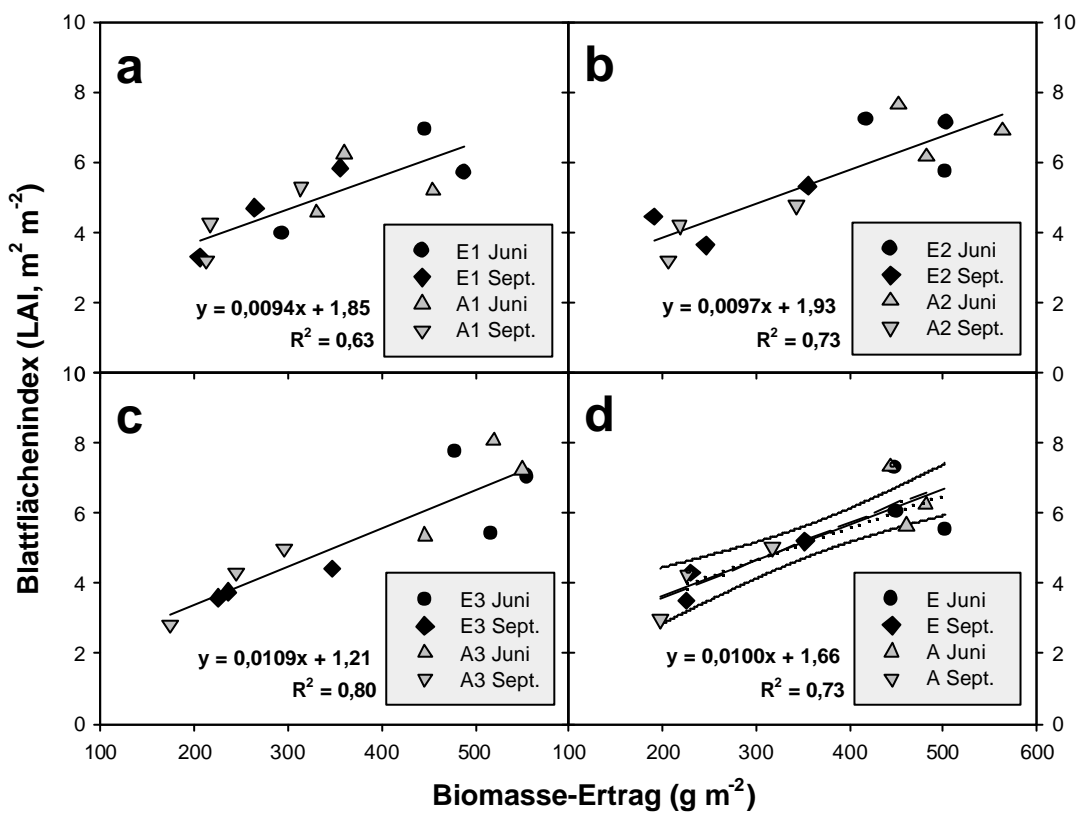


Abbildung 3.4-C: Korrelation zwischen Biomasse-Ertrag und Blattflächenindex. **a)** Ringpaar 1, **b)** Ringpaar 2, **c)** Ringpaar 3, **d)** Mittelwerte der E- und A-Flächen. Die eingezeichneten Korrelationsgeraden (durchgezogene Linien) beziehen sich auf alle jeweils abgebildete Daten. In **d)**: Gepunktete Linie: Korrelationsgerade der E-Werte, gestrichelte Linie: Korrelationsgerade der A-Werte, durchgezogene Linien: Korrelationsgerade aller Werte sowie zugehörige 95 %-Konfidenzintervalle.

Das Blattflächengewicht ("Hartlaubigkeit", bezogen auf die Grundfläche des Bestandes) wurde aus den erhobenen Daten für die Erntezeitpunkte berechnet, indem der Biomasse-Ertrag (in $g\ m^{-2}$) durch den LAI ($m\ m^{-2}$) kurz vor der Ernte dividiert wurde. Wenn der Bestand sich niedergelegt hatte, wurde der letzte "intakte" LAI-Wert davor verwendet (vgl. Abb. 3.4-A).

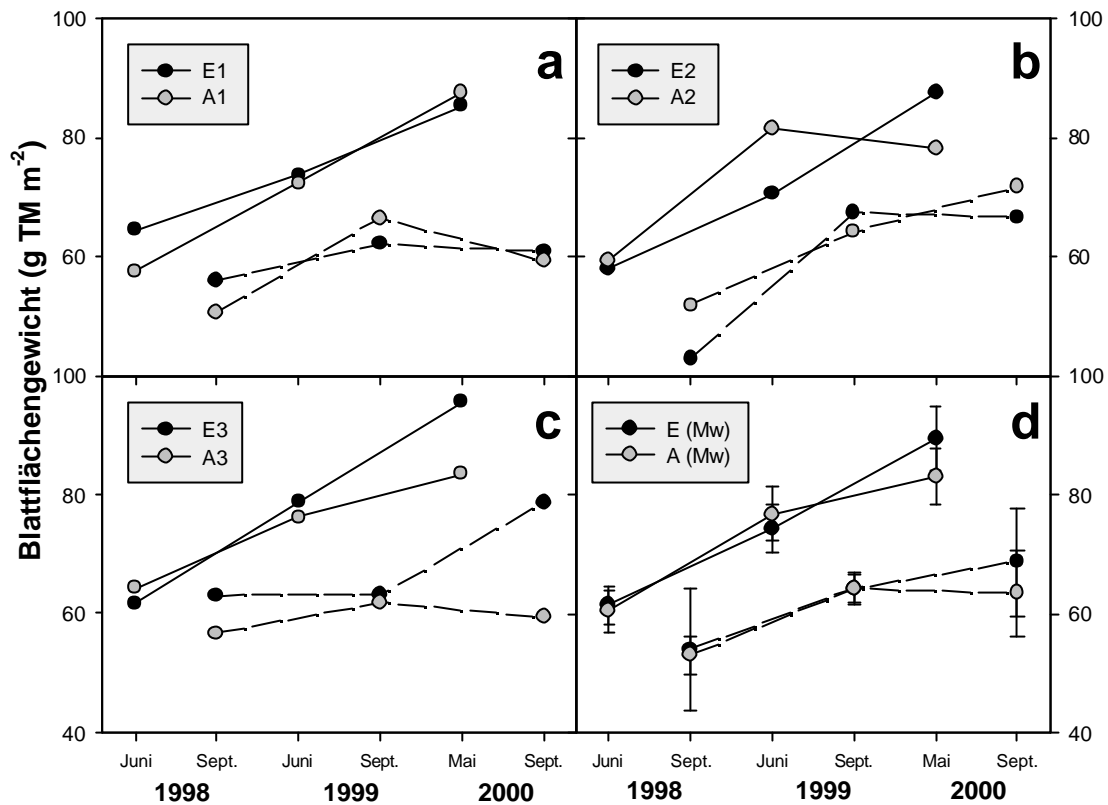


Abbildung 3.4-D: Entwicklung des Blattflächengewichts-Verhältnisses (*leaf weight ratio*, LWR) auf den unterschiedlichen CO₂-Flächen. **a)** Ringpaar 1; **b)** Ringpaar 2; **c)** Ringpaar 3; **d)** Mittelwerte des LWR der E- und A-Flächen, mit Standardabweichung E1 – E3 und A1 – A3.

Generell nahm das Blattflächengewicht (*leaf area weight*, LWR) auf allen Flächen von 1998 bis 2000 deutlich zu (Abb. 3.4-D). Bei der Frühsommerernte war es stets höher als bei der Spätsommerernte des betreffenden Jahres. Gemittelt über alle Flächen, stieg es von 60,9 (erste Ernte) bzw. 53,5 (zweite Ernte) im Jahr 1998 auf 86,3 bzw. 66,1 im Jahr 2000.

Während die Flächen E1 und A1 eine sehr ähnliche Entwicklung des LWR zeigen, steigt das LWR in den Frühjahrsernten auf der E2- und E3-Fläche stärker an als auf der jeweils zugehörigen A-Fläche. Gemittelt über alle E- und A-Flächen betrachtet (Abb. 3.4-D, d), ist das LWR 1998 und 1999 in etwa identisch (beide Ernten). Im Jahr 2000 dagegen stieg es auf den E-Flächen stärker an als auf den A-Flächen, auf denen sich der Anstieg verlangsamt (beide Ernten). Wie die Standardabweichung zeigt, ist der Unterschied jedoch nicht signifikant.

3.5 Bestandesatmung in den FACE-Ringen

3.5.1 Jahreszeitlicher Verlauf der Bestandesatmung

Nachdem die Messung der Spurengasflüsse im Herbst 1998 mehrfach im Dunkeln stattgefunden hatte, fiel bei der Datenauswertung (N_2O , CH_4) auf, daß die CO_2 -Konzentrationen unter den Hauben in den CO_2 -Ringen fast immer höher waren als die in den Kontrollringen. Daher wurde seitdem weitgehend nachts gemessen, um die CO_2 -Daten ebenfalls zur Flußberechnung (Bestandesatmung = Bodenatmung und Atmung der oberirdischen Biomasse) verwenden zu können. Bei einer einzelnen messenden Person dauerte eine Messung etwa 3,5 bis 4,5 h; konnte erst um 20:00 oder 21:00 Uhr mit Beginn der Dämmerung begonnen werden, dauerte die Messung bis weit nach Mitternacht. Daher ist die Datendichte (v.a. im Sommer 1999) geringer als im Winter.

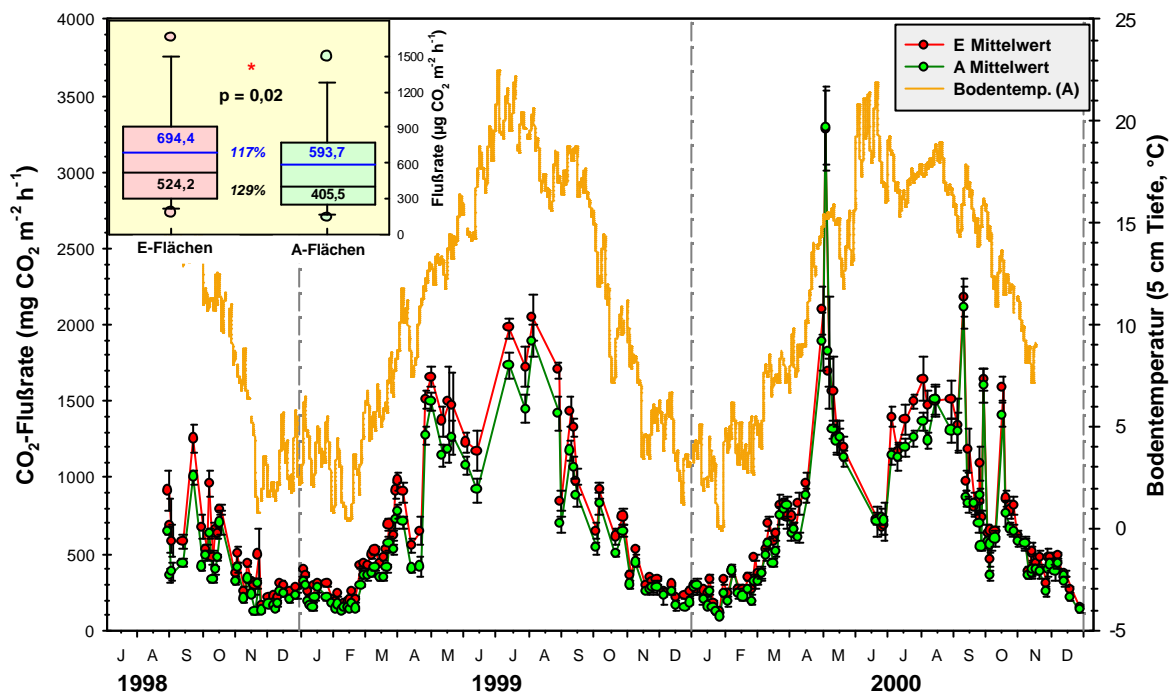


Abbildung 3.5-A: Jahreszeitlicher Verlauf der Bestandesatmung der gemittelten E- und der A-Flächen; Fehlerbalken: Standardfehler, $n = 9$ Kammern pro Messung. Parallel als orange Linie: Verlauf der Bodentemperatur der A-Flächen in 5 cm Tiefe (rechte Ordinate).

Kleiner Boxplot links oben: Streubreite der E- und A-Werte über die gesamte Meßperiode; Punkte: 5- und 96%-Perzentile; schwarze Werte/Linien: Mediane; blaue Zahlen und Linien: Mittelwerte; Prozentwerte: E-Wert in Prozent des A-Werts. p-Wert: Man-Whitney-Test der beiden Datensätze.

Der Verlauf der Bodenatmungsraten folgte sehr eng dem der Bodentemperaturkurve (Abb. 3.5-A). Am auffälligsten ist dies außerhalb der Vegetationsperiode (auch wegen der höheren Datendichte). So stieg beispielsweise die Bodenatmung im März 1999 mit der steigenden Bodentemperatur an, und ging Mitte April mit der sinkenden Temperatur vorübergehend wieder zurück. Der folgende steile Anstieg Ende April/Anfang Mai 1999 war sowohl der Düngung als auch dem erneuten Temperaturanstieg und natürlich der raschen Zunahme der oberirdischen grünen Biomasse zuzuschreiben. Danach aber

sank die Bestandesatmungsrate, trotz steigender Bodentemperaturen und, bis zur Ernte am 14./15. Juni, trotz zunehmender oberirdischer grüner Biomasse. Die Ursachen sind wahrscheinlich das Abklingen des Düngereffekts sowie der Rückgang der Bodenfeuchte (vgl. 3.1.2).

Am Abend des 11. September 2000 nach Abernten der oberirdischen Biomasse wurden "Peak"-Werte gemessen, die bei beiden CO₂-Behandlungen fast gleich hoch waren (Abb. 3.5-A). Der Peak fiel nicht mit dem Bodentemperatur-Maximum zusammen; dieses wurde erst einige Tage später erreicht (unbedeckter Boden). Zudem unterschieden sich die Bodenfeuchtwerte des Erntetages nur um 0,5 bis 1 Vol.-% von denen der Meßtage davor und danach. Zweimal wurde auch am Abend der ersten Ernte gemessen: 1999 (15. Juni) und 2000 (22. Mai). Hier traten keine Peakwerte auf, die sich deutlich von den Messungen vor und nach der Ernte unterschieden hätten – die Atmungsraten blieben (bei etwa gleicher Bodentemperatur) in der gleichen Größenordnung wie an den Tagen vor der Ernte. Zu erwarten gewesen wäre aber, daß die Atmungsraten nach Entfernen der oberirdischen Biomasse sinken. Bei der zweiten Ernte 1999 wurde am Abend des Erntetages keine Messung vorgenommen. Der Peakwert am 5. Mai 2000 läßt sich auf keine erkennbare Ursache zurückführen. Sie wurden in einigen der folgenden Graphiken weggelassen; dies ist jeweils vermerkt.

3.5.2 Der Einfluß des erhöhten CO₂ auf die Bestandesatmung

Über die gesamte Bestandesatmungs-Meßperiode (September 1998 bis Dezember 2000) war die Atmung in jedem der drei E-Ringe höher als in seinem zugehörigen A-Partner (Abb. 3.5-B). Der Unterschied war für das erste Ringpaar hochsignifikant, für das zweite signifikant und für das dritte nicht signifikant, was über die CO₂-Behandlungen gemittelt einen signifikanten Unterschied bedeutete (vgl. auch Abb. 3.5-A).

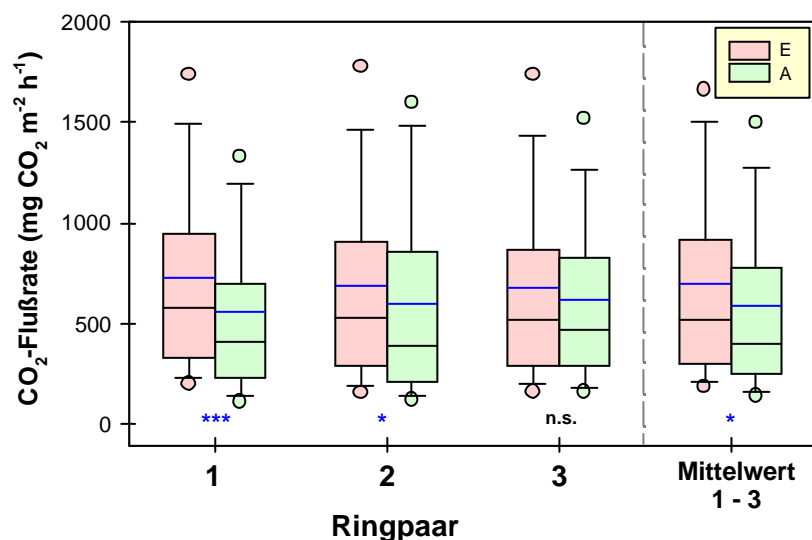


Abbildung 3.5-B: Boxplots aller CO₂-Flußraten (Bestandesatmung) der sechs CO₂-Ringe von September 1998 bis Dezember 2000. Schwarze Linie: Median, blaue Linie: Mittelwert. Punkte: 5 und 95%-Perzentile. Man-Whitney-Test E1, A1: p < 0,001; E2, A2: p = 0,017; E3, A3: p = 0,499

Der Unterschied zwischen den CO₂-Behandlungen bestand aber nicht gleichförmig über die gesamte Zeitperiode: Wie Abb. 3.5-C (a, b) sowie Tab. 3.5-A zeigen, war er über die gesamte Meßperiode, September 1998 bis Dezember 2000, rückläufig. Der Unterschied zwischen den beiden CO₂-Behandlungen scheint in der Winterphase stets etwas ausgeprägter gewesen zu sein als während der Sommermonate (Abb. 3.5-C, a; Tab. 3.5-A); die untere Abbildung **b** zeigt dies nicht aufgrund der hohen Sommerraten, die eine größere prozentuale Differenz zwischen den Behandlungen vortäuschen als sie wirklich bestand. Wie die Trendlinien in Abb. 3.5-C, a sowie die immer seltener auftretende Signifikanz in **b** jedoch zeigen, nahm die Differenz zwischen den beiden Behandlungen immer stärker ab (vgl. p-Werte in Tab. 3.5-A).

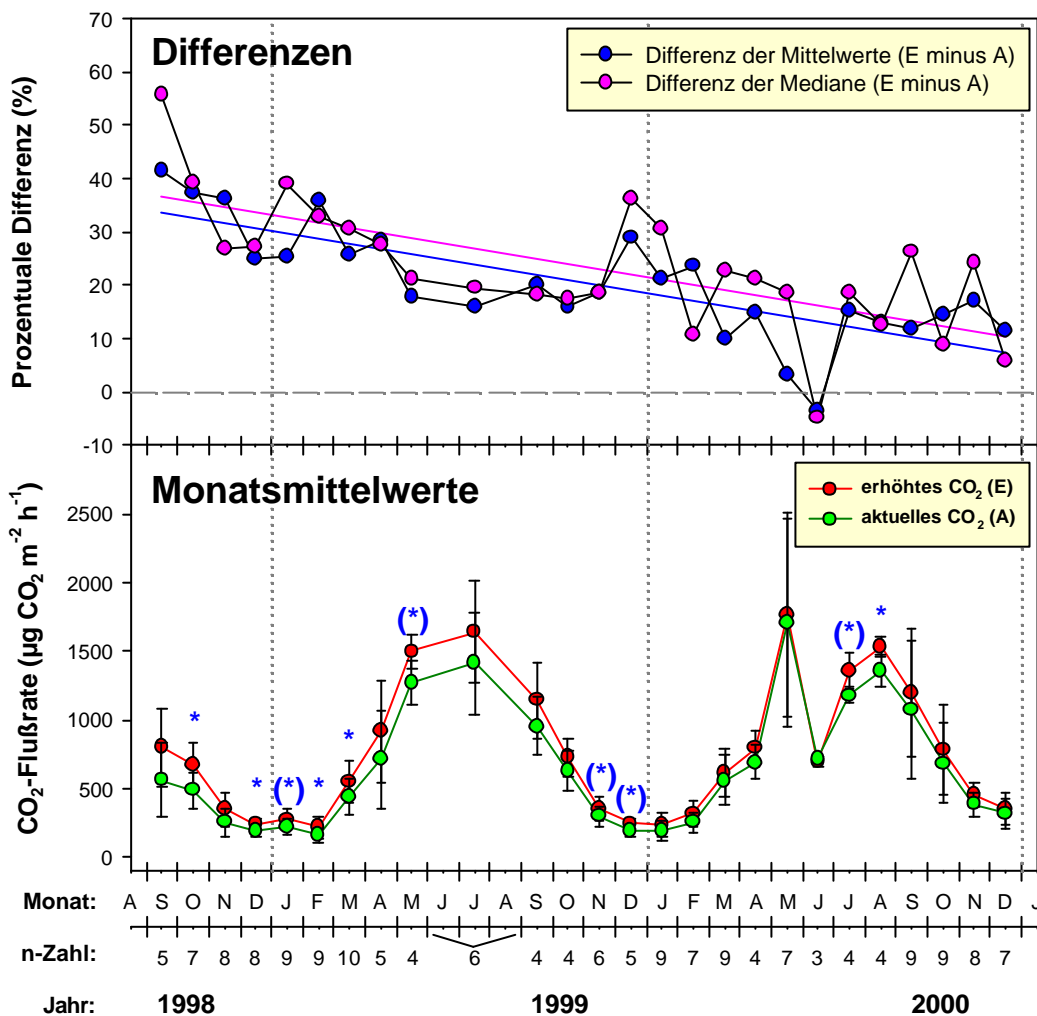


Abbildung 3.5-C: Unterschiede in der Bestandesatmung der E- und A-Flächen (jeweils Mittelwerte der Ringe 1 bis 3, wie in Abb. 3.5-A dargestellt).

Untere Graphik: Standardabweichung: zeitliche Streuung der E- bzw. A-Mittelwerte des Monats. Blauer Stern: signifikanter Unterschied zwischen E- und A-Mittelwert (T-Test bzw. Man-Whitney-Test), Stern in Klammern: 0,05 < p-Wert < 0,1.

Obere Graphik: Prozentuale Differenz zwischen E und A-Monatsmittelwert bzw. -medianwert, in Prozent des jeweiligen A-Werts. Trendlinien: lineare Regressionen der Mittel- und Median-Werte.

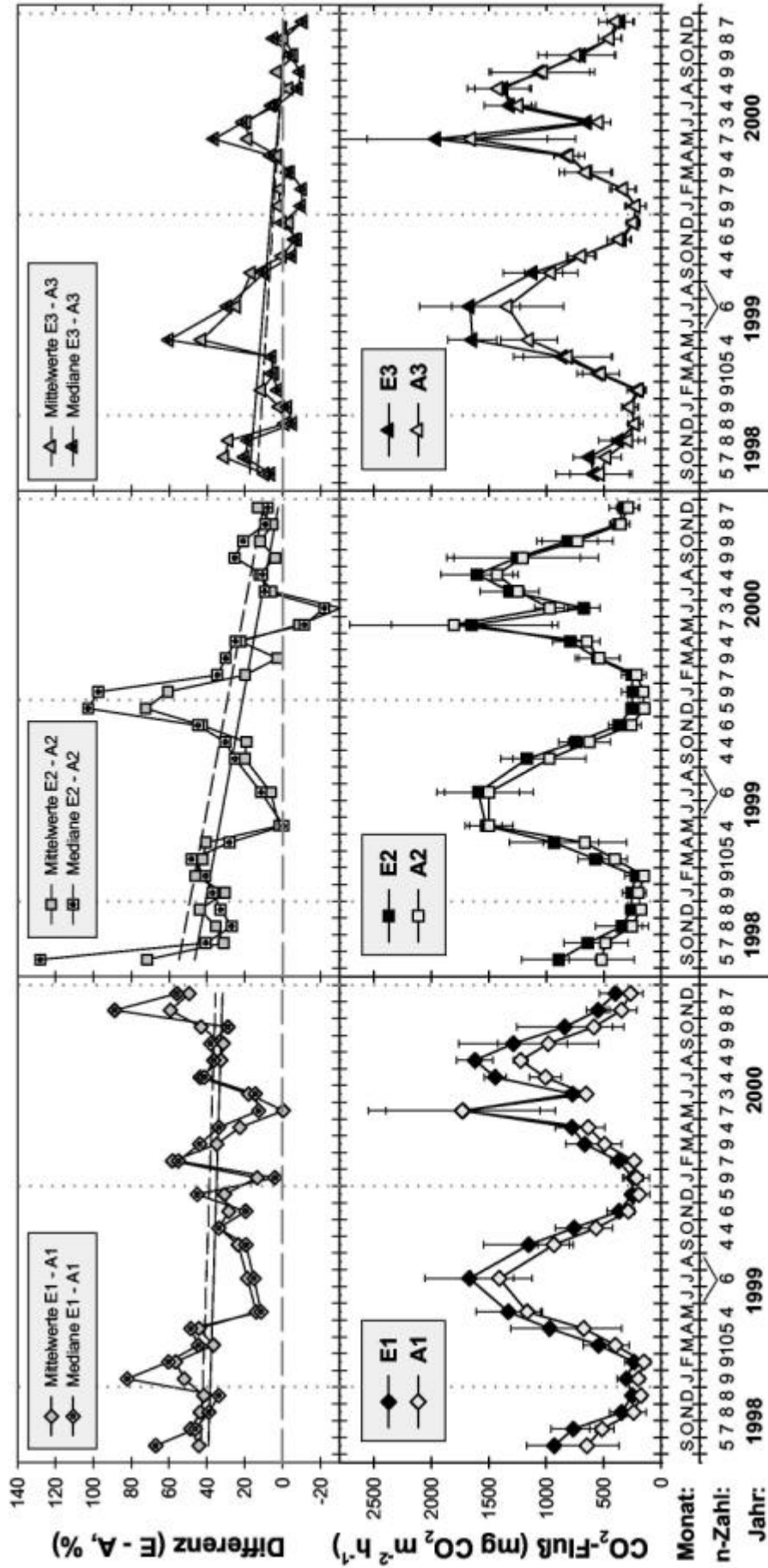


Abbildung 5.5-D: Unterschiede in der Bestandesatmung auf den drei Ringpaar-Flächen E1, A1 (links), E2, A2 (mitte) und E3, A3 (rechts) im Meßzeitraum 1998 bis 2000.

Untere Graphik-Reihe: Monatsmittelwerte mit Standardabweichung (wie Abbildung 5.5-C).

Obere Graphik-Reihe: Prozentuale Differenz zwischen einem E- und A-Monatsmittelwert bzw. -medianwert, in Prozent des jeweiligen A-Werts. Trendlinien: lineare Regressionen der Mittelwerte (durchgezogene Linie) und Medianwerte (gestrichelte Linie).

Der Abnahme-Trend des Unterschieds zwischen E und A bestand in jedem der drei Ringpaare (Abb. 3.5-C, c bis h; Tab. 3.5-B). Die E-Ringe der Ringpaare 1 und 2 wiesen zu Beginn der Messungen im Herbst/Winter 1998 etwa 40 % höhere Werte auf als ihre A-Partner, während der Unterschied zwischen E3 und A3 von Anfang an geringer war. In den zwei Vegetationsruhe-Perioden 1999/2000 sowie November-Dezember 2000 bestand im Prinzip kein Unterschied mehr zwischen E3- und A3-Bestandesatmung (Abb. 3.5-C, g). Während E2 gegen Ende der Untersuchungsperiode nur noch wenig höher als A2 war (Abb. 3.5-C, e), war die Differenz zwischen E1 und A1 nach wie vor hoch; die Abnahme-Tendenz war hier weniger stark ausgeprägt (Trendlinien, Abb. 3.5-C, c). Interessant sind auch die saisonalen Variationen der Differenzen: Während bei den Ringpaaren 1 und 2 die größten Differenzen im Winter (Vegetationsruhe) auftraten, lagen diese bei Ringpaar 3 im Frühsommer (Mai/Juni).

Tabelle 3.5-A: CO₂-Bestandesatmung (mg CO₂ m⁻² h⁻¹) der gemittelten E- und A-Flächen während verschiedener Meßperioden (ab der zweiten Ernte bis zur Düngung im Folgejahr; ab der Düngung bis zur zweite Ernte). **Fett:** Mittelwert; *Kursiv:* Median; blau: E-Wert in % des A-Werts; P-Wert: T-Test (T) bzw. Man-Whitney-Test (U).

Untersuchungszeitraum	n-Zahl	Erhöhtes CO ₂ (E)		Aktuelles CO ₂ (A)	
Vegetationsruhe 98/99 (September 1998 – April 1999)	56	426,5 <i>365,5</i>	130,7 <i>124,4</i>	326,3 <i>293,8</i>	P=0,011 (U)
Vegetationsperiode 1999 (April 1999 – September 1999)	14	1497,5 <i>1482,8</i>	117,9 <i>121,3</i>	1270,2 <i>1222,3</i>	P=0,067 (T)
Vegetationsruhe 99/00 (September 1999 – April 2000)	45	453,6 <i>347,6</i>	116,1 <i>119,8</i>	390,8 <i>290,3</i>	P=0,129 (U)
Vegetationsperiode 2000 (April 2000 – September 2000)	20	1476,5 <i>1432,4</i>	106,7 <i>113,6</i>	1383,7 <i>1261,4</i>	P=0,239 (U)
Vegetationsruhe 2000 (September – Dezember 2000))	31	660,8 <i>562,4</i>	115,2 <i>102,8</i>	573,5 <i>547,1</i>	P=0,248 (U)
Gesamter Meßzeitraum (September 1998 – Dezember 2000)	170	694,4 <i>524,2</i>	117,0 <i>129,3</i>	593,7 <i>405,5</i>	P=0,020 (U)

Tabelle 3.5-B: Bestandesatmung der einzelnen CO₂-Ringe im gesamten Meßzeitraum sowie jährlich. (Messungen erst ab September 1998; daher 1998 nicht mit 1999 und 2000 vergleichbar!)

Aufgrund der geringen Datendichte in der sommerlichen Vegetationsperiode sind die Mittel- und Medianwerte nur als Vergleichsgrößen untereinander gedacht.

Fett: Mittelwert; *Kursiv:* Median; blau: E-Mittel in % des A-Mittels; P-Wert: Ergebnis des T-Tests (T) oder Man-Whitney-Tests (U) der beiden Ringe in der betreffenden Zeitperiode (rot=signifikant).

Periode (n)	E1		A1		E2		A2		E3		A3		E (Mw)		A (Mw)	
Gesamt (170)	724 <i>579</i>	557 <i>411</i>	686 <i>529</i>	603 <i>395</i>	676 <i>515</i>	622 <i>474</i>	694 <i>524</i>	594 <i>406</i>	130 <i>P<0,001</i> (U)	114 <i>P=0,017</i> (U)	109 <i>P=0,499</i> (U)	117 <i>P=0,020</i> (U)				
1998 (28)	527 <i>407</i>	363 <i>324</i>	490 <i>353</i>	338 <i>269</i>	430 <i>388</i>	362 <i>317</i>	482 <i>455</i>	354 <i>327</i>	145 <i>P=0,029</i> (U)	145 <i>P=0,065</i> (U)	119 <i>P=0,241</i> (T)	136 <i>P=0,049</i> (T)				
1999 (62)	670 <i>457</i>	520 <i>343</i>	669 <i>515</i>	551 <i>327</i>	664 <i>428</i>	582 <i>427</i>	668 <i>456</i>	551 <i>358</i>	129 <i>P=0,028</i> (U)	122 <i>P=0,040</i> (U)	114 <i>P=0,640</i> (U)	121 <i>P=0,097</i> (U)				
2000 (80)	835 <i>685</i>	653 <i>505</i>	767 <i>630</i>	736 <i>585</i>	770 <i>585</i>	743 <i>592</i>	789 <i>645</i>	711 <i>572</i>	128 <i>P=0,008</i> (U)	104 <i>P=0,479</i> (U)	104 <i>P=0,860</i> (U)	111 <i>P=0,268</i> (U)				

Der nachlassende Unterschied in der Bestandesatmung wird auch von Tab. 3.5-B belegt: In allen drei Ringpaaren sank der prozentuale Unterschied zwischen dem E- und A-Ring und die P-Werte des T- oder U-Tests steigen an (Ausnahme Ringpaar 1). Über die drei Jahre zeigte Ring E1 im Mittel stets die höchsten Atmungsraten, gefolgt von E2 (1998 und 1999) bzw. E3 (2000). E2 und E3 sowie A2 und A3 waren trotz unterschiedlicher Bodenfeuchte relativ ähnlich in ihren Atmungsraten.

3.5.3 Abhängigkeit der Bestandesatmung von Bodentemperatur und Bodenfeuchte

Wie schon HEINZ (2000) für den Zeitraum November 1999 bis Mai 2000 zeigen konnte, bestand für den gesamten Meßzeitraum eine hohe Korrelation der Bestandesatmung mit der Bodentemperatur in 5 cm Tiefe (Abb. 3.5-D, a und b).

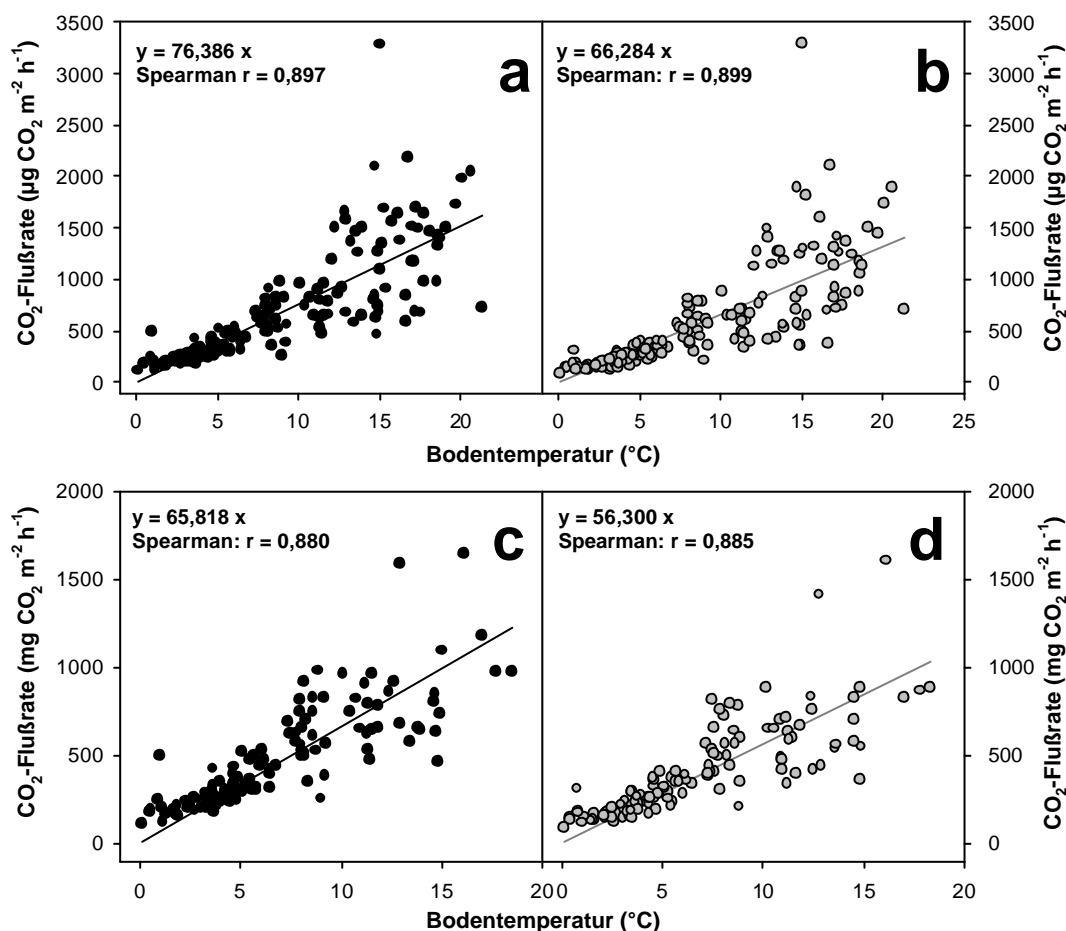


Abbildung 3.5-D: Korrelation der Bestandesatmungsraten (schwarze Punkte: E-Mittel, graue Punkte: A-Mittel) mit der mittleren E- bzw. A-Bodentemperatur in 5 cm Tiefe.

a, b) Raten der gesamten Untersuchungsperiode, einschließlich des hohen "Ausreißer"-Werts am 5. Mai 2000. (n = 156; da einige Temperaturwerte fehlten ist die n-Anzahl geringer als in Tab. 3.5-A)

c, d) Raten der *off-season*-Perioden, jeweils nach der zweiten Ernte bis zur Düngung im April.

In jeder Graphik: Gleichung der durch den Ursprung gelegten linearen Regression zum Vergleich der Steigungen, sowie r-Wert des Spearman-Tests (Bestandesatmungsraten nicht normalverteilt).

Die in E- und A nahezu gleich hohen Korrelation ($r = 0,9$) verbesserte sich nicht dadurch, daß die Werte der sommerlichen Vegetationsperiode (große oberirdische Biomasse) ausgeschlossen wurden (Abb. 3.5-D, c und d). Um die Steigungen der Punktwolken miteinander vergleichen zu können, wurden Regressionsgeraden durch den Ursprung jeder Graphik gelegt (die nicht der tatsächlichen Beziehung von Bodentemperatur und CO_2 -Flüssen entsprechen): Wie Abb. 3.5-D und -E zeigen, war die Steigung der Atmungsraten unter erhöhtem CO_2 größer in jedem E-Ring größer als im zugehörigen A-Ring-Partner.

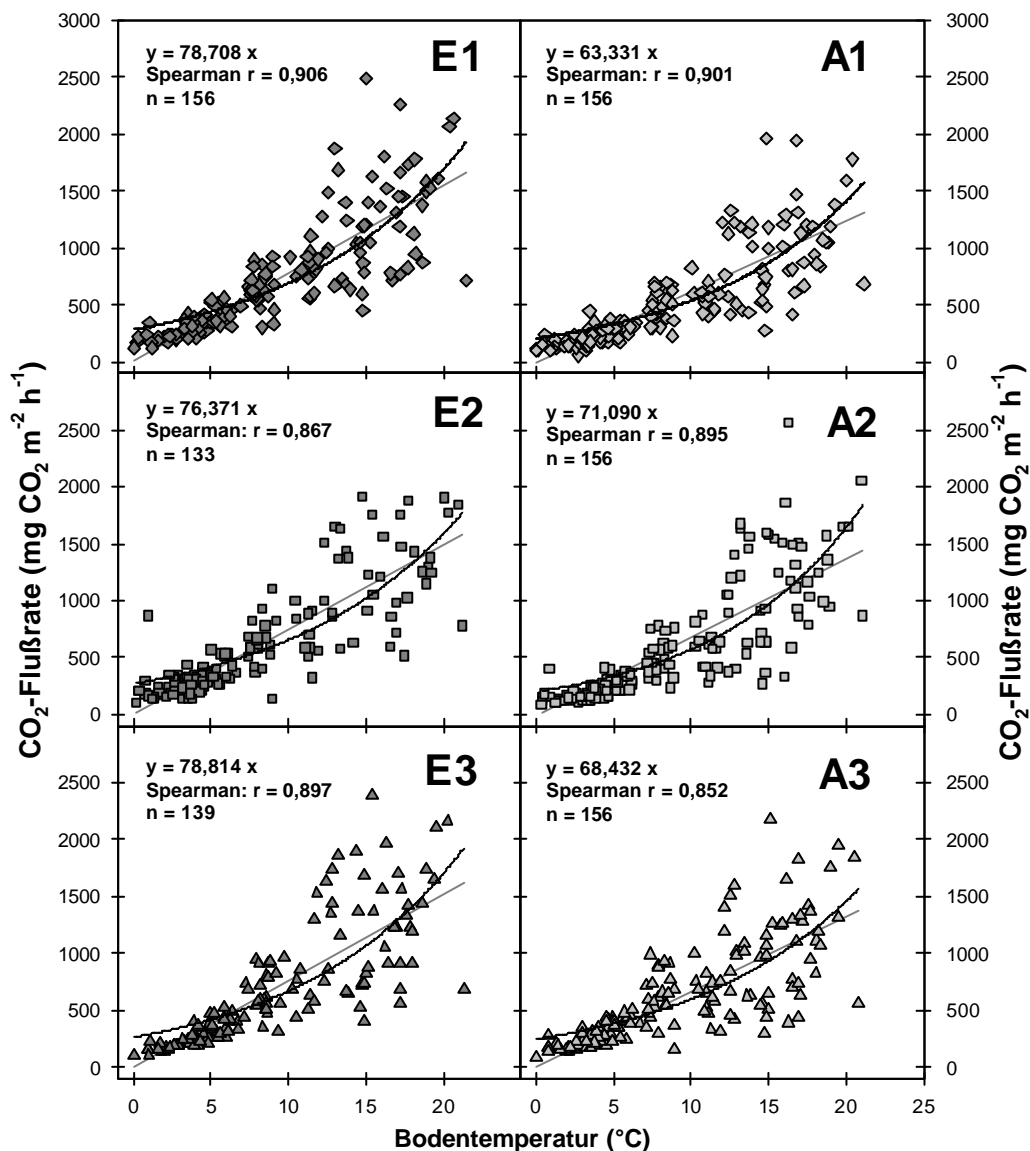


Abbildung 3.5-E: Korrelation der Bestandesatmungsraten der gesamten Untersuchungsperiode mit der betreffenden E bzw. A-Bodentemperatur in 5cm Tiefe (verschiedene n-Zahlen durch Ausfälle der Temperatur-Meßfühler bedingt.) Die nichterkklärbar hohen Atmungsraten des 5. Mai 2000 wurden stets ausgeschlossen.

In jeder Graphik: Graue, gerade Linie: lineare Regression durch den Ursprung (Gradengleichung und r-Wert des Spearman-Tests in der linken Ecke)
schwarze gekrümmte Linie: über Modell a (HEINZ 2000) dargestellte Beziehung der Atmungsraten zur Bodentemperatur, vgl. Text weiter unten.

Der steilere Anstieg der Bestandesatmung mit steigender Temperatur unter erhöhtem CO_2 zeigt die Notwendigkeit, die Temperaturabhängigkeit der beiden CO_2 -Behandlungen mit einem besser angepassten Modell als einer linearen Regression zu vergleichen. So kann festgestellt werden, ob die Atmungsraten unter erhöhtem CO_2 lediglich generell höher sind, oder ob der Anstieg der Atmung mit der Temperatur tatsächlich steiler wird. Hierzu wurde Modell a aus der Diplomarbeit von S. HEINZ übernommen und auf die vorhandenen Datensätze angewendet (Abb. 3.5-E und -F).

In Abb. 3.5-F sind die Bestandesatmungsdaten detaillierter für die einzelnen Jahreszeiträume dargestellt (Modell-Gleichung a: Tab. 3.5-C). Die Aufteilung der Datensätze nach Zeitperioden zeigt, warum die Steigung des Modells a bei den Daten von HEINZ steiler ist als bei den hier dargestellten Datensätzen, die mehrfach das gesamte Jahr umfassen: Die verhältnismäßig niedrigen Atmungsraten nach der zweiten Ernte bei relativ hohen Bodentemperaturen (dunkelgraue Punkte), sowie die eher niedrigen Raten kurz vor der zweiten Ernte bei geringer Bodenfeuchte (die untersten der weißen Punkte in Abb. 3.5-F) lassen die Kurven weniger stark gekrümmt verlaufen (vgl. Tab. 3.5-C).

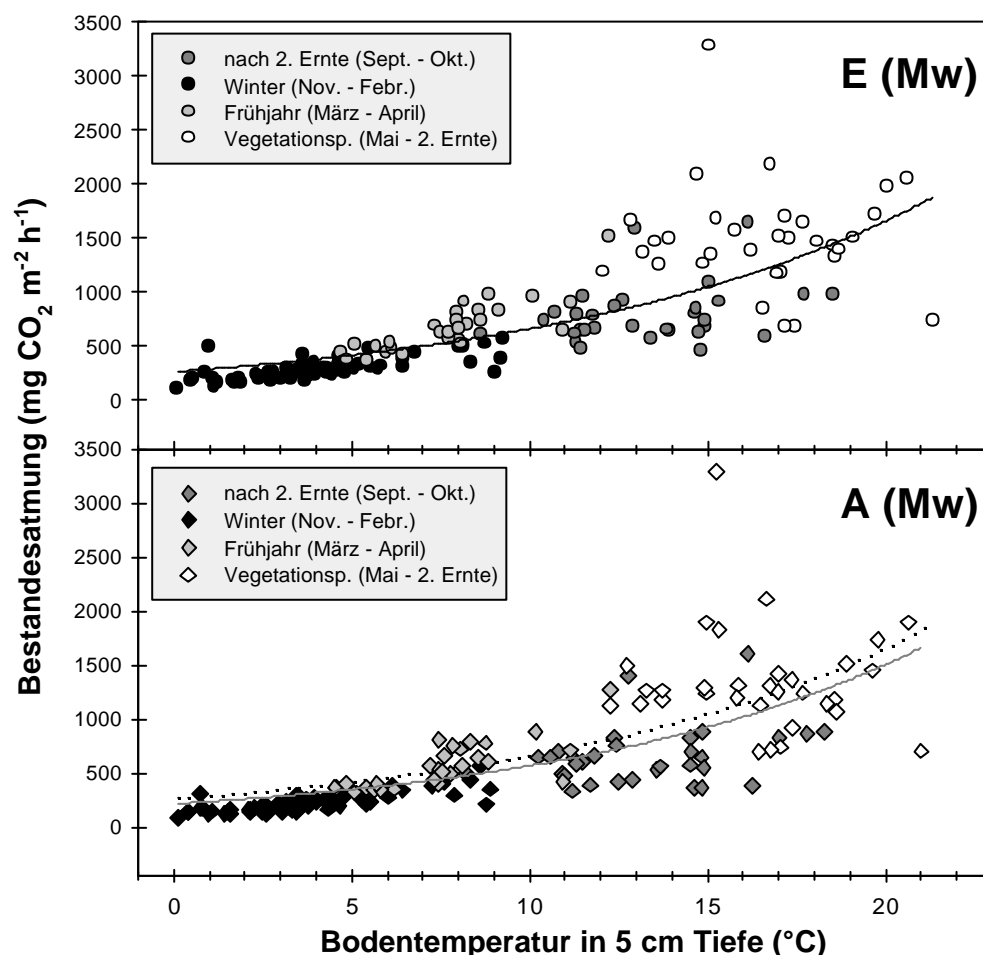


Abbildung 3.5-F: Bestandesatmungsdaten (alle Daten) während verschiedener Zeitperioden (Legende).

Beide Graphiken: Nichtlineare Regressionslinien (durchgezogene Linien): Modell a (Heinz 2000); Ausschluß der Extremwerte vom 5. Mai 2000 aus dem E bzw. A-Datensatz; Gepunktete Linie in der unteren Abbildung: Modellverlauf der E-Raten aus der oberen Abbildung, zur besseren Vergleichbarkeit in A gezeigt. Vergleiche hierzu Tabelle 3.5-C.

Zwischen der Temperaturabhängigkeit der E- und der A-Raten bestand bezüglich ihrer Güte (R^2) nur ein geringer Unterschied (Tab. 3.5-C). Durch Ausschließen der Ausreißerwerte am 5. Mai verbesserte sich die Korrelation deutlich; mit dem Ausreißer läge das R^2 des E-Datensatzes z.B. bei 0,598 statt, wie hier gezeigt, bei 0,659. Der Ausreißerwert ist aber in dem E- und dem A-Datensatz in Abb. 3.5-F dargestellt.

Tabelle 3.5-C: Koeffizienten des Modells a, die durch Anpassung an die gemessenen Werte ermittelt wurden, im Vergleich mit den Werten von Heinz (2000).

Modell a: Respiration = $a \cdot b^{(T-10)/10}$

Modell a	Heinz (2000)	E-Raten	A-Raten
a	701,0	662,5	568,9
b	4,369	2,506	2,645
R^2	0,871	0,659	0,639

Wie Abb. 3.5-F zeigt, ist die Krümmung der E- und der A-Kurve annähernd gleich, die E-Kurve verläuft jedoch insgesamt auf einem höheren Niveau als die A-Kurve (untere Abbildung in 3.5-F; vgl. a-Werte in Tab. 3.5-C). Der b-Wert ist unter erhöhtem CO_2 etwas niedriger als unter normalem CO_2 ; der Unterschied ist jedoch zu gering, um ihn optisch in Abb. 3.5-F wahrzunehmen. Bei den Ringpaaren 1 und 2 ist die Krümmung der Modellkurve des A-Partners

stärker (A1 und A2), bei Ringpaar 3 ist die des E3 stärker gekrümmt (schwarze Kurven in Abb. 3.5-E). Bei Betrachtung des R^2 des Modells a bei den einzelnen Ringpaaren war jedoch stets das R^2 des ERings besser als das des A-Partners (im Schnitt um 0,05; Koeffizienten aus Abb. 3.5-E nicht tabellarisch dargestellt).

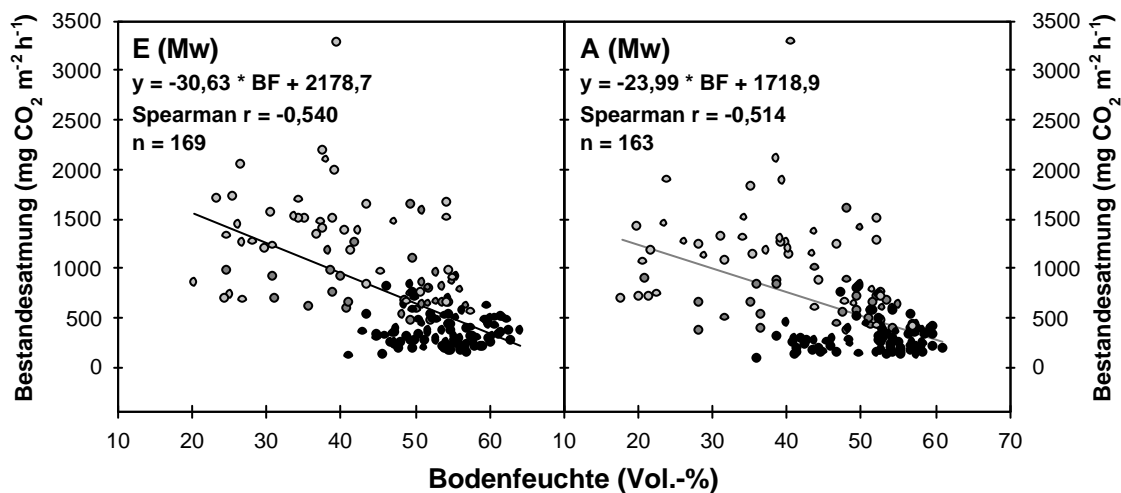


Abbildung 3.5-G: Bestandesatmungsraten des gesamten Untersuchungszeitraums in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte. Schwarze Punkte: Winterperiode (November bis März), dunkelgraue Punkte: Nach der zweiten Ernte bis Ende Oktober, hellgraue Punkte: Vegetationsperiode (April bis zur zweiten Ernte). In jeder Abbildung: Gradengleichung einer linearen Regression durch die gemittelten E- bzw. A-Flußraten, sowie Spearman-Korrelationskoeffizient r und n-Zahl.

Die Korrelation der Bestandesatmung mit der Bodenfeuchte war, unabhängig von der Bodentemperatur betrachtet, wesentlich schlechter als die mit der Temperatur (Abb. 3.5-G). Die r-Werte des Spearman-Tests für die einzelnen Ringe reichten von -0,406 (A2) bis -0,573 (E1) (n-Zahlen von 164 bis 170). Aber auch hier war die

Steigung der E-Mittelwerte (steigende Raten mit sinkender Bodenfeuchte) steiler als die der A-Mittelwerte (Abb. 3.5-G, Gleichungen). Wurden die Flußraten-Messungen nach Zeitperioden getrennt aufgetragen, ergab sich keine bessere, sondern eine noch schlechtere Korrelation (vgl. HEINZ 2000, getrennte Darstellung der Raten im Mai mit guter Korrelation mit der Bodenfeuchte). In Abb. 3.5-G sind diese Zeiträume ebenfalls getrennt dargestellt. Die Ursache der schlechten Korrelation der Bodenfeuchte mit der Bestandesatmung liegt im Zusammenspiel der Faktoren Temperatur und Feuchte in ihrer Wirkung auf die Bestandesatmung: Bei Erweiterung des Modells a um einen Faktor, der die Bodenfeuchte mit einbezieht (Zusammenhang: Optimumskurve, siehe HEINZ 2000) resultierten 3-D-curve-fits (Abb. 3.5-H), dessen R^2 größer war als das des 2-D-curve-fits mit der Temperatur allein (vgl. Abb. 3.5-G; Tab. 3.5-D). Auch hier wurde der Ausreißer-Wert (s.o.) nicht verwendet.

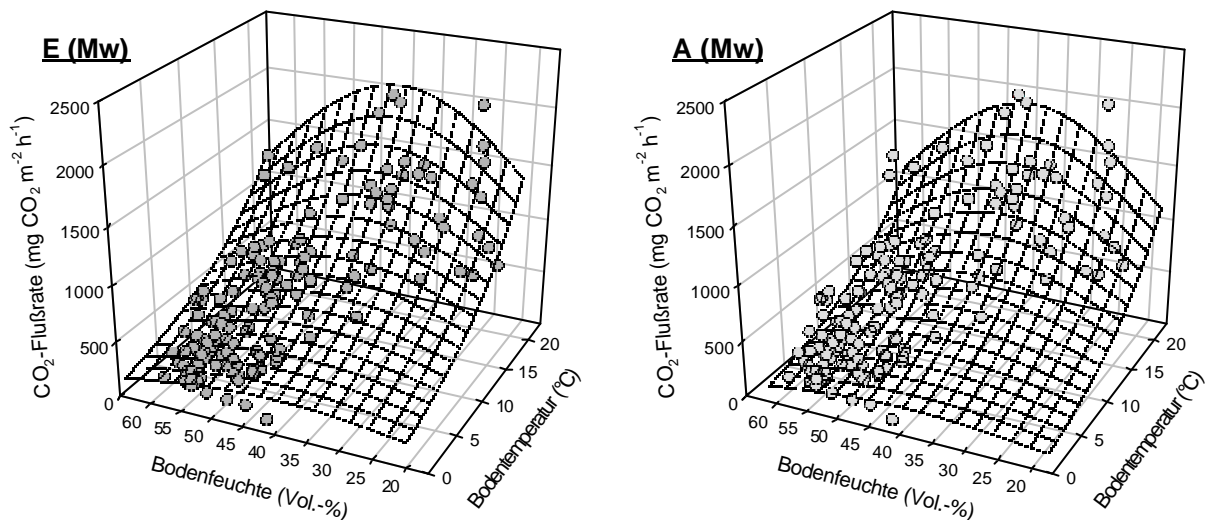


Abbildung 3.5-H: Bestandesatmungsraten (ohne Ausreißer) in Abhängigkeit von Bodentemperatur in 5 cm Tiefe (Tagesmittel des Meßtags) und Bodenfeuchte, dargestellt über Modell a' (aus HEINZ 2000).

Tabelle 3.5-D: Koeffizienten des Modells a' (nach HEINZ 2000) zu Abb. 3.5-G; Koeffizienten-Benennung von HEINZ übernommen

Modell a': $\text{Resp.} = a \cdot b^{((T-10)/10)} (1/d^{(M-F)/F^2})$

M = aktuelle Bodenfeuchte

Modell a'	Heinz (2000)	E-Raten	A-Raten
a	924	750,7	653,3
b	6,587	2,452	2,680
d	7,43	4,716	5,184
F	65,2	39,3	40,3
R ²	0,904	0,684	0,664

Da HEINZ (2000) nur über Datensätze mit hoher Bodenfeuchte verfügen konnte (keine Sommer-/Herbst-Daten), konnte sie nur die "theoretische" optimale Bodenfeuchte ermitteln (siehe Tab. 3.5-D). Diese lag bei 65 Vol.-%, einem verhältnismäßig unrealistischen Wert, da dann fast der gesamte Bodenporenraum des Lindener Grünlands wassergefüllt wäre. Daher könnte diffusiver Gasaustausch kaum noch stattfinden, und die Bestandesatmungsraten müßten aufgrund von Sauerstoffmangel im Boden bereits rückläufig sein. Die sich hier über den größeren Datensatz ergebende optimale Bodenfeuchte liegt für beide CO₂-Behandlungen bei realistischeren Werten, nämlich bei 40,3 Vol.-% für erhöhtes CO₂, und bei 39,3 Vol.-% für die Kontrollbehandlung.

Berechnet man mit der in Tab. 3.5-D angegebenen Koeffizienten, d.h. mit der Modellbeschreibung der Abhängigkeit der Bestandesatmung von Temperatur und Feuchte, den Q₁₀-Wert für die Raten unter erhöhtem und aktuellen CO₂, so ergibt sich für die E-Raten ein Q₁₀ von 2,45 und für die A-Raten ein Q₁₀ von 2,68. Die Temperatursensitivität der Bestandesatmung ist unter erhöhtem CO₂ also allenfalls leicht verändert.

3.6 Lachgasflüsse in den FACE-Ringen

3.6.1 Allgemeiner Verlauf und Extremwerte der Lachgasflüsse

Während des gesamten Untersuchungszeitraums traten keine nennenswerten negativen Lachgasflüsse (d.h. Aufnahme in den Boden) auf. Wurden solche Flüsse gemessen, so handelte es sich stets um sehr geringe Werte nahe oder unterhalb der Nachweisgrenze. Da vereinzelt in der Literatur von negativen Lachgasflüssen berichtet wird (vgl. GRANLI & BØCKMANN 1994) und diese zumindest theoretisch möglich wären (vollständige N₂O-Reduktion in anaeroben Tiefen bei diffusiver "Nachlieferung" des N₂O als Elektronenakzeptor von der Bodenoberfläche), wurde bei der Auswertung wie folgt vorgegangen: Lag der N₂O-Anstieg oder -Abfall in den Kammern unterhalb der tagesaktuellen analytischen Nachweisgrenze des GC (2 x die Standardabweichung von 6 Analysen des Atmosphärenstandards) oder lag das R² des Anstiegs/Abfalls unter 0,8, so wurde als Anstieg bzw. Abfall der Konzentration in der Kammer die Hälfte des Nachweisgrenzwerts zur Berechnung des Flusses verwendet. Dabei wurde dem Fluß jeweils das Vorzeichen gegeben, welches der vorherrschenden Richtung (Zu- oder Abnahme) der Konzentration in der Kammer entsprach. Negative N₂O-Flüsse weit oberhalb der Nachweisgrenze traten in den vier Jahren der Messungen niemals auf; auch in der Vorversuchsperiode konnten sie nicht beobachtet werden.

Tabelle 3.6-A: Extremwerte (Maxima) der gemittelten N₂O-Flüsse der einzelnen CO₂-Ringe sowie der einzelnen Kammern (jeweils A bis C) während des Untersuchungszeitraums 1997 bis 2000 (in µg N₂O-N m⁻² h⁻¹). Unter jedem Wert: Zeitpunkt des Maximums (vgl. Abb. 3.6-A). Da minimale Raten stets um die Nachweisgrenze lagen (d.h. nahe Null, siehe Text), werden sie hier nicht aufgeführt.

Ring/Kammer	E1	A1	E2	A2	E3	A3	E Mw	A Mw
Maximum Mw	1113,5	278,8	609,7	1168,8	422,1	531,1	665,3	449,1
Datum	23.04.98	07.05.99	09.10.98	23.04.98	23.04.98	28.04.98	23.04.98	23.04.98
Maximum A	1306,9	348,0	373,5	410,4	305,6	285,2	--	--
Datum	17.10.00	28.04.98	30.08.99	05.05.00	05.05.00	06.08.99	--	--
Maximum B	2129,5	610,1	1815,0	1421,4	575,2	310,6	--	--
Datum	23.04.98	07.05.99	09.10.98	23.04.98	05.05.00	30.04.99	--	--
Maximum C	973,5	234,7	145,5	1912,5	1090,1	1145,1	--	--
Datum	23.04.98	12.05.97	26.04.99	23.04.98	23.04.98	28.04.98	--	--

Die höchste je unter einer Haube gemessene N₂O-Flußrate betrug 2130 µg N m⁻² h⁻¹ und wurde am 23.04.1998 direkt nach der Düngung am 21./22. April auf E1-B gemessen (Tab. 3.6-A). Die zweithöchste Rate wurde am gleichen Tag mit 1913 µg N m⁻² h⁻¹ auf A2-C gemessen. Von 18 Maximalwerten (18 Kammern insgesamt) lagen 14 jeweils in den vierzehn Tagen unmittelbar nach der Frühjahrsdüngung Ende April (Tab. 3.6-A). Da im Jahr 2000 aufgrund von GC-Problemen gerade die Messungen direkt vor und nach der Düngung fehlen (Datenlücke: 18.04. bis 01.05.2000) und in diesem Jahr der

Boden schon sehr warm und die Vegetationsperiode untypisch weit fortgeschritten war, könnten insgesamt noch mehr Maxima in der "Düngeperiode" gelegen haben. Die restlichen vier Maxima lagen in der Spätsommer-Herbst-Periode (2x August, 2x Oktober) und wurden in zwei Fällen nach kräftigen Niederschlägen am vorherigen Tag erzielt.

Vergleicht man die Maxima der pro CO₂-Ring gemittelten N₂O-Flüsse, so ergibt sich keine direkte Abhängigkeit von der Bodenfeuchte (nicht dargestellt). So erreichte der Ring A2 die höchste (gemittelten) Emissionsrate mit 1170 µg N m⁻² h⁻¹, dicht gefolgt von einem der trockensten Ringe, E1, mit 1114 µg N m⁻² h⁻¹. Bei den gemittelten Raten der Ringe E1 bis A3 wurden fünf von sechs Maxima in den 14 Tagen nach einer Düngung gemessen, über alle E- und A-Kammern gemittelt wurden beide Maxima am 23.04.1998 erreicht.

3.6.2 Verlauf der N₂O-Emissionen der Kontrollflächen im Jahresgang

Generell wiesen die Jahresgänge der Kontrollflächen-N₂O-Flüsse (A1 bis A3) die gleiche Charakteristiken auf wie sie auch schon in der Vorversuchsserie beschrieben wurden (bei geringerer Düngung, wie hier bei den CO₂-Ringen, 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹): Die höchsten Raten wurden stets nach der Düngung im April gemessen. Dabei traten 1998 in allen drei Ringen höhere Spitzenwerte auf als 1999 (Abbildungen 3.6-B, c bis h). Da im Jahre 2000 die Werte direkt nach der Düngung fehlen (GC-Ausfall), können keine Aussagen über die Höhe des Düngepeaks in diesem Jahr gemacht werden. Die hohen Raten gingen nach der Düngung rasch bis Ende Mai / Anfang Juni auf ein sehr viel niedrigeres Niveau zurück. Während der warmen folgenden Sommermonate stiegen sie wieder an (1998: mittlere K-Rate zwischen 10 und 25 µg N m⁻² h⁻¹; 1999: zwischen 10 und 50 µg N m⁻² h⁻¹; 2000: um 10 µg N m⁻² h⁻¹). Hierbei zeigten die trockeneren Kontrollringe A1 und A3 die am stärksten ausgeprägte Saisonalität, d.h. deutlich höhere Raten im Sommer mit starkem Rückgang im Oktober (Abb. 3.6-B, c bis h). Dieser Verlauf war im feuchtesten Kontrollring A2 weniger ausgeprägt (vgl. auch Abb. 3.6-C, a bis d).

Während des laufenden CO₂-Experiments (1997 bis 2000) trat bisher keine Frostperiode wie im Winter 1996/1997 auf; daher konnten bisher auch keine hohen winterlichen N₂O-Flüsse wie im Vorversuch gemessen werden. Eine Ausnahme stellen einige Tage im Januar 1999 im K1-Ring dar: Hier traten bei oberflächlichem Bodenfrost (wenige mm Eindring-Tiefe) einige erhöhte Emissionsraten auf (Abb. 3.6-B, d). Dies Ereignis ist aber in keiner Weise mit der ausgeprägten Frost-Tau-Periode 1996/1997 vergleichbar; somit ist die Beantwortung der anfangs aufgestellten Hypothese bezüglich der winterlichen N₂O-Flüsse unter erhöhtem CO₂ (noch) nicht möglich.

Zur Abhängigkeit der N₂O-Flüsse der Kontrollringe von Bodenfeuchte und Bodentemperatur siehe Abschnitt 3.6.4.

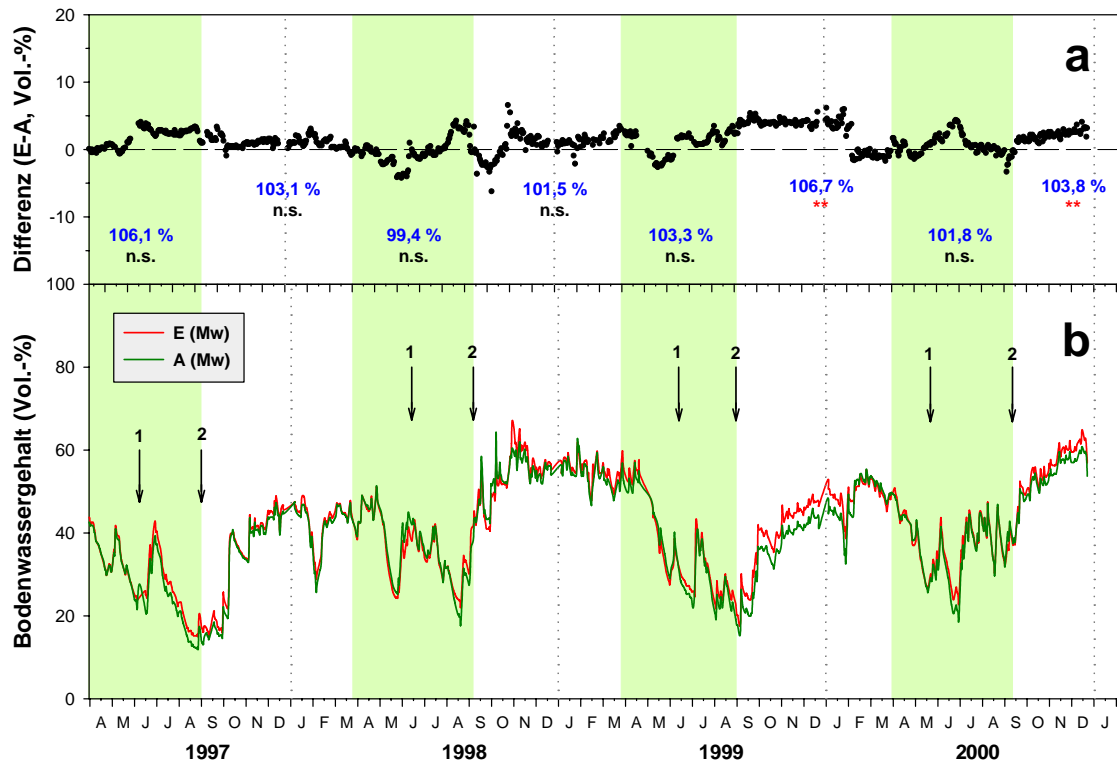


Abbildung 3.6-A: Mittlere Bodenfeuchte der E- und A-Ringe im Untersuchungszeitraum; ohne Standardabweichung dargestellt; ansonsten alles wie Graphik 3.1-B dargestellt.

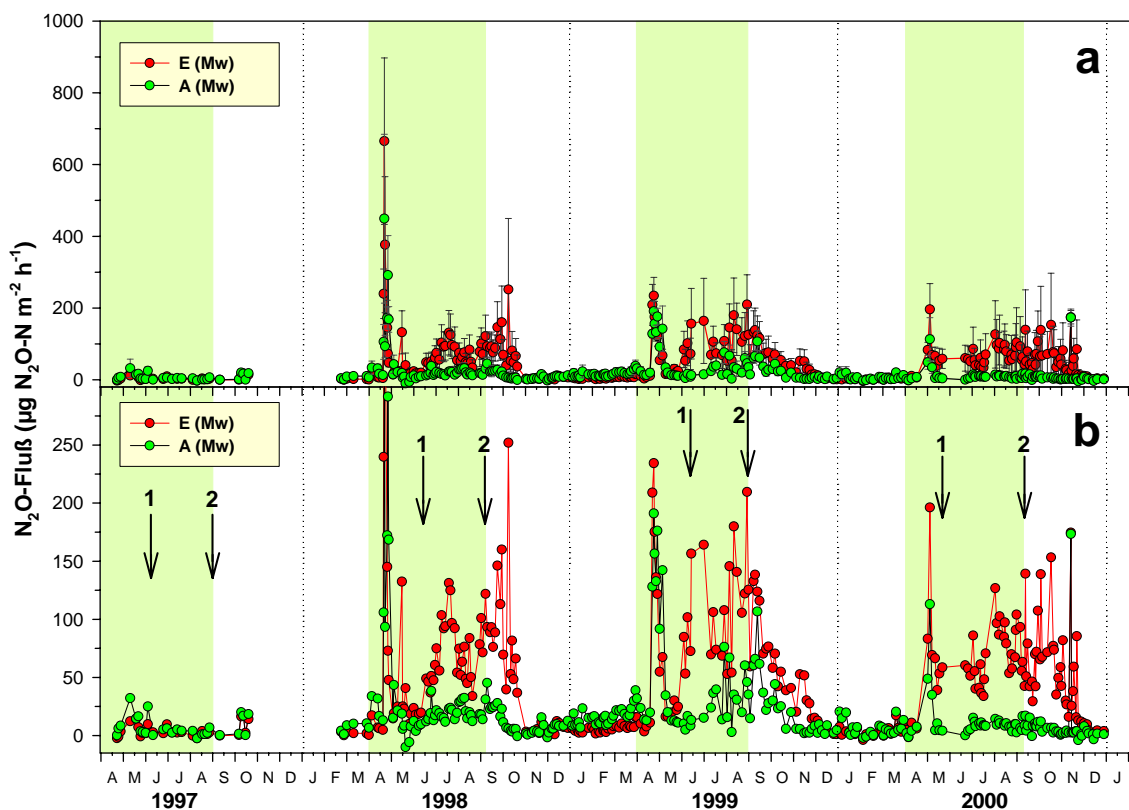


Abbildung 3.6-B: Mittlere N_2O -Flüsse der E- und A-Ringe im Untersuchungszeitraum ($n = 9$ pro Datenpunkt); **a**) mit Standardfehler und Maximalwerten, **b**) gleicher Datensatz ohne Standardfehler und mit vergrößernder Ordinatenskalierung zur übersichtlicheren Darstellung. Grün hinterlegt: "Vegetationsperiode" des Haupt-Biomasse-Wachstums von April bis zur zweiten Ernte. Pfeile: Zeitpunkte der ersten und zweiten Ernte (Zahlen).

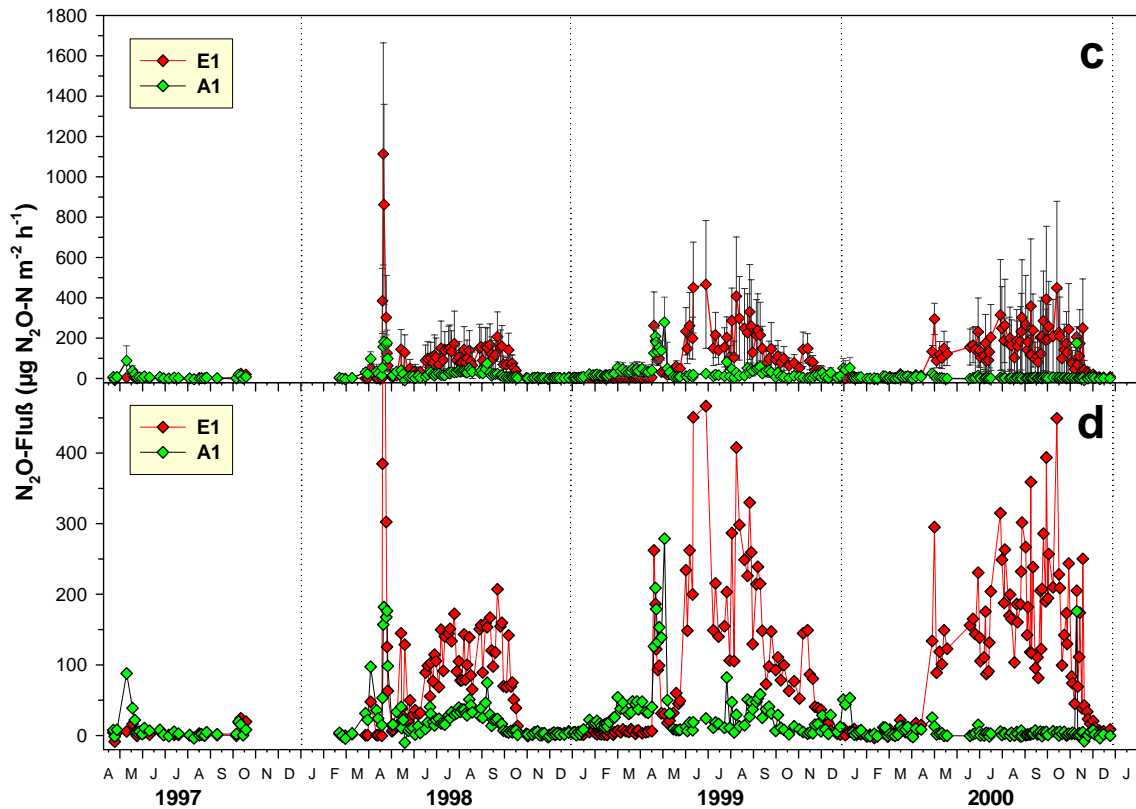


Abbildung 3.6-B: Verlauf der gemittelten N₂O-Flüsse im E1- und A1-Ring (je n = 3 pro Datenpunkt) im Untersuchungszeitraum; c) mit Standardfehler und Maximalwerten, d) gleicher Datensatz ohne Standardfehler und mit vergrößernder Ordinatenkalierung zur übersichtlicheren Darstellung.

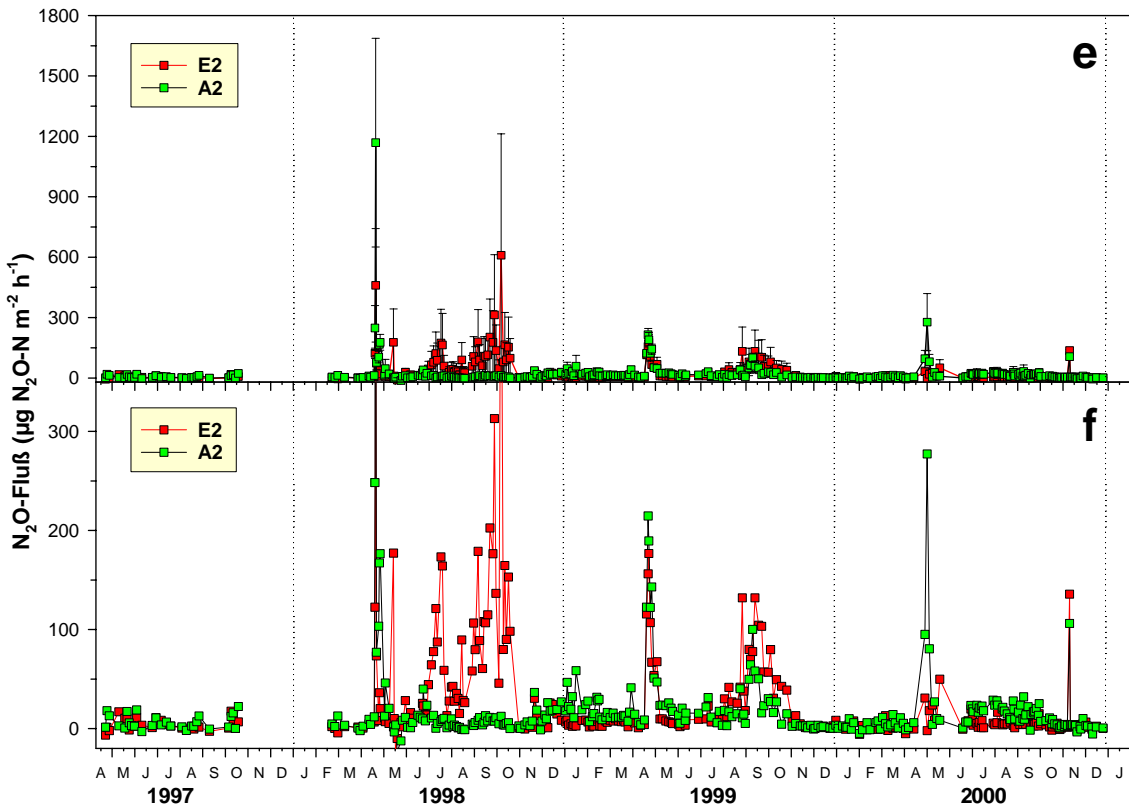


Abbildung 3.6-B: Verlauf der gemittelten N₂O-Flüsse im E2- und A2-Ring (je n = 3) im Untersuchungszeitraum; e) mit Standardfehler und Maximalwerten, f) gleicher Datensatz ohne Standardfehler und mit vergrößernder Ordinatenkalierung zur übersichtlicheren Darstellung.

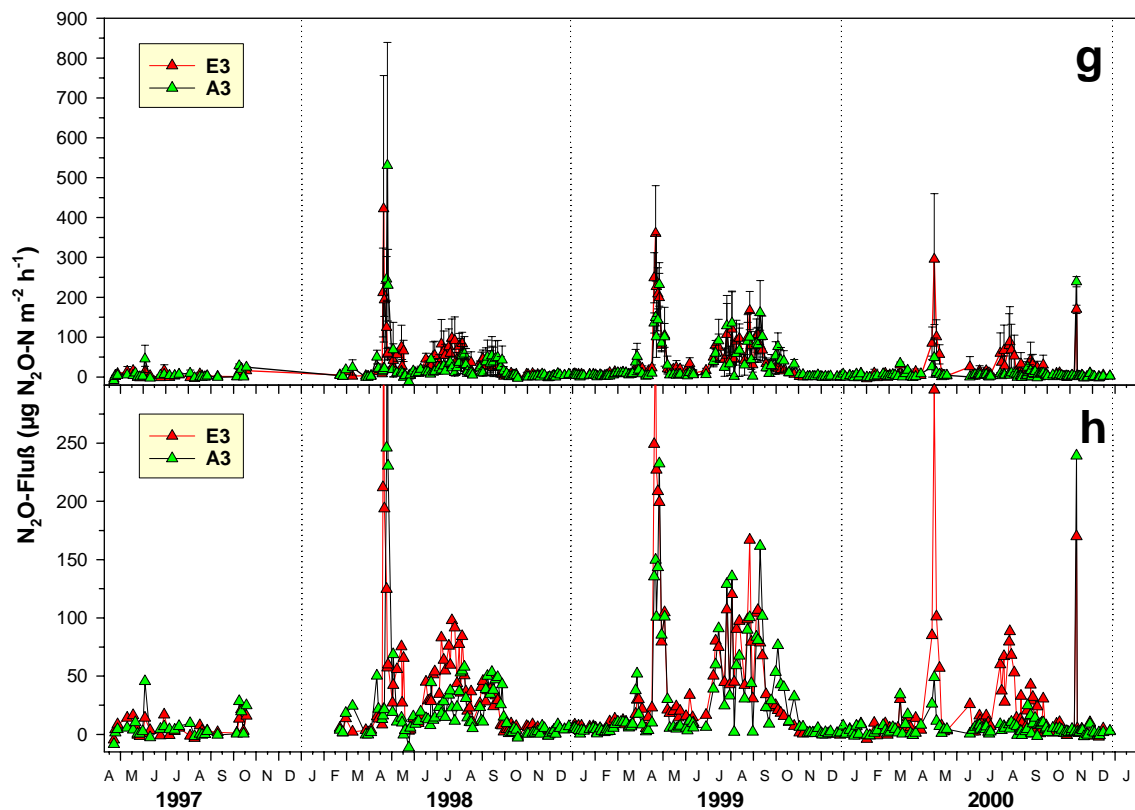


Abbildung 3.6-B: Verlauf der gemittelten N_2O -Flüsse im E3- und A3-Ring (je $n = 3$) im Untersuchungszeitraum; **g**) mit Standardfehler und Maximalwerten, **h**) ohne Standardfehler (siehe a bis f).

3.6.3 N_2O -Flüsse unter erhöhtem CO_2

Wie bereits Abb. 3.6-B (a, b) verdeutlicht, unterschieden sich die N_2O -Flüsse im Jahr vor Beginn der CO_2 -Anreicherung kaum voneinander (siehe auch Abb. 3.6-C, 3.6-D und Tab. 3.6-B). So betragen die mittleren N_2O -Emissionen der E-Flächen in der Phase vor Beginn der CO_2 -Anreicherung (Beginn: Mai 1998) 106 % der Emissionen der A-Flächen, und in keinem der Ringpaare (oder im Mittel) bestand ein signifikanter Unterschied (Tab. 3.6-B).

Nach Beginn der CO_2 -Anreicherung hingegen emittierten die Ringe unter erhöhtem CO_2 während der (ausklingenden) Vegetationsperiode (Juni bis Oktober-November) wesentlich größere Mengen an N_2O als die Kontrollflächen (Abb. 3.6-B, a, b und Abb. 3.6-C, a). Den größten Anteil hieran hatte der trockenste der E-Ringe, E1 (Abb. 3.6-B, c, d; Abb. 3.6-C, b). Während im Jahr 1997 unter keiner der drei verwendeten Maxikammern ein derartiges Emissionsverhalten gemessen werden konnte, verwandelte sich in jedem der bisher drei Jahre der CO_2 -Anreicherung eine der drei E1-Maxikammern in einen "hot spot" der N_2O -Emissionen. Eine zweite Kammer emittierte häufig genauso viel oder mehr N_2O wie die höchste aller 9 verwendeten A-Maxikammern, und die dritte E1-Kammer lag in ihrer Emissionshöhe auf A1-Niveau. Interessanterweise verwandelte sich jedes Jahr (1998 bis 2000) eine andere der E1-Kammern in den hot spot: 1998 war es Kammer C, 1999 Kammer B und im Jahr 2000 Kammer A. Diese " N_2O -Quelle" emittierte dann sehr kontinuierlich während des

Sommers N₂O, an jedem Tag, an dem gemessen wurde (hohe zeitliche Kontinuität = geringe *temporal variability*).

Betrachtet man die Ringpaare getrennt, so zeigen sich folgende Tendenzen: Der gewaltige Unterschied zwischen E1 und A1 während des Sommers/Herbsts (Juni bis Oktober/November) scheint konstant bestehen zu bleiben (Abb.3.6-D). Dabei waren die A1-Emissionen im Sommer 2000 geringer als in den Vorjahren, was die prozentuale Differenz E1 – A1 im Jahr 2000 besonders hoch treibt (Tab. 3.6-B: 1908 %). Weiterhin scheint sich die Dauer der hohen N₂O-Emissionen auf E1 vom Herbst bis in den Winter hinein auszudehnen (Abb. 3.6-D).

Im ersten Jahr der CO₂-Anreicherung zeigte Ring E2 ein dem E1 sehr ähnliches Emissionsverhalten; auch hier gingen die hohen Werte hauptsächlich auf eine *hot spot*-Maxikammer zurück. Schon im zweiten Jahr, 1999, waren die N₂O-Emissionen im Kontrollring A2 geringfügig, aber signifikant höher als die des E2 (Tab. 3.6-B); prozentual war die Emission beider Ringe fast identisch. Im Jahr 2000 schließlich waren die N₂O-Flüsse des E2 im Verhältnis zum A2 wieder auf einem ähnlich niedrigen Level wie vor Beginn der CO₂-Anreicherung (Tab. 3.6-B); prozentual waren sie sogar niedriger als 1997 (Abb. 3.6-D).

Bei Ringpaar 3 war das Emissionsverhalten von E und A zueinander ähnlich wie bei Ringpaar 1, nur war der Unterschied zwischen den CO₂-Behandlungen bei weitem nicht so groß wie bei Ringpaar 1 (Abb. 3.6-D). Aber auch hier waren die E3-N₂O-Flüsse vor Beginn der CO₂-Anreicherung eher niedriger als die A3-Flüsse, während sie seit Bestehen der CO₂-Anreicherung stets höher waren, davon 1998, 2000 sowie über die gesamte Anreicherungsperiode betrachtet (hoch-)signifikant höher.

Tabelle 3.6-B: Unterschiede in den N₂O-Flußraten (µg N m⁻² h⁻¹) zwischen den einzelnen Ringpaaren sowie zwischen dem E- und A-Mittel während verschiedener Untersuchungszeiträume. Pre-CO₂: April 1997 bis einschl. April 1998. Post-CO₂: Mai 1998 bis Dezember 2000. Fehlende Daten 1997: Aufnahme der Messungen Mitte April 1997; Datenlücke November 1997 bis Februar 1998: GC-Probeme (vgl. 2.1). Statistischer Test für die Zeitreihen: Man-Whitney-Test (Daten nicht normalverteilt). Man beachte bei Ringpaar 2: 1999 und 2000 A > E (signifikant). n = Anzahl der Messungen, Mw = Mittelwert.

Mittelwert fett, *Median kursiv*, E-Mittel in % des A-Mittels blau, p-Wert des U-Tests: rot=Signifikanz

Zeit	n	E1		A1		E2		A2		E3		A3		E Mw		A Mw	
1997	28	4,2	2,6	9,3	4,7	4,1	2,6	6,6	3,1	5,4	3,0	6,2	3,3	4,6	2,6	7,3	4,0
Pre-CO ₂	44	68,7	2,3	30,0	7,1	19,4	3,0	48,4	4,5	29,3	4,8	31,2	4,2	39,1	3,0	36,9	6,7
1998	91	92,6	68,8	26,1	16,2	59,1	25,6	29,0	7,4	35,4	18,2	27,5	12,5	62,5	47,5	27,5	14,1
1999	95	90,0	40,7	33,5	18,5	25,6	8,4	26,1	15,7	38,8	14,5	31,6	7,3	51,5	21,9	30,3	16,8
2000	106	115,9	110,7	6,1	2,5	6,2	3,7	14,5	7,5	17,4	5,0	7,6	3,8	46,0	42,4	9,5	6,0
Post-CO ₂	276	95,5	78,2	18,6	7,5	28,1	7,1	16,9	10,0	27,6	9,1	18,5	6,2	50,2	41,0	18,0	10,4

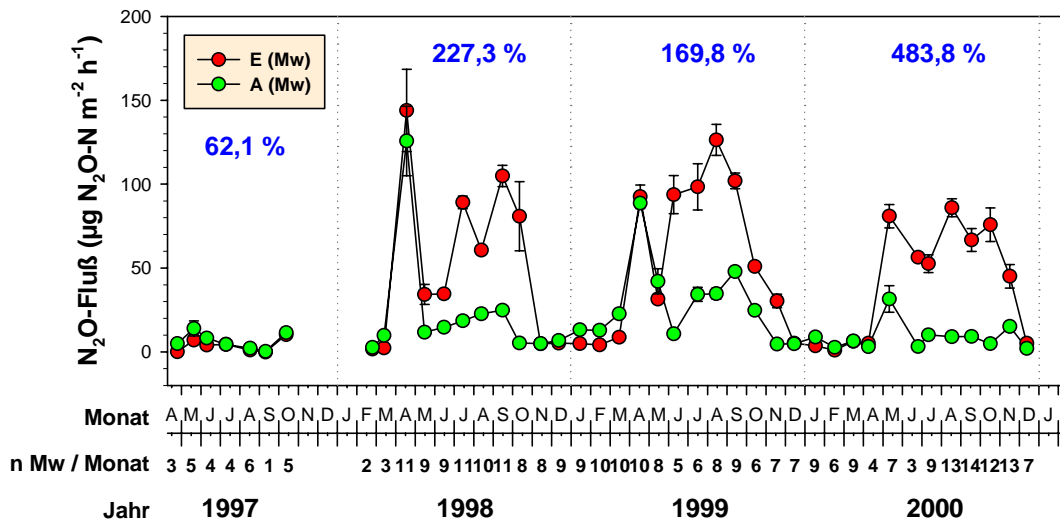


Abbildung 3.6-C: Monatsmittel der N₂O-Flüsse der E- und A-Flächen. Standardabweichung: Zeitliche Variabilität der E- und A-Mittelwerte (=Abb. 3.6-B, a, b) im betreffenden Monat. n: Anzahl Messungen.

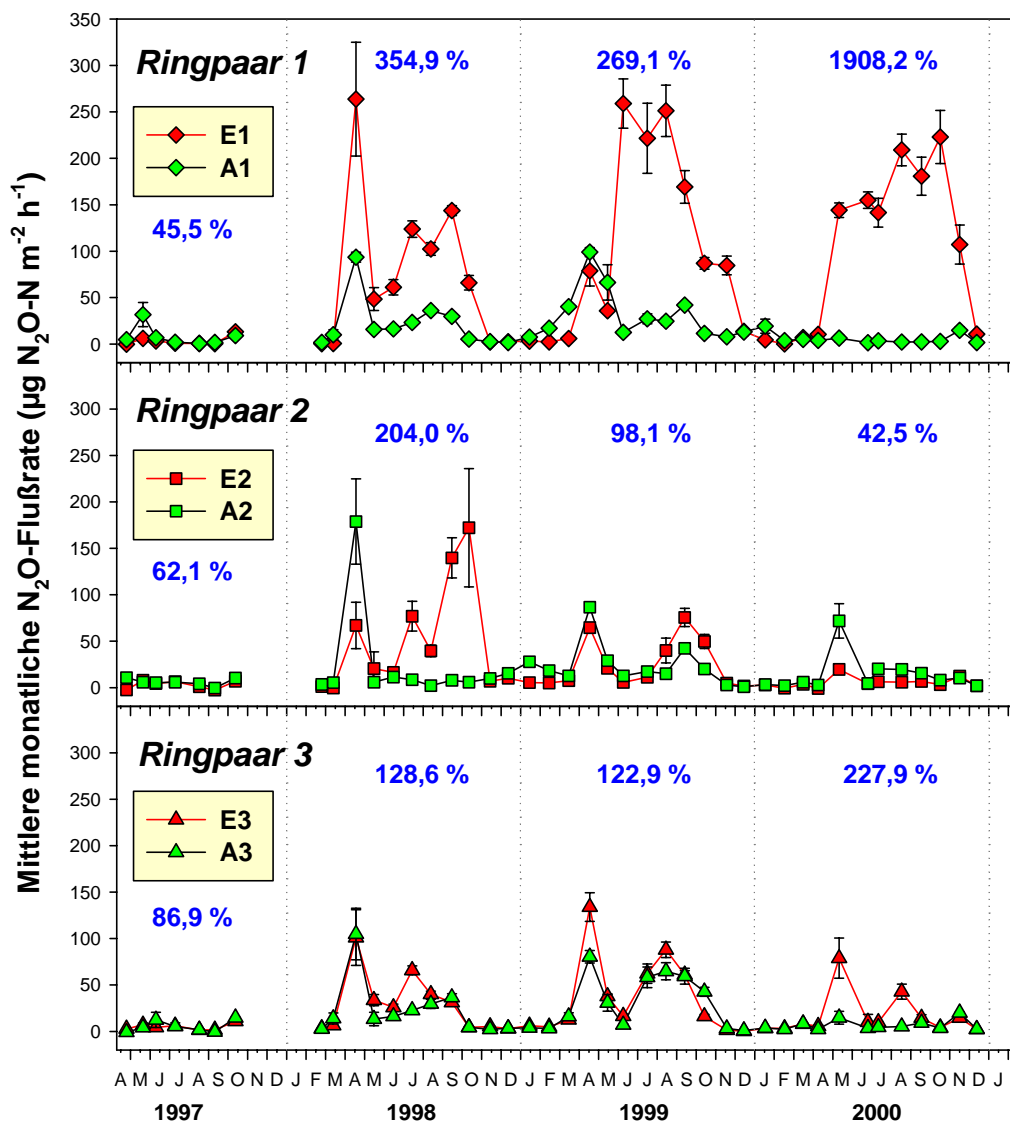


Abbildung 3.6-D: Monatsmittel der N₂O-Flüsse der einzelnen E- und A-Ringe. Standardabweichung: Zeitliche Variabilität der E- und A-Ring-Mittelwerte (=Abb. 3.6-B, c-h) im betreffenden Monat.

Es könnte der Einwand erhoben werden, das Jahr 1997 sei so trocken gewesen, daß die Unterschiede zwischen den Ringpaaren dadurch nivelliert worden seien. Aus dem Verlauf der Bodenfeuchte-Kurven (Abb. 3.6-A, **b**) wird jedoch ersichtlich, daß im Juni bzw. Juli nach der ersten Ernte durchaus noch eine den Jahren 1998 bis 2000 vergleichbare Bodenfeuchte bestand. Hätte z.B. die Fläche E1 schon vor der CO₂-Anreicherung ihr "derzeitiges" Emissionsmuster gezeigt, so hätten zumindest in diesen Monaten einige hohe E1-Raten gemessen werden müssen. Auf dem kleinen Plot 2.5 (ebenfalls mit 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gedüngt), der dem Ring E1 unmittelbar benachbart ist, wurde zudem während der Sommer 1996 und 1997 (Vorversuchs-Meßreihe) zu keinem Zeitpunkt derartig hohe, zeitkonstante N₂O-Emissionen beobachtet und auch keine Einzel-Emissionsereignisse. Dieses Verhalten ist erst seit Beginn der CO₂-Anreicherung zu beobachten.

Über die gesamte Untersuchungsperiode betrachtet, bestand vor Beginn der CO₂-Anreicherung weder im Mittel noch zwischen den einzelnen Ringpaaren (E und A) ein signifikanter Unterschied. Danach hingegen waren die Emissionen der E-Ringe fast immer (signifikant) höher als die der zugehörigen A-Ringe (Ausnahme Ringpaar 2, 1999 und 2000; Tab. 3.6-B).

Die mittleren E- und A-N₂O-Flüsse wurden nach folgenden Perioden gegliedert:

- Periode "Nach der Düngung": Ab dem jeweiligen Düngedatum bis Ende Juni (Abklingen des Düngeeffekts, vgl. Vorversuche)
- Sommer/Herbst-Periode: Dünger-unbeeinflusste N₂O-Flüsse der Vegetationsperiode
- Winter-/Frühjahrs-Periode: Phase der i.d.R. sehr geringen N₂O-Emissionen

Diese wurden in Abb. 3.6-E einander gegenüber gestellt. Auch hier zeigt sich die zuvor beschriebene Tendenz: Vor Beginn der CO₂-Anreicherung waren die A-N₂O-Emissionen tendenziell etwas höher als die E-Flüsse. In allen drei Vegetationsperioden seit Beginn der CO₂-Anreicherung hingegen waren die E-N₂O-Flüsse höchstsignifikant größer als die A-Flüsse. Die (vollständigen) Düngeperioden 1998 und 1999 waren nicht signifikant voneinander verschieden. Da die Düngeperiode 2000 unvollständig war (fehlende Daten direkt nach der Düngung), kann diesbezüglich keine Aussage getroffen werden. Während in der ersten Winterperiode die A-N₂O-Flüsse höchstsignifikant größer waren als die E-Flüsse, waren sie in der folgenden Winterperiode 1999 nicht mehr signifikant voneinander verschieden. In der noch unvollständigen Winterperiode 2000/2001 sind bislang die E-N₂O-Emissionen höchstsignifikant größer; die Ursache hierfür liegt vor allem in den bis in den Dezember hinein ausgedehnten N₂O-Emissionen der *hot spots* auf E1 (vgl. 3.6-C, -D). Es bleibt abzuwarten, ob sich das Muster des Jahres 1998/1999 wiederholt, in dem die A-Flüsse mit Abschluß der Vegetationsruhe im Frühjahr doppelt so hoch waren wie die E-Flüsse (Abb. 3.6-B, b), oder ob sich der angedeutete Trend (Betrachtung der Winterperioden in Folge) zu ebenfalls höheren winterlichen N₂O-Emissionen unter erhöhtem CO₂ fortsetzen wird.

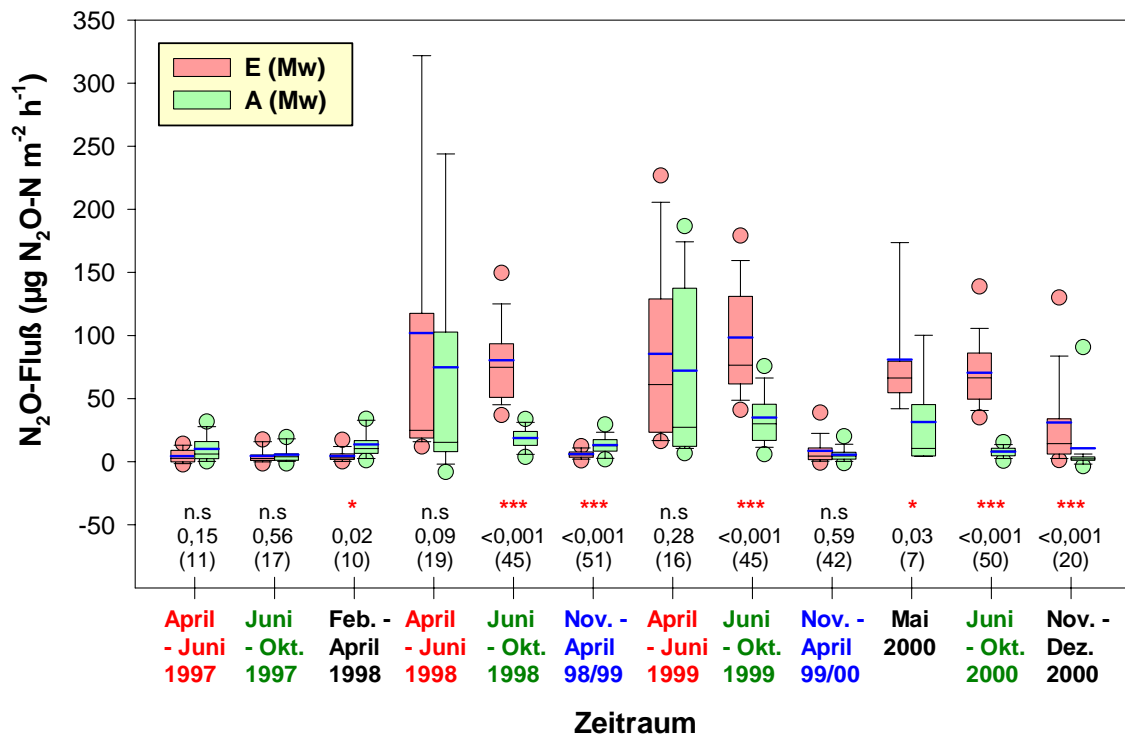


Abbildung 3.6-E: Boxplots der drei Jahres-Emissionsperioden (siehe Text). Kreissymbole: 5- und 95 %-Perzentile; fehlen in den Düngeperioden 1998 und 2000 zwecks übersichtlicherer Ordinatenkalierung. Beschriftungen: Düngeperiode rot, Vegetationsperiode grün, Winterruhe-Periode blau. Fehlende Daten: Unvollständige Periode schwarz beschriftet. Statistische Tests: T-Test oder U-Test (bei nicht-normalverteilten Daten). Unter den Boxen: Signifikanzniveau, P-Wert und n-Zahl der Meßzeitpunkte.

3.6.4 Abhängigkeit der N_2O -Flüsse von Bodenfeuchte und Bodentemperatur

Grundsätzlich bestand eine gewisse negative Korrelation der N_2O -Flußraten mit der Bodenfeuchte; diese war jedoch bei keinem der nachfolgend vorgestellten Datensätze des gesamten Untersuchungszeitraums für die Bodenfeuchte höher als $|r| = -0,361$ (Ring E3; stets Spearman Rang-Korrelationstest, da die N_2O -Flußraten nicht-normalverteilt waren). Nach ZÖFEL (1992) ist die Korrelation mit der Bodenfeuchte (über das ganze Jahr betrachtet) somit als "geringe Korrelation" zu bezeichnen (Abb. 3.6-F, **a, c, e, g**). Im Falle des A2 handelt es sich sogar nur um eine "sehr geringe Korrelation" ($r < 0,2$; Abb. 3.6-F, **e**). Die geringen Korrelationen (alle außer A2) waren stets negativ, d.h. über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet stiegen die N_2O -Emissionen bei sinkender Bodenfeuchte.

Bei der Korrelation der N_2O -Flüsse mit der Bodentemperatur ist auffällig, daß die Korrelation eines E-Rings stets deutlich besser war als die seines A-Ring-Partners (Abb. 3.6-F, **b, d, f, h**). So wies der E1-Ring eine hohe Korrelation mit der Bodentemperatur auf (ebenso der E-Mittelwert), der E3 eine mittlere Korrelation und der E2 eine geringe Korrelation. Die A- N_2O -Flußraten hingegen zeigten stets eine geringe oder sehr geringe Korrelation mit der Bodentemperatur.

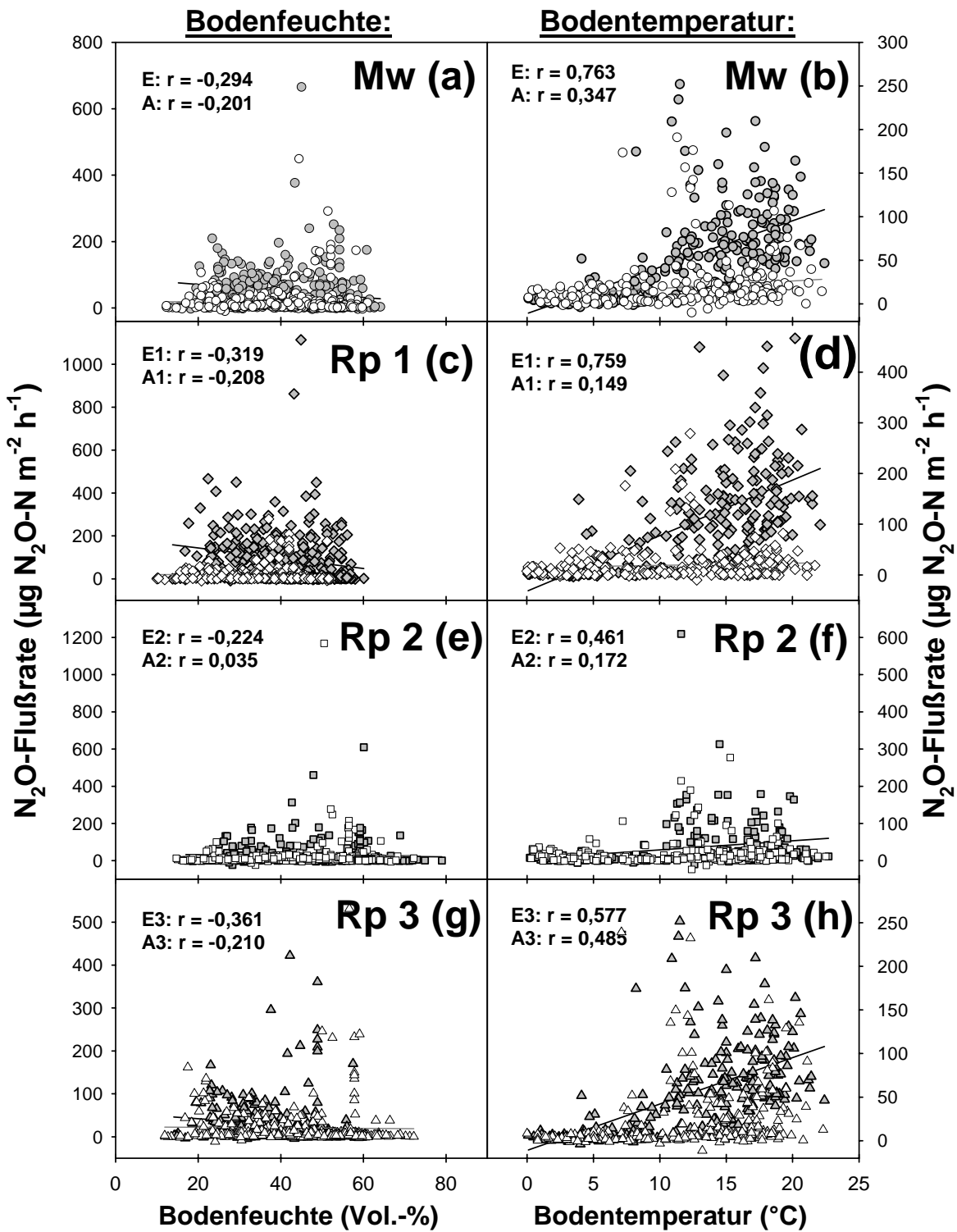


Abbildung 3.6-F: Korrelationen der N_2O -Flußraten der E- und A-Mittelwerte sowie der einzelnen Ringpaare (=Rp) mit der Bodenfeuchte (linke Spalte) und der Bodentemperatur in 5 cm Tiefe (rechte Spalte).

Graue Symbole: erhöhtes CO_2 , weiße Symbole: aktuelles CO_2 . r-Wert: Spearman-Korrelationskoeffizient des Datensatzes (siehe Text).

Bodentemperatur-Messungen: ab 5. Mai 1998; daher fehlen die hohen Flußraten aus der jeweils linken Abbildung (die der Düngung im April 1998).

Da die Winter-N₂O-Flußraten stets sehr gering waren, war für diesen Zeitraum praktisch keine Korrelation vorhanden; die Flußraten direkt nach einer Düngung gehorchten einem dritten Einflußfaktor (erhöhte N-Verfügbarkeit). Diese Zeiträume wurden daher aus dem Gesamtdatensatz ausgeschlossen; für die verbleibenden Vegetationsperioden wurde anschließend die Korrelation der mittleren E- und A-N₂O-Flußrate mit der Bodenfeuchte bzw. Bodentemperatur geprüft (Abb. 3.6-G).

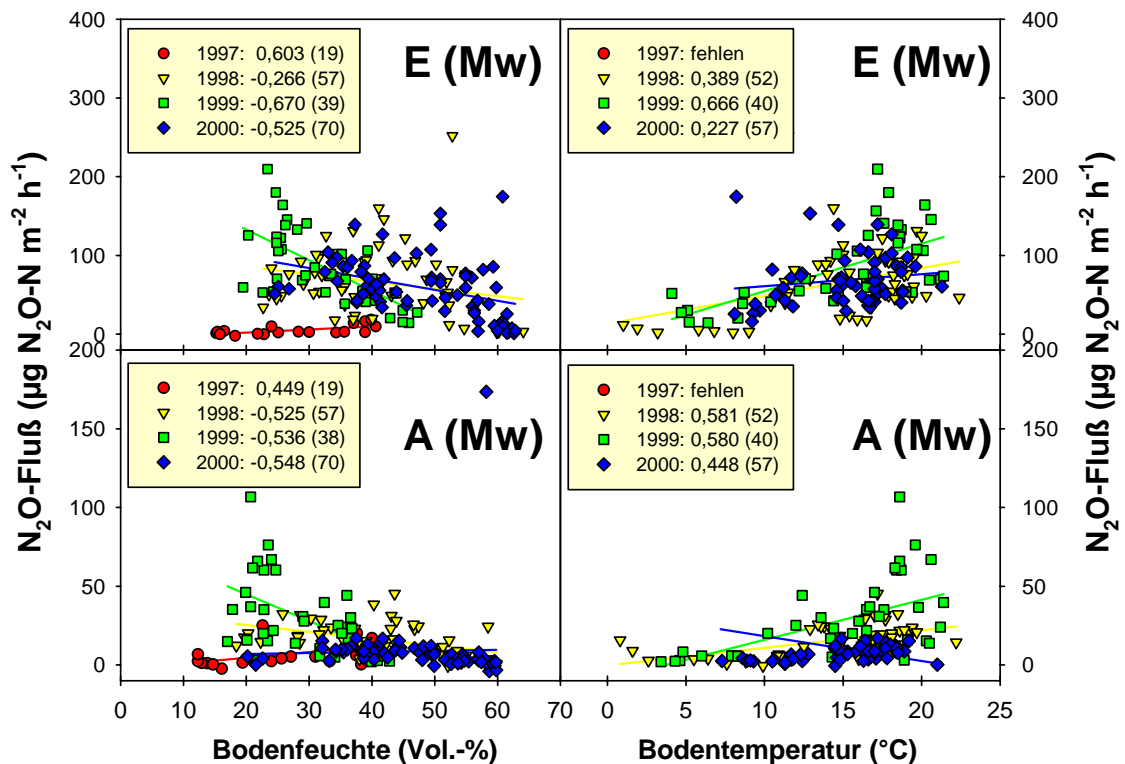


Abbildung 3.6-G: Korrelation der N₂O-Flüsse der vier Zeiträume Juni bis November mit der Bodenfeuchte (linke Spalte) und der Bodentemperatur in 5 cm Tiefe (rechte Spalte). Temperaturdaten des Jahres 1997 fehlen (siehe Text.). Legende: r-Wert des abgebildeten Datensatzes (Spearman-Rang-Korrelationskoeffizient), dahinter in Klammern: n-Zahl der Meßwert-Paare.

Im sehr trockenen Sommer 1997 bestand eine positive Korrelation mit der Bodenfeuchte (E- und A-Daten), in allen folgenden Jahren war sie negativ, d.h. eine höhere Bodenfeuchte verminderte die N₂O-Emissionen (Abb. 3.6-F). Die Korrelation der A-N₂O-Emissionen mit der Bodentemperatur verbesserte sich durch die Betrachtung der Sommerperioden (gegenüber dem gesamten Datensatz) deutlich, die der E-Raten nicht. In den Sommerzeiträumen lagen trotz der verschiedenen Emissionsniveaus (E versus A) alle Korrelationen im Bereich "geringe bis mittlere Korrelation". Die Beeinflussbarkeit der N₂O-Emissionen durch die Faktoren Feuchte und Temperatur läßt somit keinen Unterschied bezüglich der CO₂-Behandlung erkennen. Würde z.B. der Anteil des Prozesses Denitrifikation drastisch zunehmen unter erhöhtem CO₂, könnte die Korrelation mit der Bodenfeuchte ein positives Vorzeichen annehmen. Die dargestellten Resultate lassen diesbezüglich keine große Veränderung erkennen.

3.6.5 Jahresbilanzen der N₂O-Emissionen unter erhöhtem CO₂

Bei einer Integration der N₂O-Flüsse auf Tagesbasis (Extrapolation fehlender Tageswerte zwischen zwei Meßtagen) ergibt sich eine seit Beginn der CO₂-Anreicherung emittierte Menge von 11,33 kg N₂O-N ha⁻¹ für die E-Flächen und 3,91 kg N ha⁻¹ für die Kontrollflächen (E = 290 % von A = 100 %). Während bei den A-Flächen im Schnitt etwa 40 % der Jahresemissionen auf die Vegetationsperiode entfielen, ging diese unter erhöhtem CO₂ zu 70 % in die Jahresbilanz ein (Mittel 1998 bis 2000; Abb. 3.6-H).

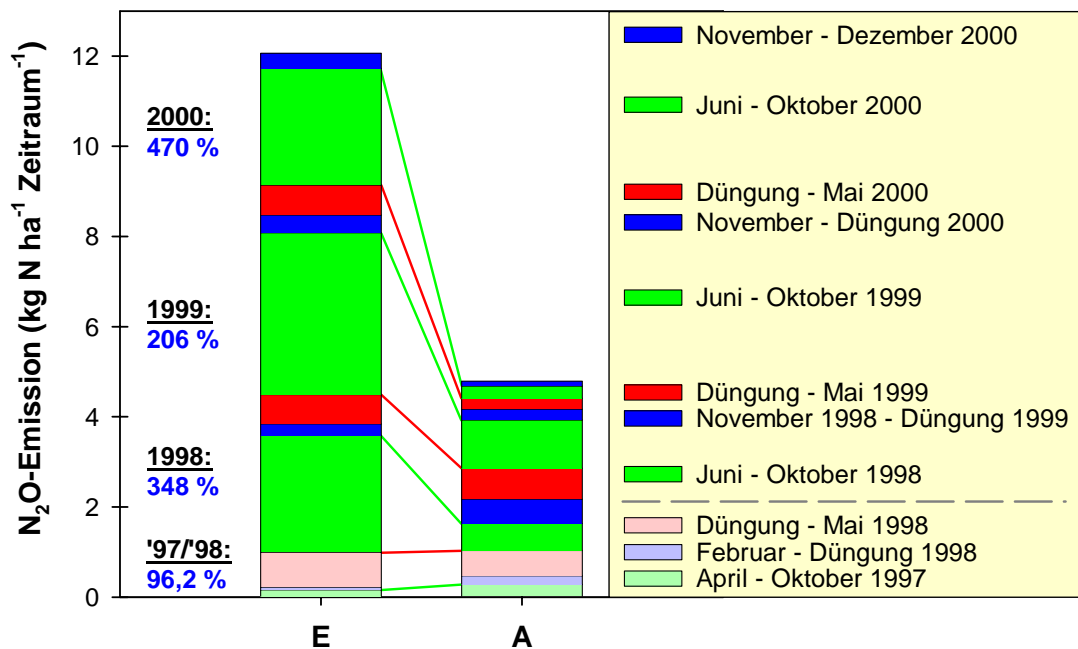


Abbildung 3.6-H: Summen der als N₂O emittierten Stickstoffmengen im Verlaufe der fast vierjährigen Meßperiode. Legende rechts: Abfolge der in den Säulen dargestellten Zeitperioden. Oberhalb der grauen, gestrichelten Linie: Zeitperioden (komplett) nach Beginn der CO₂-Anreicherung (Mai 1998). Zahlen linke Seite: E-Summe in Prozent der A-Summe. (1997/1998 steht für die Periode vor Beginn der CO₂-Anreicherung, 1998 bezeichnet den "Rest" dieses Jahres nach Beginn der CO₂-Anreicherung.)

Die jährlichen Emissionssummen der Kontrollflächen lagen in den Jahren 1998 bis 2000 zwischen 0,53 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (A1, 2000) und 2,54 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (A1, 1999) bei einem Mittelwert von 1,53 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ (3 A-Flächen x 3 Jahre). Dieser Wert liegt deutlich oberhalb der Emissionsmenge von 0,57 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹, die in der relativ trockenen Vorversuchsperiode 1996/1997 gemessen wurde (Mittelwert der beiden 40-kg-N-Parzellen). Nur im Jahr 2000 existierte eine starke positive Korrelation zwischen den Jahresemissionssummen der Ringe A1 bis A3 und den mittleren Bodenfeuchten (R² = 0,93), im sehr niederschlagsreichen Jahr 1998 war die Korrelation dagegen negativ (R² = 0,66; nicht abgebildet). Für die Ringe E1 bis E3 trat in keinem der Untersuchungsjahre eine Korrelation mit der Bodenfeuchte auf (R² 0,03 bis 0,37).

3.7 Methanflüsse in den FACE-Ringen

3.7.1 Allgemeiner Verlauf und Extremwerte der CH₄-Flußraten

Wie die folgenden Abbildungen zeigen, war Methanoxidation in allen Ringen während des gesamten Jahresgangs stets die dominierende CH₄-Flußrichtung. (Flüsse unter der Nachweisgrenze: Berechnung wie bei N₂O). Dabei wurden im Sommer in allen CO₂-Ringen Aufnahmeraten von mehr als 60 µg C m⁻² h⁻¹ erreicht (gemittelt über die drei Kammern; vgl. Tab. 3.7-B). Bisweilen konnten auch CH₄-Emissionen gemessen werden. Diese traten hauptsächlich in den Wintermonaten mit hoher Bodenfeuchte auf (Ausnahme: Kammer E1-A, Tab. 3.7-B). Bei Ringpaar 1 lagen die Emissionsraten stets um die Nachweisgrenze (Abb. 3.7-B, c), bis auf die erwähnte Ausnahme (Abb. 3.7-B, d, e): Im September 2000 begann Kammer A in Ring E1 mit hoher Rate Methan zu emittieren, wobei am 11.9.2000 von dieser Kammer eine Maximalrate von 869,4 µg C m⁻² h⁻¹ erreicht wurde (vgl. Tab. 3.7-A). Nach einigen Tagen sank die Emission wieder auf Null bzw. sie verwandelte sich wieder in Oxidation (Abb. 3.7-B, d). Anfang Oktober 2000 wies die gleiche Kammer E1-A erneut ein (kleineres) CH₄-Emissionsereignis auf (Abb. 3.7-B, e). Ringpaar 2 (Abb. 3.7-B, f) zeigte im Februar und März 2000 Methanemissions-Ereignisse (A2: 2x, E2: 1x), die gemittelt über 20 µg C m⁻² h⁻¹ lagen, d.h. weit oberhalb der Nachweisgrenze. Auf diesem feuchtesten Ringpaar zeigte jede der (jeweils) drei Kammern eines CO₂-Rings (E2, A2) CH₄-

Tabelle 3.7-B: Maximale und minimale CH₄-Flußraten, die im Untersuchungszeitraum gemessen wurden, und der Zeitpunkt ihres Auftretens (Flüsse in µg CH₄-C m⁻² h⁻¹).

Ring/Kammer	Maximum	Minimum	Max. am:	Min. am:	
E1	A (3)	869,4	-99,7	13.09.00	15.07.99
	B (2)	2,1	-85,1	18.01.00	15.07.99
	C (1)	2,1	-100,1	18.01.00	15.07.99
A1	A (3)	2,2	-136,1	18.01.00	22.06.98
	B (2)	2,1	-86,6	18.01.00	13.09.99
	C (1)	2,4	-60,1	26.12.99	13.09.99
E2	A (3)	32,4	-117,3	06.03.00	15.07.99
	B (2)	21,1	-134,5	06.03.00	15.07.99
	C (1)	24,8	-136,5	06.03.00	15.07.99
A2	A (3)	18,1	-130,1	06.03.00	03.08.98
	B (2)	8,0	-102,6	06.03.00	15.07.99
	C (1)	93,2	-123,6	18.02.00	15.07.99
E3	A (3)	36,9	-64,2	03.03.98	11.09.00
	B (2)	3,3	-75,2	14.02.00	18.08.97
	C (1)	2,7	-87,9	01.12.98	29.06.98
A3	A (3)	5,4	-98,4	29.04.98	11.09.00
	B (2)	27,8	-119,6	03.03.98	31.08.00
	C (1)	2,8	-104,3	15.04.99	11.09.00

Emissionen über der Nachweisgrenze (Tab. 3.7-A). Bei Ringpaar 3 konnte im April 1998 in E3 und A3 je einmal eine CH₄-Abgabe (Mittel: 10 µg C m⁻² h⁻¹) gemessen werden (Abb. 3.7-B), die auf die Emissionen je einer Kammer im betreffenden Ring zurückging (vgl. Tab. 3.7-A).

Das CH₄-Emissionsereignis in Ring E1 war groß genug, um den Mittelwert aller drei E-Ringe in den positiven Bereich zu ziehen (Abb. 3.7-B, a, b). Es beeinflusste entscheidend die Bilanz der E-Flächen des Sommers 2000 (Tab. 3.7-B; Abb. 3.7-C, a).

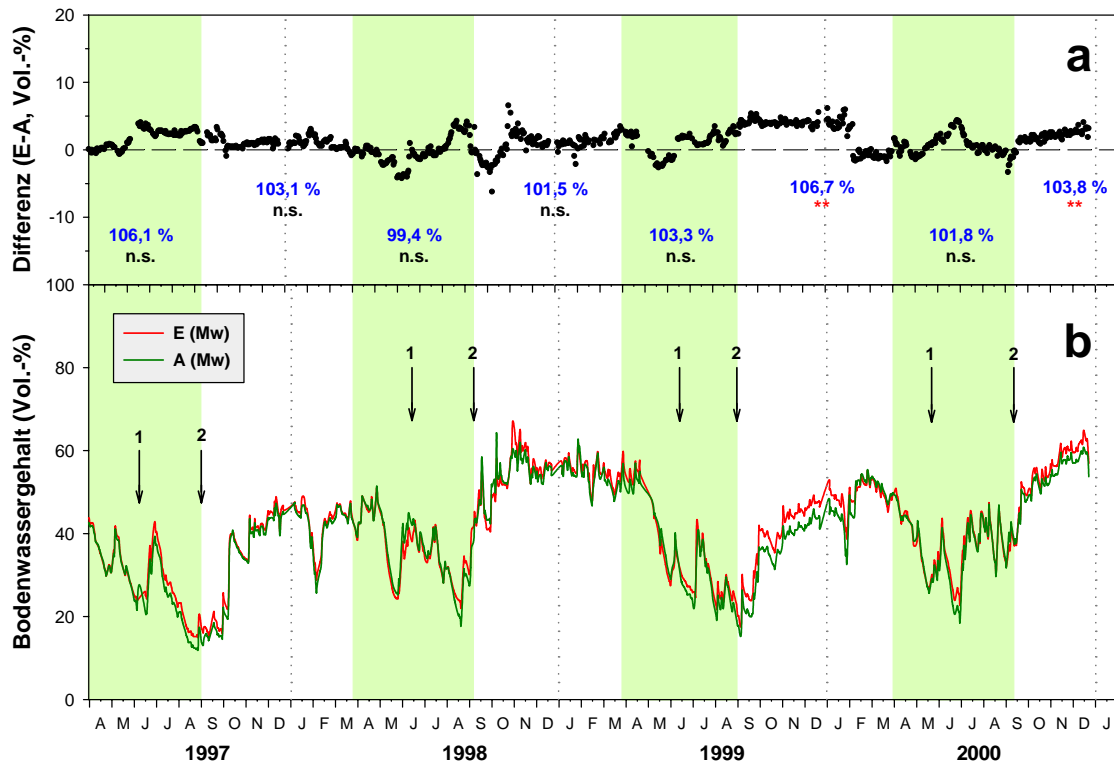


Abbildung 3.7-A: Verlauf der mittleren Bodenfeuchte der E- und A-Ringe im Untersuchungszeitraum. Darstellung wie unter 3.1-B.

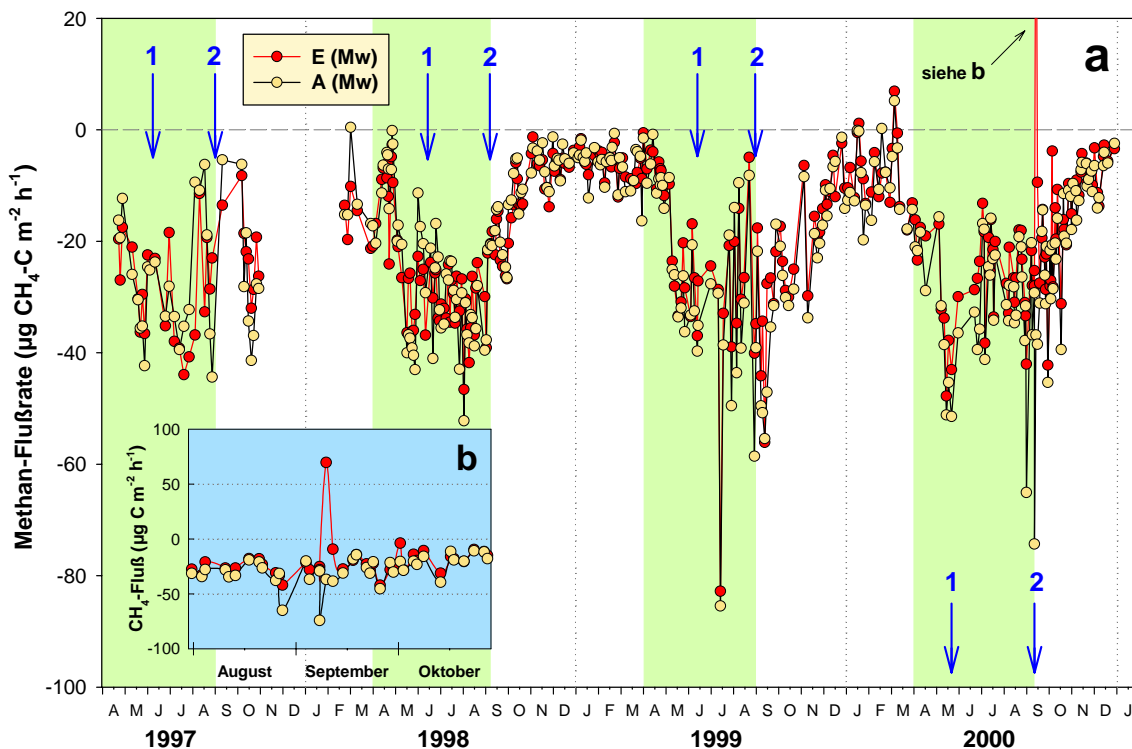


Abbildung 3.7-B: a) Jahresgang der Methanflußraten der gemittelten E- und A-Behandlung. Jeder Datenpunkt: $n = 9$. b) Ausschnittsvergrößerung des (gemittelten) CH_4 -Emissionsereignisses (vgl. 3.7-B, e) mit geeigneter Ordinatenkalierung. Zugunsten größerer Übersichtlichkeit wurde auf die Standardfehler-Darstellung verzichtet.

Über die gesamte Meßperiode gemittelt, betrug der Standardfehler für E 3,9 und für A 3,5 $\mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Grün hinterlegt: "Vegetationsperiode" (ab 1. April bis zur zweiten Ernte); Pfeile mit Zahlen: Zeitpunkte der ersten und zweiten Ernte.

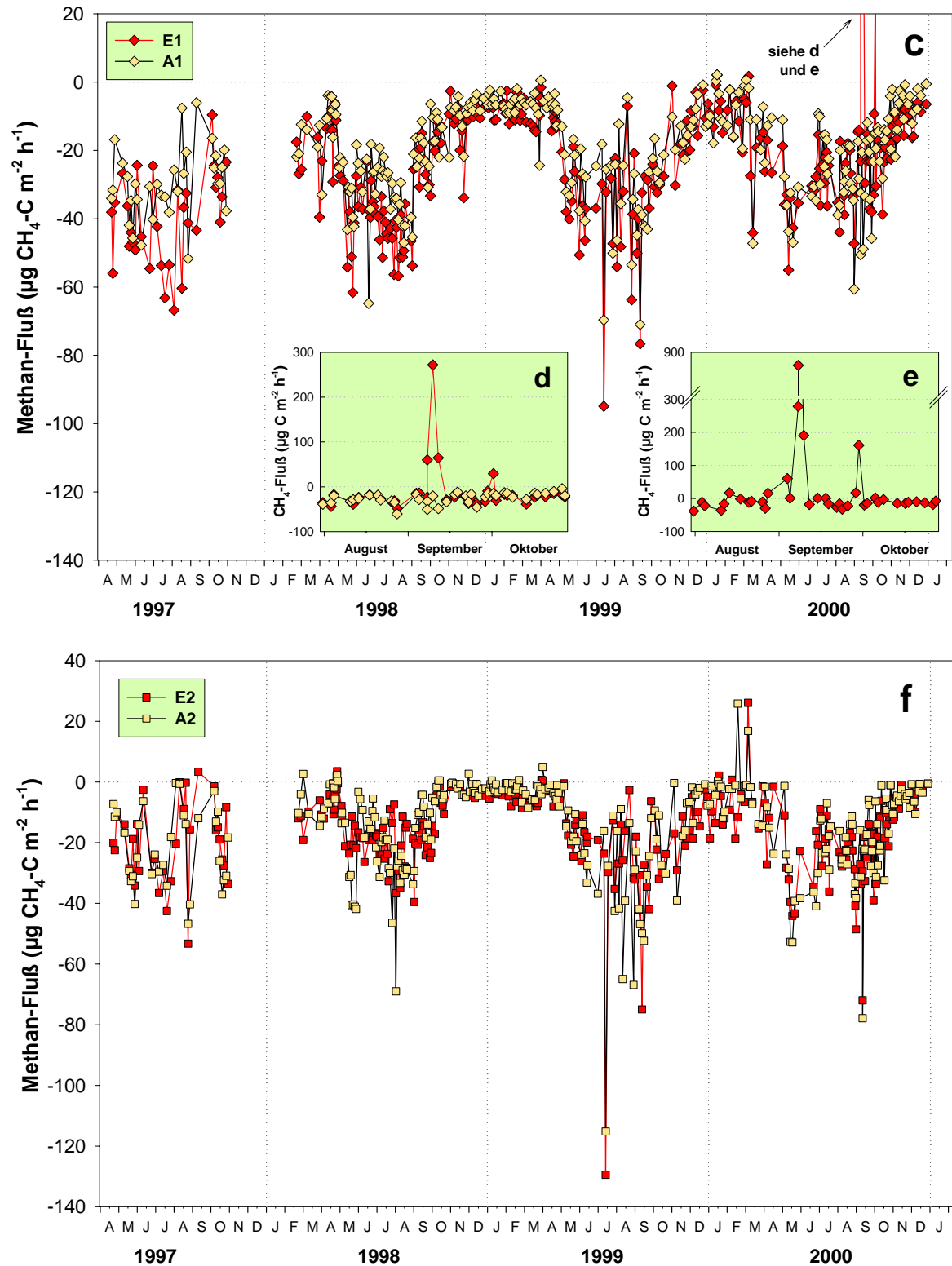


Abbildung 3.7-B: Verlauf der Methanflußraten der Ringpaare 1 (c, d, e) und 2 (f) im Untersuchungszeitraum. Jeder Datenpunkt: $n = 3$ (c, d und f). Zugunsten einer größeren Übersichtlichkeit wurde auf die Darstellung der Standardfehler-Balken verzichtet.

Abbildung d: Ausschnitt mit dem CH_4 -Emissionsereignis mit geeigneter Ordinatenskalierung.

Abbildung e: CH_4 -Fluß der Kammer E1-A, unter der die Emission auftrat.

Über die gesamte Meßperiode gemittelt, betrug der Standardfehler für E1 und A1 6,4 und 4,1 $\mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ und für E2 und A2 3,6 bzw. 3,2 $\mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

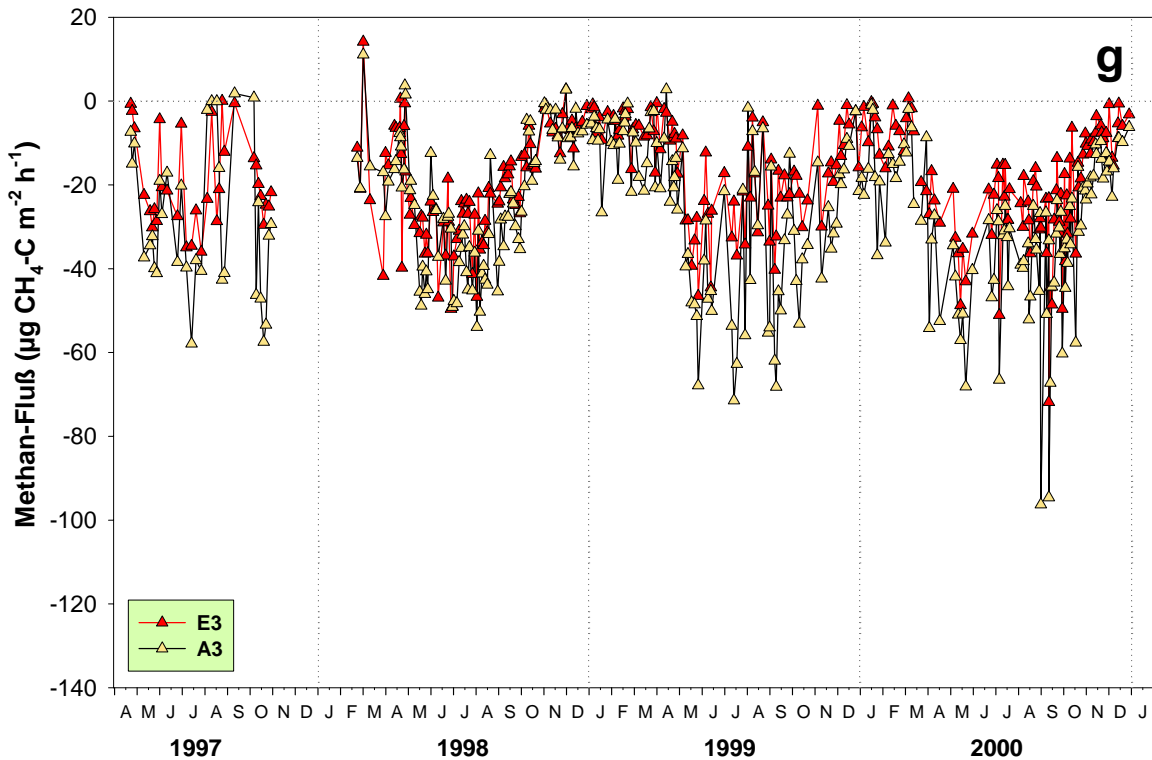


Abbildung 3.7-B: g) Verlauf der Methanflußraten des Ringpaars 3. Jeder Datenpunkt: $n = 3$. Zugunsten einer größeren Übersichtlichkeit wurde auf die Darstellung der Standardfehler-Balken verzichtet. Über die gesamte Meßperiode gemittelt, betrug der Standardfehler für E3 und A3 $4,0$ und $3,9 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

Vergleicht man die Abb. 3.7-A (mittlere Bodenwassergehalte) und 3.7-B (a; E- und A-CH₄-Flußraten), so fällt auf, daß sich Methanoxidationsraten und Bodenwassergehalte im großen und ganzen invers bewegen (d.h. die Kurven verlaufen parallel, durch die negativen CH₄-Flußraten). Dabei spiegelten die CH₄-Flußraten im Jahresverlauf häufig sogar die "Ausschläge" der Bodenfeuchtekurve wider. Wie in der Vorversuchsreihe gingen sie im August/September 1997 aufgrund der großen Trockenheit auf sehr geringe Werte zurück und stiegen im Oktober nach den ersten Regenfällen, die die Trockenheit beendeten, wieder auf Sommerniveau.

Im Winter waren die CH₄-Flußraten stets sehr gering und lagen im Mittel bei etwa $-10 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Dabei waren sie in dem sehr regenreichen Herbst/Winter 1998/1999 niedriger als im folgenden Herbst/Winter 1999/2000. So wie im Frühjahr der Bodenwassergehalt durch die austreibende Vegetation zu sinken begann, stieg die CH₄-Oxidation nach ihrem "Wintertief" steil an. Dies erfolgte beispielsweise 1998 hauptsächlich im Mai, 1999 hingegen fand der "große Sprung" bereits Ende April statt (sowohl der der CH₄-Flußraten als auch der der Bodenfeuchte, Abb. 3.7-A, b; und 3.7-B, a). Im Herbst verminderte sich mit steigender Bodenfeuchte die Methanoxidationsrate wieder. Im Jahr 1998 stieg die Bodenfeuchte im September nach der zweiten Ernte sehr rasch, zum einen durch die fehlende transpirierende Biomasse, aber vor allem aber wegen der hohen Niederschläge (vgl. 2.1). Zeitgleich sank auch die CH₄-Oxidationsrate rasch, während sie im weniger regenreichen September 1999 noch auf "Sommerniveau" verblieb und erst sehr viel später im Herbst – und weniger rasch – auf "Winterniveau"

zurückging. Zur Korrelation von Bodenfeuchte und Bodentemperatur mit der Methanoxidation siehe Abschnitt 3.7.3 weiter unten.

Das CH₄-Emissionsereignis fiel, wie Abb. 3.7-A und 3.7-B zeigen, genau mit der zweiten Ernte 2000 zusammen; allerdings waren ihm schon einige Tage mit sehr seltsamen Meßbeobachtungen voraus gegangen: Die CH₄-Konzentration stieg sofort nach Kammerbedeckung auf über-atmosphärische Werte an und verharrte dort, oder sie nahm während der Kammerbedeckung wieder leicht ab. Es ergab sich also ein zu schlechtes R² zur korrekten Flußberechnung, weshalb die halbe Nachweisgrenze (in ppb) zur Flußberechnung eingesetzt wurde, wie beschrieben. Wahrscheinlich wurde bereits CH₄ emittiert, was aber mit der *closed-chamber*-Methode, die das CH₄ über der Fläche "festhält", nicht gemessen werden konnte (vgl. hierzu Anhang 4). Wenn sich eine punktförmige Quelle nahe der Erdoberfläche befindet, könnte sich unter der Haube eventuell ein Gleichgewicht zwischen CH₄-Abgabe und CH₄-Oxidation der umliegenden Fläche eingestellt haben. Als die CH₄-Abgabe am Tage der Ernte gemessen wurde, war ein ähnlicher Anstiegsverlauf zu beobachten: Anfangs sehr rasch (und höher als je zuvor), danach langsamer, aber mit ausreichendem R².

3.7.2 Methanflüsse unter erhöhtem CO₂

Im Mittel hat die Methanaufnahme in den Boden unter erhöhtem CO₂ abgenommen (Tab. 3.7-B; Abb. 3.7-C und -D). So betrug die E-Rate 1997 bzw. in der Phase vor Beginn der Anreicherung noch über 100 % der A-Rate; aber schon für das zweite Jahr der laufenden CO₂-Anreicherung (1999) betrug sie nur noch 89 %, und im dritten Jahr (2000) waren es nur noch knapp 79,8 %, d.h. die E-Flächen oxidierten ein Fünftel weniger Methan als die Kontrollflächen (Tab. 3.7-B).

Im Mittel gesehen ist dieser Unterschied nicht signifikant; allerdings ist der p-Wert bis zum Jahr 2000 rückläufig. Während zu Beginn und im ersten Jahr der CO₂-Anreicherung der E1-Ring noch hochsignifikant größere Raten als der A1-Ring aufwies, ist der Unterschied seit 1999 nicht mehr signifikant (p-Wert steigend). Zwischen E3 und A3 war er in der Vor-Anreicherungsphase nicht signifikant (A3 > E3), wohl aber seit 1999.

Um Trends klarer und übersichtlicher hervortreten zu lassen, wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum Monatsmittelwerte gebildet (Abb. 3.7-C, **a** bis **d**). Generell folgten die Methanflüsse in jedem Jahr und in jedem Ring einem ähnlichen Verlauf, wie bereits dargelegt. Interessant ist eine immer wiederkehrende "Sommerdepression", die 1997 und 1998 im Monat Juni lag, 1999 im Monat August, und 2000 im Monat Juli. Das Maximum der Methanoxidation wurde 1997 und 1998 mit dem zweiten "Sommergipfel" erreicht (Juli und August) und 1999 und 2000 mit dem ersten "Sommergipfel" (Juli bzw. Mai). Der Rückgang der CH₄-Oxidation ("Sommerdepression") scheint auf den E-Flächen häufiger weniger stark ausgeprägt gewesen zu sein als auf den A-Flächen (Abb. 3.7-C, **a** bis **d**).

Tabelle 3.7-B: Methanflußraten in $\mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ vor ("Pre") und nach ("Post") Beginn der CO_2 -Anreicherung (am 01.05.98) sowie jährlich.

Da im Jahr 1997 die Winterperiode fehlt (Januar bis April, November- und Dezember), sind die Mittel höher als in den anderen Jahren (Fehlende Daten: siehe 2.1).

Mittelwert fett, Median kursiv, E-Mittel in % des A-Mittels blau, P-Wert U-Test: rot=Signifikanz Unter den A-Werten: P-Wert des T-Tests (T) oder Man-Whitney-Tests (U).

Zeit	n	E1	A1	E2	A2	E3	A3	E (Mw)	A (Mw)
1997	32	-39,7 -39,5 <i>133,8</i>	-29,7 -29,8 <i>P=0,001(T)</i>	-20,7 -20,2 <i>97,0</i>	-21,3 -21,1 <i>P=0,846(T)</i>	-19,2 -22,1 <i>68,0</i>	-28,3 -32,2 <i>P=0,024(U)</i>	-26,5 -25,5 <i>100,1</i>	-26,5 -28,1 <i>P=0,994(T)</i>
Pre	48	-32,2 -31,2 <i>134,0</i>	-24,0 -25,0 <i>P=0,007(T)</i>	-16,3 -13,9 <i>104,1</i>	-15,7 -11,7 <i>P=0,750(U)</i>	-17,1 -20,2 <i>74,8</i>	-22,9 -19,7 <i>P=0,161(U)</i>	-21,8 -21,2 <i>104,6</i>	-20,9 -19,1 <i>P=0,689(T)</i>
1998	92	-27,6 -27,2 <i>128,5</i>	-21,5 -21,9 <i>P=0,004(U)</i>	-13,7 -13,7 <i>100,5</i>	-13,6 -10,1 <i>P=0,277(U)</i>	-20,2 -21,5 <i>84,6</i>	-23,8 -23,6 <i>P=0,099(U)</i>	-20,5 -21,7 <i>104,2</i>	-19,7 -17,7 <i>P=0,506(U)</i>
1999	89	-21,6 -14,5 <i>118,9</i>	-18,2 -13,0 <i>P=0,122(U)</i>	-15,1 -9,8 <i>100,2</i>	-15,0 -7,8 <i>P=0,293(U)</i>	-15,1 -12,3 <i>60,5</i>	-25,0 -20,6 <i>P<0,001(U)</i>	-17,3 -12,0 <i>89,0</i>	-19,4 -14,0 <i>P=0,494(U)</i>
2000	101	-15,5 -17,9 <i>83,5</i>	-18,6 -16,0 <i>P=0,369(U)</i>	-16,2 -14,0 <i>108,0</i>	-15,0 -11,9 <i>P=0,381(U)</i>	-19,6 -18,2 <i>64,3</i>	-30,4 -28,5 <i>P<0,001(U)</i>	-17,0 -16,5 <i>79,8</i>	-21,3 -19,1 <i>P=0,098(U)</i>
Post	266	-21,6 -20,6 <i>109,3</i>	-19,8 -17,7 <i>P=0,008(U)</i>	-15,5 -13,9 <i>101,9</i>	-15,2 -10,5 <i>P=0,181(U)</i>	-18,7 -17,3 <i>68,1</i>	-27,4 -26,1 <i>P<0,001(U)</i>	-18,6 -18,0 <i>89,3</i>	-20,8 -18,6 <i>P=0,215(U)</i>

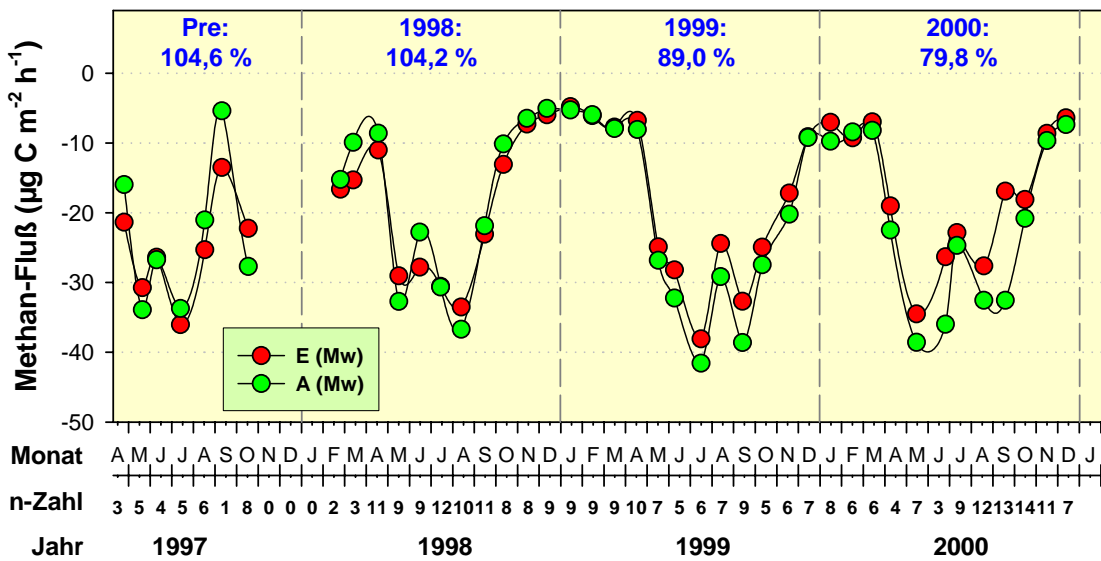


Abb. 3.7-C: Monatsmittel der CH_4 -Flüsse der mittleren Raten der E- und A-Flächen. Da die Standardabweichung (zeitliche Variabilität) bei CH_4 sehr hoch war, wird sie der Übersichtlichkeit halber nicht gezeigt. September 1997: Nur ein Wert (Messung während Dürreperiode, vgl. Vorversuche). Blaue Werte: E in Prozent des A-Werts im betreffenden Zeitraum (Pre = vor Beginn der CO_2 -Anreicherung).

Abbildung 3.7-C zeigt im Mittel einen deutlichen langfristigen CO_2 -Trend: Vor Beginn des CO_2 -Experiments, im Jahr 1997, war der Verlauf und die absolute Höhe der mittleren E- und A-Raten nahezu identisch. So betrug die mittlere CH_4 -Oxidationsrate der A-Flächen $26,5 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ und die der E-Flächen $26,5 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (= 100,1 % von A, vgl. Tab. 3.7-B). Nach Beginn der CO_2 -Anreicherung im Mai 1998 begannen sich die Raten auseinander zu entwickeln, am deutlichsten sichtbar während der Vegetationsperiode (Abb. 3.7-C).

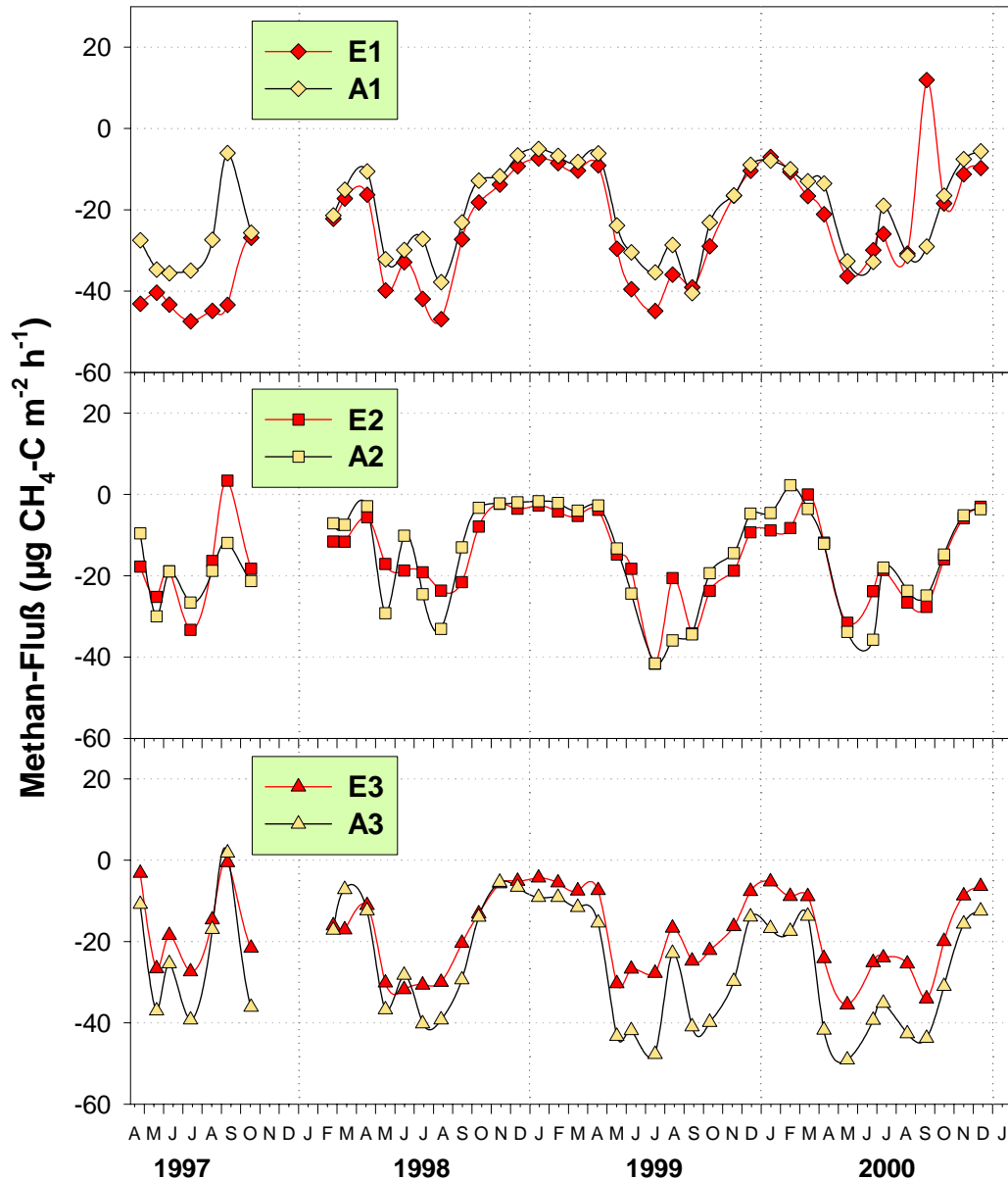


Abb. 3.7-D: Monatsmittelwerte der E- und A-CH₄-Flußraten der einzelnen Ringpaare im Verlauf des Untersuchungszeitraums. Meßtage pro Monatsmittel: siehe Abb. 3.7-C.

Die einzelnen Ringpaare waren unterschiedlich stark an diesem Trend beteiligt: Während sich die Ringpaare 1 und 3 deutlich auseinander entwickeln, existierte bei Ringpaar 2 kein so klarer Trend (Abb. 3.7-D). Ringpaar 1 war zu Beginn der Messungen am stärksten voneinander verschieden (E1-Raten > A1-Raten). Im Verlauf des Experiments ging die E1-Rate kontinuierlich zurück, so daß beide Raten (mit Ausnahme des Emissionsereignisses in E1) im Jahr 2000 nahezu identisch verlaufen (Abb. 3.7-D). Bei Ringpaar 2 lag die Sommerrate von E2 i.d.R. etwas unter der von A2 (aufgrund der Feuchteverhältnisse, $A_2 > E_2$, sollte es eigentlich umgekehrt sein); im Winter dagegen war die E2-Rate höher als die A2-Rate (v.a. im Winter 1999/2000). Insgesamt führt dies sogar zu einem leichten Anstieg der E-Raten bezogen auf die A-

Rate (von 97,0 % 1997 über 100,5 und 100,2 % 1998 und 1999 auf 108,0 % im Jahr 2000). Hieraus läßt sich noch kein klarer Trend ableiten. Bei Ringpaar 3 war die Oxidationsrate schon vor Beginn der CO₂-Anreicherung im E3-Ring stets geringer als die im A3-Ring. Wie aber Abb. 3.7-D zeigt, verstärkte sich dieser Unterschied vor allem von 1998 zum Jahr 1999 und blieb im Jahr 2000 auf dem 1999 erreichten Niveau. Vor Beginn der CO₂-Anreicherung betrug die E3-Rate 74,8 % der A3-Rate, während sie für die Dauer der laufenden CO₂-Anreicherung (1998 bis 2000) 68,1 % betrug (Tab. 3.7-B).

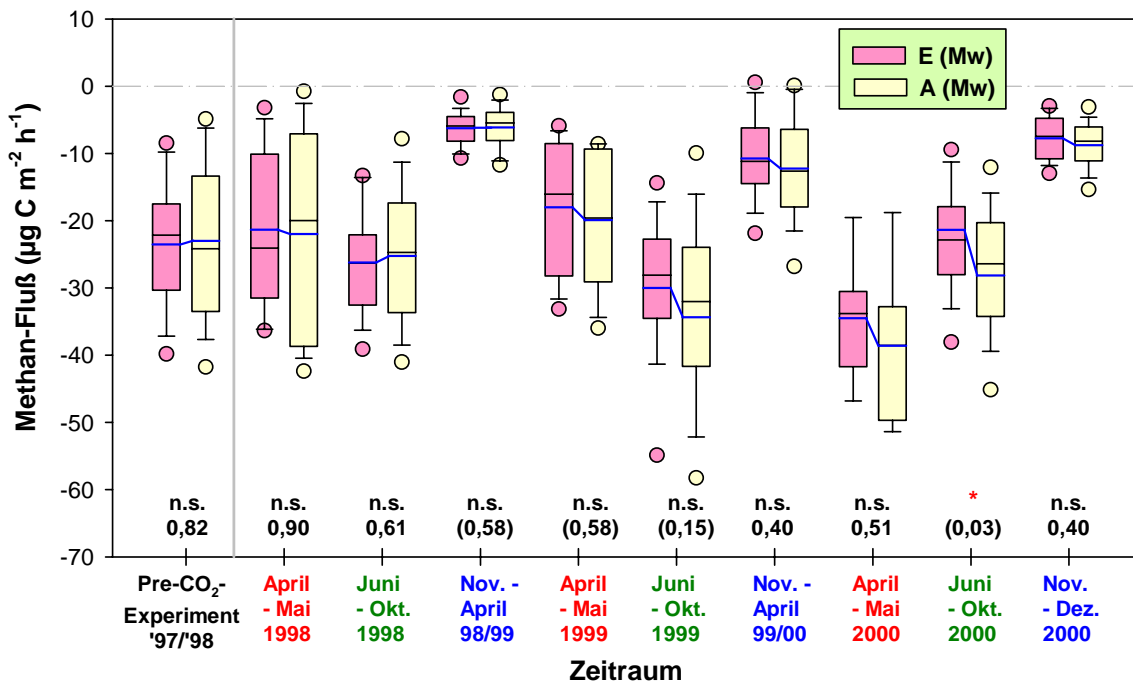


Abb. 3.7-E: Boxplots der mittleren E- und A-Raten verschiedener Meßzeiträume. Median: schwarze Linie; Mittelwert: blaue Linie. Gleiche Zeiträume sind in gleichen Farben beschriftet. Oberhalb der Zeitraum-Beschriftung: Signifikanzen; darunter p-Wert T-test. p-Wert in Klammern: Mann-Whitney-Test.

Abbildung 3.7-E zeigt, daß sich vor allem während der Vegetationsperiode (grüne Labels) ein immer größer werdender Unterschied zwischen den Behandlungen auftrat, bis hin zur Signifikanz im Sommer 2000 (P-Werte): Während vor Beginn der CO₂-Anreicherung und auch noch im Sommer 1998 die E-Flächen etwas höhere mittlere Oxidationsraten aufwiesen als die A-Flächen, verringerten sich die E-Raten gegenüber den A-Raten von 100,6 % (Vegetationsperiode 1997), 101,3 % (1998) und 87,1 % (1999) auf 75,9 % in der Vegetationsperiode 2000 (Prozentwerte nicht in Abb. 3.7-E dargestellt), also fast um ein Viertel. Die Nach-Dünge-Periode sowie die Winterperiode zeigen eine ähnliche Entwicklung; allerdings fehlen hier Daten (Winter 1997/1998; Nach-der-Düngung 2000; Winter 2000/2001). Zudem ist der Trend im Winter weniger deutlich ausgeprägt als während der Vegetationsperiode.

3.7.3 Korrelation zwischen Bodenfeuchte, Bodentemperatur und Methanfluß

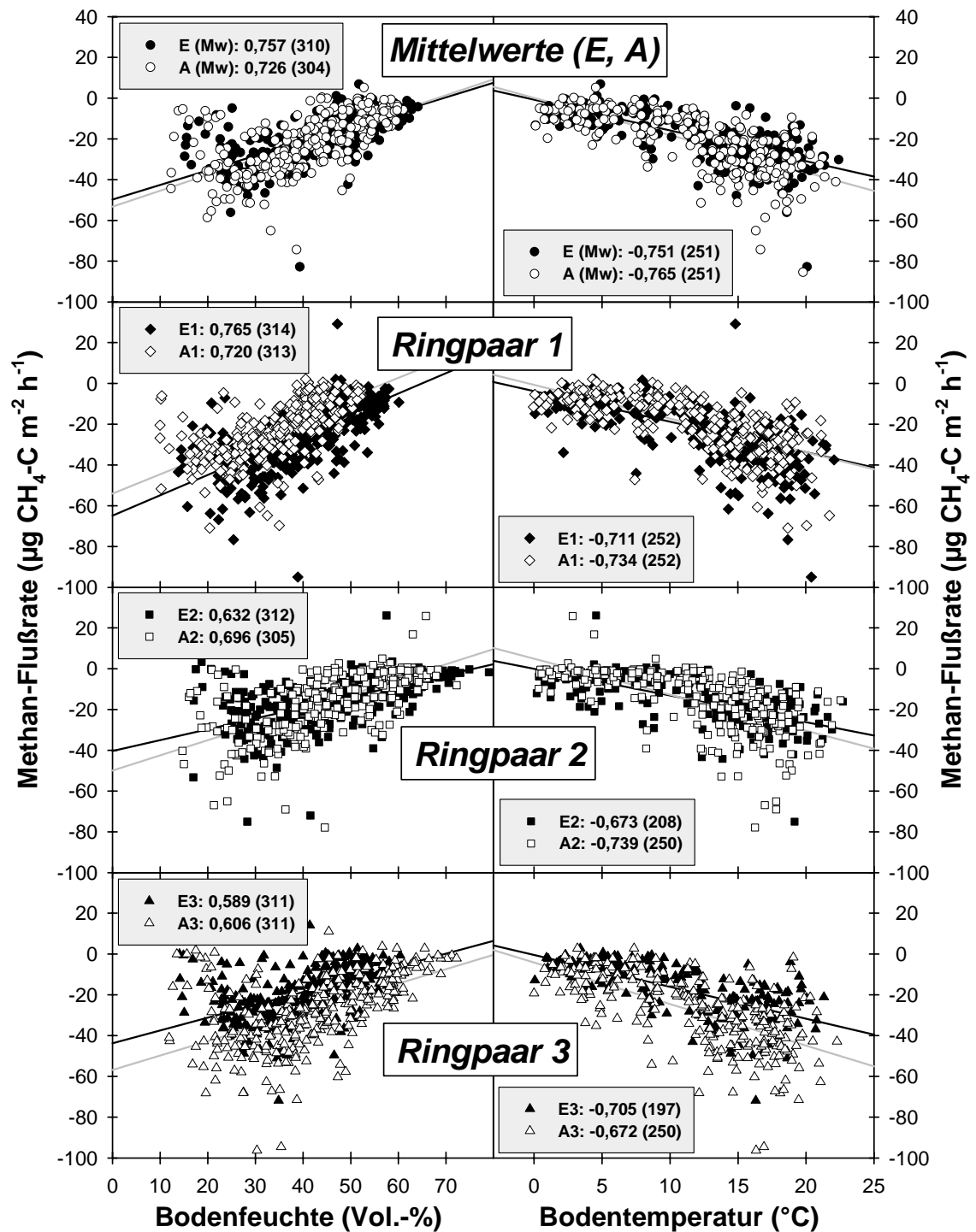


Abbildung 3.7-F: Korrelation der CH_4 -Flußraten der E- und A-Mittelwerte sowie der einzelnen Ringe mit der Bodenfeuchte (linke Spalte) und der Bodentemperatur in 5 cm Tiefe (rechte Spalte). Einzelne sehr hohe Flußraten wurden zugunsten einer in allen Abbildungen gleichen Ordinatenskalierung nicht dargestellt.

Legenden: Spearman-Rang-Korrelationskoeffizient r (in Klammern: n -Zahl).

Bodentemperatur-Messungen: ab 5. Mai 1998; daher weniger Datensätze (1997 fehlt).

Die Korrelation der Bodenfeuchte mit den Methanoxidationsraten war über die gesamte Untersuchungsperiode in allen Ringen relativ gut und kann nach ZÖFEL (1992) als mittlere (r zwischen 0,5 und 0,7) bis hohe Korrelation (r zwischen 0,7 und 0,9) bezeichnet werden. Die r -Koeffizienten sind alle positiv, was in diesem Falle eine negative Korrelation bedeutet, nämlich die Abnahme der Methanoxidationsraten mit steigender Bodenfeuchte. Die Korrelation mit der Bodentemperatur ist ebenfalls gut: Hier weisen nur zwei Datensätze eine mittlere Korrelation auf, einer davon der des E2, der aufgrund eines häufigeren Ausfalls der Temperaturfühler weniger Datensätze besaß. Da die Korrelation von Bodenfeuchte und Bodentemperatur miteinander ebenfalls sehr gut war, läßt sich aus dieser Korrelationsanalyse nicht ableiten, welcher Faktor ursächlich die CH_4 -Flußraten bestimmte. Trennt man die Datensätze auf, z.B. nach Bodenfeuchte-Werten über 40 oder über 50 Vol.-% und unter diesen Feuchten, so ergibt sich für beide Gruppen eine schlechtere Korrelation (keine Abbildung).

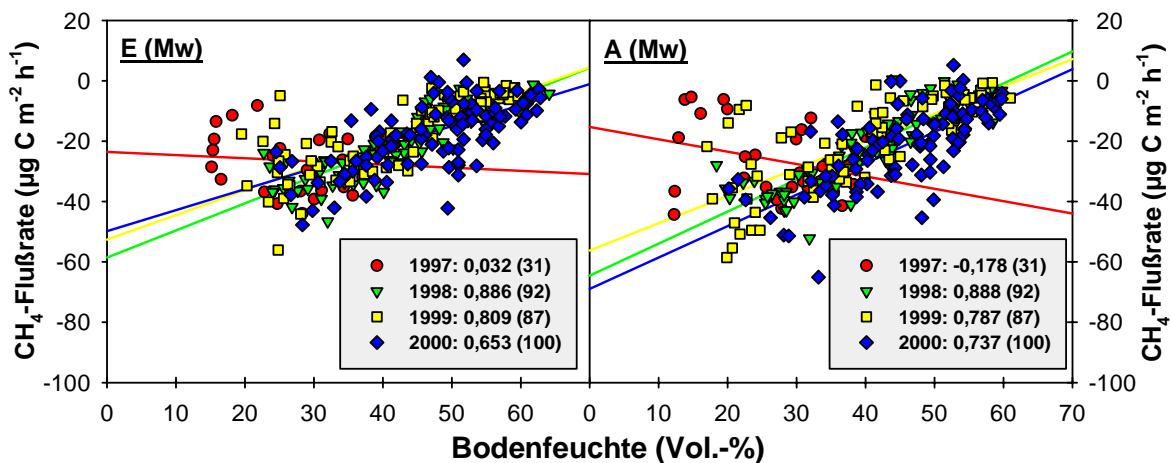


Abbildung 3.7-F: Korrelation der Methanflußraten mit der **Bodenfeuchte**, dargestellt für die einzelnen Jahre des Untersuchungszeitraums. Legende: r -Wert des Spearman-Korrelationstests, dahinter in Klammern die n -Zahlen. E-Korrelation ohne CH_4 -Emissionsereignis im Jahr 2000: $r = 0,711$ (97).

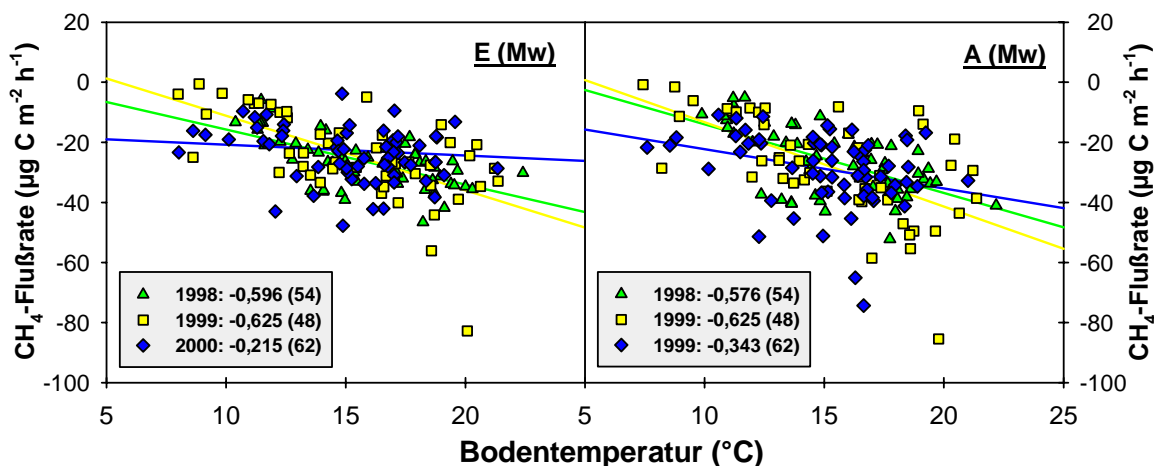


Abbildung 3.7-G: Korrelation der CH_4 -Flüsse mit der Bodentemperatur, dargestellt für die Vegetationsperioden (April bis Oktober) 1998 bis 2000. In der Legende hinter der Jahreszahl: r -Wert des Spearman-Korrelationstests, dahinter in Klammern n -Zahl der Wertepaare. E-Korrelation ohne CH_4 -Emissionsereignis im Jahr 2000: $r = -0,285$ (45).

Werden die Bodenfeuchte- und Methanflußraten nach Jahren getrennt aufgetragen (Abb. 3.7-G), besteht wie in der Vorversuchsreihe für das Jahr 1997 fast keine Korrelation zwischen beiden. In den darauf folgenden feuchteren Jahren hingegen lag sie stets im Bereich "hohe Korrelation", für 1998 (aufgerundet) sogar im Bereich "sehr hohe Korrelation". Wie Abb. 3.7-G zeigt, verbesserte sich die Korrelation der CH_4 -Flußraten mit der Bodentemperatur nicht durch Separieren der "Vegetationsperioden" (Werte von April bis Oktober) wie bei der Korrelation der N_2O -Emissionen mit der Bodentemperatur. Weiterhin ist die Korrelation der Werte des Jahres 2000 wesentlich schlechter als die der anderen beiden Sommer; der Grund hierfür ist nicht erkennbar. Dies könnte als Hinweis darauf gewertet werden, daß die Bodenfeuchte nicht der primäre Einflußfaktor für die Methanoxidation war, zumal beide CO_2 -Behandlungen die gleichen Tendenzen aufweisen, und das Emissionsereignis 2000 in E1 nicht für die schlechte Temperaturkorrelation verantwortlich war.

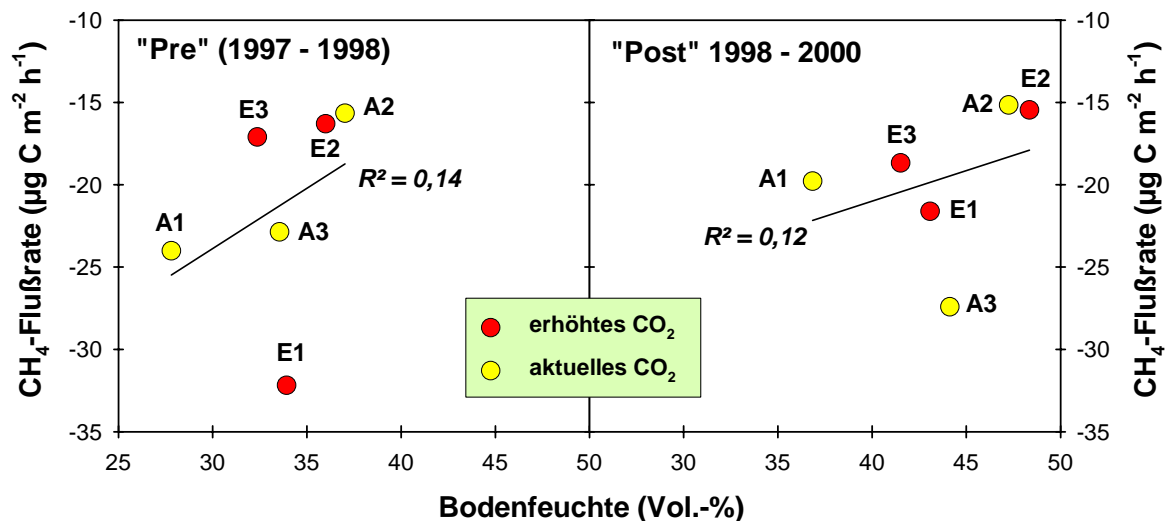


Abbildung 3.7-H: Korrelation der mittleren CH_4 -Flußraten der einzelnen Ringe mit der mittleren Bodenfeuchte des entsprechenden Zeitraums. Links: Zeitraum vor Beginn der CO_2 -Anreicherung ("Pre"); Rechts: Zeitraum nach Beginn der CO_2 -Anreicherung ("Post"). (Beide Abszissen und Ordinaten gleiche Skalierung; Bestimmtheitsmaß der Regressionslinie in jeder Abbildung.)

Über die gesamte Untersuchungsperiode gesehen wies Ring A3 im Mittel die höchste mittlere CH_4 -Oxidationsrate auf (nicht gezeigt). Zu Beginn war dies stets E1 (Abb. 3.7-H; vgl. Tab. 3.7-B), der jedoch durch den Rückgang der Oxidationsraten im Laufe der Untersuchungszeit seinen Platz an A3 abgab (Abb. 3.7-H). Die dritthöchsten Raten wurden i.d.R. im "trockensten" Ring A1 gemessen, gefolgt von E3. Die geringsten Raten wies das Ringpaar 2 mit der höchsten Bodenfeuchte auf, wobei die Raten in der Regel fast identisch waren (Tab. 3.7-B). Anders als im Vorversuch bestand im CO_2 -Experiment keine sehr strikte Beziehung zwischen dem mittleren Bodenwassergehalt und den Methanoxidationsraten (vgl. R^2 in Abb. 3.7-H). Nur tendenziell wiesen die feuchtesten Flächen die geringsten und die vier "trockeneren" die höheren Raten auf.

Die Methanoxidation auf den Untersuchungsflächen entwickelte sich, wie in den Abschnitten zuvor gezeigt, im Laufe des CO₂-Experiments auseinander – ohne daß die Wassergehalts-Entwicklung dies wiedergespiegelt hätte: Es existierte keine deutlich oder kontinuierlich gestiegene Bodenfeuchte auf den E-Flächen (vgl. 3.1, Bodenparameter), die für den Rückgang der E-CH₄-Oxidationsraten verantwortlich gemacht werden könnte. Da hier im Hauptversuch die Korrelation der einzelnen Methanflußraten mit der täglichen Bodenfeuchte (im Gegensatz zum Vorversuch) sehr gut war, muß es eine andere Erklärung für die CO₂-Wirkung auf die Methanoxidationsraten geben.

3.8 Nitrifikations- und Denitrifikationsanteil am N₂O-Fluß (AIT)

Zur Unterscheidung der relativen Anteile von Nitrifikation und Denitrifikation an den Gesamt-N₂O-Emissionen wurden Messungen mit der Acetylen-Inhibierungs-Technik (AIT, modifiziert nach MÜLLER *et al.* 1998) von April 1998 bis Juli 1999 durchgeführt. Hierbei wurden die Ecken der Felder A1 bis A3 beprobt (ab 30.4.1998), ab Juni 1998 auch die Innenfläche des E4-Rings (destruktive Probenahmen möglich). Dargestellt sind im folgenden die Mittelwerte der Flächen A1 bis A3 gegenüber dem E4-Wert, um durch erhöhtes CO₂ möglicherweise verursachte Tendenzen erkennen zu können. Da für die relativen Anteile der N₂O-Emissionen aus beiden Prozessen Parameter wie der Wassergehalt des Bodens, der Nitrat- und Ammonium-Gehalt sowie die O₂-Versorgung (Bodenporenvolumen, Lagerungsdichte) sehr wichtig sind, wird der Wassergehalt vor den Inkubationsergebnissen dargestellt (zum Nitrat- und Ammonium-Gehalt siehe Abschnitt 3.2).

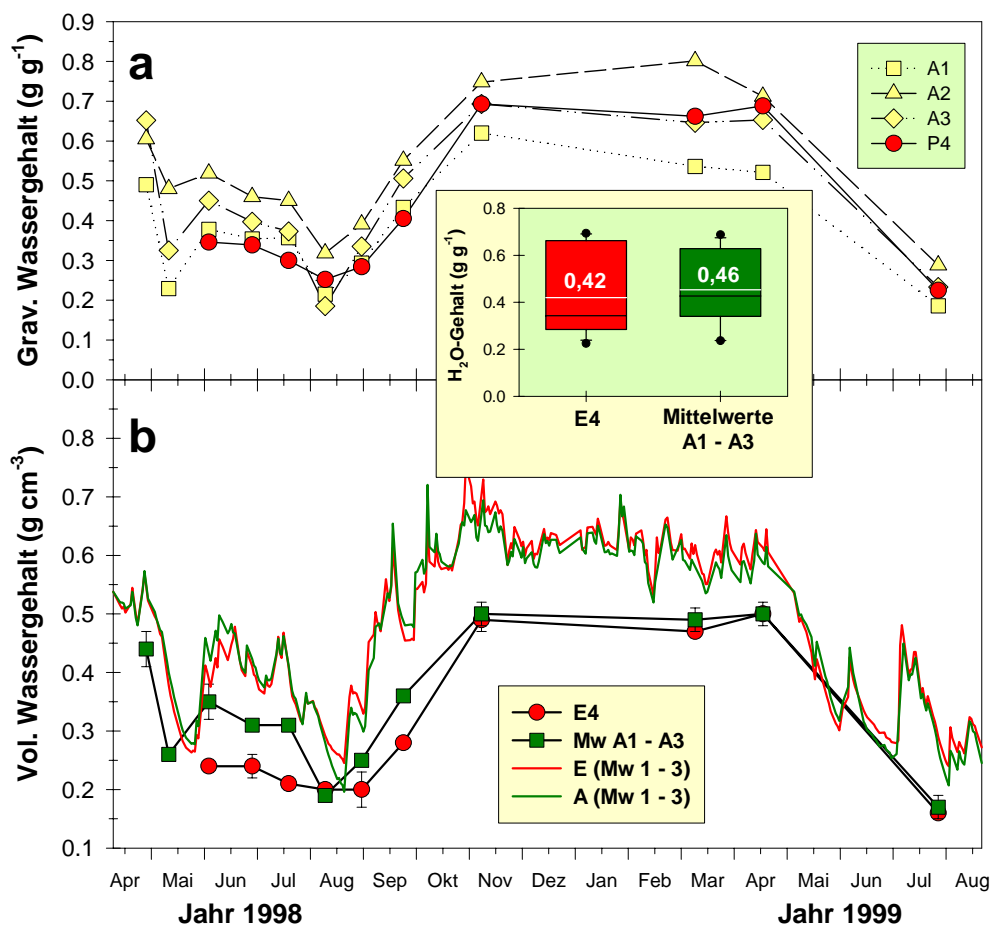


Abbildung 3.8-A: Wassergehalte der zur Inkubation entnommenen Bodensäulen.

- Gravimetrischer Wassergehalt aller untersuchten Flächen (A1 – A3, E4),
- theoretischer volumetrischer Wassergehalt der gemittelten A-Proben und der E4-Proben im Vergleich mit den täglichen TDR-Sonden-Werten,
- Boxplot-Abbildung der Wassergehalte der Inkubationsproben des in **a** und **b** gezeigten Meßzeitraums. Helle Linie und Zahlen: Mittelwerte, schwarze Linie: Mediane. Unterschiede nicht signifikant.

Abbildung 3.8-A zeigt die **Wassergehalte** der zur Inkubation entnommenen Bodensäulen. In den volumetrischen Wassergehalt über die "Lagerungsdichte" (Trockengewicht der insgesamt 135,7 cm³ Bodensäulen pro Glas) umgerechnet, folgte der zeitliche Wassergehalts-Verlauf auf etwas niedrigerem Niveau den mit TDR-Sonden gemessenen mittleren Wassergehalten der E- und A-Flächen. So wie sich diese nicht signifikant voneinander unterscheiden (siehe 3.1.2), unterscheiden sich auch die E4-Wassergehalte nicht von den gemittelten A-Wassergehalten im Inkubationsexperiment (Abb. 3.8-A, c; Tab. 3.8-A). Es gibt allenfalls eine Tendenz hin zu steigenden Wassergehalten beim E4-Ring im Vergleich mit dem A1-Ring (Abb. 3.8-A, a). (Unterschied zwischen TDR-Sonden-Werten und errechneter Feuchte der Bodensäulen in Abb. 3.8-A, b: entsteht durch die nicht korrekt bestimmte "Lagerungsdichte").

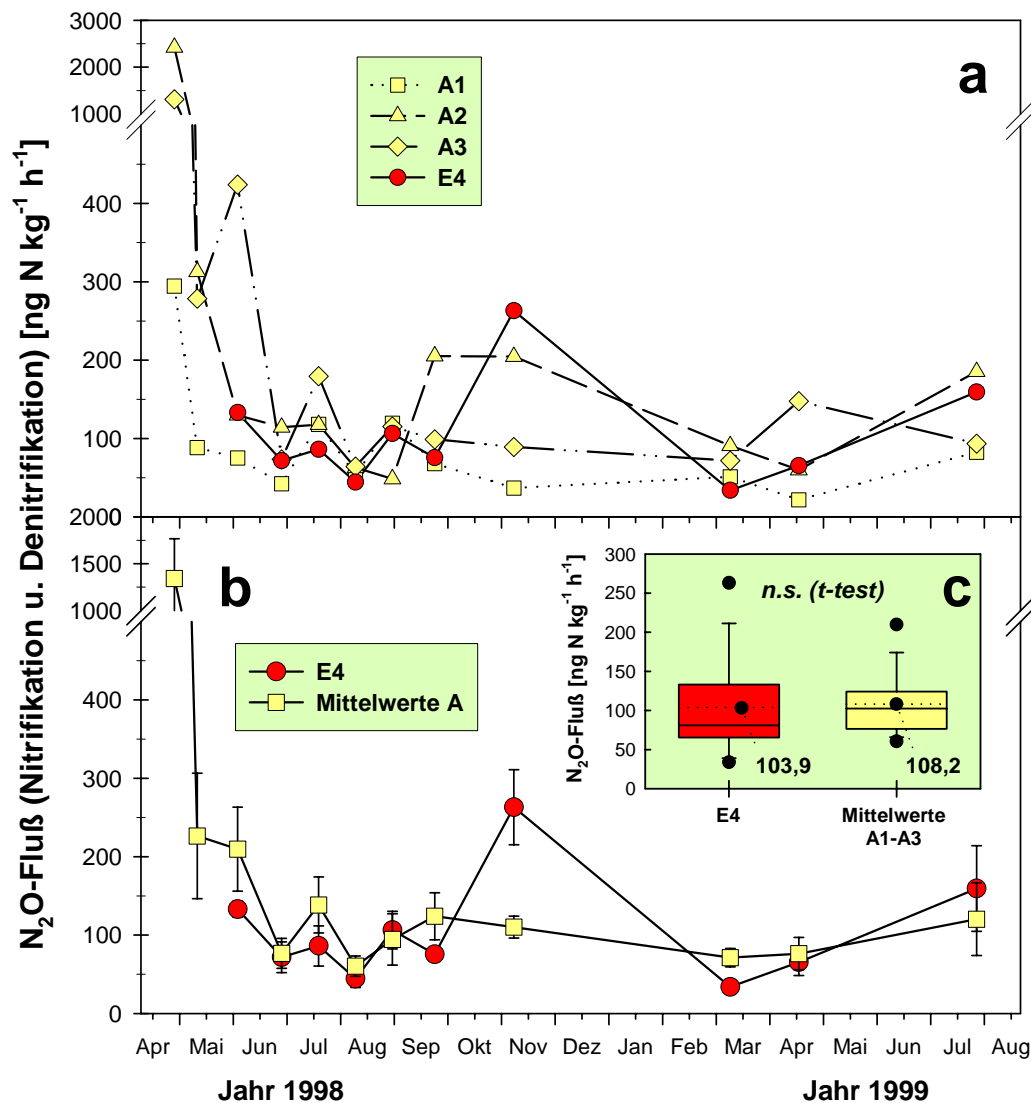


Abbildung 3.8-B: Absolute N₂O-Flußraten (aus Nitrifikation und Denitrifikation) der inkubierten Bodensäulen. a) Raten der Flächen A1 – A3 und P4, b) mittlere A- und E4-Rate(n) mit Standardfehler, c) Boxplot der während der in a und b dargestellten Zeitperiode gemessenen E4- und A-Raten. Gepunktete Linien: Mittelwerte, durchgezogene Linien: Medianwerte.

In der "**Lagerungsdichte**" unterscheidet sich jedoch die E4- von der gemittelten A-Fläche und auch von jeder einzelnen A-Fläche: Sie war signifikant geringer ($0,72$ gegenüber $0,74 \text{ g cm}^{-3}$, vgl. Tab. 3.8-A). Da die Fläche E4 in der gleichen Bodeneinheit liegt wie die umgebenden A-Flächen (Grünhage et al. 1996), muß das Porenvolumen des E4 etwas größer gewesen sein. Gegen Ende der Inkubationsversuche stieg der E4-Lagerungsdichte-Wert beständig und näherte sich dem mittleren A-Wert an (nicht gezeigt).

Generell zeigen auch die mit der Inkubationstechnik gemessenen **N₂O-Flußraten** die gleichen Charakteristika wie die mit der Haubentechnik gemessenen Raten (Abb. 3.8-B, **a, b**): Sie waren kurz nach erfolgter Düngung (April 1998) sehr hoch und sanken im Mai/Juni rasch auf "Hintergrund"-Niveau. Mit den einsetzenden Herbstniederschlägen stiegen sie 1998 wieder etwas an, vor allem auf der feuchten A2-Fläche. Bei großer Trockenheit wie im August 1998 waren die N₂O-Emissionsraten stets sehr niedrig und lagen häufig unter der Nachweisgrenze der AIT-Methode. Bezüglich der absoluten N₂O-Flußraten gab es im Gegensatz zu den Haubenmessungen während der Vegetationsperiode keinerlei signifikanten Unterschied zwischen der Behandlung mit erhöhtem CO₂ (E4) und dem Mittelwert der Kontrollflächen A1 bis A3 (Abb. 3.8-B, **c**), auch gab es keinen Trend hin zu steigenden oder sinkenden N₂O-Emissionsraten (Abb. 3.8-B, **b**). Wenn statt des Mittelwerts der Flächen A1 bis A3 die Einzelwerte mit E4 verglichen werden (Abb. 3.8-B, **a**; Tab: 3.8-B) ändert sich nichts Wesentliches an diesen Ergebnissen: Die Fläche E4 liegt in ihrer Bodenfeuchte zwischen den Flächen A1 und A3 und auch die N₂O-Emissionsrate des Mittelwerts aus A1 und A3 (101,4) ist mit der E4-Rate fast identisch (103,9).

Auch die **Anteile von Nitrifikation und Denitrifikation** an den Gesamt-N₂O-Emissionen sind nicht signifikant voneinander verschieden (A1- bis A3-Mittelwert gegenüber E4-Wert, Tab. 3.8-B). Dennoch ist der Anteil der Nitrifikation auf den A-Flächen im Schnitt etwas höher als auf der E4-Fläche (und der der Denitrifikation somit etwas niedriger als bei E4), siehe Tab. 3.8-B. Der zeitliche Verlauf der Anteils-Entwicklung ist auf allen Flächen sehr ähnlich (Abb. 3.8-C, **c, d**; A-Flächen nur als Mittelwerte dargestellt). Beim Vergleich der Abb. 3.8-C, **b**, mit **c** und **d** fällt eine gewisse Beziehung der Anteile beider Prozesse zum Wassergehalt des Bodens auf. Trägt man jedoch einen der Prozeßanteile (hier: Denitrifikation) gegen den Wassergehalt (hier: gravimetrischer Wassergehalt) auf, ergibt sich keine gute Korrelation (Abb. 3.8-D, **a**). Wenn jedoch die unsicherheits-behafteten Werte mit den niedrigsten N₂O-Emissionsraten sowie die Dünger-beeinflußten N₂O-Emissionsraten eliminiert werden (blaue **X** in Abb. 3.8-D, **a**), so wird die Korrelation wesentlich besser (vgl. auch Tab. 3.8-A): Mit steigendem Wassergehalt steigt der prozentuale Anteil der Denitrifikation an den N₂O-Emissionen, bei großer Trockenheit hingegen kann die Nitrifikation um die 90 % zu den (geringen) N₂O-Emissionen beitragen.

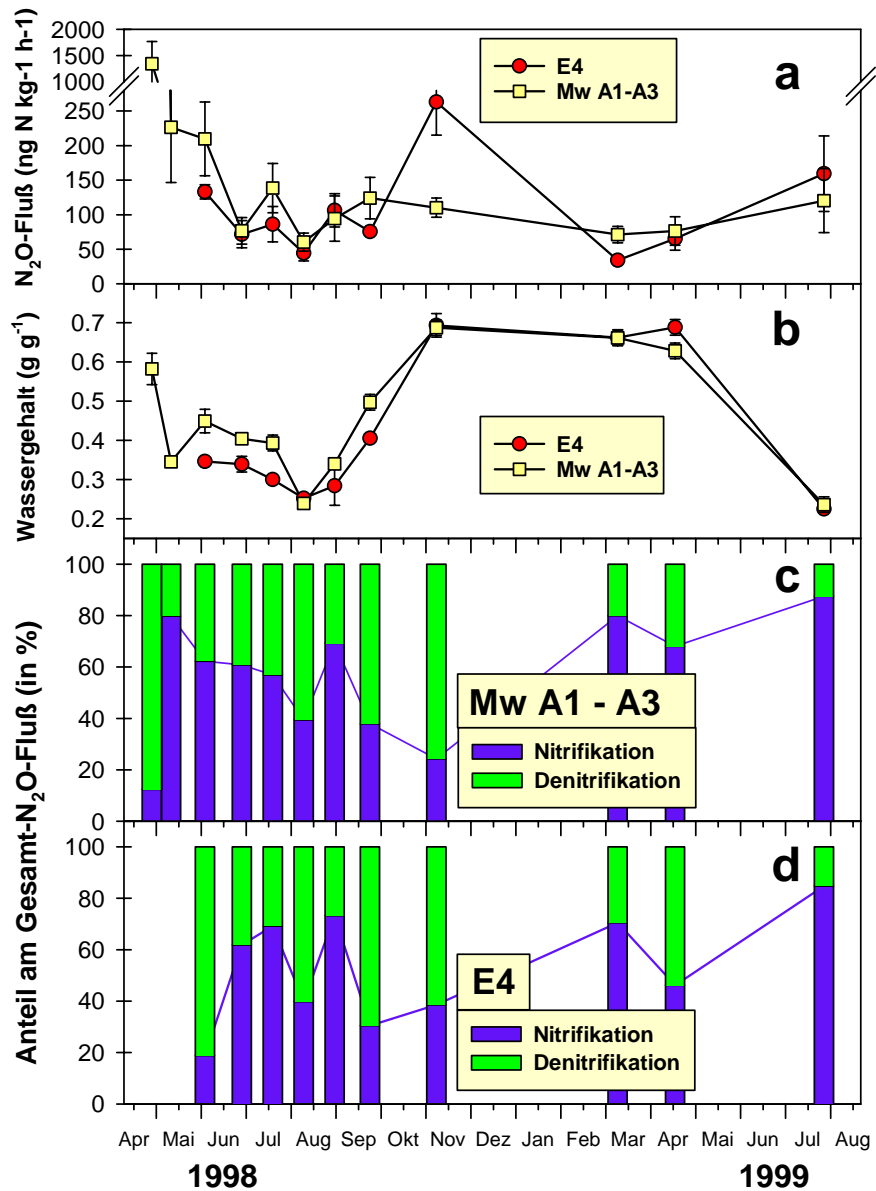


Abbildung 3.8-C: Gesamt- N_2O -Emissionen (a), Wassergehalt (b), und (c) prozentuale Anteile von Nitrifikation und Denitrifikation bei den A-Flächen (Mittelwerte von A1 bis A3), und der E4-Fläche (d).

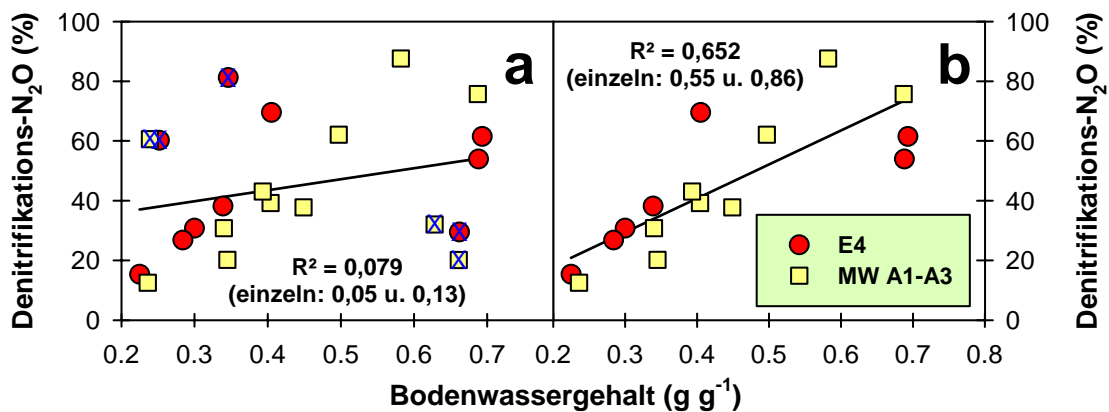


Abbildung 3.8-D: Beziehung zwischen Bodenwassergehalt und Denitrifikations-Anteil an den Gesamt- N_2O -Emissionen, a) alle Werte (Legende siehe b) mit blauem X sind die Werte mit sehr geringer absoluter N_2O -Flußrate, bzw. Düngungsbeeinflusste Raten gekennzeichnet, die in b) weggelassen wurden.

Tabelle 3.8-A: Ergebnisse der Acetylen-Inhibierungs-Technik (AIT) mit 5 Pa C₂H₂: Mittelwerte verschiedener Parameter (Bodenparameter, Inhibierung der Methanoxidation, N₂O-Flüsse aus Nitrifikation und Denitrifikation absolut und prozentual u.a.) ± Standardabweichung der Werte während des Meßzeitraums^e.

Parameter (MW=Mittelwerte)	A- und T-MW (1997 – 1999) ^{II}	A-Mittelwerte (1998 – 1999) ^I	E4-Werte (1998 – 1999) ^I	t-test ^I
Gravimetrischer Wassergehalt (g g ⁻¹ Boden)	0,44 ± 0,16	0,46 ± 0,17	0,42 ± 0,19	n.s.
Lagerungsdichte der Bodensäulen (g cm ⁻³)	0,75 ± 0,06	0,74 ± 0,05	0,72 ± 0,03	P=0,003
Methanoxidation (dt1, n=6, ng C kg ⁻¹ h ⁻¹) ^a	-174,5 ± 72,3	-163,4 ± 76,9	-218,7 ± 112,9	n.s.
CH ₄ -Ox.-Inhibierung mit C ₂ H ₂ (% dt1-Rate) ^b	105,2 ± 19,2	109,6 ± 8,4	107,0 ± 6,8	
N ₂ O-Emissionsrate (dt2, n=6, ng N kg ⁻¹ h ⁻¹) ^a	241,1 ± 351,6	108,2 ± 44,1	103,9 ± 67,8	n.s.
Mittlerer Standardfehler (N ₂ O-Emiss. dt2) ^c	58,3	27,7	21,6	
Nitrifikations-N ₂ O (in %)	50,8 ± 26,2	58,6 ± 19,7	53,3 ± 22,5	n.s.
Denitrifikations-N ₂ O (in %)	49,2 ± 26,2	41,4 ± 19,7	46,7 ± 22,5	n.s.
Faktor dt1/dt2 (n=3, Gläser ohne C ₂ H ₂) ^d	1,010 ± 0,681	1,021 ± 0,695	0,850 ± 0,459	

Mittlere Temperaturdifferenz zwischen Versuchsfeldboden (5 cm Tiefe) und den Bodensäulen in den Inkubationsgläsern während der Inkubationszeit: 2,03 ± 1,42 °C

^I Meßzeitpunkte: 5.6.98, 30.6.98, 21.7.98, 11.8.98, 1.9.98, 25.9.98, 9.11.98, 12.3.99, 20.4.99, 30.7.99; **t-test:** A-Mittelwerte versus E4-Werte dieser Zeitpunkte

^{II} Meßzeitpunkte zusätzlich zu **I**: 3.9.97, 21.10.97 (ohne N₂O), 30.4.98, 13.5.98;

^a Mittelwert aller 6 Gläsern pro Behandlung, zweite Inkubationsperiode (dt2, bei Acetylenzugabe, potentielle Rate, vgl. 2.11)

^b bezogen auf die dt1-Rate (=100%) der mit C₂H₂ inhibierten 3 Gläser

^c mittlerer Standardfehler: Maß für die mittlere räumliche Variabilität; Tabelle 3.8-A: zeitliche Variabilität (siehe **e**)

^d Faktor zur Berechnung der prozentualen Nitrifikations- und Denitrifikations-Anteile an der Gesamt-N₂O-Emission, siehe 2.11; (zudem Maß für zeitliche Variabilität)

^e gemeint ist hier die aus den Mittelwerten des Meßzeitraums gebildete Standardabweichung (zeitliche Variabilität) – *nicht* die mittlere Standardabweichung der 6 Gläser pro Termin (räumliche Variabilität)

Tabelle 3.8-B: Ergebnisse der N₂O-Emissionen der Ringe A1 bis A3 und E4 (Absolutwerte, Anteile von Nitrifikation und Denitrifikation) für den Zeitraum der E4-Messungen (vgl. Abb. 3.8-A bis -C) (WG = Wassergehalt).

Parameter	A1	A2	A3	Mw A	E4
N ₂ O-Emissionsrate (dt2, n=6, ng N kg ⁻¹ h ⁻¹)	67,0	121,9	135,7	108,2	103,9
Nitrifikations-N ₂ O (in %)	57,6	56,1	62,1	58,6	53,3
Denitrifikations-N ₂ O (in %)	42,4	43,9	37,9	41,4	46,7
Gravimetrischer Wassergehalt (g g ⁻¹)	0,39	0,52	0,45	0,46	0,42
Korrelation zw. %Denitrifikation u. WG (g g ⁻¹): R ² für alle Werte des Meßzeitraums	0,34	<0,001	0,17	0,13	0,05
Korrelation zw. %Denitrifikation u. WG (g g ⁻¹): R ² ohne geringe N ₂ O-Flußraten	0,79	0,09	0,48	0,86	0,55

Die zur Inkubation benutzte Acetylenkonzentration von 5 bis 10 Pa hemmte auch die Oxidation von CH_4 : In Abb. 3.8-E sind die mittleren Oxidationsraten der E4- und der A-Bodensäulen im ersten und zweiten Inkubationszeitraum ($dt1$, 30 min und $dt2$, 5 h) dargestellt. Während des ersten Zeitraums $dt1$ fand – ohne Acetylen – stets CH_4 -Oxidation statt. Im zweiten Zeitraum wurde CH_4 hingegen nur in den Gläsern ohne C_2H_2 mit annähernd gleicher Rate wie im ersten Zeitraum oxidiert. In den Gläsern mit Acetylen war dagegen keine CH_4 -Oxidation und bisweilen sogar ein leichter Konzentrationsanstieg von CH_4 zu verzeichnen (Inhibierungsraten über 100 %, siehe Tab. 3.8-A). Die Inhibierung war stets so vollständig, daß hieran erkannt werden konnte, ob die Versuchsdurchführung korrekt erfolgt war: In einem Fall sank in einem C_2H_2 -Glas die CH_4 -Konzentration genauso wie in den nicht-inhibierten Gläsern, so daß bei Zugabe des C_2H_2 vermutlich eine falsche Spritze (ohne C_2H_2) verwendet worden war. Darauf hin wurden auch die N_2O -Werte dieses Glases von der Berechnung der Anteile von Nitrifikation und Denitrifikation ausgeschlossen.

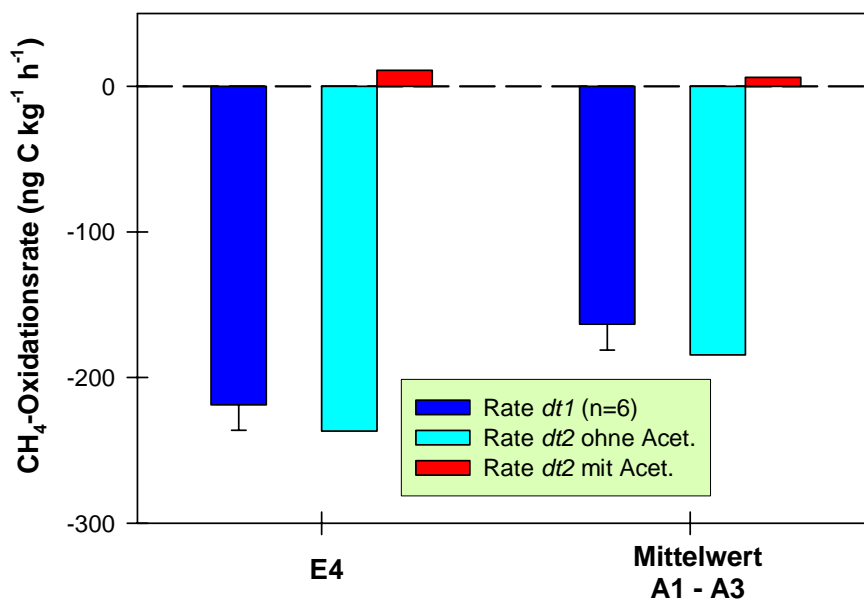


Abbildung 3.8-E: Inhibierung der CH_4 -Oxidation durch die Zugabe von 5 bis 10 Pa C_2H_2 . Dargestellt sind die mittleren CH_4 -Oxidationsraten der Bodensäulen der E4- und der A-Flächen im E4-Meßzeitraum (vgl. Abb. 3.8-A bis -C). Für den ersten Inkubationszeitraum ($dt1$, 30 min.) ist der mittlere Standardfehler der 6 Inkubationsgläser dargestellt. Die Inhibierung wird im $dt2$ -Zeitraum sichtbar (je 3 Gläser mit und ohne Acetylen, 300 min).

3.9 Denitrifikations-Enzym-Aktivität (DEA)

Die Umsetzung von Nitrat zu N_2 unter optimalen Denitrifikationsbedingungen diente dazu, Menge und Aktivität der aktuell im Boden vorhandenen Denitrifikationsenzyme zwischen den einzelnen Ringflächen und CO_2 -Behandlungen vergleichbar zu machen. Die DEA-Untersuchung wurde in der Vegetationsperiode 1998 in Abständen von etwa 3 Wochen wiederholt (vgl. 2.10).

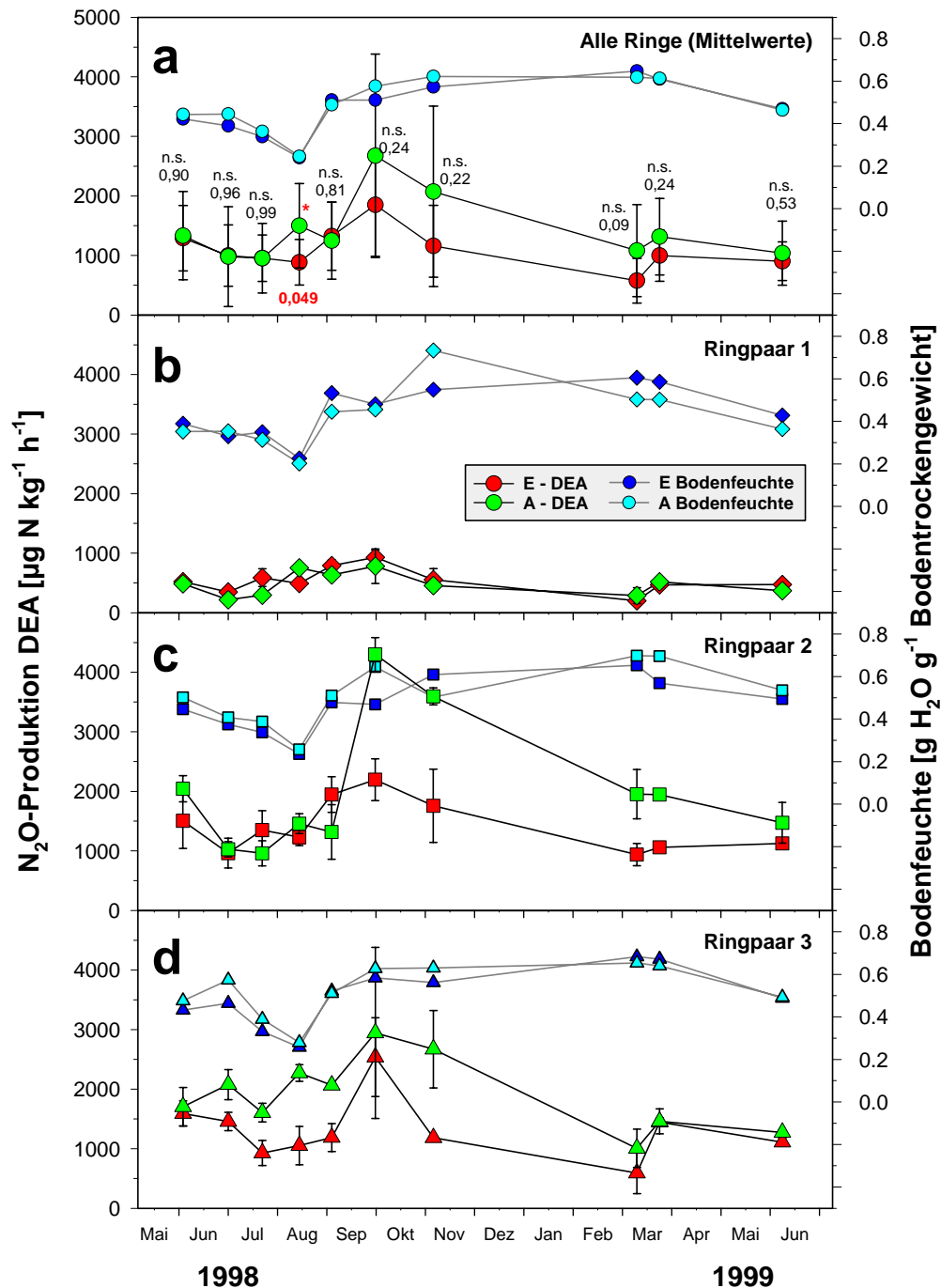


Abbildung 3.9-A: Verlauf der Denitrifikations-Enzym-Aktivität (DEA) und des gravimetrischen Wassergehalts auf den einzelnen Ringflächen (**b** bis **d**) sowie gemittelt in der E- und A-Behandlung (**a**). DEA-Kurven (linke Ordinate): Schwarzweiß; Wassergehalt (rechte Ordinate): Grautöne. Fehlerbalken: Standardabweichung (**a**: n=9; **b** bis **d**: n=3).

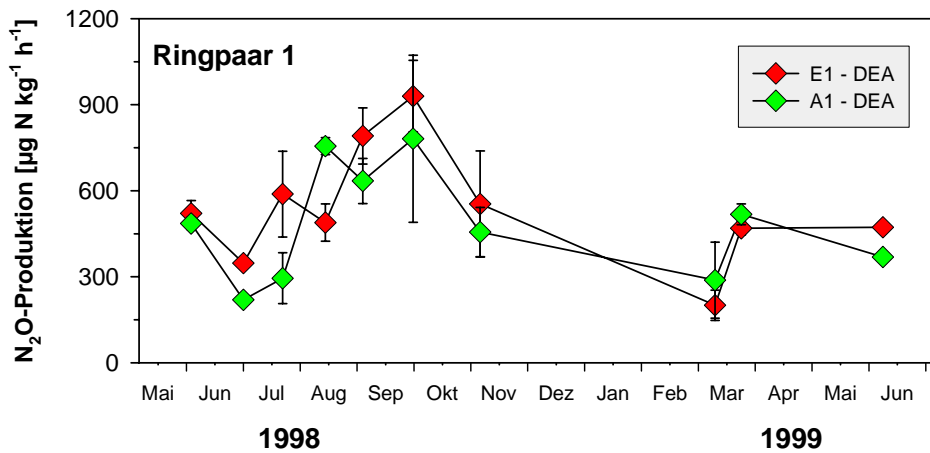


Abbildung 3.9-A, b: Vergrößerte Darstellung der Denitrifikations-Enzym-Aktivität des Ringpaars 1 aus der vorherigen Abbildung, mit veränderter Ordinatenkalierung. (Hier ohne Wassergehalte). Fehlerbalken: Standardabweichung, $n=3$.

Die höchsten Werte (Menge und Aktivität) der Denitrifikationsenzyme (im folgenden mit "DEA-Werte" bezeichnet) traten in jedem einzelnen CO₂-Ring Ende September 1998 auf (Abb. 3.9-A). Zu diesem Zeitpunkt hatten die starken Herbst-Niederschläge des Jahres 1998 für eine sehr hohe Bodenfeuchte bei (noch) relativ hohen Bodentemperaturen gesorgt – bis auf das stets knappe Nitrat waren dies gute, denitrifikationsförderliche Bedingungen. Geringe DEA-Werte wurden Anfang Juli 1998 gemessen; ähnlich niedrige oder sogar noch etwas geringere Werte traten Anfang März 1999 in den einzelnen E-Ringen sowie in A1 und A3 auf. Im sehr feuchten Ring A2 hingegen wurden im "nassen" Herbst 1998 Werte erreicht, die mehr als doppelt so hoch waren als die durchschnittlichen Sommerwerte zuvor; dieses hohe Niveau ging nur langsam wieder auf den vorherigen Level zurück (Abb. 3.9-A, c).

Die Korrelation der DEA-Werte eines Rings mit seiner Bodenfeuchte war überraschend schlecht: Das Bestimmtheitsmaß (R^2) war für keine der dargestellten Regressionen besser als 0,2 (= E2-Werte; Abb. 3.9-B). Vielmehr scheint ein (von mehr als nur einem Faktor) bestimmter jahreszeitlicher Verlauf mit einem Maximum im Spätsommer bzw. Herbst vorzuliegen. Die Datengrundlage ist jedoch nicht ausreichend, um diesen Jahresgang eingehender nach verschiedenen Einflußgrößen charakterisieren zu können; vor allem aus der Frühjahrs- und Düngeperiode müßten mehr Messungen vorliegen.

Wie Abb. 3.9-A und Abb. 3.9-C zeigen, war die Aktivität und Menge der Denitrifikations-Enzyme nach Beginn der CO₂-Anreicherung im Mittel in den Kontrollringen höher als in den Anreicherungsringen, über alle Datensätze betrachtet allerdings nicht (ganz) signifikant (Abb. 3.9-C, b). Der gravimetrische Wassergehalt hingegen war über alle Messungen gemittelt fast identisch (Abb. 3.9-C, a). Werden die E- und A-Messungen für jeden Meßzeitpunkt miteinander verglichen (je $n = 9$, t-Test), so waren sie nur zum Zeitpunkt der geringsten Bodenfeuchte, Mitte August 1998, signifikant voneinander verschieden (Abb. 3.9-A, a). Generell zeigten E1 und A1 wesentlich geringere DEA-Werte als die anderen vier Ringe (Abb. 3.9-A; Abb. 3.9-D).

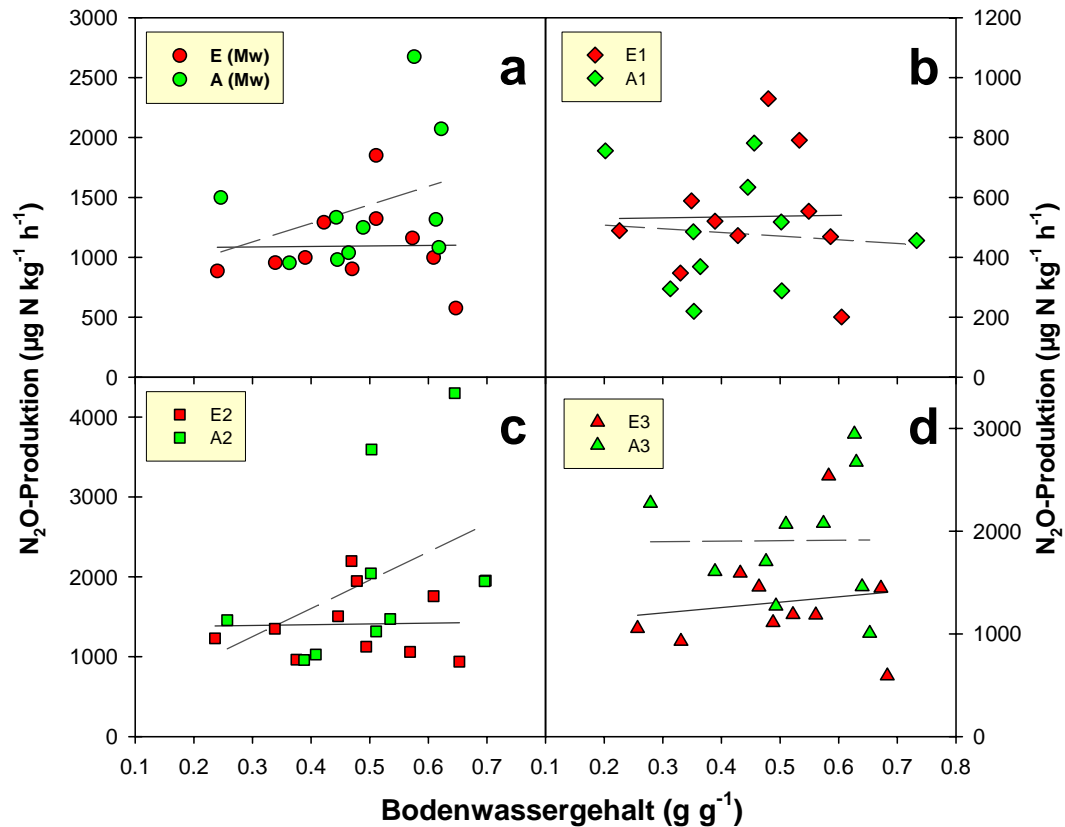


Abbildung 3.9-B: Korrelation der DEA-Werte mit der gravimetrischen Bodenfeuchte zum Untersuchungszeitpunkt. **a)** E- und A-Mittelwerte; **b)** Ringpaar 1; **c)** Ringpaar 2; **d)** Ringpaar 3. Schwarz durchgezogen: Regressionsgerade E-Werte, Grau gestrichelt: Regressionsgerade A-Werte.

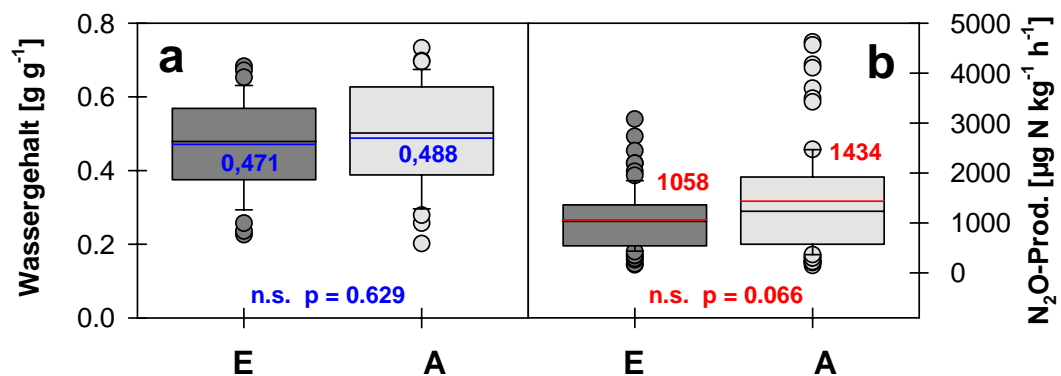


Abbildung 3.9-C: Mittlerer gravimetrischer Wassergehalt (**a**) und DEA- N_2O -Produktion (**b**) aller E- und A-Untersuchungen im in Abb. 3.9-A dargestellten Zeitraum. Zahlen in bzw. über den Boxen und Linien in gleicher Farbe: Mittelwerte; darunter: Ergebnis des t-Tests.

Im Gegensatz zu der kaum vorhandenen Korrelation der einzelnen DEA-Messungen mit der Bodenfeuchte des jeweiligen Rings bestand eine relativ gute Korrelation der über alle Meßtage gemittelten DEA-Werte der sechs CO_2 -Ringe mit der gravimetrischen Bodenfeuchte (Abb. 3.9-D, **a**). Darstellung **a** legt die Vermutung nahe, daß sich auf einer Fläche mittel- bis langfristig Denitrifizierer-Populationen einstellen, die dem

mittleren Bodenfeuchte-Level entspricht. Diese scheinen aber in ihrer Reaktion auf sich kurzfristig ändernde Umweltparameter nicht primär (oder zumindest nicht linear) von der Bodenfeuchte abhängig zu sein (Abb. 3.9-B). Da aber diese Beziehung – mittlere DEA-Werte versus mittlerer gravimetrischer Wassergehalt – so ausgeprägt linear ist (ein Polynom 2. oder 3. Grades erbrachte keine wesentlich bessere Anpassung als $R^2 = 0,86$), können die Mittelwerte des Wassergehalts und der DEA (Abb. 3.9-C) miteinander verglichen werden. Wären dabei die DEA-Werte signifikant verschieden und die Wassergehalte nicht, dürfte man aufgrund dieser linearen Beziehung einen CO_2 -Effekt annehmen.

Die TDR-Sonden-Messungen über mehrere Jahre sollten die langfristigen Feuchtigkeitsverhältnisse in den Ringen genauer widerspiegeln als die punktuell und ungleichmäßig über das Jahr verteilt gemessenen gravimetrischen Feuchtwerte. Daher wurden die pro Ring gemittelten DEA-Werte gegen die langfristige volumetrische Bodenfeuchte (Daten 1997 bis 2000) aufgetragen (Abb. 3.9-D, **b**). Durch diese Art der Betrachtung ergibt sich ein neues (möglicherweise realistischeres) Bild: danach zeigten der langfristig trockenste und der feuchteste Ring, A1 und A2, das niedrigste und das höchste DEA-Niveau.

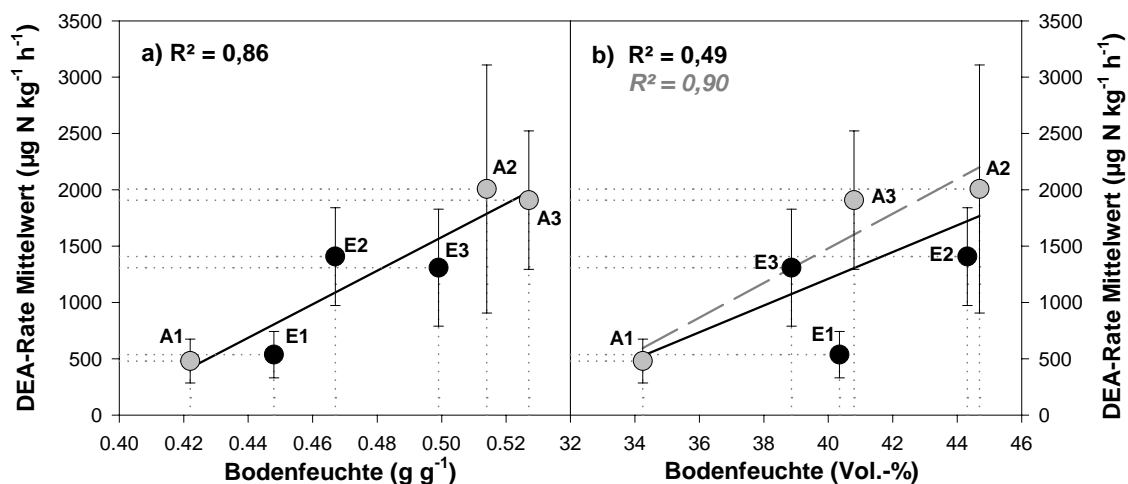


Abbildung 3.9-D: Mittlere DEA-Rate jedes einzelnen Rings \pm Standardabweichung ($n=10$ Messungen) in Abhängigkeit von **a**) der gravimetrischen Bodenfeuchte (Bestimmung aus der DEA-Mischprobe) und **b**) dem mittleren volumetrischen Wassergehalt der einzelnen Ringflächen (Messungen 1997 – 2000). Schwarze durchgezogene Linien: lineare Regression aller sechs Ringe; graue gestrichelte Linie: lineare Regression der Kontrollringe (R^2 kursiv).

Beide Darstellungen (**a** und **b** in Abb. 3.9-D) zeigen einen gemeinsamen Unterschied zwischen der A- und der E-Behandlung: Die E-DEA-Werte liegen im Schnitt eher unter, die A-Werte eher über der gemeinsam gebildeten Regressionslinie. In (**a**) sind dies die Ringe E1 und E3, bei der Betrachtung der langfristigen Feuchteverhältnisse (**b**) sind es die Ringe E1 und E2. Legt man eine Regressionsgerade durch die A-Werte, liegt keiner der E-Ringe mehr über dieser Linie.

Insgesamt betrachtet, ist ein langfristiger und auf allen Ringpaaren gleichgerichtet verlaufender, signifikanter CO_2 -Trend nicht nachweisbar. Die geschilderten Befunde deuten jedoch auf eine Verringerung des Denitrifikations-Enzym-Levels unter erhöhtem CO_2 hin.

3.10 Netto-Nitrifikationsraten in den FACE-Ringen

Zunächst eine kurze Anmerkung zu den Netto-Nitrifikationsmessungen: Pro Ring wurde eine Mischprobe auf sechs Inkubationsflaschen aufgeteilt, von denen drei sofort (Frischprobe, t_0) und drei nach 3 Tagen Inkubation im Sandbeet (Bebrütungsproben, t_1) auf ihren Nitratgehalt hin analysiert wurden (vgl. 2.11). Da es sich um 6 verschiedene Einwaagen handelte, konnte pro Ring nur ein Mittelwert des t_0 - und ein Mittelwert des t_1 -Zeitpunkts gebildet werden, aus welchen dann durch Subtraktion und Bezug auf den Inkubationszeitraum die gebildete Nitratmenge berechnet wurde. Daher können in Abb. 3.10-B für die einzelnen Ringe keine Standardabweichungen angegeben werden. Um aber einen Eindruck von der Streuung der Einzelmessungen zu vermitteln, wurden für den 01.07.1998 die Meßwerte der Zeitpunkte t_0 und t_1 mit Standardabweichungen beispielhaft dargestellt (Abb. 3.10-A).

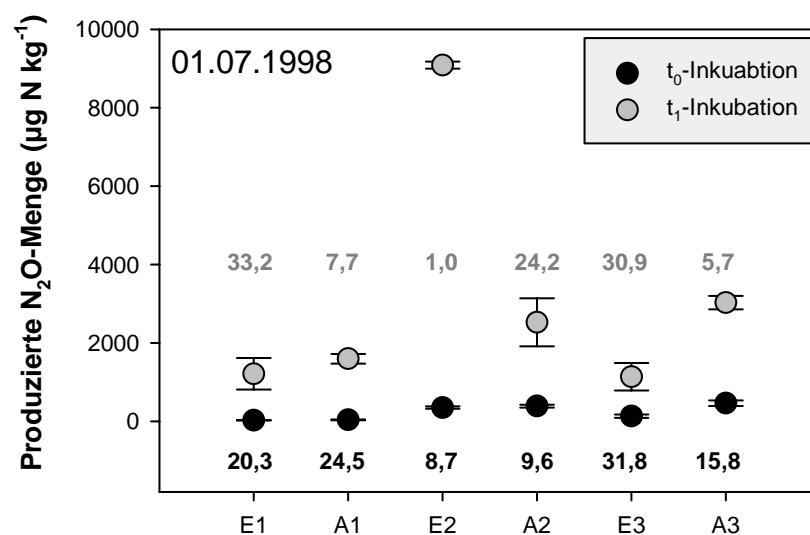


Abbildung 3.10-A: Standardabweichungen der einzelnen Inkubationen beispielhaft an einem Untersuchungstag mit hohen Werten (01.07.1998): 3 Proben pro Ring und Inkubationszeitpunkt. t_0 = Frischprobe; t_1 = Bebrütungsprobe. Schwarze bzw. graue Werte: Standardabweichung in Prozent des Mittelwerts. Mittlere Standardabweichung aller Frischproben 18,4 %; Bebrütungsproben 17,1 %.

Über alle Meßtage und Ringe gemittelt, betrug die t_0 -Standardabweichung 19,2 % und die t_1 -Standardabweichung 24,0 % (bezogen auf den jeweiligen Ringmittelwert wie in Abb. 3.10-A dargestellt, d.h. gemittelt aus 8 Meßtagen x 6 Ringen).

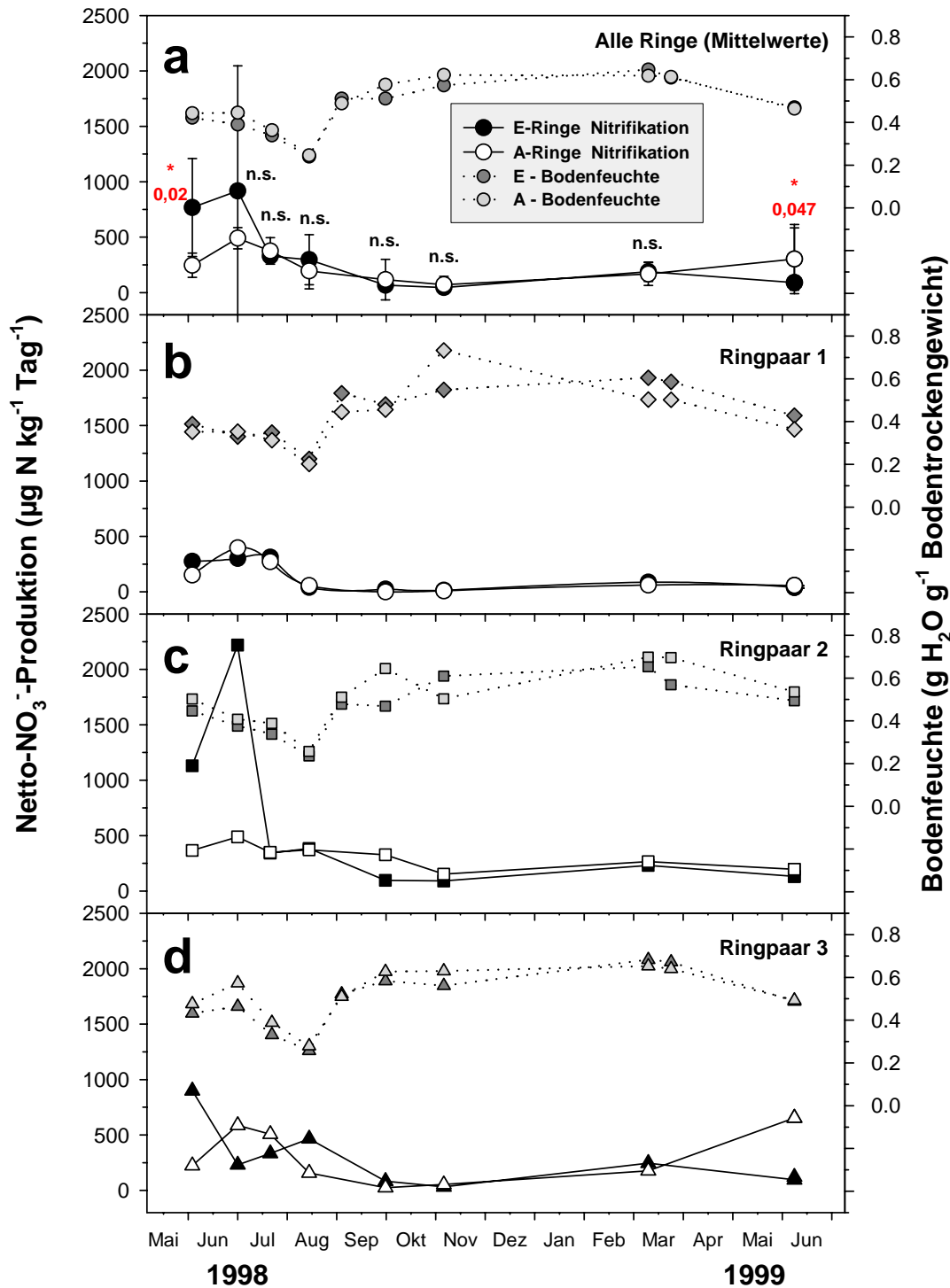


Abbildung 3.10-B: Netto-Nitrifikationsraten im Zeitraum Juni 1998 bis Juni 1999, gemittelt über die E- und A-Behandlung (a) und in den einzelnen Ringpaaren (b bis d), jeweils linke Ordinate. Graue Kurven darüber: gravimetrischer Wassergehalt (entspricht den Kurven in Abb. 3.9-A, da DEA und Nit. aus den gleichen Mischproben bestimmt wurden). Stabw. in a: n=3 (d.h. die Ring-Werte aus b bis d).

Während die Netto-Nitrifikationsraten der Kontrollringe kurz nach Beginn der CO₂-Anreicherung maximal um die 700 µg NO₃-N kg⁻¹ Tag⁻¹ betragen (A3), waren sie auf allen E-Flächen deutlich höher als auf der jeweiligen A-Partner-Fläche – in den

feuchteren Ringen E2 und E3 sogar mehr als doppelt so hoch. Insgesamt war der Unterschied ($E > A$) zu Beginn signifikant (Abb. 3.10-B, **a**). Bei der zweiten Netto-Nitrifikationsmessung Anfang Juli 1998 waren die E1- und E3-Rate bereits unter die jeweilige A-Rate gesunken. Der Ring E2 hingegen wies zu diesem Zeitpunkt den höchsten je gemessenen Wert auf, wobei die Standardabweichung der einzelnen E2-Proben sehr gering war (Abb. 3.10-A). Im Juni 1999 waren dagegen die A-Nitrifikationsraten signifikant höher als die E-Raten.

Ein weiterer Beleg für die Vermutung, es zeige sich ein CO_2 -Anfangs-Effekt während der ersten beiden Messungen, kann Abb. 3.10-C entnommen werden: Die mittleren Nitrifikationsraten der einzelnen Ringflächen zeigten (überraschenderweise) eine sehr gute positive Korrelation mit der herrschenden Bodenfeuchte (Abb. 3.10-C, **b**); dies galt aber nur, wenn die ersten beiden Messungen nicht mit in den Ring-Mittelwert einbezogen wurden (Abb. 3.10-C, **a**). Der "Anfangseffekt" der CO_2 -Anreicherung auf die Netto-Nitrifikationsraten schien um so stärker zu sein, je feuchter die E-Fläche im langfristigen Mittel war. Wie aus Abb. 3.10-B hervorgeht, zeigte der feuchteste der E-Ringe (vgl. Abb. 3.1-A), E2, die stärkste Erhöhung, danach der mittelfeuchte Ring E3 und E1 die geringste Erhöhung. Die Datengrundlage ist jedoch nicht groß genug, um diese Vermutung eindeutig belegen zu können.

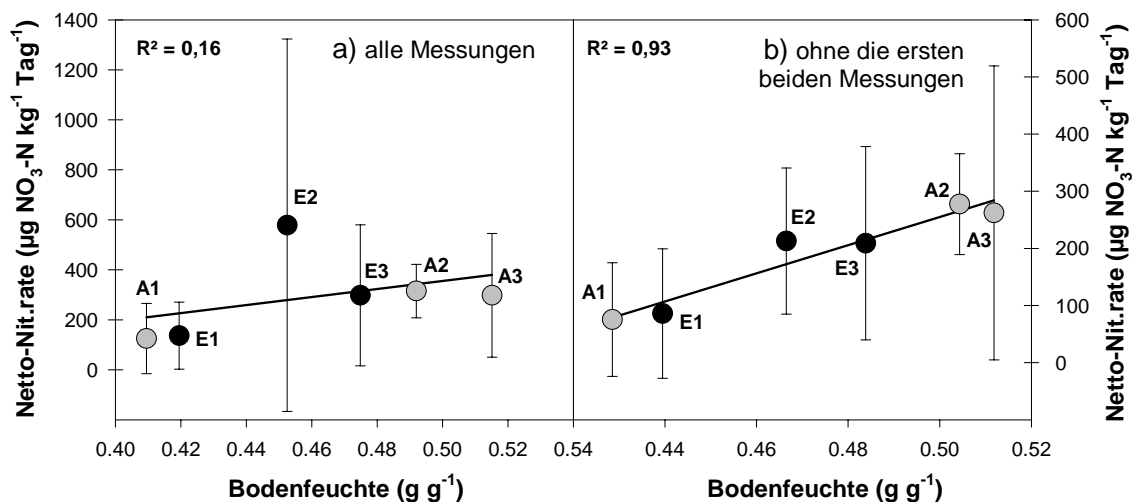


Abbildung 3.10-C: Pro Ringfläche gemittelte Netto-Nitrifikationsraten, aufgetragen gegen die zum Untersuchungszeitpunkt herrschende Bodenfeuchte (gravimetrisch; direkt aus der Probe bestimmt). **a**) alle 8 Meßzeitpunkte; **b**) ohne die ersten beiden Meßzeitpunkte (d.h. ohne den möglichen "Anfangseffekt" der CO_2 -Anreicherung). Linke obere Ecke: R^2 der jeweils dargestellten linearen Regression.

Insgesamt läßt sich festhalten, daß die Netto-Nitrifikationsraten anfänglich durch das erhöhte CO_2 signifikant erhöht waren, und daß am Ende der Meßreihe, nach einem Jahr der CO_2 -Anreicherung, die E-Nitrifikationsraten signifikant niedriger geworden waren.

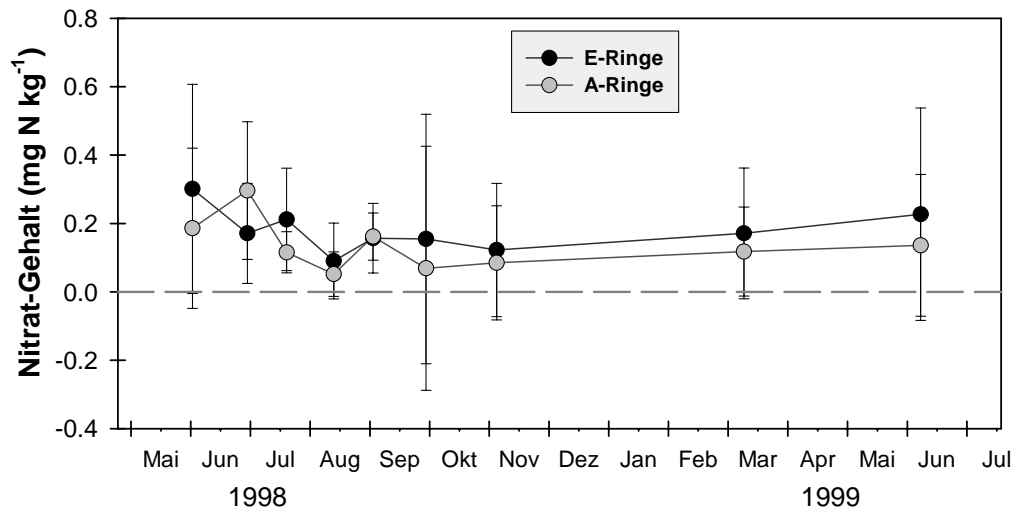


Abbildung 3.10-D: Nitratgehalte (t_0 -Proben) der E- und A-Ringe (gemittelt pro Meßzeitpunkt, $n=9$)

Die t_0 -Bodenproben bestätigen, was bereits die N_{\min} -Analysen erbrachten (Abb. 3.10-D): Der Nitratgehalt des Grünlandbodens war stets sehr gering (hier: unter 0,5 ppm), und zwischen den CO_2 -Behandlungen bestand zu keinem Zeitpunkt ein signifikanter Unterschied. Während am Ende der Untersuchungen die Netto-Nitrifikationsrate der E-Flächen signifikant erniedrigt war, waren die Nitrat-Gehalte der E-Flächen sogar geringfügig höher. Somit besitzt die "statische" Poolgröße 'Nitratgehalt' im Lindener Grünland keine große Aussagekraft bezüglich der Nitratverfügbarkeit (durch Nachlieferung aus den Nitrifikationsprozessen).

4 Diskussion

4.1 Die CO₂-Anreicherungs-Technik

In jüngster Zeit haben PINTER *et al.* (2000) eine Studie über den Effekt von Gebläsen auf das Mikroklima eines untersuchten Weizenbestandes vorgelegt. Dabei verglichen die Autoren zweierlei Behandlungen: Den 24-h-Gebläseeinsatz mit und ohne CO₂-Anreicherung ('FACE' vs. 'Blower'), sowie den Unterschied zwischen einem 24-h-Gebläseeinsatz ohne CO₂-Anreicherung und Ring-Attrappen ohne jegliches Gebläse ('Blower' vs. 'Ambient', Abb. 4.1-A), wie sie auch im Lindener Grünland verwendet werden. Wie die aus PINTER *et al.* (2000) kopierten Abbildungen zeigen, hatte der nächtliche Betrieb von Gebläsen einen starken Einfluß auf das Mikroklima:

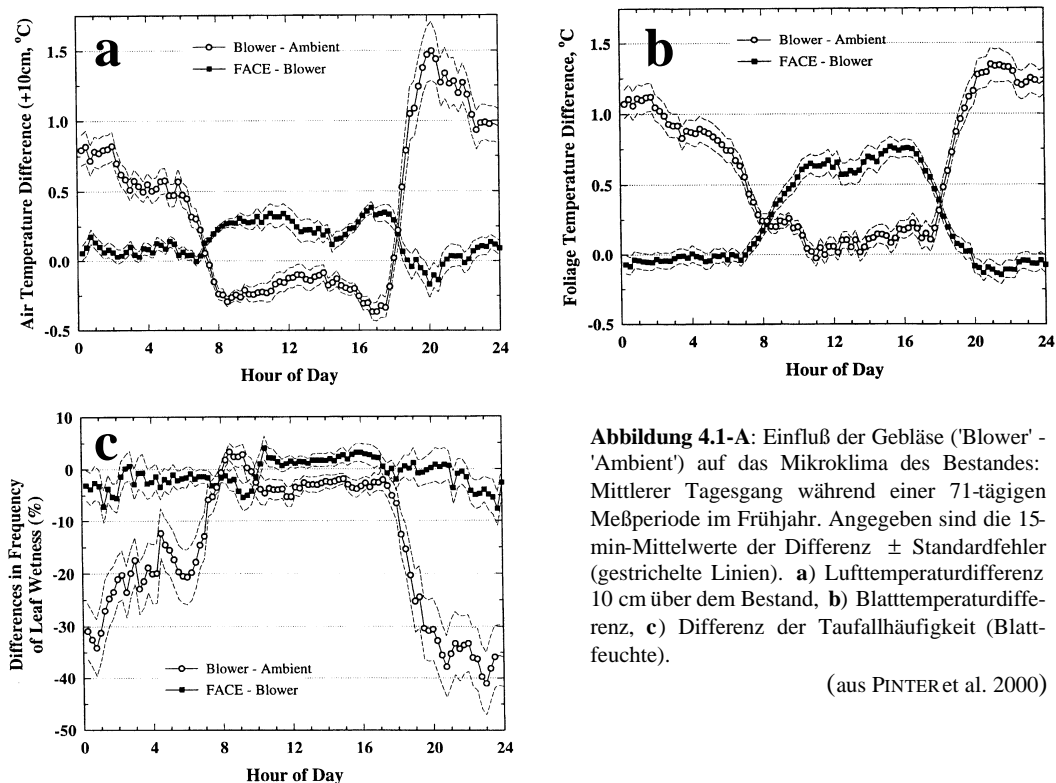


Abbildung 4.1-A: Einfluß der Gebläse ('Blower' - 'Ambient') auf das Mikroklima des Bestandes: Mittlerer Tagesgang während einer 71-tägigen Meßperiode im Frühjahr. Angegeben sind die 15-min-Mittelwerte der Differenz \pm Standardfehler (gestrichelte Linien). **a)** Lufttemperaturdifferenz 10 cm über dem Bestand, **b)** Blattemperaturdifferenz, **c)** Differenz der Taufallhäufigkeit (Blattfeuchte).

(aus PINTER *et al.* 2000)

Luft- und Blattemperaturen waren nachts auf den Flächen, in denen Gebläse liefen, im Schnitt um 0,6 bis 1 °C höher als ohne Gebläseeinsatz. Zudem waren die Häufigkeit und Dauer von Taufall (d.h. die Benetzungsdauer der Blätter) mit den Gebläsen nachts im Schnitt um 30 % reduziert. Während der Tageslichtstunden hingegen, in denen in der Regel eine wesentlich stärkere Turbulenz in der bodennahen Atmosphäre herrscht als nachts (häufig stabil geschichtete Atmosphäre), waren die Unterschiede mit und ohne Gebläse ausgesprochen gering. Da an dem von PRIOR *et al.* (1997), GARCIA *et al.* (1998) oder PINTER *et al.* (2000) beschriebenen FACE-Standort einige Zeit lang FACE-Plots

mit der 24-h-Anreicherung zusammen mit Attrappen als Kontrollplots benutzt worden waren, konnten Ergebnisse wie z.B. eine erhöhte Überlebensrate junger Maispflanzen bei Frost dem nächtlich durch das FACE-Gebläse veränderten Mikroklima zugeschrieben werden und nicht etwa einem CO₂-Effekt (PINTER *et al.* 2000).

Die Autoren führen als denkbaren Grund, um nachts überhaupt die CO₂-Anreicherung laufen zu lassen, eine mögliche Inhibierung der Respiration der grünen Biomasse durch erhöhte CO₂-Konzentrationen an (vgl. DRAKE *et al.* 1999). Wie aber PINTER *et al.* (2000) selbst erwähnen, und wie auch wir dies messen konnten (Abb. 2.4-D), sind die CO₂-Konzentrationen nachts häufig ohnehin viel höher als sie durch CO₂-Anreicherung sein würden. Somit ist davon auszugehen, daß das hier verwendete Anreicherungsprotokoll (laufende FACE-Gebläse ab 2 h nach Sonnenaufgang bis 2 h vor Sonnenuntergang, nicht "blasende" Kontrollen) das günstigste ist, um eine zielgerichtete CO₂-Erhöhung bei minimalen mikroklimatischen "Fehlern" (und bei größtmöglicher Kosten-Nutzen-Effizienz) zu erreichen.

4.2 Die oberirdische Biomasse

4.2.1 Erträge vor und nach Beginn der CO₂-Anreicherung

Vor Beginn der CO₂-Anreicherung im Lindener Grünland waren zu keinem einzelnen Erntezeitpunkt die mittleren Biomasse-Erträge der CO₂-Anreicherungsflächen (E-Flächen) signifikant höher als die der Kontrollflächen (A-Flächen); umgekehrt war dies jedoch in den Jahren 1994 und 1997 der Fall ($A > E$, jeweils September-Ernte). Im Jahresertrag bestand vor Beginn der CO₂-Anreicherung niemals ein signifikanter Unterschied zwischen den ausgewählten E- und A-Flächen, allerdings waren die A-Erträge in jedem Jahr geringfügig höher als die E-Erträge: Über die 5 Jahre der "Vorlaufperiode" von 1993 bis 1997 betrug die Differenz im Mittel 3,3 %. Mit Beginn der CO₂-Anreicherung im Mai/Juni 1998 kehrte sich dieses Verhältnis zum ersten Male um, und die E-Flächen wiesen 1998 einen (nicht-signifikant) um 1,2 % höheren Jahresertrag auf. Erst nach 1½ Jahren der CO₂-Anreicherung war der E-Zuwachs signifikant größer (September-Ernte 1999). Er blieb es auch in den folgenden beiden Ernten des Jahres 2000, so daß das dritte Jahr der CO₂-Anreicherung erstmalig eine hochsignifikant größere Erntebiomasse der E-Flächen – unabhängig vom Bodenfeuchte-Level – erbrachte. Dieser Zuwachs gegenüber den Kontrollflächen betrug nahezu 10 %, bei einem CO₂-Anreicherungslevel von nur 20 % gegenüber dem aktuellen CO₂-Gehalt der Atmosphäre. Der Trend eines kontinuierlichen Zuwachses der E-Biomasse verglichen mit dem zugehörigen A-Ertrag erstreckte sich auf alle drei Ringpaare gleichermaßen, wenn auch der Entwicklungsverlauf in den drei Ringpaaren nicht absolut identisch war. Einzige Ausnahme von einem konstanten Zuwachs unter CO₂-Anreicherung stellte Ringpaar 1 dar; hier war in beiden Ringen, E1 und A1, der Biomasseertrag bei der ersten Ernte 1999 ungewöhnlich niedrig (wofür es keine

Erklärung gab). Die zweifaktorielle ANOVA wies für beide Ernten 2000 (sowie für den Gesamtertrag) einen signifikanten CO₂-Effekt aus, ohne Interaktion mit der Lage auf dem Versuchsfeld (d.h. dem Bodenfeuchtegradienten).

Generell berichten auch andere Untersuchungen von einer Erhöhung des oberirdischen Biomassezuwachses einer Pflanzengemeinschaft unter erhöhtem CO₂. So fanden z.B. OWENSBY *et al.* (1999) in der 8-jährigen Hochgras-Prärie-Studie in Jahren mit relativ geringen Niederschlägen signifikante Biomassezuwächse, zum ersten Male bereits 1989, dem Jahr, in dem die OTC-Studie begonnen wurde. Die Biomasse-Erträge lagen in der Hochgras-Prärie mit bis zu 1000 g m⁻² in ertragreichen Jahren (Peakbiomasse, OWENSBY *et al.* 1999) in der gleichen Größenordnung wie die des Lindener Grünlands.

Im dritten Jahr der CO₂-Anreicherung war im kalifornischen anuellen Sandstein-Grasland die oberirdische Biomasse ebenfalls deutlich größer unter erhöhtem CO₂, während im nährstoffarmen Serpentin-Grasland oberirdisch nur sehr geringe Zuwächse zu verzeichnen waren – größer waren hier die unterirdischen Zuwächse (HUNGATE *et al.* 1997a). Die Autoren geben die oberirdische Biomasse in g Kohlenstoff an; multipliziert man diese Angabe mit einem Faktor von 2 (grob geschätzt: 50 % C-Anteil an der Trockensubstanz), lagen die Sandstein-Grasland-Erträge bei etwa 200 und 300 g m⁻² unter aktuellem und erhöhtem CO₂, und die des Serpentin-Graslands in beiden CO₂-Behandlungen unter 100 g m⁻². Beide CO₂-Behandlungen mit dem gleichen Faktor zu multiplizieren stellt eher eine konservative Abschätzung bezüglich des CO₂-Effekts dar, da der Anteil C-haltiger nicht-struktureller Kohlenhydrate (TNC, *total non-structural carbohydrates*) unter erhöhtem CO₂ i.d.R. ansteigt (vgl. 1.3.1). Die Erträge (bzw. hier Peakbiomasse, da es sich nicht um Wirtschaftsgrünland handelte), waren also in diesem Ökosystem 5- bis 10-mal geringer als im Lindener Grünland.

ARP *et al.* (1993) und DRAKE *et al.* (1996) berichten von deutlich erhöhter oberirdischer Biomasse bzw. pro Grundfläche gesteigerter Netto-Ökosystem-Produktion und Sproßanzahlen in der Salzmarsch, was nach Angaben der Autoren einen höheren LAI bedeutete. Den CO₂-Flußmessungen von DRAKE *et al.* (1996) zufolge war die Netto-Ökosystem-Produktion (NEP) in den Jahren 1993 und 1994 (d.h. nach 6 bzw. 7 Jahren der CO₂-Anreicherung) um 59 % und 50 % erhöht (vgl. hierzu Fußnote 3 in 4.3).

HEBEISEN *et al.* (1997) fanden in einer drei Jahre andauernden FACE-Studie im Intensivgrünland in der Schweiz vor allem in den ersten beiden Jahren eine deutlich erhöhte Biomasse unter erhöhtem CO₂: Die N₂-fixierende Art *Trifolium repens* (in Monokultur) zeigte in den ersten beiden Jahren einen Zuwachs um etwa 20 %, unabhängig von Dünge- und Schnittbehandlung. Im dritten Jahr betrug die CO₂-Antwort für diese Art jedoch nur noch 11 %; *Lolium perenne*-Monokulturen zeigten geringere Zuwächse von im Schnitt 7 % in den drei Versuchsjahren (HEBEISEN *et al.* 1997). In der gleiche FACE-Anlage exponierten WARWICK *et al.* (1998) angesäte Soden (*turves*) aus 7 verschiedenen Kalkgrasland-Arten (2 davon N₂-fixierend). Diese Modell-Ökosysteme zeigten unter erhöhtem CO₂ in den letzten beiden Ernten des Experiments (6 Ernten über 2 Jahre) eine um 36 % signifikant größere oberirdische Biomasse.

In stärker nährstofflimitierten Ökosystemen wurden dagegen häufig keine oberirdischen Biomassezuwächse festgestellt (Bsp. KÖRNER & ARNONE 1992 in einem artifiziiellen tropischen Ökosystem; SCHÄPPI 1996 in silikatischen alpinen *Carex curvula*-Rasen). Dabei sind, sofern diese mit erfaßt wurden, die unterirdischen Zuwächse prozentual i.d.R. höher als die oberirdischen (Bsp. HUNGATE *et al.* 1997a; WARWICK *et al.* 1998; WILLIAMS *et al.* 2000).

Die in dieser Untersuchung festgestellte verzögerte Ausprägung des oberirdischen Biomassezuwachses (erst nach 1,5 Jahren bei Betrachtung der Einzelernten, bzw. in der dritten Vegetationsperiode bei Betrachtung des Gesamtertrags) wurde ansonsten nur in Studien gefunden, in denen sich ein (Modell-)Ökosystem wie z.B. Kalkgrasland erst etablieren mußte (Bsp. WARWICK *et al.* 1998: 7 ausgewählte Arten angesät; STÖCKLIN *et al.* 1998: Grasland-Monolithen ins Gewächshaus gebracht und unter feuchteren als Feldbedingungen kultiviert). Nährstoffreichere, "gewachsene" bzw. reife Ökosysteme, die einer *ad-hoc* Verdoppelung der CO₂-Konzentrationen ausgesetzt wurden, zeigten den oberirdischen Zuwachs normalerweise sofort (Bsp. ARP *et al.* 1993; ROSS *et al.* 1996; HEBEISEN *et al.* 1997; OWENSBY *et al.* 1999). Dabei war die CO₂-Förderung in der ersten Vegetationsperiode oft sogar am stärksten ausgeprägt und im zweiten oder dritten Jahr geringer (Bsp. LIN *et al.* 2001, Modell-Waldökosystem; MEIER & FUHRER 1997, Grasland-Mikrokosmen; HEBEISEN *et al.* 1997, Intensivgrünland im Swiss FACE). Dies führt zu der Frage, ob es sich im Lindener Grünland um eine echte stetige Entwicklung hin zu der positiven Biomasseantwort handelte, wie die Betrachtung der Entwicklung der einzelnen Ringpaare nahe legt; Oder vielleicht doch eher um eine "glückliche Kombination der klimatischen Umstände", vergleichbar den Untersuchungen in der Hochgrasprairie, die nur in niederschlagsarmen Jahren CO₂-induzierte Zuwächse zeigte (OWENSBY *et al.* 1999).

Es wäre möglich, daß die positive Reaktion der oberirdischen Biomasse im September 1999 durch einen etwas verminderten Wasserverbrauch gefördert worden sein könnte, wie dies in zumindest zeitweilig wasserlimitierten Grasland-Ökosystemen schon häufiger gezeigt werden konnte (OWENSBY *et al.* 1993; BREMER *et al.* 1996; KNAPP *et al.* 1996; OWENSBY *et al.* 1997; FIELD *et al.* 1997; VOLK *et al.* 2000). Die Bodenfeuchte ging tatsächlich im Spätsommer 1999 auf den CO₂-Anreicherungsflächen weniger stark zurück als auf den A-Flächen, verglichen mit dem Vorjahreszeitraum 1998. Ein zusätzliches Indiz könnte der im Spätsommer 1999 etwas höhere LAI auf den E-Flächen gewesen sein; es hatte zudem den Anschein, daß sich auf den E-Flächen die Spreiten einiger Gräser wie *Festuca* nicht so stark (gegen Wasserverlust) einrollten (eigene Beobachtung). Im Jahr 2000 wiederum könnten die ungewöhnlich hohen Frühjahrstemperaturen fördernd gewirkt haben: DAHLMAN (1993) beschreibt in seinem Überblick über zahlreiche CO₂-Studien, daß bei steigenden Temperaturen der fördernde Effekt von erhöhtem CO₂ auf die Biomassenerträge zunimmt. Der Spätsommer 2000 hingegen war feuchter als im Durchschnitt und nicht ungewöhnlich warm – hier läßt sich bei besten Willen keine "CO₂-Spezialsituation" beschreiben, ohne die möglicherweise keine Förderung der oberirdischen Biomasse eingetreten wäre. Diese Ausführun-

gen zeigen, daß es sich um eine langsame, aber stetige Verschiebung in der Ökosystem-Antwort nach Beginn der CO₂-Anreicherung gehandelt haben muß. Die Biomasse-Reaktion auf die moderate Freiland-CO₂-Anreicherung im Lindener Grünland nahm einen völlig anderen Verlauf, als sie üblicherweise bei einer *ad-hoc* Verdoppelung der CO₂-Konzentration beschrieben wird (starke Antwort im ersten Jahr mit Abschwächung in den Folgejahren, s.o.). Es stellt sich daher gerade bei einer üblichen Verdoppelung der CO₂-Konzentrationen bei Untersuchungen in Vielartensystemen die Frage, wie aussagekräftig die in den ersten Jahren gewonnenen Erkenntnisse sind, und inwieweit sie sich extrapolieren lassen.

Wie bereits angesprochen, konnte in anderen Untersuchungen der Biomassezuwachs häufig mit einer Erhöhung des Bodenwassergehalts unter erhöhtem CO₂ in Verbindung gebracht werden. So berichten beispielsweise OWENSBY *et al.* (1999) in einem Überblick über 8 Jahre ihres OTC-Experiments (*tallgrass prairie*), daß vor allem in eher trockenen Jahren aufgrund des verbesserten Wasserhaushalts signifikante Biomassezuwächse erzielt wurden; wenn es "feucht genug" war, gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen den CO₂-Behandlungen im N-limitierten Ökosystem Hochgras-Prärie. Auch VOLK *et al.* (2000) konnten die CO₂-gesteigerten Erträge ihrer unterschiedlich bewässerten Kalkgrasland-Modellökosysteme vor allem auf den verbesserten Wasserhaushalt zurückführen. Im Lindener FACE-Experiment hingegen konnte mit den TDR-Sensor-Messungen kein entsprechender langfristiger Trend im Bodenwassergehalt detektiert werden. Zudem waren die einzelnen Trends in den verschiedenen Ringpaaren nicht einheitlich. Die in allen Ringpaaren gleich gerichteten Trends in der Bodentemperatur, eine Abnahme der E verglichen mit der A-Temperatur in 10 und 20 cm Tiefe, könnte auf einen leichten Anstieg der Bodenfeuchte in diesen Tiefen hindeuten. Da dieser Trend in allen drei Ringpaaren in den obersten 5 cm des Bodens wesentlich schwächer ausgeprägt bzw. nicht existent war, könnten die Bodenfeuchte-Änderungen unterhalb von 5 bis 10 cm eingetreten sein – was durch die TDR-Sensoren, die über die obersten 15 cm integrierend messen, möglicherweise nicht erfaßt werden konnte.

Aber selbst wenn es tatsächlich eine Zunahme der Bodenfeuchte unter erhöhtem CO₂ in größerer Tiefe gegeben haben sollte – es ist fraglich, ob diese Änderung groß genug war, um die beobachteten Biomasse-Zuwächse auslösen zu können. Das untersuchte Ökosystem ist als Feuchtgrünland weniger stark durch die Wasserversorgung limitiert als z.B. das 8 Jahre unter erhöhtem CO₂ untersuchte Prärie-Ökosystem (OWENSBY *et al.* 1993; OWENSBY *et al.* 1999), in dem v.a. in trockenen Jahren eine relativ deutliche Erhöhung der Bodenfeuchte unter erhöhtem CO₂ eintrat. Auch das alpine Grasland auf Kalkboden (VOLK *et al.* 2000) ist schlecht mit dem tiefgründigen, tonhaltigen Lindener Grünland vergleichbar. Zudem erfolgte der Zuwachs im Spätsommer 2000, bei im Vergleich zu den Vorjahren ungewöhnlich hoher Bodenfeuchte, die zudem auf den E- und A-Flächen nahezu identisch war. Daher kann ein möglicher CO₂-Effekt auf die WUE des untersuchten Grünlands nicht allein für die Ertragssteigerungen verantwortlich gewesen sein.

Im untersuchten Grünland bedeutet die im FACE-Experiment verwendete N-Düngung von $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ eine suboptimale N-Versorgung im Hinblick auf den Ertrag, der bei einer Düngerapplikation von etwa $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sein Optimum erreicht (GRÜNHAGE *et al.* 1996). Einer der häufigsten Befunde unter erhöhtem CO_2 ist eine Verbesserung der Nährstoff- (v.a. Stickstoff-)Effizienz: Mit weniger N kann mehr Biomasse aufgebaut werden (Bsp. FANGMEIER *et al.* 1997; NIKLAUS *et al.* 1998a; Literatur im *review* von KÖRNER 2000; vgl. 1.3.1). Es ist wahrscheinlich, daß diese häufig beobachtete Verschiebung im C/N-Verhältnis unter erhöhtem CO_2 auch im Lindener Grünland eingetreten ist, und die Biomasse-Zuwächse somit mit einer erhöhten NUE gekoppelt waren. Kürzlich konnten HU *et al.* (2001) zeigen, daß Pflanzen unter erhöhtem CO_2 sehr effektiv um verfügbaren Stickstoff konkurrieren können. In dieser und auch anderen längerfristigen Studien blieb die gesamte in der pflanzlichen Biomasse gebundene N-Menge bei gleichzeitigem Biomasse-Zuwachs (unter- und oberirdisch; JASTROW *et al.* 2000) unverändert. Die derzeit im Institut für Pflanzenökologie laufenden C-N-Analysen des gesamten geernteten Pflanzenmaterials des Gießen-FACE sowie evtl. Isotopen-Analysen (^{13}C) sollen diese Fragen beantworten.

Die prozentuale Erhöhung des Biomassezuwachses war mit 10 % (im dritten Jahr) erstaunlich hoch bei vergleichsweise geringer CO_2 -Anreicherung. In einem Überblick über Grasland- CO_2 -Studien an intakten Vegetationsdecken (*grassland swards*) geben MOONEY *et al.* (1999) eine durchschnittliche Steigerung von 16 % (Spielraum: -20 % bis +85 %, $n = 28^1$) an, bei der "üblichen" Verdoppelung der aktuellen oder präindustriellen CO_2 -Konzentration. Werden die gedüngten Grasländer ausgenommen, beträgt der mittlere Biomassezuwachs nur 10 % (KÖRNER 2000). Wenn in Betracht gezogen wird, daß vor Beginn des CO_2 -Experiments im Lindener Grünland die Kontrollflächen tendenziell den größeren Ertrag aufwiesen (in den 5 Jahren vor Beginn im Mittel um 3,3 %), dann überrascht die Höhe der Antwort der oberirdischen Netto-Ökosystem-Primärproduktion bei der vergleichsweise geringen CO_2 -Erhöhung von 20 %. Da die CO_2 -Antwort der unterirdischen Biomasse i.d.R. eher höher ist als die der oberirdischen (vgl. 1.3.1), wird der gesamte prozentuale Netto-Ökosystem-Produktionszuwachs sehr wahrscheinlich noch größer gewesen sein.

Dies läßt die Spekulation zu, daß wir es auf Ökosystem-Ebene möglicherweise schon in den nächsten 50 bis 150 Jahren (bei entsprechenden atmosphärischen CO_2 -Konzentrationen) mit einer CO_2 -Sättigung der Netto-Ökosystem-Produktions-Antwort zu tun haben könnten, wie dies OVERDIECK & FORSTREUTER (1991) an Klee-Gesellschaften zeigen konnten. Mit anderen Worten, in einer Welt, in der die CO_2 -Konzentration immer weiter ansteigt, wären die Ökosysteme immer weniger in der Lage, diesen Anstieg abzufangen, indem sie ihn mit einer Steigerung der NEP und der C-Festlegung im Boden beantworten (und dies nicht nur, weil immer mehr Ökosysteme, die dazu in der Lage sein könnten, zerstört oder in ihrer Funktion beeinträchtigt werden, vgl.

¹ Obige Angaben: Gemittelt über untersuchte Systeme und Untersuchungsjahre; zugrunde lagen insgesamt 9 Studien. Bei $n = 9$: mittlere Steigerung 14 % (MOONEY *et al.* 1999).

KÖRNER 2000). Möglicherweise befinden wir uns bereits heute im Bereich der stärksten NEP-Antwort auf die derzeitigen CO₂-Konzentrationen, oder wir werden uns in den nächsten 20 bis 30 Jahren in diesem Bereich befinden (wie er im Gießener FACE-Experiment simuliert wird). Näherer Aufschluß ist hier über weitere FACE- oder OTC-Experimente in natürlichen oder naturnahen Graslandsystemen mit ebenfalls moderaten CO₂-Erhöhungen zu erwarten, die in den letzten Jahren weltweit angelaufen sind (vgl. Übersicht bei HEINZ 2000). Wenn sich diese Vermutung jedoch bewahrheiten sollte, dann wäre die C-Speicherung des "missing carbon" in vielen Modellen des globalen Kohlenstoffkreislaufs zu hoch angesetzt (vgl. KÖRNER 2000). Der real zu erwartende CO₂-Konzentrationsanstieg in der Atmosphäre verlief dann möglicherweise sehr bald schon schneller als bislang angenommen.

4.2.2 Die Entwicklung der funktionellen Gruppen

In der Zusammensetzung der oberirdischen Biomasse aus den funktionellen Gruppen Gräser, Kräuter und Leguminosen trat in den 4 Jahren, in denen bei der Ernte zwischen den funktionellen Gruppen differenziert wurde (1997 bis 2000), keine eindeutige, signifikante Änderung unter erhöhtem CO₂ ein. Der Anteil der Gräser betrug stets etwa 80 %, der Anteil der Kräuter (einschließlich Leguminosen) in etwa 20 %. Über das gesamte Versuchsgelände gesehen nahm der Kräuteranteil von 1997 bis 2000 leicht zu, und zwar auf den Flächen unter erhöhtem CO₂ etwas rascher als auf den Kontrollflächen. Im Jahr 1997 war der Unterschied im Kräutrertrag noch signifikant (A > E), im Jahr 2000 nicht mehr. Die leichte Zunahme der Kräuterbiomasse in beiden CO₂-Behandlungen könnte auf eine "Aushagerung" der Flächen zurückzuführen sein, da diese bis einschließlich 1995 noch mit 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gedüngt worden waren. Wie von GIANNAKI (1999) und JANZE (1996) beschrieben, steigt im Lindener Grünland mit abnehmender Düngung generell der Kräuteranteil. Unter erhöhtem CO₂ war es aber v.a. die größere Gräsermasse (mit einem 80 %igen Anteil am Gesamtertrag), dem der insgesamt signifikante Biomassezuwachs unter erhöhtem CO₂ zu verdanken war. Da auch der Kräuteranteil einen Zuwachs unter erhöhtem CO₂ zeigte, hat sich das Verhältnis zwischen Gräsern und Kräutern bisher durch die CO₂-Anreicherung nicht signifikant verschoben.

LÜSCHER *et al.* (1998) untersuchten in einem 3 Jahre dauernden FACE-Experiment (Swiss FACE) *Lolium-perenne*-Vegetationsdecken, in die 11 verschiedene andere Grünlandarten eingesetzt worden waren (mit *Lolium perenne* insgesamt 7 Grasarten, 3 krautige Arten und 2 Leguminosen). Das Grünland wurde 3 mal pro Jahr geschnitten, mit 140 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gedüngt und war gut mit K und P versorgt. Den schwächsten Zuwachs unter erhöhtem CO₂ zeigten die Gräser, eine mittlere CO₂-Antwort die Kräuter, und die Leguminosen wiesen bei der guten P-Versorgung (wie häufig festgestellt, vgl. 1.3.1) die stärkste CO₂-Antwort auf (LÜSCHER *et al.* 1998). Die Autoren berichten weiterhin, daß die Zuwächse bei den Kräutern unter CO₂-Anreicherung

fortdauerten, während bei den Leguminosen im ersten Jahr ein großer Zuwachs erzielt wurde, der im zweiten Jahr geringer ausfiel. (Interessanterweise fanden die Autoren bei diesem *in-situ*-Experiment keine genotypischen Unterschiede innerhalb der verschiedenen Arten in ihrer Antwort auf erhöhtes CO₂.) LÜSCHER *et al.* (1998) stellten in der CO₂-Reaktion auch kaum einen Unterschied zwischen den einzelnen Arten fest, vielmehr reagierten die funktionellen Gruppen Gräser, Kräuter und Leguminosen (wie sie auch im Gießen-FACE-Experiment differenziert werden) unterschiedlich. Die Autoren nehmen an, daß die schwächere Antwort der Nicht-N₂-fixierenden Arten (Gräser und Kräuter) durch eine *sink*-Limitation für den zusätzlich gewonnenen Kohlenstoff bedingt sein könnte (Akkumulation von TNC in den Blättern von *Lolium perenne*, vgl. HEBEISEN *et al.* 1997). Sie beschreiben die Gräser und Kräuter ihres Versuchs als N-limitiert und daher weniger in der Lage, den zusätzlich fixierten Kohlenstoff (für *sinks*) zu nutzen. Wurde mehr gedüngt, fiel die CO₂-Antwort der Gräser und Kräuter wesentlich stärker aus (HEBEISEN *et al.* 1997). Eine N-Limitierung trifft auf die nur mit 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gedüngten Fläche des Lindener Grünlands auf jeden Fall zu (vgl. GRÜNHAGE *et al.* 1996), so daß auch hier eine *sink*-Limitation eingetreten sein könnte. Das im dritten Jahr der CO₂-Anreicherung angestiegene Blattflächengewicht (Hartlaubigkeit) könnte möglicherweise auf die Akkumulation von TNC zurückzuführen sein (siehe 4.2.3). Daher wäre es möglich, daß die Entwicklung zugunsten der Kräuter im Lindener Grünland nach 3 Jahren der CO₂-Anreicherung aufgrund der stärkeren N-Limitierung (und natürlich aufgrund der geringeren CO₂-Anreicherungs Höhe) nicht so deutlich ausfiel wie im Swiss FACE-Experiment von LÜSCHER *et al.* 1998). In einem *review* über den aktuellen Wissensstand der CO₂-Forschung merkt KÖRNER 2000) an: "*It is possibly one of the greatest frustrations of researchers in recent years that no reliable functional groups with respect to CO₂ responsiveness could be identified. Even among quite-obvious groups such as C₃ and C₄ species, legumes and non-legumes, or evergreen and deciduous species, trends are inconsistent and surprises likely.*" Wahrscheinlich zeigen sich nur deswegen gewisse Parallelen zwischen der Swiss FACE-Studie und der im Lindener Grünland, weil die Arten und deren Ökophysiologie sehr ähnlich (und zum Teil identisch) sind. Generell ist die CO₂-Reaktion, wie es an verschiedensten Ökosystemen und untersuchten Parametern immer wieder gezeigt werden konnte, sehr stark artabhängig (Bsp. HUNGATE *et al.* 1996 und FRANCK *et al.* 1997 im kalifornischen Grasland; KEMP *et al.* 1994 in der Hochgras-Prärie; SMITH *et al.* 2000 in einem Wüstenökosystem). Möglicherweise muß die Betrachtung eher dahin gehen, nach den limitierenden Faktoren in einem Ökosystem zu suchen und die Pflanzen nach ihrer Art, mit diesen Faktoren umzugehen, zu gruppieren. So benutzten in der oben geschilderten Swiss FACE-Studie LÜSCHER *et al.* (1998) den Parameter "*sink*-Limitierung", um ihre Gruppierung in Gräser, Kräuter und Leguminosen zu beschreiben (die von den Autoren verwendeten Kräuter besaßen alle ausgeprägte Rhizome). Es bleibt abzuwarten, ob die Kräuter im Lindener Grünland einen weiteren, eventuell deutlicheren Zuwachs unter erhöhtem CO₂ erfahren werden.

Möglicherweise sollte zusätzlich zwischen Arten mit und ohne starke Speicherorgane oder anderen C-Senken (z.B. starke Mycorrhizierung) unterschieden werden.

Bezüglich des Leguminosenanteils war im Mittel keine Förderung dieser N₂-fixierenden Arten unter erhöhtem CO₂ festzustellen. In den einzelnen Ringpaaren existierte keinerlei gleichgerichteter Trend zugunsten oder zuungunsten der Leguminosen unter CO₂-Anreicherung. Generell war der Leguminosenanteil in allen CO₂-Ringen stets sehr gering und lag in der Regel unter 1 %. Eine Ausnahme stellte der Ring A2 dar, auf dem der Leguminosenanteil bis 2000 zunahm und schließlich 2,5 % erreichte. Durch A2 zeigten die Kontrollflächen im Mittel einen Zuwachs der Leguminosen-Biomasse von 1997 bis 2000. Die übrigen 5 Ringe behielten ihren prozentualen (und auch absoluten) Leguminosenanteil in etwa bei, so daß für die CO₂-Anreicherungsflächen keine Zuwächse resultierten. In zahlreichen Studien (v.a. im Rahmen des Swiss FACE-Experiments) wurden N₂-fixierende Arten des Kalkgraslands oder Klee-Grasgemische des Intensivgrünlands untersucht (Bsp. ZANETTI *et al.* 1996; HEBEISEN *et al.* 1997; STÖCKLIN *et al.* 1998; HARTWIG *et al.* 2000). Wenn nicht Phosphor, sondern Stickstoff das Pflanzen- bzw. Leguminosenwachstum limitierte, besaßen die N₂-Fixierer einen Konkurrenzvorteil gegenüber den nicht-fixierenden Arten (vgl. 1.3). Allerdings war der Leguminosenanteil in allen diesen Untersuchungen wesentlich höher als im Lindener Grünland. Wahrscheinlich ist er im Gießen-FACE-Experiment schlicht zu gering, als das sich (selbst bei CO₂-Förderung) einzelne Leguminosen-Individuen im etablierten, dicht geschlossenen Bestand innerhalb einer so kurzen Zeit hätten durchsetzen und Zuwächse zeigen können. Die Zunahme auf A2 könnte bedeuten, daß die Leguminosen eine kritische Masse bzw. Dichte erreichen müssen, bevor sie sich stärker auszubreiten beginnen. Möglicherweise wurde dieser kritische Punkt im Ring A2 zufällig rascher erreicht als in den anderen Ringen. Im Zuge der wahrscheinlich stattfindenden leichten Aushagerung der Flächen sollten die Leguminosenanteile, wie auch die der übrigen Kräuter, ganz allmählich zunehmen. Insgesamt können noch keine eindeutigen Aussagen zur Förderung einzelner funktioneller Gruppen durch erhöhtes CO₂ im Gießener FACE-Experiment getroffen werden.

4.2.3 Blattflächenindex (LAI) und Blattflächengewicht

In der Blattfläche (*leaf area index*, LAI), bezogen auf die Grundfläche, ergaben sich keine Zuwächse unter erhöhtem CO₂; dies galt für alle drei Ringpaare. Bisweilen besaß kurz vor einer Ernte ein E-Ring einen geringfügig höheren LAI, bei der nächsten Ernte war es dann unter Umständen der A-Ring. Hier bestand kein klarer CO₂-Trend seit Beginn der CO₂-Anreicherung. Gemittelt waren die gemessenen LAI-Werte (E versus A) fast identisch, mit Ausnahme des Spätsommers 1999, als alle drei E-Flächen einen geringfügig höheren LAI aufwiesen als die zugehörigen A-Flächen (vgl. weiter unten). Die maximal erreichten LAI-Werte waren verhältnismäßig hoch, verglichen z.B. mit

dem ebenfalls relativ produktiven Hochgras-Prärie-Ökosystem (OWENSBY *et al.* 1999). So wurde im Lindener Grünland in den einzelnen Ringen kurz vor der ersten Ernte häufig ein LAI von 7 gemessen. Generell existiert ein optimaler LAI für die Beziehung zwischen der Produktionsleistung eines Bestandes und der Höhe des LAI-Werts. Wenn sich die Blätter zu stark gegenseitig beschatten, erbringt dies keine zusätzlichen Erträge mehr. LARCHER (1994) gibt diesen Punkt für Grasbestände mit einem LAI von 8 bis 10 an. Im Lindener Grünland begann aber der Bestand ab einem LAI von 7 in der Regel umzukippen und an der Basis zu faulen, d.h. bis zu einem LAI von 7 erfolgten im Lindener Grünland noch Zuwächse im Bestand, wie die sehr gute Korrelation zwischen Erntebiomassen und LAI-Werten (kurz vor den Ernten) zeigte. Da also auch ohne CO₂-Applikation bereits die größtmöglichen LAI-Werte erreicht wurden, wäre eine Steigerung unter erhöhtem CO₂ auch nicht zu erwarten gewesen.

Wenn in anderen Studien Zuwächse des LAI festgestellt wurden, so handelte es sich häufig um Einzelpflanzen-Untersuchungen (z.B. Literaturüberblick von PRITCHARD *et al.* 1999; NORBY 1987, an N₂-fixierenden Baumsämlingen) oder Untersuchungen an natürlichen, nicht-geschlossenen Beständen (Bsp. SMITH *et al.* 2000, Wüstenökosystem, oder FIELD *et al.* 1997, kalifornisches einjähriges Sandsteingrasland). In den beiden letztgenannten Untersuchungen wurden nur Angaben zur oberirdischen Biomasse gemacht; diese zeigte aber sehr große Zuwächse unter erhöhtem CO₂, d.h. deutlich erhöhte LAI-Werte (nach Angaben der Autoren). Oder aber es wurden Systeme untersucht, in denen sich ein geschlossener Bestand erst noch etablieren mußte (Bsp. VOLK *et al.* 2000, zwei in Containern gepflanzte Kalkgrasland-Gräser). Solche offenen Systeme oder Topfexperimente lassen einen seitlichen Lichteinfall zu (und damit auch das Wachstum in diese Richtung), was in einem geschlossenen Bestand nicht gegeben ist. KÖRNER (1996) stellte in einem *review* fest, daß häufig fälschlicherweise die Annahme getroffen würde, der LAI würde unter erhöhtem CO₂ auch in geschlossenen, etablierten Beständen zunehmen. Der Autor zieht aus einem Literaturüberblick den Schluß, daß gerade in geschlossenen Beständen (oder unter Versuchsbedingungen, bei denen schließlich ein konstanter LAI erreicht wird) der LAI durch erhöhtes CO₂ keine Förderung erfährt oder sogar leicht abnimmt. (In Waldökosystemen unter erhöhtem CO₂ wurde sogar eine deutliche Reduktion des LAI nachgewiesen, z.B. in Italien in einem *Quercus ilex*-Wald nahe einer CO₂-Quelle, KÖRNER 2000). Der Autor beschreibt dieses Phänomen in seinem *review* als eine allometrische Anpassung der Kohlenstoffpartitionierung an erhöhtes CO₂ bei Bäumen, und fand dies auch in eigenen Untersuchungen (KÖRNER 2000).

In anderen Studien an geschlossenen, etablierten Graslandbeständen wurden in der Tat oft keine oder nur geringe LAI-Zuwächse gefunden (Bsp. OECHEL *et al.* 1991 in einem Tundra-Ökosystem; NIKLAUS *et al.* 1998b in Kalkgrasland; SCHÄPPI & KÖRNER 1995 in alpinem Grasland; ARNONE & KÖRNER 1995 und KÖRNER & ARNONE 1992 an tropischen Modell-Ökosystemen; BREMER *et al.* 1996 in der Hochgras-Prärie).

Es gibt jedoch aus der Hochgras-Prärie auch gegenteilige Befunde: Über die gesamte Dauer CO₂-Anreicherungs-Experiments in diesem Ökosystem von 8 Jahren war der LAI zum Zeitpunkt größter stehender Biomasse v.a. in den trockeneren Jahren signifikant größer unter erhöhtem CO₂ (OWENSBY *et al.* 1999). Dabei wurde aber nur zu einem Zeitpunkt (unter CO₂-Anreicherung) ein LAI-Wert von 6 erreicht, wie er im Lindener Grünland kurz vor der ersten Ernte typisch ist. Ansonsten bewegte sich der LAI in der Hochgrasprärie zwischen 3 und 5 zum Zeitpunkt der größten stehenden Biomasse (OWENSBY *et al.* 1999, Werte aus Graphik abgelesen).

Vergleicht man diese Ergebnisse mit den im Lindener Grünland gemessenen LAI-Werten, sind folgende Schlüsse möglich: Erstens, daß bislang eventuell im Lindener Grünland noch keine Klimabedingungen aufgetreten sind, unter denen der LAI unter erhöhtem CO₂ signifikante Zuwächse hätte zeigen können, da der maximale LAI ohnehin schon erreicht war, d.h. Zuwächse könnten allenfalls vor der zweiten Ernte auftreten (d.h. wenn der LAI weit unter 7 liegt). Im September 1999 deutete sich so eine Situation erstmalig an, als kurz vor der zweiten Ernte alle E-Ringe geringfügig höhere LAI-Werte aufwiesen als die zugehörigen A-Ringe. Dies könnte jedoch auch darauf zurückzuführen gewesen sein, daß die Spreiten von Gräsern in den A-Ringen z.T. stärker eingerollt waren (v.a. in A1 und A3, eigene Beobachtungen). Der etwas höhere LAI wäre dann ohne das Wassersättigungsdefizit nicht wirklich größer gewesen. Die höheren Biomassewerte im September 1999 sind hier ein mögliches Gegenargument; diese könnten aber auch schlicht auf einen höheren TNC-Gehalt zurückzuführen gewesen sein (vgl. weiter unten). Die zweite Folgerung aus dem Vergleich der Ergebnisse aus der Hochgras-Prärie von OWENSBY *et al.* (1999) und dem Lindener Grünland könnte sein, daß Zuwächse im LAI unter erhöhtem CO₂ möglicherweise nur dann auftreten, wenn der LAI eines Ökosystem-Bestandes unterhalb des optimalen Werts (Beziehung zwischen Lichtinterzeption und Biomasseproduktion) liegt, weil der LAI-Zuwachs durch andere Faktoren begrenzt wird (im Fall der Hochgras-Prärie durch die Bodenwasserverhältnisse, die sich unter erhöhtem CO₂ verbesserten). Im Lindener Grünland war eher Stickstoff und nicht Wasser der limitierende Faktor, wie der nicht-erkennbare CO₂-Einfluß auf den Bodenwassergehalt unterstreicht.

Über die drei Jahre der CO₂-Anreicherung (1998 bis 2000) stieg das Blattflächengewicht unter erhöhtem CO₂ sowohl auf den A wie auch auf den E-Flächen an – höchstwahrscheinlich als langfristige Folge der verringerten Düngungsintensität nach 1995 (vgl. 4.2.2). Während aber die Hartlaubigkeit auf den A-Flächen von 1999 auf 2000 weniger stark zunahm als von 1998 auf 1999, hielt der Trend bei den E-Flächen an, so daß die Biomasse unter erhöhtem CO₂ im Jahr 2000 ein deutlich größeres Blattflächengewicht aufwies. Da die oberirdischen Biomassezuwächse in der dritten Vegetationsperiode unter erhöhtem CO₂ im Lindener Grünland nicht von einem LAI-Zuwachs begleitet wurden, stieg das Blattflächengewicht in diesem Jahr um 7,7 bzw. 8,3 % in der ersten und zweiten Ernte über das der Kontrollflächen an.

Ein größeres Blattflächengewicht wurde auch in zahlreichen anderen Studien an Pflanzen unter erhöhtem CO₂ gefunden, selbst wenn keinerlei Nährstofflimitierung herrschte: So fanden beispielsweise ROUMET *et al.* (1996) bei Anzucht von 11 mediterranen Grasarten (in hydroponischen nährstoffreichen Medien) unter erhöhtem CO₂ eine im Mittel 8,1 % verringerte spezifische Blattfläche (Fläche pro Gewicht, m² kg⁻¹), d.h. ein gesteigertes Blattflächengewicht. Die Steigerung lag bei dieser Studie in der gleichen Größenordnung wie die im Lindner Grünland im dritten Jahr der CO₂-Anreicherung. Ebenso nahm bei *Quercus ilex*-Sämlingen (die aus Samen von Bäumen aus CO₂-Quellennähe unter erhöhtem CO₂ angezogen worden waren) die Hartlaubigkeit zu – unabhängig von der N-Versorgung der Sämlinge (TOGNETTI & JOHNSON 1999). In einem Literaturüberblick und eigenen Studien berichten LUO *et al.* (1998) von einem generell höheren Blattflächengewicht unter erhöhtem CO₂. Dies ist fast immer hauptsächlich auf einen gestiegenen Gehalt an nicht-strukturellen Kohlenhydraten (TNC, *total non-structural carbohydrates*) in den Blättern zurückzuführen (z.B. bei ROUMET *et al.* 1996). Fast immer, wenn der TNC-Gehalt gemessen wurde, waren die Werte unter erhöhtem CO₂ deutlich größer (Bsp. Untersuchung von POORTER *et al.* 1997 an 27 verschiedenen Wildpflanzen- und Kulturarten; SILD *et al.* 1999 bei Weizen). SCHÄPPI & KÖRNER (1997) wiesen in einer Langzeit-*Open-top*-Kammer-Studie an zwei von vier Arten des alpinen Graslands unter erhöhtem CO₂ um 32 % und 56 % gesteigerte TNC-Konzentrationen nach; die Akkumulation war, ebenso wie die oben beschriebene Steigerung des Blattflächengewichts, unabhängig von der N-Düngung.

Da das gesteigerte Blattflächengewicht im dritten Jahr der CO₂-Anreicherung im Gießen-FACE nicht auf eine vergrößerte Blattfläche, sondern auf eine höhere Erntebiomasse zurückzuführen war, war wahrscheinlich ein höherer TNC-Gehalt die Ursache. Dies sollte sich durch Analyse des zur Verfügung stehenden getrockneten Pflanzenmaterials aus den Ernten vor und nach Beginn der CO₂-Anreicherung nachträglich überprüfen lassen.

4.3 Die Bestandesatmung unter erhöhtem CO₂

Sehr viel häufiger als die Bestandesatmung von intakten Grasland-Ökosystemen, die nur in wenigen Fällen und dann auch nur während der Vegetationsperiode gemessen wurde (Bsp. DRAKE *et al.* 1996; STOCKER *et al.* 1997), wurde in verschiedenen CO₂-Studien die Bodenatmung gemessen. Diese war fast immer deutlich erhöht unter CO₂-Anreicherung (Überblick bei ZAK *et al.* 2000; vgl. 1.3.1). Im Gießener FACE-Experiment wurde ab dem Herbst 1998 mit der *closed-chamber*-Methode die Bestandesatmung (oder Ökosystem-Respiration) jeweils in den Abendstunden gemessen, die die Summe aller respiratorischen Prozesse im betrachteten Ökosystemausschnitt ist: Der Atmung der oberirdischen (größtenteils grünen) Biomasse (Blätter, Sproßachsen, generative Organe), zusammen mit der Bodenatmung, die sich aus der Wurzelatmung

und der Atmung der mikrobiellen Biomasse und der Bodenfauna zusammensetzt (PAUL & CLARK 1996). Je nach Veröffentlichung und Meßmethoden wird zur Wurzelatmung oft auch die rhizosphärenabhängige mikrobielle Respiration hinzu gerechnet. So benutzten beispielsweise LIN *et al.* (2001) eine neue Methode, mit der mittels der Signaturen zwei stabiler Isotope, ^{13}C und ^{18}O , drei verschiedene respiratorische Bodenprozesse getrennt werden konnten: Rhizosphären-, Streuzersetzung- und SOM-Abbau-Respiration (SOM = *soil organic matter*). HU *et al.* (2001) inkubierten gesiebte Bodenproben ohne Wurzeln im Labor (mikrobielle Respiration, '*bulk soil respiration*'); von der im Feld gemessenen Gesamtbodenatmung wurden diese Labormessungen anschließend abgezogen (HU *et al.* 2001). Die Differenz wird als die wurzelassoziierte Respiration der Wurzeln selbst und ihrer Rhizosphäre interpretiert. Hierzu zählt auch die Respiration der lebenden Mykorrhiza², die bei Laborinkubationen zerstört wird.

Der Vorteil der Messung der Bestandesatmung verglichen mit der reinen Bodenatmung ist, daß man direkt die aus allen Prozessen aufsummierten C-Abgaben eines Ökosystems unter verschiedener CO_2 -Behandlung vergleichen und quantifizieren kann; man ist nicht auf das z.T. spekulative Hochskalieren von Einzelblattmessungen auf den Bestand und/oder von Labormessungen auf Freilandbedingungen angewiesen. Allerdings führt diese integrierende Messung umgehend zu der Frage, wie groß die Anteile der beteiligten Teilprozesse waren. Da in sehr vielen Studien nur die Bodenatmung gemessen wurde (v.a. in Waldökosystemen), soll zunächst eine Abschätzung des Anteils der Bodenatmung und der Atmung der grünen Biomasse für das Lindener Grünland versucht werden.

Nach Angaben von HEINZ 2000 betrug die Bodenatmung 70 % der Bestandesatmung. Nach eigenen Messungen in der Sommerperiode 1999 betrug die Sommer-Bodenatmung zwischen 50 und 80 % der Bestandesatmung. Im März 2001 wurde eine erste Messung (*closed-chamber-Technik*) durchgeführt; verglichen mit den zwei Tage zuvor gemessenen Bestandesatmungswerten betrug der Anteil der Bodenatmung in den E-Ringen 54 % und der in den A-Ringen 33 % der Bestandesatmung. Da aber während der Winterperiode noch kaum Wurzeln in die Rahmen eingewachsen sein können, sind diese Werte eher als '*bulk soil respiration values*' zu betrachten (=Abbau der langlebigen organischen Substanz). Sie ähneln somit eher den oben beschriebenen Labormessungen der mikrobiellen Respiration (ohne Rhizosphäre). Aber auch bei dieser Messung im März waren die E-Respirationswerte signifikant größer ($P = 0,01$; T-Test) und betragen 194 % der A-Respiration. Nach der Literaturübersicht von ZAK *et al.* (2000) waren auch bei Labormessungen der mikrobiellen Respiration die Werte unter erhöhtem CO_2 im Schnitt um jeweils 34 % erhöht unter grasartigen (7 Studien) und

² Die Messung der '*bulk soil respiration*' im Labor wurde in dieser Studie abgelehnt, da hierzu zusätzlicher Boden aus den Ringflächen hätte entnommen werden müssen. Dabei wären die lebenden Wurzeln/Mykorrhiza durchtrennt worden. Anschließend hätte der Boden gut gesiebt werden müssen, um die Wurzeln (eine frische C-Quelle) zu entfernen. Wird das Bodengefüge zerstört, resultieren gleichfalls andere Atmungsraten als im ungestörten Boden. Da der Großteil der häufig erhöhten Respiration unter CO_2 -Anreicherung in der Regel eher Rhizosphären-gekoppelt ist (vgl. 1.3), versprochen solche Messungen bei gleichzeitigem "Verbrauch" von Boden aus den CO_2 -Ringen keine wesentlichen Erkenntnisse.

unter krautigen Pflanzen (5 Studien). Durch zukünftig regelmäßigeres Messen der Bodenatmung (mit Rhizosphärenrespirator) im Verlauf der kommenden Vegetationsperioden im Rahmen eines DFG-Projekts sind genauere, jahreszeitenabhängige Abschätzungen eines realistischeren Bodenatmungsanteils zu erwarten.

Eine andere Art der Abschätzung (*bottom-up*) kommt in etwa auf den gleichen Bodenatmungsanteil an der Bestandesatmung wie von HEINZ (2000) und in der Sommerperiode 1999 gemessen: Nach CO₂-Gaswechsellmessungen von WEISHEIT (1995) betragen die sommerlichen Respirationsraten von vier dominanten Grünlandarten in ihrem Untersuchungsgebiet "Belauer See" in Norddeutschland (*Agropyron repens*, *Dactylis glomerata*, *Alopecurus pratensis* und *Holcus lanatus*), die alle im Lindener Grünland einen relativ großen Anteil besitzen, im Mittel $0,51 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (= $80,19 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Multipliziert man diesen Wert mit einem mittleren LAI von 4,5 (für die Monate Juni bis August) und vergleicht ihn mit den 1999 und 2000 auf den Kontrollflächen gemessenen mittleren Bestandesatmungsraten dieser Sommerperioden, so ergeben sich für die Jahre 1999 und 2000 ein 29 bis 31-%iger Anteil der Atmung der grünen Biomasse an der Bestandesatmung. Wenn im Winter die oberirdische Biomasse schneebedeckt und Temperaturen unter Null Grad ausgesetzt war und der Boden zugleich ungefroren, könnte der Anteil der Bodenatmung durchaus größer gewesen sein. Es kann daher davon ausgegangen werden, daß in der Regel der wesentliche Anteil an der Bestandesatmung im Lindener Grünland die Bodenatmung war.

Die über die gesamte Meßperiode ermittelten mittleren CO₂-Bestandesatmungsraten betragen für die Kontrolle $594 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und für die CO₂-Anreicherungsflächen $694 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (entsprechend $3,75 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ und $4,38 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Da der Meßzeitraum drei Winter- aber nur zwei Sommerperioden umfaßte, und zudem im Sommer weniger Messungen als im Winter durchgeführt wurden, müssen die "wahren" Mittelwerte etwas höher gewesen sein. Verwendet man die 12 Monatsmittel der CO₂-Flußraten der Jahre 1999 und 2000 zur Berechnung von Jahresmittelwerten der Bestandesatmung, so betrug diese $4,88$ und $4,05 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ im Jahr 1999 bzw. $5,25$ und $4,72 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ für das wärmere Jahr 2000 (jeweils E- und A-Raten). Diese Werte decken sich mit anderen Untersuchungen an Grünland-Ökosystemen; so geben beispielsweise BUCHMANN & SCHULZE (1999) in einem Überblick über CO₂- und H₂O-Flüsse in verschiedenen Klimazonen der Erde für temperate Grasländer eine mittlere nächtliche Bestandesatmung von $6,4 \pm 4,8 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ an.

Über die gesamte bisherige Meßdauer betrachtet (September 1998 bis Dezember 2000), waren die Bestandesatmungsraten der Flächen unter erhöhtem CO₂ stets größer als die der Kontroll-Flächen. Im Mittel (E versus A) war die Erhöhung signifikant und betrug für die gesamte Untersuchungsperiode 17 %, d.h. sie lag etwa in der gleichen Größenordnung wie die CO₂-Anreicherung während der Tageslichtstunden. Alle drei Ringpaare wiesen im Vergleich E versus A diese Erhöhung auf, aber in unterschiedlichem Maße. Während E1 und E2 über die gesamte Anreicherungszeit gesehen einen signifikanten Unterschied zu ihren A-Partnern besaßen, war die Atmungsrate in E3

"nur" nicht-signifikant höher als die in A3. Obwohl diese aus technischen Gründen bislang nicht gemessen werden konnte, war mit großer Wahrscheinlichkeit die Bodenatmung unter erhöhtem CO₂ signifikant erhöht. In zahlreichen Studien konnte gezeigt werden, daß dies i.d.R. auf einen gesteigerten Input labilen Kohlenstoffs (Rhizodeposition) und, in nährstoffreicheren Ökosystemen, auf einen höheren Feinwurzelumsatz im Oberboden zurückzuführen war (vgl. Zitate in 1.3; Bsp. ROSS *et al.* 1996, oder HUNGATE *et al.* 1997a, disproportional starke Förderung der Wurzel- und Rhizosphärenatmung in Grasländern; ANDREWS *et al.* 1999, gleiches Ergebnis in einem *Pinus taeda*-Wald-FACE-Experiment). Auch im Gießen-FACE wurden unter erhöhtem CO₂ signifikant erhöhte Konzentrationen von KCl-extrahierbarem, wasserlöslichen Kohlenstoff festgestellt, so daß dieser Mechanismus sehr wahrscheinlich auch im Lindener Grünland wirksam war. Auch in der Hochgras-Prärie war die mikrobielle Aktivität (Laborinkubation von Bodenproben) nach 8 Jahren unter CO₂-Anreicherung in 0 bis 5 und 5 bis 15 cm Tiefe signifikant erhöht (WILLIAMS *et al.* 2000), und höchstwahrscheinlich mit dem C-Input korreliert, nicht aber mit der Bodenfeuchte (die ansonsten in dieser Langzeitstudie eine große Rolle spielte). In anderen Untersuchungen konnte die Steigerung der mikrobiellen Bodenatmung auf verbesserte Bodenwasserverhältnisse durch verringerte Evapotranspirationsraten unter CO₂-Anreicherung zurückgeführt werden (Bsp. RICE *et al.* 1994). Dies dürfte als Ursache für die höheren Bestandesatmungsraten im Lindener Grünland weniger in Frage kommen, da in den Bodenwasserverhältnissen keine deutlichen Veränderungen eintraten.

Erhöhte Bestandesatmungsraten (d.h. Bodenatmung einschließlich Atmung der grünen Biomasse) wurden auch in einer Studie von BAKER *et al.* (2000) in Reisbeständen gefunden (einem ebenfalls nicht-wasserlimitierten System); die Messungen wurden mittels kleiner, verschließbarer CO₂-Anreicherungskammern durchgeführten. DIEMER (1994) und auch STOCKER *et al.* (1997) fanden bei Bestandes-CO₂-Gaswechsellmessungen während der Hauptvegetationsperiode in alpinem Grasland keine signifikanten Veränderungen unter erhöhtem CO₂ (SACC-Anreicherungssystem). In der Untersuchung von STOCKER *et al.* (1997) zeigten sich aber ab der Mitte bis zum Ende der Vegetationsperiode tendenziell ebenfalls (nicht-signifikant) erhöhte Bestandesatmungsraten unter erhöhtem CO₂, die nach Ansicht der Autoren auf einen Zuwachs der unterirdischen Wurzelbiomasse zurückzuführen waren (Daten hierzu: NIKLAUS *et al.* 1998b). PINTER *et al.* (2000) berichten (in der Diskussion des Pro und Contra einer nächtlichen CO₂-Anreicherung, vgl. 4.1), daß im FACE-Experiment an Weizenbeständen in Maricopa, Arizona, niemals eine nächtliche Respirationsreduktion festgestellt werden konnte. DRAKE *et al.* (1996) hingegen stellten in der Salzmarsch eine stark verringerte Bestandesatmung unter erhöhtem CO₂ fest. Dabei wurden zum einen Messungen an abgeschnittenen Trieben vorgenommen, zum anderen wurden die *Open-top*-Kammern als Küvetten zur Bestandesatmungsmessung benutzt. Die von DRAKE *et al.* (1996) ermittelten Raten (Vegetationsperiode 1994) lagen zwischen 4 und 10 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, was einer Bestandesatmungsrate zwischen 634 und 1584 $\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in den hier verwendeten Einheiten entspricht (abgelesen aus der dargestellten Graphik).

Dies kommt den im Lindener Grünland im Sommer gemessenen Bestandesatmungsraten durchaus nahe: Diese betragen gemittelt für die Sommermonate Mai bis September (1999 und 2000 zusammen) 1396 bzw. 1252 mg CO₂ m⁻² h⁻¹ unter erhöhtem und aktuellem CO₂. Weiter unten werden diese Bestandesatmungsmessungen an dem Marschland-Ökosystem im Licht weiterer Messungen diskutiert, da hier Widersprüche auftraten, welche die genannten Raten und den Rückgang der Bestandesatmung unter erhöhtem CO₂ zweifelhaft erscheinen lassen.

Bei der Messung der Bestandesatmung werden die CO₂-Effekte auf verschiedene Einzelprozesse (vgl. Anfang) integriert gemessen. Einerseits findet sich nahezu immer eine erhöhte Bodenatmung (v.a. Rhizosphäre; z.T. auch *'bulk respiration'*), wie dies ZAK *et al.* (2000) in ihrem Literaturüberblick, oder HUNGATE *et al.* (1997a) mit einer Isotopenstudie beschreiben (vgl. 1.3). Auf der anderen Seite wird immer wieder von einer Inhibierung oder Reduktion der Respiration der grünen Pflanzenbiomasse unter erhöhtem CO₂ berichtet (*review* von DRAKE *et al.* 1999; Meta-Analyse über 500 Studien an Holzpflanzen von CURTIS & WANG 1998). Dabei wird zwischen einer kurzfristigen, reversiblen Inhibierung der Respiration und einer längerfristigen Akklimatisierung, d.h. einer irreversibel verringerten Respirationsrate (Verschiebungen in Synthese- und Erhaltungsrespiration, d.h. in Zusammensetzung der Pflanzengewebe und im Proteinturnover, vgl. POORTER *et al.* 1997; GARTEN & WULLSCHLEGER 1999), unterschieden. Auch DRAKE *et al.* 1999, Tab. 2) geben in einer Übersicht über 12 Studien, in denen jeweils Bestandesatmungsraten (auch an Topfkulturen) unter erhöhtem CO₂ gemessen wurden, eine im Mittel *unveränderte* Bestandesatmungsraten an (bei Bezug auf die Bodenfläche: Faktor 0,99). Wenn die Respirationsraten jedoch auf die vorhandene (i.d.R. höhere) Biomasse bezogen wurden, so resultierte den Autoren zufolge eine im Mittel um 17 % verringerte Bestandesrespiration bei Bezug auf die Blattfläche. CURTIS & WANG (1998) geben für Holzpflanzen (die unter erhöhtem CO₂ fast immer nur als Sämlinge untersucht werden können) eine durchschnittliche Respirations-Reduktion in der grünen Biomasse von 18 % an (ebenfalls Blattflächenbezug).

Da für das Lindener Grünland (noch) ergänzende Bodenatmungsmessungen und CO₂-Gaswechselfmessungen an den Photosynthese-Organen fehlen, kann keine eindeutige Aussage darüber getroffen werden, ob auch im Lindener Grünland ein solcher Rückgang in der Respiration der oberirdischen Biomasse eingetreten ist. Ein kleines Rechenexempel zeigt aber, daß dies gut möglich wäre: Appliziert man die oben vorgestellten Verhältnisse von (geschätzt) 60 % Bodenatmung und 40 % Atmung der oberirdischen Phytomasse auf die gemessenen A-Bestandesatmungsraten³, und rechnet weiterhin mit einer 50 %igen Förderung der Bodenatmung und einer 18 %igen Reduktion der Respiration der oberirdischen Phytomasse (Angaben aus den *reviews* von ZAK *et al.* 2000, CURTIS & WANG 1998 und DRAKE *et al.* 1999), so lassen sich für die Jahre 1999 und 2000 aus den A-Werten in etwa die gemessenen E-Werte errechnen.

³ Der LAI war im Vergleich E versus A unverändert, daher wurden die prozentualen Angaben direkt auf den Atmungsanteil der grünen Biomasse bezogen.

(Die errechneten E-Werte sind um ca. 7% höher als die gemessenen.) Natürlich kann dies bei den vielen getroffenen Annahmen nur eine grobe Abschätzung sein, zumal es keine verwendbaren Literatur-Parallelen zu einer nur 20%igen CO₂-Anreicherung auf Ökosystemebene gibt – die *reviews* bezogen sich auf eine Verdopplung der CO₂-Konzentration. Das Rechenexempel zeigt aber, daß eine gesunkene Respiration der oberirdischen Pflanzenteile theoretisch von der gesteigerten Bodenatmung überdeckt werden könnte, und in der Summe (wie gemessen) immer noch eine signifikant höhere Bestandesatmung resultieren würde.

In der Literatur scheint bisweilen die Annahme getroffen zu werden, die Respiration der grünen Biomasse mache den größten Teil der Gesamt-Ökosystem-Respiration aus (Bsp. DRAKE *et al.* 1996, BAKER *et al.* 2000). Falls dies zutreffen sollte, würde sich eine Reduktion der Atmung der grünen Biomasse unter erhöhtem CO₂ auf Bestandesebene bemerkbar machen. Wie bereits erwähnt wird dies von DRAKE *et al.* (1996) berichtet; so geben die Autoren als Jahresmittel (Jahre 1993 und 1994) eine nächtliche Respirationsrate von (ambient) 205 und (erhöht) 88 mg CO₂ m⁻² h⁻¹ an (d.h. 0,49 und 0,21 kg C m⁻² a⁻¹). Diese Werte erscheinen erstaunlich niedrig und kommen vermutlich durch die Annahme der Autoren zustande, die Bestandesatmung sei weitgehend die der grünen Biomasse, da die Bodenatmung anaerob sei (Marschland). Somit wurde in dieser Abschätzung für die Winterperiode offenbar mit Raten nahe null gerechnet; die Sommer-Bestandesatmungsraten waren denen des Lindener Grünlands durchaus vergleichbar (s.o.). Es muß stark angezweifelt werden, daß die Bodenatmung im Marschland eine so geringe Rolle spielt. Zum einen ist auch bei Gärungsprozessen die CO₂-Bildung nicht gering (vgl. Anhang 4), zum anderen transportieren die aerenchymhaltigen Wurzeln O₂ in den Boden des Marschlands (vgl. DACEY *et al.* 1994). Zudem wurde in derselben Vegetationsperiode (1994) im gleichen OTC-Versuch *in-situ* die Bodenatmung gemessen (BALL & DRAKE 1998) – und die hier angegebenen Bodenatmungsraten sind genauso hoch oder sogar höher als die bei DRAKE *et al.* (1996) angegebenen Bestandesatmungsraten. Mehr noch, BALL & DRAKE (1998) berichten, daß die Bodenatmungsraten unter CO₂-Anreicherung (wie im Gießen-FACE die Bestandesatmung) um etwa 15% höher waren. Daher erscheint die (häufig zitierte) auf Bestandesebene von DRAKE *et al.* (1996) gemessene 57%ige Respirationsreduktion zumindest zweifelhaft – auch wenn diese an der stehenden grünen Biomasse durchaus aufgetreten sein kann⁴. Nur dürfte sie bei einem so großen Bodenatmungsanteil, wie dies durch die Veröffentlichung von BALL & DRAKE (1998) nahegelegt wird, keine derartig bilanzdominierende Rolle gespielt haben.

Für die Ermittlung von Jahresbilanzen oder Jahresmittelwerten der C-Flußraten in Grasländern kommt in sehr vielen Studien noch ein anderer Unsicherheitsfaktor hinzu:

⁴ Eine neuere Fall- und Fehlerstudie von Niklaus *et al.* 2000 weist darauf hin, daß mit Netto-Ökosystem-Gaswechsellmessungen (wie denen von DRAKE *et al.* 1996) die C-Fixierung in Ökosystemen massiv überschätzt werden kann, was die Autoren als Ursache dafür ansehen, daß häufig große NEP-Steigerungen (Netto-Ökosystem-Produktion) gemessen wurden, ohne das korrespondierende wachsende C-Pools, z.B. im Boden, ausgemacht werden konnten.

In anderen CO₂-Studien wurden häufig nur (einige) Bestandesatmungs- oder Bodenatmungsmessungen in der Vegetationsperiode durchgeführt (Bsp. die o.g. Studien an der Salzmarsch und im alpinen Grasland; LUO *et al.* 1996 oder HUNGATE *et al.* 1997a im kalifornischen einjährigen Grasland). In anderen Studien fehlte also i.d.R. die Winterperiode, während der im Lindener Grünland unter CO₂-Anreicherung prozentual die größten Unterschiede zur Kontrolle auftraten (siehe weiter unten).

Ein weiterer Unterschied des Gießen-FACE zu anderen CO₂-Anreicherungsexperimenten (vgl. Zitate unter 4.2.1) besteht darin, daß die CO₂-Anreicherung das ganze Jahr über appliziert wird. Im Winter, wenn weniger aktive C-Senken in der Pflanze selbst existieren (z.B. wachsende Wurzeln oder oberirdische Organe), könnte der am Tage gewonnene Kohlenstoff durchaus vermehrt in der Rhizosphäre veratmet werden. Im Winter können Gräser tagsüber selbst bei Dauerfrost, Hochnebel mit Einstrahlung nicht über 100 µmol m⁻² s⁻¹ und relativer Luftfeuchtigkeit um 90 % positive Nettphotosyntheseraten aufweisen, wie *in-situ* CO₂-Gaswechselformen von WEISHEIT (1995) an *Holcus lanatus* ergaben. FITTER *et al.* (1998) konnten zudem zeigen, daß die Wurzelatmung stark von der Einstrahlung (d.h. von der C-Fixierungsleistung) der Pflanzen bis zu zwei Tage vor Messung der Wurzelatmungsrate abhing, nicht nur von der Temperatur. Daher sollte eine erhöhte C-Fixierung unter erhöhtem CO₂ gerade im Winter zu höheren Bodenatmungsraten führen können, wie dies durch die im Lindener Grünland gemessenen Bestandesatmungsraten nahe gelegt wird. Wie hoch der zusätzliche C-Eintrag (Steigerung der Nettphotosyntheseraten) unter CO₂-Anreicherung im Winter unter ungünstigen Klimabedingungen sein kann, wurde meines Wissens in einem temperaten Grasland (*in-situ*) noch nicht gemessen.

Bei Betrachtung des Verlaufs der Respirationsantwort auf erhöhtes CO₂ im Lindener Grünland zeigte sich ein mehr oder weniger kontinuierlicher Rückgang der erhöhten Bestandesatmung unter CO₂-Anreicherung: Gegen Ende der Untersuchungsperiode betrug die Erhöhung der Bestandesatmung nur noch etwa 10 bis 15 %, zu Anfang der Messungen waren es noch um die 40 %. Dieser Rückgang konnte in allen drei Ringpaaren festgestellt werden, allerdings in unterschiedlichem Ausmaß. Auf E1 war der Rückgang der Erhöhung am geringsten, dort konnten Ende 2000 bisweilen prozentuale Erhöhungen wie zu Beginn der Messungen gefunden werden; in den Ringen E2 und E3 ging die Respirationserhöhung stärker zurück. Im Verlaufe der Bestandesatmung unter erhöhtem CO₂ läßt sich im Mittel ein Muster erkennen: Möglicherweise war die Erhöhung der Bestandesatmung unter CO₂-Anreicherung im Winter (*off-season*) größer als während der Vegetationsperiode. Dieser Trend war jedoch nicht in allen drei Ringpaaren über die gesamte Meßperiode erkennbar; zudem wurde er von der Abnahmetendenz überlagert. In einem kürzeren Meßzeitraum (November 1998 bis Mai 1999) schien es einen eindeutigen Winter-Sommer-Unterschied zu geben (HEINZ 2000): In den Wintermonaten (wahrscheinlich größerer Bodenatmungsanteil) waren die Bestandesatmungsraten unter CO₂-Anreicherung stärker erhöht als zu Beginn des Vegetationswachstums. Die Abnahmetendenz addierte

sich jedoch auf den (wahrscheinlich vorhandenen) Sommer-Winter-Unterschied auf, wie es erst in der längerfristigen Perspektive deutlich wird (vgl. Abb. 3.5-C, a). Die von HEINZ (2000) angenommene Schwankung der Differenz zwischen der E- und A-Atmung zwischen Sommer und Winter müßte dann auf die unterschiedlichen Anteile von Bodenatmung und Atmung der grünen Biomasse an der Bestandesrespiration zurückzuführen sein, wobei letzterer Anteil eine Respirations-Verringerung durch erhöhtes CO₂ aufweisen müßte. Es ist sehr gut möglich, daß diese Verringerung tatsächlich auftrat, wie oben dargelegt. Sie müßte aber durch Messungen bewiesen werden, und die längerfristige Perspektive zeigt, daß sie keineswegs so eindeutig war, wie sie HEINZ (2000) aufgrund der Datenlage erscheinen mußte.

Der Rückgang der zunächst sehr stark erhöhten Bestandesrespiration unter erhöhtem CO₂ (bei einer nur 20 %igen CO₂-Anreicherung) muß die Akklimatisation des Ökosystems an die veränderte CO₂-Konzentration widerspiegeln. Die im Lindener Grünland erst in der dritten Vegetationsperiode signifikant erhöhten Biomasse-Zuwächse, die zu einem Zeitpunkt erfolgten, an dem die Erhöhung der Bestandesatmung bereits deutlich zurückging, unterstreicht die Annahme einer Akklimatisierung. Auch aus anderen CO₂-Studien wird von einem Rückgang der Erhöhung der Bodenatmung nach einem längeren Zeitraum der CO₂-Anreicherung berichtet: So fanden LIN *et al.* (2001) bei Bodenatmungsmessungen an Wald-Mikrokosmen im zweiten Jahr eine wesentlich geringere Steigerung unter erhöhtem CO₂ als im ersten Jahr. In der Isotopen-Studie der Autoren erfuhr die Rhizosphärenatmung die stärkste Förderung (81 % im ersten und 61 % im zweiten Jahr), die Streuzersetzungsatmung eine leichte Förderung (14 % im ersten und 4 % im zweiten Jahr), während die Zersetzung der langlebigen Bodenkohlenstoffverbindungen (*SOM respiration*) in beiden Jahren reduziert war – im zweiten Jahr stärker als im ersten (-36 % und -44 %). Da längerfristige Respirationsmessungen in anderen Langzeit-CO₂-Anreicherungsexperimenten fehlen, ist es schwer einzuschätzen, ob es sich hier um ein seltenes Phänomen oder aber (wahrscheinlicher) um eine generelle Ökosystemreaktion auf die Applikation von erhöhtem CO₂ handelte, d.h. ein Einpendeln und Akklimatisieren des Systems auf veränderte Umweltbedingungen. Eine Isotopen-Studie (VAN KESSEL *et al.* 2000) an zwei intensiv gedüngten Grünlandsystemen, *Lolium-perenne*- und *Trifolium-repens*-Grünland, die 6 Jahre einer FACE-Anreicherung ausgesetzt worden waren, zeigte, daß in den ersten drei Jahren die Hauptveränderungen erfolgt waren. So stammten in den FACE-Flächen 18 bzw. 24 % des Bodenkohlenstoffs unter *Trifolium* bzw. *Lolium* aus der (zusätzlichen) C-Applikation mit einem anderen $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopenverhältnis; diese Werte wurden nach etwa 3 Jahren Anreicherung erreicht und änderten sich danach nur noch unwesentlich (VAN KESSEL *et al.* 2000). Dieses (relativ intensiv) gedüngte Grünland zeigte also bezüglich des sich mittelfristig umsetzenden Bodenkohlenstoff-Pools ebenfalls eine Akklimatisierung – es stellte sich ein neues Gleichgewicht ein. Gleiches berichten OECHEL & VOURLITIS (1995) aus einem Langzeit-CO₂-Experiment in einem Tundra-Ökosystem: Im ersten Jahr war die C-Akkumulation erhöht (Senke), während die Kontrollplots C-Quellen waren. Diese Stimulation ging im zweiten Jahr bereits zurück, und im dritten

Jahr waren auch die Plots unter erhöhtem CO₂ (wieder) C-Quellen. OECHEL & VOURLITIS (1995) halten mangelnde Senken und die Akkumulation von nichtlöslichen Kohlehydraten für die Ursache des Stimulationsrückgangs unter erhöhtem CO₂. In einem temperaten, produktiven Grünland sind die Verhältnisse gänzlich andere, und fehlende Senken dürften weniger ein Problem darstellen. Offenbar wanderte zu Beginn der CO₂-Anreicherung ein großer Teil des zusätzlich gewonnenen Kohlenstoffs in den Boden (stark erhöhte Bestandesatmungsraten). Es wäre denkbar, daß zunächst unterirdische Biomassezuwächse erfolgten (Wurzeln und assoziierte Mykorrhiza) und daß nach deren Etablierung (zusätzliche Nährstoffakquisition) schließlich mehr oberirdische Biomasse aufgebaut werden konnte. Aufgrund des integrierenden Charakters der Bestandesatmungsmessungen ist nicht erkennbar, welche Anteile an der Gesamtatmung für die sich abschwächende CO₂-Antwort verantwortlich waren, oder ob sich die verschiedenen Respirationsanteile gegeneinander verschoben haben.

Stünden nur die Bestandesatmungsmessung der ersten Monate des Experiments (d.h. das erste FACE-Jahr) zur Verfügung, wäre keine Abnahmetendenz erkennbar – man müßte von einer über 30 % gesteigerten Bestandesatmung ausgehen. Auch nach fast zwei Jahren der CO₂-Anreicherung ließen sich die Unterschiede (E minus A) zwischen Sommer und Winter anders als durch eine Abnahmetendenz interpretieren (HEINZ 2000). Erst die längerfristigen Messungen über etwa 2,5 Jahre der CO₂-Anreicherung ließen die Abnahme der Respirationserhöhung sichtbar werden. Dies beweist einmal mehr, daß kurzzeitig ermittelte physiologische Antworten auf erhöhtes CO₂ nicht zur Hochskalierung auf die globale Perspektive benutzt werden dürfen – die im Gießen-FACE gewonnenen Daten lassen ahnen, daß der Fehler recht groß sein könnte.

Die kommenden Jahre werden zeigen, ob sich die Erhöhung der Bestandesatmung unter CO₂-Anreicherung schließlich auf einem bestimmten Niveau einpendeln wird, oder ob sie weiter (evtl. bis hin zu einer verringerten Bestandesatmung unter erhöhtem CO₂) rückläufig sein wird. Die Ergebnisse zeigen die dringende Notwendigkeit auf, zwischen den einzelnen Atmungsanteilen des Ökosystems zu unterscheiden, um die beobachteten Verschiebungen der einzelnen Prozeßanteile besser verstehen zu können.

4.4 Die N₂O-Emissionen unter erhöhtem CO₂

4.4.1 Die Veränderungen der N₂O-Emissionen unter CO₂-Anreicherung

Der Verlauf der N₂O-Flüsse von den Kontrollflächen entsprach im Jahresgang dem, was auch schon in der Vorversuchsperiode für das Lindener Grünland und auch in zahlreichen anderen Studien festgestellt worden war (Bsp. MOSIER *et al.* 1991; KAISER & HEINEMEYER 1996; BEAUCHAMP 1997; JACINTHE & DICK 1997; SCHMIDT *et al.* 2000): Die Zeit kurz nach der Düngerapplikation, und, falls vorhanden, winterliche Frost-Tau-Perioden sowie heftige, starke Niederschläge führten zu kurzzeitigen, im

Verhältnis zum "Backgroundlevel" hohen N₂O-Emissionspeaks, die stets nur einige Tage andauerten und einen wesentlichen Teil der Jahresbilanz ausmachten. Die Neigung der Kontroll- (und auch der Anreicherungs-)Flächen zu N₂O-Peaks nach Niederschlägen war in der Meßperiode 1998 bis 2000 allerdings weniger ausgeprägt als während der Vorversuchsphase.

In der Vorversuchsperiode betrug bei einer Düngung von 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ die mittlere N₂O-Emissionssumme 0,57 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ (vgl. KAMMANN *et al.* 1998); der Niederschlag im Meßzeitraum 1996/1997 war ungewöhnlich gering (Abb. 2.1-A). Die darauf folgenden Jahre des FACE-Experiments waren wesentlich feuchter: Die mittleren N₂O-Jahresemissionssummen der Kontrollflächen im Gießener FACE-Experiment betrugen im Jahr 1998⁵ 1,53 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ und in den Jahren 1999 und 2000 2,28 und 0,79 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹. Diese Werte liegen für Grasland in einer niedrigen bis mittleren N₂O-Emissionshöhe: Aus ungedüngten, natürlichem (Mineralboden-)Grasland sind die N₂O-Emissionen in der Regel niedriger als im Lindener Grünland (MOSIER *et al.* 1991). WAGNER-RIDDLE *et al.* (1997) berichten von jährlichen N₂O-Emissionssummen aus *Poa pratensis*-Grünland auf mineralischem Boden (Ontario, USA) von 0,6 bis 1,6 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in einem Jahr, in dem eine Düngermenge von 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹ appliziert worden war – eine dem Lindener Grünland vergleichbare Größenordnung. KAISER & RUSER (2000) geben in einer Zusammenfassung von 99 in Deutschland gemessenen N₂O-Jahresbilanzen von Agrarstandorten auch zwei Grünländer mit an, deren N₂O-Abgabe trotz einer sehr viel höheren Düngung von 350 und 340 kg N ha⁻¹ a⁻¹ der des Lindener Grünlands relativ ähnlich war (2,40 und 1,80 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹). Die Autoren betonen, daß nach ihrem Überblick über die Studien der Standort an sich (Boden, Vorgeschichte und Fruchtfolge, N-Düngungsart und -höhe) einen größeren Einfluß auf die Höhe der jährlichen N₂O-N-Verluste hatte als die applizierte N-Düngermenge allein.

Generell ist erst in den letzten Jahren die Erkenntnis gewachsen, wie massiv N₂O-Jahresbilanzen unterschätzt werden, wenn die wichtigen Frost-Tau-Phasen nicht mit erfaßt werden (vgl. BEAUCHAMP 1997; KAISER & RUSER 2000). Die letztgenannten Autoren berichten, daß in den 99 Studien im Mittel etwa 50 % der N₂O-Emissionen aus der Winterperiode stammten - in den Untersuchungszeiträumen hatte mindestens eine strenge Frostperiode gelegen. Ohne eine solche Frostperiode wären die N₂O-Emissionsbilanzen bei KAISER & RUSER (2000) geringer ausgefallen – im Lindener Grünland wäre dies 1996/1997 mit Sicherheit der Fall gewesen (vgl. KAMMANN *et al.* 1998; KAMMANN *et al.* 2000b).). In der Meßperiode von 1998 bis 2000 trat jedoch kein strenger Frost mehr auf; daher ist davon auszugehen, daß die N₂O-Jahresbilanzen der Kontrollringe sonst wahrscheinlich höher ausgefallen wären.

Höhere N₂O-N-Jahresemissionen stammten bei Grasland fast immer aus organischen Böden oder traten nur unter besonderen Bedingungen auf: FLESSA *et al.* (1998) fanden

⁵ Da die Jahresperiode 1998 nicht vollständig war (Messungen ab März) und zuvor kein strenger Frost auftrat, wurden die im März gemessenen niedrigen N₂O-Flußraten auf Januar und Februar 1998 extrapoliert, was nur 0,09 kg N in der Jahresbilanz ausmachte.

aus Grünland auf degradierten Torfböden (Donaumoos, Böden seit ca. 200 Jahren entwässert und unter agrarischer Nutzung) aus gedüngtem und ungedüngtem Grünland Jahresemissionswerte von $4,2 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $19,8 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dieser zweite für ein ungedüngtes Grünland extrem hohe Wert ging auf eine Frost-Tau-Periode mit oberflächennahem Grundwasserstand bei gleichzeitig hohen Nitratkonzentrationen von 80 bis 100 ppm zurück (Vergleich Lindener Grünland: i.d.R. $< 0,1$ bis 1 ppm). In dieser Zeit traten für vier Wochen Flüsse um die $3000 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ auf; während des übrigen Jahres traten nur noch relativ geringe N_2O -Flüsse auf (abgelesen aus Graphiken bei FLESSA *et al.* 1998) wie im Lindener Grünland außerhalb der Düngeperioden auch. Extrem hohe N_2O -Emissionen konnten KOOPS *et al.* (1997) aus hochgedüngten Torfböden in den Niederlanden mittels wöchentlicher Inkubation von Bodensäulen messen: Diese betragen 41 und $46 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, bei zusätzlicher Viehbeweidung sogar $81 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Auch bei Messungen mit der *closed-chamber*-Methode an den gleichen Standorten fand VELTHOF (1997) die höchsten N_2O -Emissionen stets aus den Torfböden; sie betragen ebenfalls bis zu $42 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (VELTHOF *et al.* 1996). Zusammengefaßt bedeutet dies, daß die N_2O -Emissionen von den Kontroll- (und Vorversuchs-) Flächen im Lindener Grünland in der zu erwartenden Größenordnung lagen. Um höhere N_2O -Emissionen zu erhalten, wären besondere Bedingungen wie Torfböden und vor allem eine sehr gute Verfügbarkeit von N (i.d.R. Nitrat) nötig gewesen. Der Literaturüberblick bestätigt somit die Ergebnisse, die bereits in der Vorversuchsperiode für das Lindener Grünland ermittelt worden waren.

Unter erhöhtem CO_2 nahmen die N_2O -Emissionen enorm (signifikant) zu: Im Mittel (alle Flächen, gesamte Untersuchungszeit seit Beginn der CO_2 -Anreicherung) betrug die E-Rate der N_2O -Emissionen $50 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und betrug damit 278% der A-Rate von $18 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($= 100 \%$). Integriert auf Tagesbasis bedeutete dies eine fast dreimal höhere $\text{N}_2\text{O-N}$ -Menge, die von Beginn der CO_2 -Anreicherung bis Dezember 2000 von den E-Flächen verglichen mit den A-Flächen emittiert wurde ($11,3$ gegenüber $3,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Teilt man beide Emissionssummen durch die bisherige CO_2 -Anreicherungsdauer von $2,66$ Jahren (Mai 1998 bis Dezember 2000), so ergibt sich eine Jahres-Emissionssumme von $4,25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für die E-Flächen und $1,47 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für die A-Flächen – eine Steigerung um fast 200% (d.h. $E = 300 \%$ von $A = 100 \%$). Die Jahresemissionssumme der E-Flächen entspricht somit den Werten von FLESSA *et al.* (1998) aus gedüngtem organischen Grünlandboden (*mit* Auftreten einer Frostperiode). Im Zeitraum *vor* Beginn der CO_2 -Anreicherung dagegen war die Höhe der E- und A-Raten im Mittel fast identisch und nicht signifikant voneinander verschieden. Der Anstieg der N_2O -Emissionen unter erhöhtem CO_2 war erstaunlich groß für eine moderate Erhöhung der CO_2 -Konzentration von nur 20% ; er trat bisher jedes Jahr auf – Abnahmetendenzen waren bis Dezember 2000 nicht erkennbar. Nicht nur die absolute Höhe war verschieden, auch der N_2O -Emissionsverlauf war anders als der Eingangs für die Kontrollringe bzw. in der Literatur beschriebene: Vor allem während der Hochsommer- und Herbstperiode waren die N_2O -Emissionen der E-Flächen sehr hoch, zum Teil so hoch wie kurz nach der Düngung. Zudem begannen seit

Beginn der CO₂-Anreicherung die sommerlichen hohen N₂O-Emissionen jedes Jahr eher und reichten länger in den Herbst bzw. im Untersuchungsjahr 2000 bis in den Winter hinein (vgl. 4.4.2)

Die Reaktion der drei Ringpaare 1 bis 3 fiel dabei sehr unterschiedlich aus. Der größte Anstieg der N₂O-Emissionen wurden im E1 (d.h. beim ersten und "trockensten" Ringpaar) beobachtet: Die mittlere Jahresemissionssumme des E1 betrug 8,41 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und war für die *Größenordnung* der Zunahme der N₂O-Emissionen unter erhöhtem CO₂ verantwortlich. Der Ring E2 reagierte im ersten Jahr der CO₂-Anreicherung genauso wie E1: Mit einer enormen Steigerung der N₂O-Emissionen, die v.a. in den Sommer- und Herbstmonaten auftrat (1998: E2 = 3,52 und E1 = 5,03 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹). Im folgenden Jahr 1999 war noch eine leichte Erhöhung der N₂O-Emissionen in der gleichen Zeitperiode erkennbar, während der fördernde Effekt sich im dritten Jahr der CO₂-Anreicherung ins Gegenteil verkehrte (eine Rückkehr zu den Verhältnissen von vor Anreicherungsbeginn). Der E-Ring des dritten Paares zeigte über die gesamte Dauer der laufenden CO₂-Anreicherung eine moderate, konstante (und meist signifikante) Erhöhung der N₂O-Emissionsraten, die vor Beginn der CO₂-Anreicherung nicht vorhanden war (kein signifikanter Unterschied). Zusammenfassend betrachtet war im ersten Jahr die CO₂-Antwort jedes einzelnen E-Rings signifikant positiv, und im weiteren Verlauf blieb sie es bei zweien der drei E-Ringe auch in den Folgejahren 1999 und 2000. Der langfristige Verlauf der N₂O-Emissionen unter erhöhtem CO₂ kann nicht mit anderen Meßreihen der Literatur verglichen werden, da meines Wissens keine existieren.

Im Widerspruch zu den hier gemessenen gesteigerten N₂O-Emissionen unter erhöhtem CO₂ stehen die Ergebnisse von AMBUS & ROBERTSON (1999) und auch die von HUNGATE *et al.* (1997b). Letztgenannte Autoren konnten während einer neun Tage dauernden Meßkampagne nach simulierten ersten Niederschlägen im Frühjahr (*early-season wet-up*) keine Veränderung der emittierten N₂O-Menge im untersuchten einjährigen Grasland feststellen: Anfangs waren die N₂O-Emissionen höher, später geringer und daher im Mittel unverändert. Der von den Autoren gewählte Meßzeitraum war diejenige mit den stärksten N-Umsetzungsprozessen und raschesten N-Flüssen im untersuchten einjährigen Grasland (mediterranes Klima mit winterlichen bzw. Frühjahrs-Niederschlägen sowie sommerlicher Dürre). Die NO-Emissionen hingegen waren im Schnitt um 55 % verringert. Im von HUNGATE *et al.* (1997b) untersuchten Ökosystem war Nitrifikation die Hauptquelle von NO- und N₂O-Emissionen; als Erklärung für die verringerten NO-Emissionen geben die Autoren eine verstärkte N-Immobilisierung im Boden und in der mikrobiellen Biomasse unter erhöhtem CO₂ sowie verringerte Brutto-N-Mineralisationsraten an, wodurch weniger Ammonium für die Nitrifikation verfügbar war. Im Lindener Grünland war jedoch, wann immer etwas höhere N₂O-Emissionen gemessen werden konnten, Denitrifikation deren Hauptquelle. Nur im Sommer während geringer "Background"-Emissionen betrug der mittlere Anteil der Nitrifikation an den gesamten N₂O-Emissionen 40 bis 70 %. Im Lindener Grünland

hätten die N₂O-Emissionen im Sommer nach den Ergebnissen von HUNGATE *et al.* (1997b) unter erhöhtem CO₂ somit eher rückläufig sein müssen (vgl. 1.4.1).

In einer Untersuchung an Pappel-Mikrokosmen fanden AMBUS & ROBERTSON (1999) ebenfalls keine Veränderung der N₂O-Flußraten unter erhöhtem CO₂. Diese konnten aus technischen Gründen (P. Ambus, pers. Mitt.) nur zu drei Zeitpunkten *in situ* gemessen werden; sie waren generell sehr gering (Raten von 0,1 bis 2,1 µg N m⁻² h⁻¹). Auch im Labor inkubierte, zuvor mit NH₄NO₃ aufgedüngte Bodenkerne zeigten zwar (durch die N-Applikation) höhere N₂O-Flußraten, aber zwischen den CO₂-Behandlungen trat ebenfalls keinen Unterschied auf.

Zwei weitere Studien an Graslandsystemen, die sich mit der Wirkung von erhöhtem CO₂ auf die N₂O-Flüsse befassen, zeigten in der Tendenz (Zunahme) ähnliche Ergebnisse wie die vorliegende Untersuchung am Lindener Grünland: In den Studien von INESON *et al.* (1998, Intensivgrünland) und ARNONE & BOHLEN (1998, Kalkgrasland) wurde ebenfalls ein Anstieg der N₂O-Emissionen gefunden. Die Rahmenbedingungen beider Studien waren jedoch von denen des Gießen-FACE grundsätzlich verschieden. Im hochgedüngten *Lolium-perenne*-Intensivgrünland des Schweizer FACE-Experiments (Gabe von insgesamt 560 kg N ha⁻¹ a⁻¹ als Ammoniumnitrat) wurden von INESON *et al.* (1998) im Juli 1995 11-tägige N₂O-Flußmessungen durchgeführt, einige Tage vor und nach einer der Teil-Applikationen von 140 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Zuvor war das Grünland (beide CO₂-Behandlungen, d.h. 350 und 600 ppm) mit 10 mm Wasser gegossen worden (simulierter Niederschlag), die Düngung wurde mit weiteren 10 mm Wasser appliziert. Es war also warm (Bodentemperatur > 20 °C nach Angabe der Autoren), feucht und zugleich waren hohe N-Konzentrationen vorhanden – eine Situation, die so im Lindener Grünland nie auftrat (Düngung wesentlich geringer und im April bei geringeren Bodentemperaturen). In Folge berichteten INESON *et al.* (1998) auch von generell sehr hohen N₂O-Flußraten (unabhängig von der CO₂-Behandlung), die wahrscheinlich zu den höchsten je gemessenen N₂O-Flußraten zählen (maximal 46.000 µg N m⁻² h⁻¹; Vergleich: Literaturüberblick von GRANLI & BÖCKMANN 1994). Die höchste je im Lindener Grünland gemessene N₂O-Flußrate betrug "nur" 2130 µg N m⁻² h⁻¹ und wurde ebenfalls direkt nach der Düngung gemessen. Interessanterweise waren die von INESON *et al.* (1998) in ihren Kontrollringen gemessenen N₂O-Emissionen *vor* der Düngerapplikation signifikant höher als die aus den CO₂-Anreicherungsringen. In den Tagen *nach* der Düngung hingegen waren die N₂O-Emissionen der Anreicherungsfläche um 27 % (signifikant) höher als die der Kontrollfläche.

Das Ergebnis von INESON *et al.* (1998) ist prinzipiell ein ähnliches wie das hier erzielte; die Ursache muß jedoch aufgrund der völlig anderen experimentellen Bedingungen eine andere gewesen sein als im Lindener Grünland. Auch wenn INESON *et al.* (1998) keine Angaben zum Nitratgehalt des Bodens machen, ist doch davon auszugehen, daß dieser um zwei bis drei Größenordnungen höher als im Lindener Grünland gewesen sein muß, in dem die Nitratkonzentrationen im Sommer stets um die Nachweisgrenze lagen (z.B. im Juli 1998 bei 0,2 ppm, vgl. Abb. 3.10-D). Bei unlimitierender NO₃⁻-Verfügbarkeit

sollte eine höhere C-Rhizodeposition, wie sie unter erhöhtem CO₂ fast immer gefunden wird (vgl. 1.3.1), denitrifikationsfördernd wirken, wie dies auch SMART *et al.* (1997) in Nährlösungskulturversuchen mit Weizen unter erhöhtem CO₂ fanden. (Die Autoren ermittelten das Denitrifikationspotential, d.h. hohe NO₃⁻-Konzentrationen ohne zusätzliche Zugabe von organischem C.) Auch INESON *et al.* (1998) machen eine erhöhte Wurzelproduktion und größeren Wurzelumsatz unter CO₂-Anreicherung im untersuchten Intensivgrünland für die gesteigerten N₂O-Emissionen verantwortlich (diese Parameter waren in vorangegangenen Studien von der Arbeitsgruppe untersucht worden). Auch in anderen Arbeiten zum Pflanzeneinfluß (ohne erhöhtes CO₂) auf die Denitrifikation wurde festgestellt, daß das Vorhandensein von Pflanzen generell bei nichtlimitierter Nitratverfügbarkeit einen fördernden Einfluß auf die Denitrifikation (SMITH & TIEDJE 1979) und die N₂O-Emissionen hatte, vor allem beim Abschneiden der oberirdischen Biomasse und während des Absterbens von Pflanzenmaterial (BECK & CHRISTENSEN 1987). War aber Nitrat oder generell N ein Mangelfaktor, wurde die Denitrifikationsaktivität durch die Konkurrenzfähigkeit der Pflanzen(wurzeln) verringert (SMITH & TIEDJE 1979; CHRISTENSEN *et al.* 1990). WANG & BAKKEN (1997a) und WANG & BAKKEN (1997b) konnten zeigen, daß das Vorhandensein von Pflanzen bzw. die Stärke ihres Wurzelwachstums das mikrobielle Wachstum bzw. die Zellgröße reduzieren konnte; auch aus einem CO₂-Anreicherungsexperiment (HU *et al.* 2001) in einjährigem Grasland in Kalifornien wird dies berichtet. (Lange Zeit war den drei letztgenannten Autoren zufolge angenommen worden, mikrobielles Wachstum sei grundsätzlich C- und nicht N-limitiert.) Während einer exponentiellen pflanzlichen Wachstumsphase werden oft verringerte N₂O-Emissionsraten beobachtet (BENCKISER *et al.* 1986; WAGNER-RIDDLE *et al.* 1997; KAISER & RUSER 2000), so daß das Anpflanzen von raschwüchsigen "*N catch crops*" (THORUP-KRISTENSEN 1993) oder generell die Einsatz von Bodendeckern in Bracheperioden mittlerweile als agrarische Management-Praxis empfohlen wird, um N₂O-Emissionen möglichst gering zu halten (BEAUCHAMP 1997; HOUGHTON *et al.* 1996). Auch im Lindener Grünland war es möglich, über die Schnittfrequenz (Einflußnahme auf die Pflanzen) die N₂O-Emissionen zu reduzieren (vgl. KAMMANN *et al.* 1998 in Anhang 1). Die wurzelgebundene Abgabe von leicht metabolisierbarem C in den Boden war auch im Lindener Grünland unter erhöhtem CO₂ mit großer Sicherheit ebenfalls gesteigert, wie die größeren Bodenatmungsraten und die erhöhten Werte an organischem Kohlenstoff (KCl-Extraktionen) nahe legen. Ohne verfügbares Nitrat im Boden (mit Ausnahme der Tage direkt nach der Düngung) waren jedoch im untersuchten Grünland-Ökosystem niemals größere N₂O-Emissionen aus Denitrifikation zu erwarten; das zeigten die Vorversuchsmessungen deutlich. Daher kann der von INESON *et al.* (1998) für ihr Experiment angenommene (und dort mit Sicherheit auch zutreffende) Kausalzusammenhang die enorme Steigerung der N₂O-Emissionen unter erhöhtem CO₂ im Lindener Grünland, die v.a. während der Vegetationsperioden (Hochsommer und Herbst) bei sehr geringen N_{min}-Konzentrationen aufgetreten sind, nicht erklären.

ARNONE & BOHLEN (1998) untersuchten zu zwei Zeitpunkten in Kalkgrasland-Monolithen, die 2 Jahre lang in Gewächshäusern während der Vegetationsperiode erhöhtem CO₂ ausgesetzt worden waren, die N₂O-Emissionen und fanden zu beiden Zeitpunkten doppelt so hohe N₂O-Effluxraten unter erhöhtem CO₂. In diesem ungedüngten, artenreichen Grasland waren die Ammonium- und Nitratkonzentrationen immer noch höher als im Lindener Grünland (Nitrat: 3 bis 4 ppm). Das Kalkgrünland wies unter erhöhtem CO₂ eine verringerte Evapotranspiration und damit höhere Bodenfeuchtwerte auf, die die Autoren als Ursache der erhöhten N₂O-Flußraten ansehen (Förderung der Denitrifikation, ARNONE & BOHLEN 1998). Auch dieser Zusammenhang kommt schwerlich als Erklärung im Gießen-FACE-Experiment in Frage, da hier die Bodenfeuchte nahezu unverändert blieb. Selbst wenn die einzelnen Ringpaare getrennt betrachtet werden (siehe dazu Abschnitt 4.4.3), kann der Bodenwassergehalt nicht die Ursache für die hohen N₂O-Emissionen unter CO₂-Anreicherung gewesen sein: Ring E1, dem die starke Steigerung der N₂O-Emissionen hauptsächlich zu verdanken war, wurde, verglichen mit seinem Gegenstück A1, tendenziell eher trockener als feuchter (0 bis 15 cm Tiefe); E1 zeigte zudem gegenüber A1 den gleichen Temperaturrückgang in 10 und 20 cm Tiefe wie die beiden anderen E-Ringe im Verhältnis zu ihren A-Partnern (etwa 0,3 °C seit Beginn der CO₂-Anreicherung) – für den Fall, daß der Temperaturrückgang tatsächlich ein Indiz für eine gesteigerte Bodenfeuchte in den entsprechenden Tiefen gewesen sein sollte. Aus den Befunden von ARNONE & BOHLEN (1998) – der Bodenfeuchteeinfluß auf die Denitrifikation – läßt sich also ebenfalls kein Erklärungsansatz für die dramatische Steigerung der N₂O-Emissionen unter erhöhtem CO₂ ableiten.

4.4.2 Vergleich der Ergebnisse mit den Eingangshypothesen

Die in dieser Arbeit erzielten Ergebnisse und die zu Beginn aufgestellten Hypothesen zur Veränderung der N₂O-Flüsse unter erhöhtem CO₂ decken sich nur wenig. Bisweilen wurde das Gegenteil dessen gefunden, was auf Grundlage des Wissens um die untersuchten Prozesse und auf Grundlage anderer Kurzzeit- oder Laborstudien zur Wirkung des erhöhten CO₂ angenommen wurde. Unter erhöhtem CO₂ hätte, so die Eingangshypothesen, folgendes eintreten sollen:

1. Während der Vegetationsperiode werden die N₂O-Emissionen zurückgehen.

Wie im vorangehenden Abschnitt ausgeführt, wurde während der Vegetationsperiode (Sommerzeitraum) eine verstärkte pflanzliche und mikrobielle N-Immobilisierung (wie bei HUNGATE *et al.* 1997b) erwartet, welche die N-Verfügbarkeit im Boden für die Nitrifikation und Denitrifikation und in Folge die N₂O-Emissionen herabsetzen sollte. Statt dessen war, wie oben ausgeführt, das Gegenteil der Fall: Gerade im Sommer (nach Abklingen des Düngeeffekts) und im Herbst waren die N₂O-Flüsse besonders stark

erhöht; der Anteil dieser Zeitperiode an den Jahresbilanzen hat enorm zugenommen, von etwa $\frac{1}{3}$ auf über $\frac{2}{3}$ der Jahresemissionssumme (vgl. hierzu 4.4.3).

2. Nach einer Düngung sollten die N₂O-Emissionen ansteigen.

In dieser einzigen Zeitperiode des Jahres mit zeitweilig größerer N-Verfügbarkeit konnte in den Jahren 1998 und 1999 kein signifikanter Unterschied zwischen den CO₂-Behandlungen festgestellt werden wie ihn INESON *et al.* (1998) fanden. Im Jahr 1998 lag ein Teil der düngbeeinflussten Zeit noch vor Beginn der CO₂-Anreicherung, daher ist das Ergebnis in diesem Jahr nicht verwunderlich. Im Jahr 1999 jedoch hatte sich, wie die erhöhten N₂O-Emissionen in der Vegetationsperiode 1998 und die Bestandesatmungsdaten zeigten, bereits eine Veränderung unter erhöhtem CO₂ ergeben. Doch auch in dieser Düngeperiode war die bis zum vollständigen Abklingen des N-Düngeeffekts (nach etwa 5 Wochen) von den E- und A-Flächen emittierte N₂O-Menge fast identisch. Der Verlauf nach N-Düngerapplikation war allerdings nicht ganz der gleiche: Die ersten Tage nach der Düngung waren die N₂O-Emissionen von den E-Flächen höher, danach jedoch geringer als von den Kontrollflächen; somit ähnelte dieser Verlauf dem bei HUNGATE *et al.* (1997b) beschriebenen (9-tägigen) Verlauf nach dem simulierten Niederschlag im einjährigen kalifornischen Grasland. Die Hypothese 2 ist eigentlich auf die gesamte Nach-Düngephase bezogen – und muß somit als "nicht bestätigt" angesehen werden. Möglicherweise gilt sie jedoch auf einer kurzfristigeren Zeitskala (einige Tage nach Düngung), wie im Schweizer FACE-Intensivgrünland bei INESON *et al.* (1998) aufgetreten. Unglücklicherweise konnte dies im Jahr 2000 nicht erneut überprüft werden, da im entscheidenden Zeitraum direkt nach der Düngung (April 2000) Probleme in der GC-Analytik auftraten (die ich aufgrund der Geburt meines Sohnes Sören nicht beheben konnte). Das Emissionsmuster im Mai 2000 zeigte jedoch höhere N₂O-Emissionen von den CO₂-Anreicherungsflächen, anders als im Jahr 1999, in dem sie im gleichen Zeitraum eher niedriger waren. Der Beginn der gesteigerten N₂O-Emissionen setzte von Jahr zu Jahr früher ein (1998: Ende Juni bis Anfang Juli, 1999: Anfang Juni, 2000: Ende Mai). Es ist daher gut möglich, daß die kommende Düngeperiode 2001 letztendlich eine Bestätigung der Hypothese erbringt, zumindest für die rund 10 Tage nach der N-Applikation.

3. Bei Wiederbefeuchtung des Bodens nach Trockenperioden sollten die N₂O-Emissionen größer sein.

Diese Hypothese kann aufgrund der Datenlage noch nicht definitiv belegt oder widerlegt werden, da eine ausgeprägte Trockenperiode bislang nicht aufgetreten ist, wie beispielsweise die Höhe jährlichen N₂O-Emissionssummen der Kontrollflächen belegt, wenn man sie mit denen der trockenen Vorversuchsperiode vergleicht. Nach der zweiten Ernte 1998 fielen wiederholt den gesamten September und Oktober über sehr starke Niederschläge, worauf beide CO₂-Behandlungen mit einer Erhöhung der N₂O-Flüsse reagierten. Da aber die N₂O-Emissionen der E-Flächen ohnehin sehr viel größer

waren, ging ein möglicher Feuchteinfluß darin unter, d.h. man kann die Vernässung des Bodens nicht (allein) für die Emissionssteigerung verantwortlich machen.

4. *In Übergangsphasen mit geringer N-Wurzelkonkurrenz (Bsp. Herbst) könnten die N₂O-Emissionen moderat erhöht sein.*

Dies traf tatsächlich zu, aber anders als gedacht: Anstelle einer moderaten Steigerung der N₂O-Emissionen z.B. in einem regenreichen Herbst nach einer Phase der verringerten N₂O-Emissionen (Punkt 1) waren diese bereits im Sommer stark gesteigert und blieben es auch im Herbst bzw. bis in den Winter hinein, und zwar von Jahr zu Jahr länger: Der Zeitpunkt, zu dem die E-N₂O-Emissionen im Winter wieder das gleiche Niveau wie die A-N₂O-Flüsse erreichten, lag 1998 Anfang November, 1999 war es Anfang Dezember und im Jahr 2000 waren die E-N₂O-Flüsse Ende Dezember noch immer höher als die A-Emissionen (vgl. Hypothesenpunkt 5). Dieses Phänomen erweckt allerdings durch den konstanten Verlauf von der Sommerperiode bis in den Winter hinein den Eindruck, daß es im Herbst die gleiche(n) Ursache(n) wie während des Sommers haben könnte. Es kann nicht ausgeschlossen werden, daß der hinter der Hypothese stehende postulierte Mechanismus zutrifft und erhöhte Denitrifikationsraten (aufgrund des erhöhten C-Eintrags in den Boden und fehlender pflanzlicher Wurzelkonkurrenz) an den herbstlich-hohen N₂O-Emissionen zumindest beteiligt waren; es kann aber auch nicht bewiesen werden. Somit trifft die Hypothese bezogen auf die N₂O-Flüsse zu, möglicherweise aber nicht auf die zugrunde liegenden Mechanismen.

5. *Während eines ausgeprägten Frost-Tau-Zyklus im Winter könnten sehr viel höhere N₂O-Emissionen auftreten.*

Ähnlich wie bei Hypothese 3 steht hier zur Bestätigung oder Wiederlegung dieser Hypothese die entsprechende Witterungssituation noch aus. Die kurzen Frostereignisse, die im Januar 1999 und Januar 2000 auftraten, zeigten eher höhere N₂O-Flüsse aus den Kontrollflächen, allerdings waren die N₂O-Flußraten insgesamt in diesen Winterzeiträumen sehr gering. Der Frost war nie stark genug, um 5 cm Tiefe zu erreichen, und es traten auch keine typischen N₂O-Taupeaks auf⁶. Interessanterweise korrelierte die leichte Erhöhung der N₂O-Emissionen mit dem Einfrieren, nicht mit dem Auftauen des Bodens. Diese ersten, angedeuteten Ergebnisse scheinen die Hypothese somit eher zu widerlegen als zu bestätigen.

Generell waren im ersten Winter unter CO₂-Anreicherung die N₂O-Emissionen aus den E-Flächen geringer als die aus den A-Flächen; der Unterschied entwickelte sich allmählich im Verlauf der Wintermonate und war kurz vor der Düngung im April am ausgeprägtesten. Im ersten Winter betragen die emittierten N₂O-Mengen der E-Flächen nur die Hälfte von denen der A-Flächen (vgl. 4.4.3, DEA-Verlauf). Aber auch hier

⁶ Es wurde großer Wert darauf gelegt, beim Auftreten einer Frostphase und dem anschließenden Auftauen eine ausreichende Menge von Messungen durchzuführen, um mögliche Frost-Tau-Peaks auf jeden Fall zu erfassen. Nach eigener Einschätzung ist es unwahrscheinlich, daß diese "entgangen" sein könnten.

scheint es eine fortschreitende Entwicklung zu geben: Im folgenden Winter bestand nur während des kurzen Frostereignisses der Unterschied ($A > E$) des Vorjahres, die Summe des in dieser Zeit emittierten N_2O war annähernd gleich. Und im dritten Winter (die Periode ist hier noch unvollständig) wiesen die E-Flächen Anfang Januar 2001 (graphisch in dieser Arbeit nicht mehr dargestellt) immer noch höhere N_2O -Emissionen auf als die A-Flächen. Faßt man die obige Hypothese in einem weiteren Sinne als eine Vorhersage über die Winterperiode auf (unabhängig vom Frost), so scheint diese von den ersten Ergebnissen 1998 widerlegt zu werden. Von dem geschilderten winterlichen Trend über die fast drei Jahre der CO_2 -Anreicherung wird sie dagegen bestätigt – aber wohl wieder durch andere Mechanismen, als sie der Hypothese zugrunde lagen.

6. Generell werden die feuchtesten CO_2 -Ringe die höchsten N_2O -Emissionen aufweisen.

Diese Hypothese bezog sich auf die Jahresemissionssummen der A- oder E-Ringe (jeweils miteinander verglichen) und war aus den Ergebnissen der Vorversuchsperiode und einer allgemeinen Literaturübersicht (vgl. GRANLI & BÖCKMANN 1994) abgeleitet. Sie bestätigte sich weder für die Kontrollflächen noch für die E-Flächen: Nur im Jahr 2000 bestand eine positive Korrelation zwischen den mittleren Bodenfeuchte-Niveaus der Kontrollflächen und ihren N_2O -Jahresemissionssummen. Im Jahr 1998 war die Korrelation bei den A-Flächen negativ, d.h. die trockenste Fläche wies die höchste jährliche N_2O -Abgabe auf. Für die E-Flächen existierte zu keinem Zeitpunkt eine Korrelation mit der Bodenfeuchte. Soweit dies bisher abzusehen ist, war 2000 das trockenste der drei Untersuchungsjahre (mit Ausnahme der Vorversuchsperiode); offenbar entscheidet ab einem bestimmten hohen Feuchtelevel nicht allein die Bodenfeuchte über die Höhe der N_2O -Emissionen – nur in trockenen Jahren bestand hier eine Beziehung. Das Gleiche galt für die Korrelation zwischen den täglichen Bodenfeuchtwerten und den N_2O -Flußraten der einzelnen Ringe. Auch diese waren schlecht, und verbesserten sich nur leicht bei Betrachtung der einzelnen Sommerzeiträume. Hier waren in der Vorversuchsperiode die Korrelationen positiv, im Zeitraum 1998 bis 2000 jedoch waren sie in jedem Jahr negativ. Obwohl in Laborstudien zur Denitrifikation (die im Lindener Grünland dominierte), regelmäßig eine sehr gute Beziehung zwischen dem steigenden Wassergehalt bzw. dem sinkenden Sauerstoffgehalt und steigenden N_2O -Emissionen etabliert werden kann (GRANLI & BÖCKMANN 1994; DENDOOVEN & ANDERSON 1994; WENZHÖFER *et al.* 1997), schlagen doch Versuche, über die Bodenfeuchte im Freiland die N_2O -Flüsse zu modellieren, häufig fehl (Studien i.d.R. bei guter C- und N-Verfügbarkeit, MOGGE *et al.* 2001; SCHMIDT *et al.* 2000; Überblick bei GRANLI & BÖCKMANN 1994). Oder sie lieferten in einigen Ökosystemen (in der Regel die, an deren Daten das Modell erstellt wurde) gute Ergebnisse (CONEN *et al.* 2000; BREUER *et al.* 2000), auf andere Systeme angewandt hingegen nicht (CONEN *et al.* 2000). Obwohl es zunächst so aussah (Vorversuchsperiode), als ob im Lindener Grünland eine strikte positive Beziehung zwischen Wassergehalt und N_2O -Emissionen bestünde, muß diese Annahme letztendlich zurückgewiesen werden – sie gilt im

Lindener Grünland offenbar nur in relativ trockenen Jahren mit geringeren N_2O -Flüssen. Die *negative* Korrelation der einzelnen N_2O -Flußraten mit den Bodenfeuchtewerten (E- und A-Flächen) könnte eventuell auf ein sinkendes N_2O/N_2 -Verhältnis bei steigender Bodenfeuchte hindeuten: Wenn der Feuchtelevel im Boden stets hoch ist, könnte mehr N_2O -Reduktase, das am wenigsten persistente der Denitrifikationsenzyme, im Boden funktionsfähig vorliegen (DENDOOVEN & ANDERSON 1994). Wenn dann z.B. starke Niederschläge fallen, wäre das Hauptdenitrifikationsprodukt von vorne herein N_2 und weniger N_2O als z.B. in trockenen Jahren oder auf trockeneren Parzellen des Grünlands. In der Tat konnten in den feuchteren Jahren fast nie N_2O -Peaks infolge heftiger Niederschläge beobachtet werden, wie sie in der Vorversuchsperiode auftraten. Nitrifikation als Haupt- N_2O -Quelle als die Ursache für die negative Korrelation mit der Bodenfeuchte dürfte ausscheiden, da sie gerade bei hohen N_2O -Flüssen immer einen niedrigen Anteil besaß, wie die weiter unten unter 4.4.3 geschilderten Zusatzmessungen zeigten (vgl. auch MÜLLER *et al.* 1997).

Zusammenfassend können zwei verschiedenen "Bilanzen" gezogen werden: Ein pessimistischer Überblick über die Hypothesen und die realen Ergebnisse muß zu dem Schluß kommen, daß fast keine der Hypothesen zutraf: Vier von sechs stimmten nicht mit den Ergebnissen überein (Sommer- und Düngemissionen, Winteremissionen und Feuchteeinfluß, d.h. Nr. 1, 2, 5 und 6), eine stimmte (herbstliche Emissionserhöhung, Nr. 4), und bei einer kann noch keine Aussage getroffen werden (Wiedervernässung nach Trockenheit, Nr. 3).

Ein eher optimistischer Überblick erhöht die "Trefferquote" immerhin auf zwei (Herbstperiode und Düngemissionen wenige Tage nach Düngung, Nr. 4 und 2), muß zwei als falsch einräumen (Sommeremissionen und Feuchteeinfluß, Nr. 1 und 6) und könnte die beiden letzten als indifferent beschreiben, da noch entsprechende Witterungsereignisse fehlen (Wiedervernässung und Frost-Tau-Emissionen, Nr. 3 und 5). Selbst bei einer optimistischen Sicht der Dinge ist dies keine gute "Bilanz"; es zeigt vielmehr, daß es nicht ausreicht, Laborergebnisse, separat studierte Prozesse und Modellvorstellungen auf komplexe Freilandbedingungen (oder gar auf die globale Ebene) zu extrapolieren (SCHIMMEL & GULLEDGE 1998). Die Überprüfung im Freilandexperiment bleibt also unverzichtbar.

4.4.3 Die Suche nach den Ursachen der gesteigerten N_2O -Emissionen

Um die immensen Veränderungen der N_2O -Flüsse unter erhöhtem CO_2 erklären zu können, wurden Zusatzmessungen im Verlauf des ersten Jahrs der CO_2 -Anreicherung (Trennung zwischen N_2O aus Nitrifikation und Denitrifikation, Denitrifikations-Enzym-Aktivität, Netto-Nitrifikationsaktivität) durchgeführt. Um es vorweg zu nehmen: Die untersuchten "klassischen" Prozesse der Denitrifikation und der autotrophen Nitrifikation können die gewaltige Zunahme der N_2O -Emissionen unter erhöhtem CO_2 , vor

allem die im Ring E1, nicht schlüssig erklären. Einzelheiten der beobachteten CO₂-Reaktionen lassen sich aber besser verstehen. Die Zusatzuntersuchungen bedeuten zudem den Ausschluß von Vermutungen, auf die man bezüglich der CO₂-Reaktion der N₂O-Emissionen angewiesen wäre, wenn diese Untersuchungen *nicht* durchgeführt worden wären.

Die Charakteristik der stark gestiegenen N₂O-Emissionen unter erhöhtem CO₂ – langfristige Steigerung eher auf den trockeneren E-Flächen, Steigerung hauptsächlich während des (trockeneren) Sommers und des Herbstes, stärker positive Korrelation mit der Bodentemperatur als auf den Kontrollflächen – all dies deutet eher auf eine gesteigerte Nitrifikation als Denitrifikation hin, wenn man das über beide Prozesse bekannte Wissen zusammenfaßt (vgl. GRANLI & BÖCKMANN 1994; KAMMANN *et al.* 2000a). Nach der herrschenden Lehrmeinung ist in einem Ökosystem wie Grasland der allergrößte Anteil der Nitrifikation autotroph; heterotrophe Nitrifikation, so wird angenommen, ist auf sehr saure und/oder sehr heiße Standorte (Wald- und Tropenböden) beschränkt (HUTCHINSON & DAVIDSON 1993; BARRACLOUGH & PURI 1995; PAUL & CLARK 1996). Daher bedeutet im folgenden Nitrifikation immer *autotrophe* Nitrifikation.

Das **Verhältnis der N₂O-Produktion aus Nitrifikation und Denitrifikation** schien sich unter erhöhtem CO₂ nicht gravierend zu verändern, wie Feld-Messungen mittels der Acetylen-Inhibierungs-Technik (AIT; MÜLLER *et al.* 1998) mit geringen C₂H₂-Konzentrationen (10 Pa) ergaben. Dabei war über diese Messungen ein Jahresgang (1998/1999) erfaßt worden, ein Feuchte-Transsekt (Beprobung der "Ecken" der Kontroll-Parzellen A1 bis A3) und der CO₂-Einfluß durch Beprobung des "Destruktiv-rings" E4. (Da die Messung sehr viel Bodenfläche verbraucht hätte, konnten die Innenflächen von E1 bis E3 nicht beprobt werden.)

Das Lindener Grünland zeigte sich dabei in seiner *Flächenvariabilität* recht homogen: Trotz langfristig unterschiedlicher mittlerer Bodenfeuchte der Ringe A1 bis A3 waren die über alle Untersuchungen gemittelten Anteile von Nitrifikation und Denitrifikation an den N₂O-Emissionen kaum voneinander verschieden und nicht mit den Bodenfeuchteniveaus korreliert. Im Jahresgang, d.h. *zeitlich*, variierten die Anteile der beiden Prozesse dagegen beträchtlich, mit einem hohen Anteil der Denitrifikation nach der Düngung und einer "klassischen" positiven Korrelation zwischen der Bodenfeuchte und dem Anteil der Denitrifikation an den Gesamt-N₂O-Emissionen (vgl. LINN & DORAN 1984; KLEMEDTSSON *et al.* 1987; FIRESTONE & DAVIDSON 1989; HWANG & HANAKI 2000). So fanden beispielsweise auch HWANG & HANAKI (2000), das die Denitrifikation bei einem Feuchtelevel von 40 bis 60 % zur Hauptquelle des emittierten N₂O wurde. Die E4-Ergebnisse bezüglich des Anteils der beiden Prozesse an den N₂O-Emissionen unterschieden sich nicht von denen der drei A-Ringe. Dabei war die *absolute Höhe* der über die Inkubation gemessen N₂O-Emissionen von der Fläche E4 und den A-Flächen über alle Messungen gemittelt fast identisch (104 und 108 ng N kg⁻¹ h⁻¹ für E und A) und wies auch keinen grundsätzlich verschiedenen jahreszeitlichen Verlauf auf. Mit

anderen Worten, die gesteigerten sommerlichen N_2O -Emissionen der trockeneren E-Ringe 1 und 3 konnten im Inkubationsversuch (AIT) nicht gefunden werden. (Es sei angemerkt, daß der Ring E4 den beiden trockeneren Ringpaaren 1 und 3 in seiner Feuchte und Bodenbeschaffenheit ähnlicher war als dem feuchtesten Ringpaar 2. Vergleicht man die E4-Ergebnisse mit einem Mittel aus nur A1 und A3, bleibt das Ergebnis das gleiche wie oben beschrieben.)

Entweder waren die Prozesse, die in E1 und E3 im Sommer für die gesteigerten N_2O -Emissionen sorgten, trotz der Ähnlichkeit mit diesen Flächen im E4 nicht aktiv. Oder möglicherweise war das, was die hohen N_2O -Emissionen verursachte, nur *in situ* funktionsfähig, d.h. bei intakten Pflanzen(wurzeln) und ungestörtem Boden; wurde es zerstört, erlosch die N_2O -produzierende Funktion möglicherweise augenblicklich.

Zur Messung der **Netto-Nitrifikationsaktivität** wurde die (leicht modifizierte) Methode von GASCHE (1998) verwendet, bei der die Inkubationsdauer nur 3 Tage statt der 6 bis 8 Wochen nach der klassischen Freilandmethode von RUNGE (1965) und RUNGE (1970) betrug. Die Idee, die endogene Denitrifiziererpopulation des Bodens zur Konversion von NO_3^- zu leicht meßbarem N_2O zu nutzen, stammte ursprünglich von LENSI *et al.* (1986). Unter Netto-Nitrifikation ist im Folgenden die durch Nitrifizierer bei der aeroben Inkubation feldfrischen Bodens unter Freiland-Temperaturbedingungen gebildete Nitratmenge (ohne die *in-situ* stattfindende Nitrataufnahme durch Pflanzen) zu verstehen. Die Brutto-Nitrifikationsraten des ungestörten Bodens konnten in der vorliegenden Arbeit nicht gemessen werden (vgl. 2.11); im Lindener Grünland waren sie relativ hoch und betragen in völlig ungedüngtem Grünland im Frühjahr/Sommer 1997 bis zu $4500 \mu\text{g NO}_3\text{-N kg}^{-1} \text{Tag}^{-1}$ und aus NH_4 -gedüngtem Boden bis zu $21.000 \mu\text{g NO}_3\text{-N kg}^{-1} \text{Tag}^{-1}$ (Dr. C. Müller, mündl. Mitt., gemessen mit der von BARRACLOUGH & PURI 1995 beschriebenen ^{15}N pool dilution Technik). Damit war die Brutto-Rate (ungedüngter Boden) bis zu 18 mal höher als die hier gemessenen Netto-Nitrifikationsraten. Die geringsten von C. Müller (für ungedüngten Boden) ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten lagen wiederum in der gleichen Größenordnung wie die in der vorliegenden Arbeit gemessenen Raten.

Die mittleren auf den Kontrollflächen A1 bis A3 gemessenen Netto-Nitrifikationsraten schwankten zwischen 84 und $488 \mu\text{g NO}_3\text{-N kg}^{-1} \text{Tag}^{-1}$, und gemittelt über die insgesamt 10 Meßtermine lag sie bei $257 \mu\text{g NO}_3\text{-N kg}^{-1} \text{Tag}^{-1}$. In dem von LENSI *et al.* (1986) untersuchten Waldboden und an den von GASCHE (1998) beprobten Waldstandorten war die Netto-Nitrifikationsaktivität um mehr als den Faktor 10 höher als im Lindener Grünland, mit Maximalwerten von 4000 bis $5000 \mu\text{g NO}_3\text{-N kg}^{-1} \text{Tag}^{-1}$. Wie an den Waldstandorten von GASCHE (1998) trat im Lindener Grünland (in beiden CO_2 -Behandlungen) eine deutliche Saisonalität auf, mit den höchsten Werten im Frühjahr bzw. Frühsommer und den geringsten Werten im Winter.

Mit Beginn der CO_2 -Anreicherung war die Netto-Nitrifikation der E-Flächen zunächst signifikant erhöht. Schon im Laufe des Sommers 1998 ging die Erhöhung zurück. Am

Ende der Netto-Nitrifikationsmessungen (Juni 1999) waren die E-Raten schließlich signifikant niedriger als die A-Raten. Besonders ausgeprägt war die anfängliche Raten-Erhöhung im Ringpaar 2: Der E2 wies Anfang Juli 1998 die höchste je gemessene Netto-Nitrifikation von $2250 \mu\text{g NO}_3\text{-N kg}^{-1} \text{Tag}^{-1}$ auf; sie war zu diesem Zeitpunkt 4,5 mal höher als die des A2. Dabei waren der Wassergehalt des Bodens und (zu Beginn der Inkubation) der Nitrat-Anfangswert der beiden Ringe fast identisch, zudem war die Standardabweichung der Einzelproben sehr gering. Dieser Anstieg trat zeitgleich mit den (nur im ersten CO_2 -Anreicherungsommer) stark erhöhten N_2O -Flußraten im E2 auf. Diese konnten im folgenden Jahr 1999 nicht mehr beobachtet werden; zugleich waren im März und Juni 1999 die Netto-Nitrifikationsraten des E2 niedriger als die des A2. GASCHE (1998) konnte anhand seiner wöchentlichen Messungen eine gute Korrelation zwischen der Höhe der Netto-Nitrifikationsraten und der Höhe der NO -Emissionen der Waldböden zeigen⁷. Daher kann angenommen werden, daß auch im E2 ein Zusammenhang zwischen den erhöhten Netto-Nitrifikationsraten und den hohen N_2O -Emissionen bestand. Anhand der Daten läßt sich aber nicht feststellen, ob diese aus Nitrifikation oder Denitrifikation (des verstärkt gebildeten Nitrats) stammten. Da die N_2O -Emissionen des E2 mit den ersten starken Niederschlägen im September und Oktober aber noch einmal stark anstiegen, um dann bei einem Bodenwassergehalt von über Feldkapazität und niedrigen Bodentemperaturen Ende Oktober ganz abrupt auf das Niveau des A2 zu sinken, stammten sie zumindest im Herbst 1998 wohl hauptsächlich aus Denitrifikation. Bei 80 bis 90 % wassergefülltem Porenvolumen bzw. geringen Sauerstoff-Partialdrücken von unter 5 % wird die Nitrifikation oft vollständig inhibiert (GRANLI & BÖCKMANN 1994; PAUL & CLARK 1996; HWANG & HANAKI 2000). Man könnte einwenden, daß die höheren Netto-Nitrifikationsraten im E2 nicht bis in den Herbst 1998 hinein bestanden. Bei einer indirekten Kopplung der beiden Parameter (Netto-Nitrifikation und N_2O -Emissionen aus Denitrifikation) könnte dennoch ein Zusammenhang bestanden haben: ELLIS *et al.* (1996) konnten zeigen, daß Denitrifizierer Nitrat aufnehmen und eine Zeitlang speichern können, bevor es zu N_2O bzw. N_2 denitrifiziert wurde. Messungen von C. Müller mit markiertem ^{15}N -Nitrat legen dies auch für das Lindener Grünland nahe (mündl. Mitt. und zur Publikation eingereichtes Manuskript). Zudem wurde ein ähnliches Phänomen auch in der Vorversuchsphase im Winter 1996/1997 beobachtet: Bei Beginn des Auftauens war Nitrat in geringer Menge verfügbar (max. 7 ppm), während des andauernden Auftauens mit sehr hohen Peaks lagen jedoch alle N_{min} -Konzentrationen praktisch bei Null (KAMMANN *et al.* 1998). Von daher ist es denkbar, daß anfänglich erhöhte Netto-Nitrifikationsraten im E2 bis zur "Erschöpfung" des mikrobiell immobilisierten Substrats Nitrat zu gesteigerten N_2O -Emissionen aus Denitrifikation führten. Möglicherweise zeigte gerade der feuchteste FACE-Ring E2 die stärkste Reaktion auf die CO_2 -Anreicherung, weil das Niveau der Netto-Nitrifikationsraten stark positiv ($R^2 = 0,93$) mit dem Bodenfeuchte-Level korreliert war.

⁷ Die Messungen im Lindener Grünland mußten auf eine Frequenz von 3 bis 4 Wochen und mehr beschränkt bleiben, um den "Bodenverbrauch" in den CO_2 -Ringen möglichst gering zu halten.

Ringpaar 1, dasjenige mit der größten Differenz im N_2O -Fluß, wies beständig die niedrigsten Netto-Nitrifikationsraten von allen drei Ringpaaren auf. Diese waren zudem in E1 und A1 über den gesamten Zeitverlauf (bis auf den Anfang und das Ende der Messungen) fast identisch. Daher bietet die gemessene Netto-Nitrifikationsaktivität keinen Anhaltspunkt zur Erklärung der enorm und dauerhaft gesteigerten N_2O -Emissionen des E1. Es ist bei den gemessenen NO_3^- -Produktionsraten nicht anzunehmen, daß sie aus autotropher Nitrifikation gestammt haben könnten.

Die Messung der **Denitrifikations-Enzym-Aktivität (DEA)** diene nicht dazu, einen direkten Bezug zur Höhe der N_2O -Emissionen herzustellen, da N_2O nur ein Zwischenprodukt des Denitrifikationsprozesses ist, dessen Bildung und Anteil am Gesamtumsatz von sehr vielen Faktoren abhängig sein kann (FIRESTONE & DAVIDSON 1989; GRANLI & BØCKMANN 1994). Der vorhandene Enzymlevel und die Größe der Denitrifizierer-Populationen geben jedoch Auskunft über das vorhandene Potential zur Denitrifikation unter den längerfristig an einem Standort herrschenden Umweltbedingungen (SMITH & TIEDJE 1979: *phase I denitrification*; LUO *et al.* 1998; MENYAILO & HUWE 1999). Durch die Inhibierung des letzten Enzyms der Reduktionskette mittels 10 % Acetylen, der N_2O -Reduktase, wird die Aktivität der enzymatischen Reduktionskette bis einschließlich der NO -Reduktase gemessen (d.h. die Brutto- N_2O -Produktion). Die N_2O -Emissionen in die Atmosphäre werden aber auch vom letzten enzymatischen Schritt bestimmt – der Menge von N_2O , die komplett zu N_2 reduziert wird (DENDOOVEN & ANDERSON 1994). Dabei besitzt von allen Denitrifikationsenzymen die N_2O -Reduktase die geringste Persistenz im Boden unter oxischen Bedingungen, d.h. die vorhandene Menge kann i.d.R. nicht alles gebildete N_2O zu N_2 reduzieren (vgl. MENYAILO & HUWE 1999). Nach Einsetzen der Anaerobiose beginnt aber innerhalb weniger Stunden bis Tage die Neusynthese der N_2O -Reduktase (DENDOOVEN & ANDERSON 1994; PELL *et al.* 1996; MENYAILO & HUWE 1999).

Bei einem der DEA-Untersuchungstermine, dem 25.03.1999, wurde daher das potentielle $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ -Verhältnis auf den E- und A-Flächen gemessen (d.h. einmal mit und einmal ohne die Zugabe von C_2H_2); es war für beide CO_2 -Behandlungen im Mittel nicht signifikant verschieden und betrug 0,58 für die E-Flächen und 0,65 für die A-Flächen⁸. Die N_2 -Emissionen aus Denitrifikation besaßen demnach einen größeren Anteil als die N_2O -Emissionen, und die Verhältnisse waren für die E- und A-Flächen sehr ähnlich. Allerdings könnte auch dies Verhältnis im Jahresgang schwanken.

Generell wurden in anderen Studien in der obersten Bodenschicht stets die höchsten DEA-Werte gemessen; mit der Tiefe nahmen sie stark ab (JARVIS & HATCH 1994;

⁸ Hierbei wurde ein Satz Proben mit 10 % Acetylen inkubiert (d.h. es entstand $\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2$ in Form von meßbarem $\text{N}_2\text{O}-\text{N} = \text{P1}$) und ein weiterer ohne Acetylen, d.h. entsprechend der Aktivität der aktuell vorhandenen N_2O -Reduktase wurde ein Teil des gebildeten N_2O weiter zu N_2 reduziert (= P2). Das $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ -Verhältnis berechnete sich demnach als $\text{P2}/(\text{P1}-\text{P2})$. Ein Verhältnis von 1 bedeutet, daß genauso viel N_2O wie N_2 gebildet wird. Nahe der Bodenoberfläche sollte dies dann in etwa den emittierten Verhältnissen entsprechen, bei längeren vertikalen Diffusionsstrecken aus der Tiefe nach oben könnte N_2O weiter reduziert werden, d.h. das emittierte Verhältnis wäre geringer als das gemessene.

DENDOOVEN *et al.* 1996; LUO *et al.* 1998). So war in der letztgenannten Untersuchung die DEA in 20 bis 40 cm Tiefe im Weideland 5 bis 200 mal niedriger als in 0 bis 5 cm Tiefe (exponentielle Abnahme, LUO *et al.* 1998). Da auch die CO₂-induzierten Veränderungen im obersten, stark durchwurzelten Bodenhorizont am deutlichsten sichtbar werden sollten, wurden die Bodenproben zur DEA in der vorliegenden Arbeit aus 1 bis 6 cm Tiefe genommen (der oberste Zentimeter Pflanzenwurzelfilz wurde verworfen). Falls nicht anders angegeben, wurden in den zitierten Arbeiten ebenfalls die obersten 5 bis 6 cm beprobt.

Die Ziele der DEA-Untersuchungen waren: Erstens, die CO₂-Ring-Standorte im Hinblick auf ihr Denitrifikationspotential zu charakterisieren und festzustellen, ob und wie stark sie sich voneinander unterschieden, zweitens, ob die DEA-Werte jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen; und drittens, zu verfolgen, ob sich das Potential zur N₂O-Produktion unter erhöhtem CO₂ langfristig änderte.

Die mittleren DEA-Werte betragen für den Untersuchungszeitraum im Lindener Grünland 1058 µg N₂O-N kg⁻¹ h⁻¹ auf den E-Flächen und 1434 µg N₂O-N kg⁻¹ h⁻¹ auf den A-Flächen (Unterschied nicht signifikant). Diese Werte sind, verglichen mit denen anderer Autoren, relativ hoch: LUO *et al.* 1998) geben in zwei verschiedenen (trockeneren) Weideböden in Neuseeland etwa halb so hohe Werte an: 688 und 796 µg N₂O-N kg⁻¹ h⁻¹ im Frühjahr sowie 508 und 604 µg N₂O-N kg⁻¹ h⁻¹ im Herbst, obwohl die N-Applikation im Weideland von LUO *et al.* (1998) höher war als im Lindener Grünland. Kurzfristige Ereignisse, wie z.B. ein starker Regenfall (bei dem vorher und nachher Proben für die DEA-Bestimmung genommen worden waren), hatten keinen Einfluß auf das DEA-Niveau (LUO *et al.* 1998). Auch im Lindener Grünland bestand praktisch keine Korrelation zwischen den kurzfristig schwankenden Bodenfeuchtwerten in einem bestimmten CO₂-Ring und den gleichzeitig gemessenen DEA-Werten. In einem ebenfalls trockeneren Waldboden (*Pinus radiata*, sandiger Lehm) fanden BARTON *et al.* 2000) sehr niedrige DEA-Werte von nur 0,2 bis 0,3 µg N₂O-N kg⁻¹ h⁻¹. Wurde der zuvor beregnete Boden 7 Tage lang aerob, aber aufgesättigt (ohne C- und N-Gaben) vorinkubiert, stiegen die DEA-Werte im um den Faktor 1000. In einem Dünge-Experiment auf schluffigem Lehm ermittelten TENUTA *et al.* (2000) DEA-Werte, die bei der ungedüngten Kontrolle und einer NH₄NO₃-Düngung von 255 kgN ha⁻¹ in etwa gleich hoch lagen und zwischen 500 und 1000 µg N₂O-N kg⁻¹ h⁻¹ variierten (aus der Graphik der Publikation abgelesen). Der von MENYAILO & HUWE 1999) beprobte Graslandboden (0 bis 10 cm Tiefe; Permafrost in 70 bis 170 cm Tiefe) in Zentralsibirien wies nicht nur sehr ähnliche Bodenparameter auf wie das Lindener Grünland, sondern zeigte auch fast den gleichen DEA-Wert von 1360 µg N₂O-N kg⁻¹ h⁻¹. In der Salzmarsch der Chesapeake Bay (vgl. 4.2 und 4.3) wurde die DEA im Juni, August und Oktober 1994 gemessen (0 bis 10 cm Tiefe, MATAMALA & DRAKE 1999). Diese waren im Schnitt vier- bis fünfmal so hoch wie die des Lindener Grünlands; sie waren im Juni am höchsten und sanken bis Oktober um das 2- bis 2,5-fache (MATAMALA & DRAKE 1999) – im Lindener Grünland war der jahreszeitliche Verlauf eher umgekehrt. In einem sehr viel schwereren Boden, einem schlammigen Lehm-Podsol in der Nähe Moskaus, fanden

KURAKOV *et al.* 2000) dagegen sehr viel höhere DEA-Werte, die zwischen 5000 und 20000 $\mu\text{g N}_2\text{O-N kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ lagen (keine Angaben zur Tiefe der Probennahme).

Zusammengefaßt betrachtet, vermitteln die oben geschilderten Arbeiten folgendes Bild: Das Niveau der Denitrifikations-Enzym-Aktivität ist in allererster Linie vom langfristigen Bodenfeuchte-Niveau eines Standorts abhängig bzw. von den Bodenparametern, welche die Feuchte bestimmen. Über die zitierten Studien gesehen, variierte die DEA um den Faktor 10^5 , mit den geringsten Werten in sandigen, porösen Böden und den höchsten Werten im Podsol. Im Lindener Grünland spiegelte die gute Korrelation zwischen dem langfristigen Bodenfeuchte-Niveau und der mittleren DEA die oben dargelegte Feuchteabhängigkeit bzw. Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften "im Kleinen" wieder. Dabei waren die Unterschiede zwischen den einzelnen CO_2 -Flächen sehr viel geringer (Ringpaar 1: $\sim 500 \mu\text{g N}_2\text{O-N kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ bis Ringpaar 2: $\sim 2000 \mu\text{g N}_2\text{O-N kg}^{-1} \text{h}^{-1}$) als die Schwankungsbreite der zitierten DEA-Studien über den Bereich der verschiedenen Bodentypen. Das Lindener Grünland besaß eine verhältnismäßig hohe *in-situ* Denitrifikations-Enzym-Aktivität, wie der Vergleich mit den o.g. Arbeiten zeigt. Diese äußerte sich aber ohne die Verfügbarkeit von freiem mineralischen Stickstoff (ohne CO_2 -Anreicherung) *nicht* in hohen N_2O -Emissionen.

Nur in einer der genannten Studien wurde zur Saisonalität der DEA Stellung genommen (LUO *et al.* 1998); hier bestand fast kein Unterschied zwischen den im Frühjahr und im Herbst gemessenen Werten (s.o.). Im Lindener Grünland trat dagegen eine deutliche Saisonalität auf: Mit den ungewöhnlich hohen Niederschlägen im Herbst 1998 stieg auch das DEA-Niveau im Mittel auf mehr als das doppelte des sommerlichen Levels – am stärksten im (zu diesem Zeitpunkt) feuchtesten Ring A2. Dieser *in-situ*-Verlauf ähnelte in gewisser Weise der Studie mit der Vorinkubation von aufgesättigtem (nässegewohntem) Boden von BARTON *et al.* (2000). Eine *kurzfristige* Korrelation mit der Bodenfeuchte war (s.o.) dennoch nicht gegeben.

Die langfristige N-Verfügbarkeit war zwar nicht unbedeutend (o.g. Studien), dem mittleren Feuchtelevel des Bodens gegenüber aber eher von untergeordneter Bedeutung. In der Arbeit von MENYAILO & HUWE 1999 an verschiedenen Waldböden und einem Graslandboden, die über eine Dauer von 27 Jahren alle aus dem gleichen Substrat hervorgegangen waren (d.h. ähnliche Bodenart und Feuchtelevel), bestand jedoch die beste Korrelation zwischen der Höhe der N_2O -Emissionen (Langzeit-DEA-Inkubationen) und dem C/N-Verhältnis des Substrats. Unter erhöhtem CO_2 ist es sehr wahrscheinlich die N_{min} -Verfügbarkeit, die sich an ohnehin N-limitierten Standorten verringert (vgl. 1.3.2), indem eine stärkere Konkurrenzsituation zwischen Pflanzen und mikrobieller Biomasse um frei verfügbaren mineralischen Stickstoff eintritt (z.B. HU *et al.* 2001). So deuten auch MATAMALA & DRAKE 1999) ihre DEA-Ergebnisse in der Salzmarsch (s.u.).

Existierte nun eine Verschiebung im DEA-Level unter erhöhtem CO_2 im Lindener Grünland? Die Zusatzuntersuchungen zeigten keinen signifikanten (zeitlichen) Entwicklungstrend in eine bestimmte Richtung; vielmehr dominierte der mittlere Bodenfeuchte-

Level die Höhe der DEA-Werte (s.o.). Es bestand aber die Tendenz zu einem verringerten DEA-Niveau unter erhöhtem CO₂, selbst wenn der Bodenfeuchte-Einfluß berücksichtigt wurde. Bei 4 von 10 Untersuchungszeitpunkten waren die DEA-Werte (E und A-Mittel) fast identisch, zu den restlichen 6 Zeitpunkten dagegen waren die A-Werte deutlich höher (einmal davon signifikant höher). Auf keinen Fall hat die DEA unter erhöhtem CO₂ zugenommen, das belegen die DEA-Messungen ganz eindeutig.

Dieser Befund steht daher im Gegensatz zu den Ergebnissen anderer Autoren: So zeigte beispielsweise die Untersuchung von SMART *et al.* (1997) eine Erhöhung der DEA rhizosphärennaher Denitrifizierer unter erhöhtem CO₂. Allerdings war Nitrat in dieser Arbeit, die an Pflanzen in Nährlösungskultur durchgeführt wurde, sehr wahrscheinlich unbegrenzt verfügbar (für beide, Pflanzen wie Denitrifizierer). SMART *et al.* (1997) geben eine erhöhte Verfügbarkeit von leicht metabolisierbarem organischen Kohlenstoff unter CO₂-Anreicherung als wahrscheinlichste Ursache für ihre Befunde an. Auch die Ergebnisse von ROBINSON & CONROY (1999, vgl. Kap. 4.2) weisen in Richtung einer gesteigerten Denitrifiziereraktivität unter erhöhtem CO₂; die Autoren machten jedoch Verbesserungen in der Wassernutzung der untersuchten C₄-Pflanzen unter erhöhtem CO₂ hierfür verantwortlich. Allerdings war hier ebenfalls die Nitratverfügbarkeit sehr viel höher als im Lindener Grünland.

In der bereits zitierten Langzeit-CO₂-Anreicherungsstudie in der C₃-Pflanzen-Salzmarsch wurden jedoch ebenfalls verringerte DEA-Werte unter erhöhtem CO₂ gefunden (3 Meßzeitpunkte 1994, im 8. Jahr nach Beginn der CO₂-Anreicherung 1987); dabei war der Unterschied im Oktober signifikant (MATAMALA & DRAKE 1999). Ähnlich wie im Lindener Grünland, in dem Bodenfeuchteveränderungen unter erhöhtem CO₂ im Prinzip keine Rolle spielten, halten MATAMALA & DRAKE (1999) die Verknappung von freiem mineralischen Stickstoff für die wahrscheinlichste Ursache für den Rückgang im DEA-Level bzw. in den Denitrifizierer-Populationen. Ein sinkendes DEA-Niveau sollte das Potential für kurzzeitig hohe N₂O-Emissionen bei Eintreten denitrifikationsförderlicher Bedingungen im Freiland verringern.

In Studien, in denen dies gemessen wurde, bestand jeweils eine sehr gute Korrelation zwischen dem DEA-Niveau und der Höhe der jährlich gemessenen N₂O-Emissionen am Standort (BARTON *et al.* 2000), oder mit den bei Labor-Inkubationen gemessenen N₂O-Emissionen (MENYAILO & HUWE 1999). Im feuchtesten Ringpaar 2 trat ab dem Herbst 1998 (parallel zum Rückgang der gesteigerten N₂O-Emissionen vom E2) eine Divergenz zwischen den DEA-Niveaus auf, mit zeitweilig nur halb so hohen DEA-Werten im E2, die bis zum Ende der Messungen andauerte. Parallel dazu sanken im zweiten Jahr der CO₂-Anreicherung vor allem während Phasen mit höherer Denitrifikationsaktivität (Düngung, hohe Bodenfeuchte) die E2-N₂O-Emissionen wieder unter die des A2 (so wie es vor Beginn der CO₂-Anreicherung gewesen war). DEA-Level und N₂O-Emissionen schienen somit im Ringpaar 2 korreliert zu sein.

Die DEA-Untersuchungen bieten daher ein weiteres Indiz dafür, daß die hohen N₂O-Emissionen auf den trockeneren Flächen E1 und E3, die generell die geringeren DEA-

Niveaus aufwiesen (gegenüber E2 – A2), wahrscheinlich nicht aus Denitrifikation stammten (neben der negativen Korrelation mit der Bodenfeuchte und anderen Gründen, vgl. 4.4.2). Gerade E1 wies ein nicht seiner Feuchte "entsprechendes", sondern unterdurchschnittliches DEA-Niveau auf.

Weder über die autotrophe Nitrifikation, noch über die Denitrifikation lassen sich die stark gesteigerten N_2O -Emissionen unter erhöhtem CO_2 erklären. Welche Möglichkeiten könnten noch bestehen, die mit den durchgeführten Messungen nicht erfaßt worden wären? – Dazu zwei Arbeitshypothesen für zukünftige Untersuchungen:

Steigerung der N_2O -Produktion aus Denitrifikation durch folgende miteinander kombinierte Parameter: Sinkende Persistenz der N_2O -Reduktase, d.h. steigender N_2O -Anteil (diese Verhältnisse wurden nur einmal in der kalten Jahreszeit gemessen). Sie müssten regelmäßig v.a. während des Sommers erfaßt werden. Gleichzeitig könnte ein in Rhizosphärennähe sinkender pH-Wert (z.B. verstärkte Wurzel-Ausscheidung organischer Säuren unter erhöhtem CO_2) das N_2O/N_2 -Verhältnis steigen lassen (pH-Wert-Abhängigkeit: vgl. EATON & PATRIQUIN 1989; FLESSA *et al.* 1998). Der Rhizosphären-pH kann in Abhängigkeit von der Nährstoffaufnahme und der gekoppelten Ionenabgabe um bis zu zwei Einheiten höher oder tiefer als der des wurzelfernen Bodens (*bulk soil*) liegen (MARSCHNER *et al.* 1986). (Es müßte also bei einer pH-Messung des *bulk soil* nicht unbedingt meßbar sein). Das Vorhandensein leicht mineralisierbarer anstelle langlebiger organischer C-Substrate steigerte in einer Untersuchung von DENDOOVEN *et al.* (1996) ebenfalls das N_2O/N_2 -Verhältnis. Indizien für eine gesteigerte C-Rhizodeposition waren im Lindener Grünland einerseits höhere C_{org} -Gehalte und andererseits die erhöhte Bestandesatmung (vgl. 4.3), die auf E1 von 1998 bis 2000 am wenigsten rückläufig war. Wurzelnah resultierte u.U. ein erhöhter O_2 -Verbrauch durch Rhizodeposition und Wurzelatmung selbst (denitrifikationsförderliche Bedingungen). Verschiebungen in den letzten drei Parametern wären anhand des DEA-Niveaus nicht zu erkennen gewesen. Diese Möglichkeiten sollen über Modellversuche getestet werden. Als einzige Ursache für die gesteigerten N_2O -Emissionen (v.a. im E1) werden sie jedoch für weniger wahrscheinlich gehalten, da freies Nitrat und Nitrit (= Chemodenitrifikation, vgl. CHALK & SMITH 1981; MÜLLER 1999) praktisch nicht verfügbar waren.

N_2O -Produktion durch heterotrophe Nitrifikation: Heterotrophe Nitrifizierer sind Organismen, die Nitrat ohne Energiegewinnung aus NH_4^+ und/oder organischen Substraten produzieren können (PAUL & CLARK 1996). Der Term "Heterotrophe Nitrifikation" wird bisweilen auch für die Oxidation von organischem Stickstoff (Bsp. Aminosäuren) zu Nitrat benutzt (BARRACLOUGH & PURI 1995). Heterotrophe Nitrifikation gilt in Grasland als ein Prozeß mit nur geringem oder gar keinem Anteil an der Nitratproduktion (Bsp. FIRESTONE & DAVIDSON 1989; PAUL & CLARK 1996). In sauren Waldböden oder tropischen Böden kann den Autoren zufolge der Anteil jedoch

beträchtlich sein. Zu den heterotrophen Nitrifizierern gehören neben Organismen wie *Arthrobacter globiformis*, *Aerobacter aerogenes*, *Streptomyces griseus*, *Thiosphaera*- und *Pseudomonas*-Arten vor allem Pilze, Arten wie *Aspergillus flavus*, *Penicillium*- und *Cephalosporium*-Arten (ROBERTSON & KUENEN 1990, PAUL & CLARK 1996). Aber auch ektotrophe Mykorrhiza wurde als heterotropher Nitrifizierer identifiziert (PAUL & CLARK 1996). Diese Organismen werden nicht durch Acetylen gehemmt; daher wäre ein von ihnen produzierter N_2O -Anteil bei den AIT-Messungen mit in den Denitrifikations-Anteil eingegangen. Da aber auch bei diesen Inkubationen nie die *in-situ* gemessenen hohen N_2O -Emissionsraten auftraten (E4-Boden, s.o.), noch erhöhte Netto-Nitrifikationsraten unter erhöhtem CO_2 gefunden wurden, scheint heterotrophe Nitrifikation auf den ersten Blick ebenfalls nicht für den beobachteten N_2O -Emissionsanstieg in Frage zu kommen. Heterotrophe Nitrifizierer sind jedoch oft gleichzeitig (aerobe) Denitrifizierer – mit anderen Worten, sie setzen möglicherweise gar kein (meßbares) Nitrat frei, was die Abschätzung der Größenordnung dieses Nitrifikationsprozesses schwierig macht (ROBERTSON & KUENEN 1990; PAUL & CLARK 1996). ROBERTSON & Kuenen (1990) berichten von Untersuchungen an dem Organismus *Thiosphaera pantotropha*, der aus heterotropher Nitrifikation stammendes Nitrit sofort aerob denitrifizierte, wobei erhöhte Nitrit- und Nitratkonzentrationen die heterotrophe Nitrifikation hemmten. Möglicherweise tritt diese Funktionalität (heterotrophe Nitrifikation bei gleichzeitiger aerober Denitrifikation) auch bei intakter arbuskulärer Mykorrhiza (AM) und nur *in-situ* auf, d.h. bei permanenter Kohlenhydrat-Versorgung durch den pflanzlichen Partner, die unter erhöhtem CO_2 höchstwahrscheinlich gesteigert war. Kleinräumige Veränderungen in der Rhizosphäre (O_2 -Partialdruck, pH-Wert, *anaerobic microsites* über wurzellosoziierte Atmung, u.a.) könnten Bedingungen geschaffen haben, unter denen verstärkt über diesen Weg N_2O gebildet wurde. Von Pilzen ist bekannt, daß sie im Stickstoff-Stoffwechsel eine Vielzahl von Möglichkeiten und Fähigkeiten besitzen (MARZLUF 1997). Es wäre denkbar, daß die N_2O -Produktion sofort erlischt, wenn die intakte Symbiose zerstört wird (Inkubation von homogenisierten Bodenproben). Wie in Kapitel 1 ausgeführt, stiegen in etablierten Ökosystemen die AM-Parameter wie Hyphenlänge, Glomalin-Konzentration oder Befall pro Wurzellänge unter erhöhtem CO_2 an (RILLIG *et al.* 1999a, b; RILLIG *et al.* 2000). Möglicherweise spielen niedermolekulare organische Stickstoffverbindungen in dem Teil des N-Kreislaufs, von dem bislang angenommen wurde, er sei dem mineralischen Stickstoff vorbehalten, eine wichtige Rolle (Direktaufnahme durch Bodenmikroorganismen: BARRACLOUGH 1997; Direktaufnahme durch Pflanzen, u.a. ein AM-Gras: NÄSHOLM *et al.* 1998). Diese Hypothese soll mittels verschiedener Isotopen-Techniken in Modellversuchen mit etabliertem Grünland überprüft werden.

4.5 Die CH₄-Flüsse unter erhöhtem CO₂

4.5.1 Der Rückgang der Methanoxidation

Über die Perioden vor und nach Beginn der CO₂-Anreicherung gemittelt, betrug die **CH₄-Oxidationsraten der Kontrollflächen** 20,9 und 20,8 µg CH₄-C m⁻² h⁻¹. Gemittelt über jeweils einen Jahreszeitraum (1998 bis 2000), wies von allen Kontrollringen der A2 stets die geringsten und der A3 stets die höchsten Jahres-Oxidationsraten auf (minimal 13,6 µg CH₄-C m⁻² h⁻¹ im A2 im Jahr 1998 und maximal 30,4 µg CH₄-C m⁻² h⁻¹ im A3 im Jahr 2000). Die höchsten je gemessenen einzelnen Oxidationsraten lagen (in A1, E2, A2) bei etwa 135 µg CH₄-C m⁻² h⁻¹, was daher als die maximal mögliche CH₄-Oxidationskapazität des untersuchten Grünlands angesehen werden kann (vgl. BORKEN *et al.* 2000).

Diese mittleren Raten entsprachen den in anderen temperaten Grasländern gemessenen Werten: TATE & STRIEGL 1993) berichten von mittleren Oxidationsraten zwischen 20 und 32 µg C m⁻² h⁻¹ aus Präriegrasland. MOSIER *et al.* (1991) fanden Werte zwischen 15 und 26 µg C m⁻² h⁻¹ in Hoch- und Tiefland-Prärie und ungedüngtem Grünland. BOECKX *et al.* (1997) ermittelten mit der Inkubation von Bodenkernen aus tonigem Graslandboden eine Oxidationsrate von 25 µg C m⁻² h⁻¹. Weltweit differieren Methanoxidationsraten verschiedener Böden voneinander weniger durch die Lage in den unterschiedlichen Klimazonen, als vielmehr durch spezielle standörtliche Bedingungen wie z.B. Bodeneigenschaften, Grundwasserstand, Landnutzungsformen und N-Düngung (v.a. Ammonium; HÜTSCH *et al.* 1994; POWLSON *et al.* 1997; HÜTSCH 1998c; MOSIER *et al.* 1998). So geben beispielsweise PRIEMÉ & CHRISTENSEN (1999) in einer Zusammenfassung verschiedener Studien und eigener Ergebnisse für tropische Savannen eine mittlere CH₄-Oxidationsrate von 27,8 µg C m⁻² h⁻¹ an, was in etwa der mittleren A3-Rate (1998 bis 2000) oder der mittleren E1-Rate (1998) des Lindener Grünlands entspricht. Auch in Wüstenböden wurden CH₄-Oxidationsraten von 20,6 µg C m⁻² h⁻¹ gemessen (STRIEGL *et al.* 1992), die mit den über die drei Jahre 1998 bis 2000 gemittelten A-Raten des Lindener Grünlands fast identisch sind (20,8 µg C m⁻² h⁻¹). Waldböden mit neutralem pH-Wert scheinen weltweit die größte Methanoxidationskapazität zu besitzen (z.B. STEUDLER *et al.* 1989; CASTRO *et al.* 1995; BRADFORD *et al.* 2000; ISHIZUKA *et al.* 2000). Die *höchsten* im Lindener Grünland gemessenen Werte entsprachen dabei in etwa den *mittleren* in den (ungedüngten) Waldökosystemen der o.g. Autoren gemessenen CH₄-Oxidationsraten. Andere Studien an Wäldern ermittelten bisweilen auch geringere Oxidationsraten: BORKEN *et al.* (2000) fanden in zwei Untersuchungsjahren mittlere CH₄-Oxidationsraten von 11,4 und 14,1 µg C m⁻² h⁻¹ in saurem Fichtenwaldboden (im Solling bei Göttingen), bei einem Maximalwert von 56 µg C m⁻² h⁻¹. Auch in borealem Hochland- und Auen-Wald in Alaska waren die von BILLINGS *et al.* (2000) gemessenen CH₄-Oxidationsraten durchschnittlich geringer als im Lindener Grünland, mit Maximalwerten von 29,7 und 17,8 µg C m⁻² h⁻¹ für die

beiden Standorte. Stark mit Stickstoff gedüngte Graslandökosysteme wiesen i.d.R. wesentlich geringere Methanoxidationsraten auf als in der vorliegenden Untersuchung gemessen (Bsp. MOSIER *et al.* 1991; MOSIER & DELGADO 1997a; MOSIER *et al.* 1997b; HÜTSCH 1998b). So geben VAN DEN POL-VAN DASSELAAR *et al.* (1999) in einer Studie an vier unterschiedlich stark gedüngten Grünlandstandorten in den Niederlanden die höchste jährliche CH₄-Oxidation für ein extensiv beweidetes Grünland (jährliche N-Deposition: 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹) mit 1,1 kg CH₄ ha⁻¹ an (= 9,4 µg C m⁻² h⁻¹). Alle anderen von den Autoren untersuchten und höher mit verschiedenen Stickstoffformen gedüngten Grünlandstandorte besaßen eine weit geringere CH₄-Oxidationskapazität. Generell besteht eine positive Korrelation zwischen der (natürlichen) Fruchtbarkeit eines Standorts und der Höhe seiner Methanoxidationsrate (KRUSE & IVERSEN 1995; CASTRO *et al.* 1995). Abschließend betrachtet, besaß der fruchtbare Standort "Lindener Grünland", obwohl gedüngt und bei relativ hoher Bodenfeuchte, eine verhältnismäßig hohe CH₄-Oxidationskapazität. Es erreichte in Spitzenwerten die gleichen Raten wie stark Methan oxidierende Waldböden mit neutralem pH-Wert.

Das Lindener Grünland beherbergt wahrscheinlich hauptsächlich jene Typ-II-Methanotrophen (vgl. DUNFIELD *et al.* 1999; BULL *et al.* 2000), die sowohl mit hoher als auch mit geringer Affinität – je nach längerfristigen Expositionsbedingungen – Methan oxidieren können: Mit der Bodenluftsondentechnik (KAMMANN *et al.* 2001a in Anhang 2) wurden wiederholt in Tiefen ab 50 cm aufwärts Methanproduktion bzw. hohe Methankonzentrationen (durch CH₄-Produktion in der Tiefe) gemessen, die zeitweise bis dicht unter die Oberfläche reichte (vgl. KAMMANN *et al.* 2001b in Anhang 4). Eine *in-situ*-Induktion der Methanoxidierer durch hohe CH₄-Konzentrationen, so wird angenommen (GOULDING *et al.* 1996), fördert deren CH₄-Oxidationskapazität (Bsp. Laborstudie: NESBIT & BREITENBECK 1992; Freilandmessungen: BILLINGS *et al.* 2000), wenn nicht allzu lange hohe CH₄-Konzentrationen herrschen ("Akklimation": Anstieg des K_m-Werts, vgl. DUNFIELD *et al.* 1999). Temporäre Methanproduktion ist im Lindener Grünland nicht selten, wie auch die sporadisch gemessenen Methan-Emissionsereignisse demonstrierten, und könnte daher zu der verhältnismäßig hohen CH₄-Oxidationskapazität des Lindener Grünlandbodens beigetragen haben.

Unter erhöhtem CO₂ begann im zweiten Jahr ein kontinuierlicher Rückgang der mittleren CH₄-Oxidationsraten in den E-Ringen, der bis zum Ende der Untersuchungen andauerte. Dieser war für das Jahr 2000 auf dem Niveau P < 0,1 signifikant. Am stärksten ausgeprägt war der wachsende Unterschied zwischen den E- und den A-Flächen während der Vegetationsperiode – im dritten Sommer der CO₂-Anreicherung waren die CH₄-Flußraten der E-Flächen signifikant geringer als die der A-Flächen (P = 0,03) und betrug nur noch 76 % der CH₄-Oxidationsraten der Kontrollflächen. Über das gesamte Jahr 2000 betrachtet, waren die E-Methanoxidationsraten um 20 % geringer als die der Kontrollringe. Diese Entwicklung war, wie schon beim N₂O, im wesentlichen den beiden trockeneren Ringen E1 und E3 zuzuschreiben: Auf E1 entwickelte sich der Rückgang langsam und kontinuierlich und "gipfelte" im September

2000 in einem Methanemissionsereignis (siehe unten); im E3 war der stärkste Rückgang 1999 zu verzeichnen und blieb im Jahr 2000 auf dem erreichten verringerten Niveau. Im feuchtesten Ringpaar 2 (E2) hingegen fand keine vergleichbare Entwicklung statt. Die Tatsache, daß der Unterschied zwischen den E- und A-Flächen jeweils während der Vegetationsperiode am ausgeprägtesten war, weist auf den Pflanzen-vermittelten Einfluß der erhöhten CO₂-Konzentration als Ursache hin. Es sind zwei weitere Untersuchungen zum Einfluß erhöhter CO₂-Konzentrationen auf die Methanoxidation bekannt (INESON *et al.* 1998; AMBUS & ROBERTSON 1999), in denen im Mittel ähnliche Ergebnisse erzielt wurden wie in der vorliegenden Arbeit.

Während der bereits geschilderten 9-tägigen Messungen von INESON *et al.* (1998) im Swiss FACE-Intensivgrünland wurde eine um $\frac{2}{3}$ verringerte CH₄-Oxidationsrate unter erhöhtem CO₂ festgestellt, d.h. 19,1 µg C m² h⁻¹ auf den Kontrollflächen und 6,4 µg C m⁻² h⁻¹ auf den CO₂-Anreicherungsflächen. Die Autoren merken dazu an, das Ergebnis sei eine Parallele zu den erhöhten CH₄-Emissionen, die in Untersuchungen unter CO₂-Anreicherung stets gefunden worden seien (vgl. DACEY *et al.* 1994; HUTCHIN *et al.* 1995; MEGONIGAL & SCHLESINGER 1997; SAARNIO *et al.* 2000). Sie geben aber keine Erklärung oder Hypothesen für die beobachtete drastische Reduktion der CH₄-Oxidationsraten an. Die CH₄-Oxidationsreduktion in der Studie von INESON *et al.* (1998) war wesentlich größer als die im Lindener Grünland, obwohl beide im dritte Jahr der CO₂-Anreicherung gemessen wurden. Die von INESON *et al.* (1998) in ihrer Kontrollfläche im Juli gemessene Methanoxidationsrate war geringer als die Werte der A-Flächen des Lindener Grünlands in vergleichbaren Zeiträumen (Juli 1998, 1999 und 2000: zwischen 25 und 42 µg C m² h⁻¹). Das Schweizer Grünland wurde wesentlich intensiver gedüngt (Ammoniumnitrat: 560 kg ha⁻¹ a⁻¹) als das Lindener Grünland. Da höhere Ammonium-Applikationen über längere Zeiträume in der Regel für einen Rückgang der Methanoxidation in landwirtschaftlich genutzten Böden sorgen (vgl. HÜTSCH *et al.* 1994; POWLSON *et al.* 1997; HÜTSCH 1998a; HÜTSCH 2001), ist dieser Unterschied nicht verwunderlich. Möglicherweise könnte er sogar die Ursache des stärkeren CH₄-Oxidations-Rückgangs in der Studie von INESON *et al.* (1998) verglichen mit dem im Lindener Grünland sein: Auf der Suche nach den Ursachen der sich verringern den CH₄-Oxidationsraten unter N-Düngung wird neben der "klassischen" Ursache der Substratinhibierung der Methan-Monooxygenase durch Ammonium (vgl. BÉDARD & KNOWLES 1989; ADAMSEN & KING 1993; KING & SCHNELL 1994) auch immer wieder diskutiert, ob nicht beschleunigte bzw. veränderte N-Umsetzungsprozesse in Böden über inhibierende N-Intermediärprodukte wie z.B. Nitrit, bestimmte Aminosäuren oder phenolische N-haltige Verbindungen an der Hemmung der Methanotrophen beteiligt sein könnten (vgl. KRUSE & IVERSEN 1995; BOECKX & VAN CLEEMPUT 1996; HÜTSCH 1998a; TLUSTOS *et al.* 1998). So fanden beispielsweise BRADFORD *et al.* (2000) nach Kahlschlag an verschiedenen Waldstandorten (UK) stark reduzierte CH₄-Oxidationsraten in den Böden, gekoppelt mit gesteigerten N₂O-Emissionen, welche die Autoren als Indiz für beschleunigte Stickstoff-Umsetzungsprozesse (erhöhte N_{min}-Konzentrationen) werteten. Interessanterweise bewirkte ein selektiver Einschlag genau

das Gegenteil: Die Methanoxidationsraten stiegen, und die N₂O-Emissionen verringerten sich signifikant (BRADFORD *et al.* 2000; die Verfügbarkeit verschiedener N-Verbindungen wurde nicht gemessen). Genau die gleiche Beziehung war in der vorliegenden Studie zu beobachten: Die N₂O-Emissionen waren in *den* beiden Ringen (unter erhöhtem CO₂) gesteigert, die gleichzeitig auch die rückläufigen Methanoxidationsraten aufwiesen. BOECKX & VAN CLEEMPUT (1996) beobachteten in Labor-Experimenten mit Deponieböden beim Einbringen von Gründünger mit engem C/N-Verhältnis einen Rückgang der Methanoxidation (wie bei der Zugabe von Ammonium); wurde jedoch Gründünger mit weitem C/N-Verhältnis untergemischt, blieb die Methanoxidation unverändert. Unter erhöhtem CO₂ nimmt die Verfügbarkeit von freiem mineralischen Stickstoff tendenziell ab (vgl. 1.3.2), somit hätte die CH₄-Oxidationskapazität im Lindener Grünland theoretisch eher ansteigen als abnehmen sollen. Hohe N-Dünger-Mengen hatten im Lindener Grünland keinen Einfluß auf die CH₄-Oxidationskapazität (KAMMANN *et al.* 2001b in Anhang 3). Die erhöhten N₂O-Emissionen wiesen in der vorliegenden Untersuchung auf Veränderungen in den N-Umsatzprozessen hin, die sich jedoch anhand der gemessenen mineralischen N-Konzentrationen und der Messung der Netto-Nitrifikationsraten nicht erklären ließen (vgl. 4.4.3). Wenn daher tatsächlich eine Inhibierung der Methanoxidation über veränderte N-Umsatzprozesse eingetreten sein sollte, können es nur organische N-Verbindungen gewesen sein; eine Akkumulation von Nitrit ist bei dem pH-Wert des Grünlandbodens und nach dem derzeitigen Wissensstand (gerade zur Wirkung von erhöhtem CO₂, vgl. 1.3) ausgesprochen unwahrscheinlich (PAUL & CLARK 1996; MÜLLER 1999). Dennoch sollte der Nitritgehalt während der "Hochphase" der Veränderungen (N₂O; CH₄) im Sommer 2001 mit der Methodik von STEVENS & LAUGHLIN (1995) sowohl in der Rhizosphäre als auch im Gesamtboden (*bulk soil*) aller CO₂-Ringe gemessen werden, um Nitrit als Ursache ausschließen zu können. Eine weitere Erklärungsmöglichkeit könnte die Entstehung organischer Intermediär-N-Verbindungen im Stoffwechsel heterotropher Nitrifizierer (Pilze, vgl. MARZLUF 1997) sein; diese organischen N-Verbindungen könnten sowohl die CH₄-Oxidation inhibieren als auch als Vorläufersubstanzen an der Entstehung der hohen N₂O-Emissionen beteiligt sein. Die Typ-II-Methanotrophen können häufig N₂ fixieren; werden sie durch hohe CH₄-Konzentrationen gefördert, können die N₂O-Emissionen des betreffenden Bodens (hauptsächlich durch methanotrophe Nitrifikation) signifikant steigen, wie MANDERNACK *et al.* (2000) in Untersuchungen an Deponieböden zeigen konnten. Möglicherweise läßt sich der Weg des Stickstoffs im Beziehungsgeflecht Pflanze – Mykorrhiza – Bodenmikroorganismen über die Blatt-Applikation von ¹⁵N-¹³C-Harnstoff (SCHMIDT & SCRIMGEOUR 2001) in Zusatzexperimenten verfolgen und aufklären.

In der zweiten Studie wurden die Methanoxidationsraten *in-situ* zu drei Zeitpunkten in Pappelmikrokosmen gemessen, die im zweiten Jahr erhöhtem CO₂ ausgesetzt waren (AMBUS & ROBERTSON 1999). Dabei lagen die CH₄-Oxidationsraten unter erhöhtem CO₂ im Mittel um 22 % unter denen der Kontrollen; diese Reduktion liegt in der gleichen Größenordnung wie die im Lindener Grünland im dritten Jahr des Experiments

gemessene. AMBUS & ROBERTSON (1999) geben als wahrscheinlichste Ursache eine durch die CO₂-Behandlung gesteigerte Bodenfeuchte an (vgl. Kap. 1.4.2). Dies kann für das Lindener Grünland als Ursache der verringerten Methanoxidationsraten mit ziemlicher Sicherheit ausgeschlossen werden, da die Bodenfeuchte unter erhöhtem CO₂, wie bereits diskutiert (vgl. 4.2), praktisch unverändert blieb. Im Gegensatz zur Vorversuchsperiode (KAMMANN *et al.* 2001b in Anhang 3) bestand zwar im Zeitraum 1998 bis 2000, wie häufig in anderen Studien gefunden (Bsp. CASTRO *et al.* 1994; BORKEN *et al.* 2000), eine (mäßige) negative Korrelation zwischen der Bodenfeuchte und den CH₄-Oxidationsraten auf den einzelnen Flächen. Über das Versuchsgelände betrachtet, konnte aber zwischen der mittleren CH₄-Oxidation einer Fläche und dem mittleren Feuchteniveau keine Korrelation festgestellt werden (weder für die E-, noch für die A-Flächen). In Ökosystemen, in denen die Methanoxidation auch von der Methanproduktion (in der Tiefe, aber auch oberflächennah) beeinflusst werden kann (vgl. Anhang 3 und 4), scheint die Bodenfeuchte prinzipiell eine nicht sehr gut geeignete Größe zu sein, um die CH₄-Oxidationsraten vorher zu sagen (KAMMANN *et al.* 2001b; BILLINGS *et al.* 2000). In der letztgenannten Studie wurde in einer arktischen Talau mit hoher Bodenfeuchte und Methanproduktion in der Tiefe trotz künstlicher Verringerung der Bodenfeuchte (Regendach) eine *Abnahme* der CH₄-Oxidation festgestellt. BILLINGS *et al.* (2000) vermuten speziell an die hohen Bodenfeuchte-Bedingungen angepasste Methanoxidierer-Populationen an diesem Standort; an einem anderen Standort mit wesentlich geringerer Bodenfeuchte (*upland forest*) bewirkte die künstliche Verringerung des Niederschlags durch Überdachung die erwartete Steigerung der Methanoxidation, wie sie auch von BORKEN *et al.* (2000) in einem sehr ähnlichen Experiment im Solling festgestellt wurde. Die Methanoxidierer des Lindener Grünlands verhielten sich wie die des arktischen Auenstandorts von BILLINGS *et al.* (2000). Gemeinsam ist diesen Standorten der hohe Bodenfeuchte-Level und die temporäre Methanproduktion in der Tiefe. Daher könnte die Annahme von BILLINGS *et al.* (2000), daß es sich hier um speziell an hohe Bodenfeuchtwerte angepasste Methanotrophen-Populationen handelt, auch auf das Lindener Grünland zutreffen. Einen Erklärungsansatz für den Rückgang der CH₄-Produktion unter erhöhtem CO₂ bietet dieser Befund jedoch nicht.

Eine weitere Erklärungsmöglichkeit für die beobachtete allmähliche Reduktion der CH₄-Oxidationsraten könnte in **Populationsverschiebungen** zwischen (verschiedenen) Methanotrophen, aber auch zwischen Methanotrophen und Nitrifizierern begründet liegen. Dafür spricht die verzögerte, "schleichende" Ausprägung der Oxidations-Verringerung, v.a. im Ring E1. So fanden beispielsweise GULLEDGE *et al.* (1997) nach einer N-Düngung in einem arktischen *Betula*-Wald erst im dritten Jahr eine (starke) N-Inhibierung ("verzögerte Ausprägung"), was die Autoren einer Populationsverschiebung zuschreiben (zugunsten von z.B. Nitrifizierern, SCHIMEL & GULLEDGE 1998). Bei der Anwendung zweier neuentwickelter, selektiver Inhibierungstechniken für Methanotrophe und Nitrifizierer konnten BODELIER & FRENZEL (1999) zeigen, daß in Reis-Mikrokosmen die Methanotrophen zwar deutlich zur Nitrifikation beitrugen, der Beitrag der Nitrifizierer zur Methanoxidation jedoch vernachlässigbar war. Auch HÜTSCH

(2001) stellte fest, daß die Nitrifizierer in den untersuchten Böden eines Langzeit-Düngeversuchs nicht an der Methanoxidation beteiligt waren. In den Untersuchungen von MANDERNACK *et al.* (2000) waren die Methanoxidierer aber in Nitrifikation (und N₂O-Produktion) involviert. Es wäre denkbar, daß die Methanoxidierer im Lindener Grünland ebenfalls an der Nitrifikation teilhatten, da der Rückgang der Methanoxidation etwa zu dem Zeitpunkt sichtbar zu werden begann, als sich die Netto-Nitrifikationsraten auf den E-Flächen gegenüber den A-Flächen signifikant verringert hatten. Wenn hier tatsächlich eine Populationsverschiebung stattgefunden haben sollte, dann sehr wahrscheinlich *nicht* zugunsten der Nitrifizierer. Daher könnte es im Falle von Populationsveränderungen nur eine Verschiebung zugunsten weniger effizienter Methanotropher gewesen sein, oder aber die Zahl der aktiven Methanotrophen ist zurückgegangen. GULLEDGE *et al.* (1997) vermuteten bei den beobachteten CH₄-Flüssen auch eine Inhibierung der *de-novo* Enzymsynthese der Methanotrophen; möglicherweise findet etwas vergleichbares unter erhöhtem CO₂ durch Zwischenprodukte veränderter N-Umsetzungsprozesse statt. Nach den Ergebnissen von HÜTSCH (2001) ist jedoch die MPN-(*most probable number*-)Methode ungeeignet, um zu klären, ob die Methanotrophen-Anzahl abgenommen hat. Vielleicht besteht über *in-situ*-DNA-Hybridisierungstechniken, evtl. mit den *pmoA*-Genen (partikuläre Methan-Monooxygenase) eher die Möglichkeit, sinkende Methanotrophen-Aktivitäten zu erfassen. Die Charakterisierung der zuvor als unkultivierbar geltenden, hochaffinen Methanoxidierer (Typ-II-Methanotrophe, DUNFIELD *et al.* 1999; BULL *et al.* 2000) hat gerade erst begonnen; hier werden allenthalben neue, nur schwach mit den bekannten Methanotrophen "verwandte" Arten beschrieben (HENCKEL *et al.* 2000; JENSEN *et al.* 2000). Daher wird wahrscheinlich noch einiges an physiologischer Charakterisierung dieser Organismengruppe nötig sein, bis die hier geschilderten Ergebnisse unter erhöhtem CO₂ auf physiologischer Ebene wirklich verstanden werden können.

4.5.2 Das Methanemissionsereignis

Im September 2000 konnten einige Tage lang Methanemissionen aus dem Ring E1 gemessen werden. Dieses Ereignis stellt aufgrund der benutzten *closed-chamber*-Methode eine Art Mindestabschätzung der CH₄-Emissionen in diesem Zeitraum dar (vgl. Anhang 4): Bereits vor dem Auftreten messbarer CH₄-Emissionen am Tag der zweiten Ernte, dem 11. September 2000 (vgl. 3.7.1), wurde in E1 wahrscheinlich CH₄ an die Atmosphäre abgegeben. Diese CH₄-Abgabe gerade im trockensten der drei CO₂-Anreicherungsringe ist vor dem Hintergrund fehlender hoher Niederschläge oder Grundwasserstände nicht leicht zu verstehen. Es handelt sich aber mit fast absoluter Sicherheit *nicht* um einen Meßfehler, da das Ereignis eine zeitliche Kontinuität besaß, stets an derselben Stelle festgestellt wurde (Kammer A in E1), und weil überhöhte CH₄-Meßwerte am GC in den über 5 Jahren des Betriebs niemals ein Problem darstellten.

(Bei fehlerhafter Peakintegration traten in seltenen Fällen zu geringe Werte auf.) Zudem konnte etwas vergleichbares in der Vorversuchsperiode nie gemessen werden (die "trockene", 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹-Parzelle nur wenige Meter von E1 entfernt). Es ist unwahrscheinlich, daß die Methanemissionen im September 2000 aus größerer Tiefe (d.h. aus dem mehr als 1,20 m tief liegenden Grundwasserspiegel) gestammt haben könnten; Risse und Spalten konnten nicht beobachtet werden, und außer in zwei kleinen Parzellen in der Nähe des E3 (Reihe 4, Abb. 2.4-A) treten auf der Versuchsfläche keine aerenchymhaltigen Pflanzen auf, die als "CH₄-Kanäle" hätten wirken können (vgl. CHANTON & DACEY 1991; SCHÜTZ *et al.* 1991; SCHIMEL 1995; BUTTERBACH-BAHL *et al.* 1997). Auf dem Weg durch den über einen Meter mächtigen, CH₄-oxidierenden aeroben Bodenhorizont müßte in der Tiefe produziertes Methan aller Wahrscheinlichkeit nach vollständig reduziert werden. Demnach kann das emittierte Methan nur nahe der Oberfläche produziert worden sein – der Verlauf der CH₄-Konzentrationen unter der Haube einige Tage vor den meßbaren Emissionen spricht ebenfalls dafür (vgl. 3.7.1). Es kann weiterhin mit großer Sicherheit ausgeschlossen werden, daß die CH₄-Emissionen mit Ameisen zu tun haben könnten, die in den trockeneren Bereichen des Versuchsgeländes an vielen Stellen auftraten (E1, A1, E3 und A3, kleine "trockene" Parzelle usw.). Während der gesamten 4,5 Jahre der Spurengasmessungen konnte nie ein Zusammenhang zwischen CH₄-Emissionen oder veränderten CH₄-Oxidationsraten und dem Entstehen oder Verschwinden von Ameisenbauten in den Messstellen festgestellt werden. Nach Abschluß der Vorversuche wurde ein Ameisenbau in einer Messstelle auf einer kleinen Parzelle zerstört und sofort danach und an den folgenden Tagen die CH₄-Flüsse gemessen (Spätsommer 1997): An dem CH₄-Oxidationslevel von vor dem Eingriff änderte sich nichts.

Generell wird in der Literatur immer wieder von (geringen) Methanemissionen berichtet, die unter zumindest an der Bodenoberfläche oxischen Bedingungen gemessen wurden (Bsp. BORN *et al.* 1990, aerobe Inkubation von Bodenkernen). So wiesen etwa 7 % der von PRIEMÉ & CHRISTENSEN (1999) in Ghana durchgeführten CH₄-Flußratenmessungen (*closed chambers*) ein positives Vorzeichen auf, obwohl die agrarischen Böden nicht wassergesättigt waren. In intensiv gedüngtem, mineralischen Grünland in den Niederlanden (400 bis 500 kg N ha⁻¹ a⁻¹) konnten VAN DEN POL-VAN DASSELAAR *et al.* (1999) hauptsächlich Methanemissionen messen, obwohl der Grundwasserspiegel dort niedriger war als im Lindener Grünland im Winter, wenn Methan fast ausschließlich *oxidiert* wurde. In diesem Fall war die Methanoxidationskapazität ("Biofilterfunktion", siehe Anhang 3 und 4) des niederländischen Grünlands vermutlich durch die hohen, langjährige N-Düngergaben stark reduziert bzw. inhibiert worden, wodurch das aus der Tiefe aufsteigende CH₄ in die Atmosphäre gelangen konnte. Methanogene Bakterien sind *in-situ* wesentlich überlebensfähiger und unempfindlicher gegenüber O₂ als nach Untersuchungen an angereicherten (Rein-)Kulturen lange Zeit angenommen wurde: So konnten PETERS & CONRAD (1995) in strikt aeroben Böden (u.a. Wüstenboden) Methanproduktion induzieren. Auch das Lindener Grünland besaß bei Raumtemperatur generell ein sehr rasch induzierbares, hohes Methanproduktions-

potential in der Größenordnung tropischer Böden (KAMMANN *et al.* 2001b); bei tiefen (winterlichen) Temperaturen lagen die CH₄-Produktionsraten hingegen in der Größenordnung borealer Böden (vgl. Anhang 4). In einer Studie mit endogenen Methanogenen-Kulturen aus Marschböden unter verschiedenen O₂-Regimes konnten WAGNER *et al.* (1999) zeigen, daß selbst bei atmosphärischen O₂-Konzentrationen geringe CH₄-Produktionsraten von 1 bis 5 % der Raten unter anoxischen Bedingungen auftraten. Sank die O₂-Konzentration unter 2,5 %, so erhöhte sich die Methanproduktion signifikant auf etwa 27 bis 34 % der Raten unter anoxischen Bedingungen. Das von WAGNER *et al.* (1999) untersuchte Ökosystem Marschland ist, ähnlich wie das Lindener Grünland, schwankenden Grundwasserständen ausgesetzt. Daran müssen sich die Methanogenen-Populationen nach Ansicht der Autoren angepaßt haben: Unter gleichen Bedingungen getestete Reinkulturen von *Methanosarcina mazei* zeigten keinerlei CH₄-Produktion unter oxischen Bedingungen. WAGNER *et al.* (1999) untersuchten weiterhin die Höhe der oxischen CH₄-Produktion der endogenen Marschland-Populationen in unterschiedlichen Substraten (Sand, Kies, toniger Schluff, Marschboden und Ton) und stellten fest, daß eine große Menge negativ geladener Oberflächen fördernd wirkte: Die oxische Methanproduktion nahm in folgender Reihenfolge zu:

Sand < Kies < toniger Schluff bzw. Marschland-Boden = Ton

Der Boden des Lindener Grünlands weist demnach mit seinem verhältnismäßig hohen Gehalt an Schluff, Ton und organischer Substanz die nach der Studie von WAGNER *et al.* (1999) benötigten Eigenschaften auf, um auch unter oxischen Bedingungen Methanproduktion zu erlauben. Interessanterweise trat aber ein solches Methanemissions-Ereignis nur unter erhöhtem CO₂ auf, und gerade auf *der* Fläche, welche die stärkste Reduktion in der CH₄-Oxidationskapazität zeigte, vergleichbar mit der Reduktion der CH₄-Oxidationskapazität durch hohe N-Düngung im niederländischen Grünland von VAN DEN POL-VAN DASSELAAR *et al.* (1999). Der Spitzenwert der Methanemission lag selbst bei Mittelwertbildung im E1 (die beiden anderen Hauben oxidierten CH₄) bei fast 300 µg C m² h⁻¹, d.h. in der gleichen Größenordnung wie z.B. CH₄-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten (nicht-überstauten) Torfböden in Deutschland (AUGUSTIN *et al.* 1996), oder dem Amazonas-Flußufer (KOSCHORRECK 2000). Er waren jedoch um den Faktor 5 bis 20 geringer als CH₄-Emissionen aus der Salzmarsch (DACEY *et al.* 1994), aus temperaten Moorkernen (HUTCHIN *et al.* 1995) oder borealem Moorboden im Hochsommer (SAARNIO *et al.* 2000), jeweils ebenfalls unter erhöhtem CO₂ gemessen (und gesteigert, vgl. 1.4.2). Das Emissionsereignis war groß genug, um die CH₄-Bilanz deutlich zu beeinflussen, vergleichbar mit einem ausschließlich CH₄ oxidierenden Grünland, auf das z.B. flüssiger Kuhmist aufgebracht wird (*dung patches*, Bsp. FLESSA *et al.* 1996; ROCHETTE & COTE 2000) – auch diese Flecken zeigen räumlich und zeitlich begrenzt hohe Methanemissions-Peaks, was die CH₄-Flußbilanz des jeweiligen Standorts verschlechterte.

Es ist möglich, daß es unter erhöhtem CO₂ auch zunehmende oxische oder mikroaerobe Methanproduktion war, die in E1 und E3 zum Rückgang der CH₄-Oxidation beitrug. Möglicherweise wurde hierdurch die Physiologie der Methanotrophen verändert (Bsp. Anstieg der K_m-Werte). Dies soll im Anschluß an diese Arbeit durch Zusatzuntersuchungen im Labor überprüft werden. Die vorliegenden Daten lassen die Richtung der Ursache-Wirkungsbeziehung nicht erkennen: Ob die oxische Methanproduktion zur Verringerung der *sink*-Kapazität führte, oder ob verringerte CH₄-Oxidationsraten das Emissionsereignis ermöglichten, kann anhand der vorliegenden Daten nicht festgestellt werden.

4.5.3 Vergleich der Ergebnisse mit den Eingangshypothesen

Die Hypothesen zur Veränderung der Methanflüsse unter erhöhtem CO₂ hatten im wesentlichen mit dem Wasserhaushalt des Grünlands (Anstieg des Bodenwassergehalts, Eintreten hoher Grundwasserstände) zu tun; der Wassergehalt blieb jedoch unverändert und kann für die Verringerung der Methanoxidation unter erhöhtem CO₂ nicht verantwortlich gemacht werden. Somit besteht erneut die Situation (vgl. 4.4.2), daß die Hypothesen teilweise zutreffen, die Mechanismen aber höchstwahrscheinlich nicht die postulierten sind. Unter erhöhtem CO₂ sollte folgendes eintreten:

1. Bei Überstauung bzw. sehr hohen Grundwasserständen sollten höhere CH₄-Emissionen auftreten, bzw. die Frequenz des Auftretens könnte steigen.

Im Herbst 1998 trat ein sehr hoher Grundwasserstand auf, der an einigen Stellen des Versuchsgeländes bis dicht an die Oberfläche reichte (vgl. Anhang 3 und 4). Dieser löste aber *keine* erhöhten CH₄-Emissionen auf den E-Flächen aus, was wahrscheinlich der großen CH₄-Oxidationskapazität des Grünlands (vgl. KAMMANN *et al.* 2001b in Anhang 3) in Kombination mit der bis dato geringen Dauer der CO₂-Anreicherung zuzuschreiben war, denn im Herbst 1998 war noch keine Verringerung der CH₄-Oxidation zu beobachten. Ein Problem könnte in der *closed-chamber*-Methode gelegen haben, mit der geringe CH₄-Emissionen möglicherweise unterschätzt werden (vgl. Anhang 4). Eine Überstauung trat bisher noch nicht ein, somit läßt sich die Hypothese in diesem Punkt nicht beantworten.

2. Die Methanoxidation könnte durch einen steigenden Bodenwassergehalt langfristig sinken.

Die Methanoxidation ist zwar gesunken, der Bodenwassergehalt aber nicht gestiegen. Somit trifft die Hypothese zu, aber nicht aus den vermuteten Gründen.

3. Bei verringerter Methanoxidation müßte die Wahrscheinlichkeit (Frequenz) von Methanemissions-Ereignissen zunehmen.

Seit dem niederschlagsreichen Herbst 1998 trat keine vergleichbar feuchte Periode mehr auf, und eine verstärkte Neigung zu CH₄-Emissionsereignissen in der Herbst/Winter-Periode konnte nicht beobachtet werden. Dennoch trifft die Hypothese bedingt zu, wenn man die Methanemissionen im September 2000 in Ring E1 in Betracht zieht. Diese war nur nicht, wie als Hypothesengrundlage angenommen, an Niederschlagsereignisse oder Grundwasserbewegungen gebunden (vgl. 4.5.2).

4. Veränderungen im Stickstoffumsatz dürften keine (fördernde) Wirkung auf die Methanoxidation haben.

Diese Hypothese ging auf die Vorversuchsergebnisse zurück; hier konnte kein Einfluß der N-(Ammonium-)Applikation auf die Methanoxidation festgestellt werden (d.h. keine N-Inhibierung). Dem Wortlaut nach trifft die Hypothese zu – es trat keine Förderung der Methanoxidation ein –, dem Sinn nach trifft sie unter Umständen *nicht* zu: Sollten Veränderungen in den N-Umsetzungsprozessen unter erhöhtem CO₂ eingetreten sein, so könnten diese möglicherweise für den Rückgang der Methanoxidation verantwortlich sein, wie weiter oben diskutiert.

5. In der Summe ist langfristig gesehen eher eine Verringerung des Methanflusses in den Boden zu erwarten.

Diese Aussage trifft in der Tat zu, einschließlich der Langfristigkeit; die Veränderungen traten verzögert nach mehr als einem Jahr der CO₂-Anreicherung auf. Die Ursachen waren aber höchstwahrscheinlich *nicht* mit der Bodenfeuchte gekoppelt, wie ursprünglich angenommen (vgl. Hypothesenpunkte 1 bis 4).

Ähnlich wie bei den Veränderungen der N₂O-Flüsse unter erhöhtem CO₂, zeigt auch im Falle der CH₄-Flüsse die Diskrepanz zwischen den Hypothesenansätzen und den *in-situ* im Freiland erzielten Ergebnissen, daß das Prozeßverständnis gerade in Bezug auf die Methanoxidation noch nicht groß genug ist – und daß auch hier die Überprüfung von (z.T. im Labor gewonnenen) Modellvorstellungen im langfristigen Freilandexperiment notwendig war. In einer kürzer angelegten Untersuchung von z.B. nur einjähriger Dauer hätte die allmähliche Abnahme der CH₄-Oxidationskapazität nur schlecht als solche erkannt werden können. Auch das CH₄-Emissionsereignis aus gut durchlüftetem Boden trat erst im dritten Jahr der CO₂-Anreicherung auf. Es bleibt abzuwarten, bis zu welchem Grad sich unter erhöhtem CO₂ die Abnahme der *sink*-Kapazität des Grünlandbodens für Methan fortsetzen wird.

5 Zusammenfassung

Das zentrale Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die Auswirkungen eines moderaten Anstiegs der atmosphärischen CO₂-Konzentration auf die Flüsse der klimawirksamen Spurengase Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄) in einem extensiv bewirtschafteten, naturnahen Grünland-Ökosystem unter Freiland-CO₂-Anreicherung zu quantifizieren.

Die menschlichen Aktivitäten verändern global und in zunehmendem Ausmaß die Chemie der Atmosphäre und damit das Klima unseres Planeten. An erster Stelle steht der Anstieg der atmosphärischen CO₂-Konzentration, die bereits jetzt um 30 % über den Maximalwerten der letzten (mindestens) 300.000 Jahre liegen (280 ppm gegenüber 370 ppm), und aller Voraussicht nach in Zukunft noch rascher ansteigen werden. Während über die CO₂-Wirkung auf die Ökophysiologie der Pflanzen mittlerweile umfangreiche Kenntnisse bestehen, wird die Frage, wie sich die steigenden CO₂-Gehalte auf der komplexen, ökosystemaren Ebene auf die Kreisläufe der Elemente C und N auswirken, experimentell erst seit etwa 10 Jahren untersucht – wobei sich die Anzahl der längerfristigen Untersuchungen (mehrere Jahre) an naturnahen Ökosystemen derzeit noch auf eine Handvoll Studien beschränkt. Das Potential einer positiven oder negativen Rückkopplung des erhöhten CO₂ auf die Flüsse von N₂O und CH₄ wurde noch nie länger als 9 Tage in Folge oder gar bei wechselnden Witterungsbedingungen im Freiland untersucht (Ausnahme: CO₂-Anreicherung in einem borealen Moor).

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des Gießener FACE-Experiments durchgeführt (FACE = *free air carbon dioxide enrichment*), welches 3 CO₂-Anreicherungsringe und 3 zugehörige Kontrollringe umfaßt, die im Jahr 1997 auf dem Gelände der "Umweltbeobachtungs- und Klimafolgenforschungsstation Linden" aufgebaut wurden. Die Ringpaare 1 bis 3 sind auf einem Bodenfeuchtegradienten angeordnet, wobei Ringpaar 1 das trockenste, 2 das feuchteste und 3 intermediär ist. Ab Mai 1998 wurde mit einer neuartigen Technik die CO₂-Konzentration um 20 % erhöht, was den Werten entspricht, die unsere Atmosphäre in 20 bis 30 Jahren aufweisen wird. Das seit Jahrzehnten unter Wiesennutzung stehende, artenreiche Grünland wurde seit 1996 mit 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gedüngt und zweimal pro Jahr abgeerntet (n = 25 pro CO₂-Ring). In jedem CO₂-Ring wurde die Bodenfeuchte mit 4 TDR-Sensoren (0 bis 15 cm Tiefe) ab 1997 einmal täglich, und die Bodentemperatur in 5, 10 und 20 cm Tiefe ab Mai 1998 kontinuierlich (Halbstundenwerte) gemessen. Zur Untersuchung der Hauptfragestellung dieser Arbeit wurden die Flüsse von CH₄ und N₂O ab dem Frühjahr 1997 bis Dezember 2000 alle 3 bis 4 Tage mit der *closed-chamber*-Methode gemessen (Haubendurchmesser 1 m, 9 Hauben pro CO₂-Behandlung = 7 m² bedeckte Fläche). Dabei wurden auch die Auswirkungen des erhöhten CO₂ auf die Vegetation (Gesamtbiomasse, Biomasse der funktionellen Hauptgruppen, Entwicklung des Blattflächenindex (LAI) und die CO₂-Bestandesatmung ab Oktober 1998) untersucht, da es die erwarteten Veränderungen der pflanzlichen Ökophysiologie sind (erhöhte Rhizodeposition, veränderte Evapotranspiration, Veränderungen in den N-Umsetzungsprozessen), die das Potential besitzen, die

mikrobiellen spurengasproduzierenden oder -konsumierenden Prozesse im Boden zu beeinflussen. Begleitend wurden in den ersten 1½ Jahren der laufenden CO₂-Anreicherung im 3- bis 5-wöchigen Rhythmus (mikrobielle) Parameter wie die Anteile der Prozesse Nitrifikation und Denitrifikation an der N₂O-Produktion, die Denitrifikations-Enzym-Aktivität (DEA) und die Netto-Nitrifikationsaktivität untersucht, um auftretende Veränderungen in den N₂O-Flüssen nach Möglichkeit erklären zu können.

Ein kleiner Teil dieser Arbeit bestand aus einer Vorversuchs-Meßreihe (1996 bis 1998), die dazu diente, die Reaktionen der Spurengasflüsse im Grünland auf N-Düngung, Wassergehalt bzw. Grundwasserstand und Temperatur (Jahresgang) zu untersuchen. Die Ergebnisse sind in drei Veröffentlichungen (Anhang 1 bis 3) sowie in Anhang 4 dargelegt und gingen in die Hypothesenbildung mit ein. In dieser Zeit wurde eine neue Bodenluftsonden-Methodik für temporär überflutete Böden entwickelt und eingesetzt (Anhang 2). Zentrale Ergebnisse waren bezüglich des Lachgases: a) der Nachweis von N₂O-Emissionen aus (scheinbar) hartgefrorenen Böden, b) ein bis zu 58 %iger Anteil der winterlichen Frost-Tau-Periode an den N₂O-Jahresemissionen, c) die Möglichkeit, über eine Steigerung der Schnitffrequenz die N₂O-Emissionen zu reduzieren (d.h. die Konkurrenzstärke der Pflanzen um N gegenüber der mikrobiellen Biomasse zu steigern), d) der positive Einfluß höherer Bodenfeuchte bzw. Grundwasserstände auf die N₂O-Emissionen (bei gleicher N-Düngung) und e) die starke Abhängigkeit jeglicher höherer N₂O-Emissionen im Jahresgang von einer wenigstens geringfügig über dem Backgroundlevel liegenden Verfügbarkeit von mineralischem Stickstoffs (v.a. Nitrat) im Lindener Grünland. Bezüglich des CH₄ waren die zentralen Ergebnisse: a) die Unempfindlichkeit der Methanoxidierer-Populationen gegenüber der N-Düngung (keine NH₄⁺-Inhibierung), b) die schlechte bzw. nicht vorhandene Korrelation zwischen Wassergehalt und CH₄-Oxidationsrate, bei zugleich c) guter Korrelation der jährlichen CH₄-Oxidationsrate mit der mittleren Bodenfeuchte bzw. dem Grundwasserspiegel, d) das hohe Methanproduktionspotential des Lindener Grünlandbodens, sowohl unter Laborbedingungen bei 20 °C als auch *in-situ* bei hohen Grundwasserständen (Bodenluftsonden-Messungen), und daraus abgeleitet e) die hohe CH₄-Oxidationskapazität des Grünlands bei hohen Methankonzentrationen im Boden (kein CH₄-Efflux) und f) die Abhängigkeit der CH₄-Oxidationskapazität eines Standorts von der mittleren Tiefe des CH₄-produzierenden Bodenhorizonts (vgl. c).

Die seit 1993 geerntete oberirdische Biomasse war vor Beginn der CO₂-Anreicherung auf den zur Anreicherung ausgewählten Fläche niemals größer als auf den Kontrollflächen. Ab der Ernte im September 1999 war sie erstmalig signifikant größer als die der Kontrollringe und blieb es seitdem über die beiden Ernten im Jahr 2000. Dies bedeutete einen 10 %igen oberirdischen Biomassezuwachs im dritten Jahr im laufenden FACE-Experiment. Verglichen mit den Ergebnissen anderer Studien trat der fördernde CO₂-Effekt verzögert auf; die Größenordnung des Zuwachses war dagegen fast vergleichbar mit Experimenten, die eine Verdoppelung der CO₂-Konzentration an natürlichen oder naturnahen Grasland-Ökosystemen vorgenommen hatten. In der

Zusammensetzung der funktionellen Hauptgruppen Gräser, Kräuter und Leguminosen konnten bisher keine eindeutigen Trends zugunsten einer oder zwei dieser Gruppen festgestellt werden. Der LAI erreichte vor der ersten Ernte bei beiden CO₂-Behandlungen stets einen Maximalwert von etwa 7, erfuhr durch die CO₂-Anreicherung aber keine Förderung. Durch die Kombination aus gleichbleibendem LAI und gesteigerter Erntebiomasse stieg im dritten Jahr des FACE-Experiments das Blattflächengewicht unter erhöhtem CO₂. Die CO₂-Bestandesatmung war unter CO₂-Anreicherung signifikant größer. Die Steigerung wurde höchstwahrscheinlich von einer erhöhten Bodenatmung verursacht, da diese im Lindener Grünland den größten Teil der Bestandesatmung ausmachte, und der Gehalt an organischem, KCl-extrahierbarem Kohlenstoff signifikant erhöht war. Erhöhte Bodenatmungsraten werden unter CO₂-Anreicherung fast immer gemessen, durch verstärktes Wurzelwachstum und erhöhte Rhizodeposition mit nachfolgendem mikrobiellen Abbau. Ob die Atmung der grünen Biomasse unter CO₂-Anreicherung vermindert war, wie dies auf Blattebene bisweilen gefunden wird, konnte aus den vorliegenden Daten nicht geklärt werden – eine Abschätzung für das Lindener Grünland zeigte aber, daß gesteigerte Bodenatmungsraten einen Rückgang der Atmung der oberirdischen Biomasse problemlos hätten "überdecken" können, mit dem o.g. Ergebnis. Überraschenderweise war die Bestandesatmung in den 2,5 Jahren, in denen sie gemessen wurde, nicht konstant erhöht, sondern die Erhöhung war rückläufig, was sich erst über diesen langen Zeitraum offenbarte. Die verzögerte Ausprägung des signifikanten Zuwachses der oberirdischen Biomasse und der Rückgang der Erhöhung der Bestandesatmung (d.h. der Bodenatmung) sprechen für eine Akklimatisierung des Grünland-Ökosystems an die CO₂-Anreicherung.

Die N₂O-Emissionsraten waren vor Beginn der CO₂-Anreicherung nicht signifikant voneinander verschieden. Ab Beginn der CO₂-Anreicherung zeigte sich während der Sommer- und Herbstmonate eine enorme Steigerung der N₂O-Emissionen. Diese trat unter CO₂-Anreicherung auch im dritten Jahr in Folge auf und schien immer eher zu beginnen und sich länger bis in den Winter hinein zu erstrecken. Der signifikante Anstieg der N₂O-Emissionsraten unter erhöhtem CO₂ bewirkte über die fast drei Jahre der CO₂-Anreicherung eine in der Jahresbilanz auf 290 % des Kontrollflächenwerts gesteigerte N₂O-N-Abgabe von im Mittel 4,3 kg N₂O-N ha⁻² a⁻¹ gegenüber 1,5 kg N₂O-N ha⁻² a⁻¹ von den Kontrollflächen. Den größten Anteil an den gesteigerten N₂O-Emissionen hatten die trockeneren FACE-Ringe 1 und 3. Im feuchtesten Ringpaar 2 dagegen fiel die Erhöhung im Jahr 1998 ebenso stark aus wie im Ringpaar 1, nahm danach in den beiden folgenden Jahren aber ab, bis die N₂O-Emissionsrate des Jahres 2000 signifikant geringer war als die des Kontrollrings 2. Während sich das Verhalten des Ringpaars 2 aufgrund der durchgeführten Zusatzmessungen gut erklären läßt – eine anfänglich durch die CO₂-Erhöhung stark gestiegene Netto-Nitrifikationsrate, die N₂O hauptsächlich aus Denitrifikation förderte – ergaben diese Messungen keine Anhaltspunkte für die Erklärung der stark und nachhaltig gesteigerten N₂O-Emissionen unter erhöhtem CO₂: Die trockenste FACE-Fläche, die die höchsten N₂O-Emissionen aufwies, besaß die niedrigste Denitrifikations-Enzym-Aktivität und die geringsten Netto-

Nitrifikationsraten, die zudem von den Raten der zugehörigen Kontrollfläche nicht verschieden waren. Die Bodenfeuchte blieb unter erhöhtem CO₂ nahezu unverändert, die Bodentemperatur war in 10 und 20 cm Tiefe über die fast 3 Jahre um etwa 0,3 °C rückläufig. Erhöhte N_{min}- oder N_{org}-Konzentrationen konnten unter erhöhtem CO₂ nicht festgestellt werden; freier mineralischer Stickstoff war praktisch nicht verfügbar. Die Netto-Nitrifikationsraten waren anfangs unter erhöhtem CO₂ signifikant größer, nach einem Jahr der CO₂-Anreicherung jedoch signifikant verringert. Die N₂O-Anteile aus Nitrifikation und Denitrifikation veränderten sich zwar im Jahresgang, waren aber über die Fläche gesehen (Feuchtegradient und CO₂-Anreicherung) sehr ähnlich.

Es wurde daher die Hypothese aufgestellt, daß die enorm gesteigerten N₂O-Flüsse aus heterotropher Nitrifikation bei simultan ablaufender Denitrifikation (Pilze) gestammt haben könnten, denn dann wäre erklärbar, warum keine erhöhte Netto-Nitrifikation oder erhöhte Nitratgehalte gemessen werden konnten. Möglicherweise kommt sogar die wurzelloste Mykorrhiza hierfür in Frage, die sehr wahrscheinlich von der gesteigerten C-Rhizodeposition unter CO₂-Anreicherung profitierte.

Die im Lindener Grünland (auf den Kontrollflächen) gemessenen Methanoxidationsraten waren trotz Düngung und hoher Bodenfeuchte relativ groß und entsprachen in Spitzenwerten den in neutralen, ungestörten Waldböden gemessenen Raten. In den beiden trockensten Anreicherungsringen waren die CH₄-Oxidationsraten ab dem zweiten Jahr der CO₂-Anreicherung rückläufig. Im dritten Sommer war dieser Effekt unter CO₂-Anreicherung signifikant und die CH₄-Oxidationsrate der Anreicherungsflächen lag bei 75 % der Rate der Kontrollflächen, während sie vor Beginn der CO₂-Anreicherung nahezu identisch gewesen waren. Im September 2000 trat unter oxischen Bedingungen auf der trockensten der CO₂-Anreicherungsflächen ein CH₄-Emissionsergebnis auf, das stark genug war, um die Bilanz des Monats deutlich zu beeinflussen. Da die Bodenfeuchte unter erhöhtem CO₂ nicht stieg, könnten Veränderungen in den Methanotrophen-Populationen die Ursache sein, aber auch verstärkte Methanproduktion unter oxischen oder mikroaeroben Bedingungen in der Rhizosphäre.

Für beide Spurengase wurde eine positive Rückkopplung von erhöhtem CO₂ auf die Prozesse, die zur Zunahme der atmosphärischen Konzentrationen von N₂O und CH₄ führen können, im untersuchten Feuchtgrünland gefunden. Die große Diskrepanz zwischen den aufgestellten Eingangshypothesen und den *in-situ* gemessenen Veränderungen der Spurengasflüsse unter CO₂-Anreicherung unterstreicht die Notwendigkeit, Modellvorstellungen im Freilandexperiment zu überprüfen. Sie zeigt zudem, daß die beteiligten mikrobiellen Prozesse noch nicht ausreichend verstanden sind. Die zahlreichen beobachteten Akklimatisierungseffekte (Biomassezuwachs erst nach 1,5 Jahren, Abnahme der erhöhten Bestandesatmung, zunächst Steigerung, dann Verringerung der Netto-Nitrifikation, Rückgang der Methanoxidation im zweiten Jahr) demonstrieren, wie sehr Ergebnisse aus Kurzzeitstudien Effekte unter- oder überschätzen können, wenn diese auf eine höhere (globale) Ebene extrapoliert werden.

6 Literatur

- Adamsen, A.P.S. & King, G.M. (1993): Methane consumption in temperate and subarctic forest soils: Rates, vertical zonation, and responses to water and nitrogen. *Applied and Environmental Microbiology* **59**, 485-490.
- Allen, A.S., Andrews, J.A., Finzi, A.C., Matamala, R., Richter, D.D. & Schlesinger, W.H. (2000): Effects of free-air CO₂ enrichment (FACE) on belowground processes in a *Pinus taeda* forest. *Ecological Applications* **10**, 437-448.
- Ambus, P. & Robertson, G.P. (1999): Fluxes of CH₄ and N₂O in aspen stands grown under ambient and twice-ambient CO₂. *Plant and Soil* **209**, 1-8.
- Andrews, J.A., Harrison, K.G., Matamala, R. & Schlesinger, W.H. (1999): Separation of root respiration from total soil respiration using carbon-13 labeling during Free-Air Carbon Dioxide Enrichment (FACE). *Soil Science Society of America Journal* **63**, 1429-1435.
- Arnone, J.A.I. & Körner, C. (1995): Soil and biomass carbon pools in model communities of tropical plants under elevated CO₂. *Oecologia* **104**, 61-71.
- Arnone, J.A.I. (1996): Predicting responses of tropical plant communities to elevated CO₂: Lessons from experiments with model ecosystems. In: Körner, C. & Bazzaz, F.A. (Eds): *Carbon Dioxide, Populations, and Communities*. San Diego: Academic Press, 101-121.
- Arnone, J.A.I. & Bohlen, P.J. (1998): Stimulated N₂O flux from intact grassland monoliths after two growing seasons under elevated atmospheric CO₂. *Oecologia* **116**, 331-335.
- Arnone, J.A., Zaller, J.G., Spehn, E.M., Niklaus, P.A., Wells, C.E. & Körner, C. (2000): Dynamics of root systems in native grasslands: effects of elevated atmospheric CO₂. *New Phytologist* **147**, 73-85.
- Arp, W.J., Drake, B.G., Pockman, W.T., Curtis, P.S. & Whigham, D.F. (1993): Interactions between C₃ and C₄ salt marsh plant species during four years of exposure to elevated atmospheric CO₂. *Vegetatio* **104/105**, 133-143.
- Arp, W.J., van Mierlo, J.E.M., Berendse, F. & Snijders, W. (1998): Interactions between elevated CO₂ concentration, nitrogen and water: effects on growth and water use of six perennial plant species. *Plant, Cell and Environment* **21**, 1-11.
- Augustin, J., Merbach, W., Schmidt, W. & Reining, E. (1996): Effect of changing temperature and water table on trace gas emission from minerotrophic mires. *Angewandte Botanik* **70**, 45-51.
- Baker, J.T., Allen, L.H., Boote, K.J. & Pickering, N.B. (2000): Direct effects of atmospheric carbon dioxide concentration on whole canopy dark respiration of rice. *Global Change Biology* **6**, 275-286.
- Ball, A.S. (1997a): Microbial decomposition at elevated CO₂ levels: effect of litter quality. *Global Change Biology* **3**, 379-386.
- Ball, A.S. & Drake, B.G. (1997b): Short-term decomposition of litter produced by plants grown in ambient and elevated atmospheric CO₂ concentrations. *Global Change Biology* **3**, 29-35.
- Ball, A.S. & Drake, B.G. (1998): Stimulation of soil respiration by carbon dioxide enrichment of marsh vegetation. *Soil Biology & Biochemistry* **30**, 1203-1205.

- Barraclough, D. & Puri, G. (1995): The use of ^{15}N pool dilution and enrichment to separate the heterotrophic and autotrophic pathways of nitrification. *Soil Biology & Biochemistry* **27**, 17-22.
- Barraclough, D. (1997): The direct of mit route for nitrogen immobilization: a ^{15}N mirror image study with leucine and glycine. *Soil Biology & Biochemistry* **29**, 101-108.
- Barton, L., Schipper, L.A., Smith, C.T. & McLay, C.D.A. (2000): Denitrification enzyme activity is limited by soil aeration in a wastewater irrigated forest soil. *Biology and Fertility of Soils* **32**, 385-389.
- Battle, M., Bender, M., Sowers, T., Tans, P.P., Butler, J.H., Elkins, J.W., Ellis, J.T., Conway, T., Zhang, N., Lang, P. & Clarke, A.D. (1996): Atmospheric gas concentrations over the past century measured in air from firn at the South Pole. *Nature* **383**, 231-235.
- Bazzaz, F.A. (1990): The response of natural ecosystems to the rising global CO_2 levels. *Annual Review of Ecology and Systematics* **21**, 167-196.
- Beauchamp, E.G. (1997): Nitrous oxide emission from agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science* **77**, 113-123.
- Beck, H. & Christensen, S. (1987): The effect of grass maturing and root decay on N_2O production in soil. *Plant and Soil* **103**, 269-273.
- Bédard, C. & Knowles, R. (1989): Physiology, biochemistry, and specific inhibitors of CH_4 , NH_4^+ , and CO oxidation by methanotrophs and nitrifiers. *Microbiological Reviews* **53**, 68-84.
- Berling, D.J., Osborne, C.P. & Chaloner, W.G. (2001): Evolution of leaf-form in land plants linked to atmospheric CO_2 decline in the late Palaeozoic era. *Nature* **410**, 352-354.
- Benckiser, G., Haider, K. & Sauerbeck, D. (1986): Field measurements of gaseous nitrogen losses from an alfisol planted with sugar-beets. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **149**, 249-261.
- Bender, M. & Conrad, R. (1992): Kinetics of CH_4 oxidation in oxic soils exposed to ambient air or high CH_4 mixing ratios. *FEMS Microbiology Ecology* **101**, 261-270.
- Billings, S.A., Richter, D.D. & Yarie, J. (2000): Sensitivity of soil methane fluxes to reduced precipitation in boreal forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* **32**, 1431-1441.
- Bodelier, P.L. & Frenzel, P. (1999): Contribution of methanotrophic and nitrifying bacteria to CH_4 and NH_4^+ oxidation in the rhizosphere of rice plants as determined by new methods of discrimination. *Applied and Environmental Microbiology* **65**, 1826-1833.
- Boeckx, P. & van Cleemput, O. (1996): Methane oxidation in a neutral landfill cover soil: Influence of moisture content, temperature, and nitrogen-turnover. *Journal of Environmental Quality* **25**, 178-183.
- Boeckx, P., van Cleemput, O. & Villaralvo, I. (1997): Methane oxidation in soils with different textures and land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 91-95.
- Bollmann, A. & Conrad, R. (1997a): Acetylene blockage technique leads to underestimation of denitrification rates in oxic soils due to scavenging of intermediate nitric oxide. *Soil Biology & Biochemistry* **29**, 1067-1077.
- Bollmann, A. & Conrad, R. (1997b): Enhancement by acetylene of the decomposition of nitric oxide in soil. *Soil Biology & Biochemistry* **29**, 1057-1066.

- Bollmann, A. & Conrad, R. (1997c): Recovery of nitrification and production of NO and N₂O after exposure of soil to acetylene. *Biology and Fertility of Soils* **25**, 41-46.
- Boone, R.D., Nadelhoffer, K.J., Canary, J.D. & Kaye, J.P. (1998): Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. *Nature* **396**, 570-572.
- Borken, W., Brumme, R. & Xu, Y.J. (2000): Effects of prolonged soil drought on CH₄ oxidation in a temperate spruce forest. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* **105**, 7079-7088.
- Borken, W., Grundel, S. & Beese, F. (2000): Potential contribution of *Lumbricus terrestris* L. to carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes from a forest soil. *Biology and Fertility of Soils* **32**, 142-148.
- Born, M., Dörr, H. & Levin, I. (1990): Methane consumption in aerated soils of the temperate zone. *Tellus* **42B**, 2-8.
- Bradford, M.A., Ineson, P., Wookey, P.A. & Lappin-Scott, H.M. (2000): Soil CH₄ oxidation: response to forest clearcutting and thinning. *Soil Biology & Biochemistry* **32**, 1035-1038.
- Brasseur, G.P. & Chatfield, R.B. (1991): The fate of biogenic trace gases in the atmosphere. In: Sharkey, T.D., Holland, E.A. & Mooney, H.A. (Eds.): *Trace Gas Emissions by Plants*. San Diego: Academic Press, 1-27.
- Bremer, D.J., Ham, J.M. & Owensby, C.E. (1996): Effect of elevated atmospheric carbon dioxide and open-top chambers on transpiration in a tallgrass prairie. *Journal of Environmental Quality* **25**, 691-701.
- Breuer, L., Papen, H. & Butterbach-Bahl, K. (2000): N₂O emission from tropical forest soils of Australia. *Journal of Geophysical Research* **105**, 26353-26367.
- Brook, E.J., Sowers, T. & Orchard, J. (1996): Rapid variations in atmospheric methane concentration during the past 110,000 years. *Science* **273**, 1087-1091.
- Brunke, E.-G., Scheel, H.E. & Seiler, W. (1989): Trends of tropospheric CO, N₂O and CH₄ as observed at Cape Point, South Africa. *Atmospheric Environment* **24A**, 585-595.
- Buchmann, N. & Schulze, E.-D. (1999): Net CO₂ and H₂O fluxes of terrestrial ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* **13**, 751-760.
- Bull, I.D., Parekh, N.R., Hall, G.H., Ineson, P. & Evershed, R.P. (2000): Detection and classification of atmospheric methane oxidizing bacteria in soil. *Nature* **405**, 175-178.
- Burns, L.C., Stevens, R.J. & Laughlin, R.J. (1996): Production of nitrite in soil by simultaneous nitrification and denitrification. *Soil Biology & Biochemistry* **28**, 609-616.
- Burton, D.L. & Beauchamp, E.G. (1994): Profile nitrous oxide and carbon dioxide concentrations in a soil subject to freezing. *Soil Science Society of America Journal* **58**, 115-122.
- Butterbach-Bahl, K., Papen, H. & Rennenberg, H. (1997): Impact of gas transport through rice cultivars on methane emission from rice paddy fields. *Plant, Cell and Environment* **20**, 1175-1183.
- Castro, M.S., Mellilo, J.M., Steudler, P.A. & Chapman, J.W. (1994): Soil moisture as a predictor of methane uptake by temperate forest soils. *Canadian Journal of Forest Research* **24**, 1805-1810.

- Castro, M.S., Steudler, P.A., Melillo, J.M., Aber, J.D. & Bowden, R.D. (1995): Factors controlling atmospheric methane consumption by temperate forest soils. *Global Biogeochemical Cycles* **9**, 1-10.
- Chalk, P.M. & Smith, C.J. (1981): Chemodenitrification. In: Freney, J.R. & Simpson, J.R. (Eds): *Gaseous loss of nitrogen from plant soil systems*. The Hague: Martinus Nijhoff & Dr. W. Junk, 65-89.
- Chanton, J.P. & Dacey, J.W.H. (1991): Effects of vegetation on methane flux, reservoirs, and carbon isotopic composition. In: Sharkey, T.D., Holland, E.A. & Mooney, H.A. (Eds): *Trace Gas Emissions by Plants*. San Diego: Academic Press, Inc., 65-92.
- Christensen, S., Groffman, P., Mosier, A. & Zak, D.R. (1990): Rhizosphere denitrification: a minor process but indicator of decomposition activity. In: Revsbech, N.P. & Sørensen, J. (eds): *Denitrification in Soil and Sediment*. New York: Plenum Press, 199-211.
- Collatz, G.J., Berry, J.A. & Clark, J.S. (1998): Effects of climate and atmospheric CO₂ partial pressure on the global distribution of C₄ grasses: present, past, and future. *Oecologia* **114**, 441-454.
- Conen, F., Dobbie, K.E. & Smith, K.A. (2000): Predicting N₂O emissions from agricultural land through related soil parameters. *Global Change Biology* **6**, 417-426.
- Cotrufo, M.F., Ineson, P. & Scott, A. (1998): Elevated CO₂ reduces the nitrogen concentration of plant tissues. *Global Change Biology* **4**, 43-54.
- Cotrufo, M.F. & Ineson, P. (2000): Does elevated atmospheric CO₂ concentrations affect wood decomposition? *Plant and Soil* **224**, 51-57.
- Crill, P.M., Martikainen, P.J., Nykänen, H. & Silvola, J. (1994): Temperature and N fertilization effects on methane oxidation in a drained peatland soil. *Soil Biology & Biochemistry* **26**, 1331-1339.
- Crutzen, P.J. (1981): Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide. In: Delwiche, C.C. (Ed): *Denitrification, Nitrification, and Atmospheric Nitrous Oxide*. New York, Chichester, Brisbane: John Wiley & Sons, 17-44.
- Cure, J.D. & Acock, B. (1986): Crop responses to CO₂ doubling: Literature survey. *Agricultural and Forest Meteorology* **38**, 127-145.
- Curtis, P.S., O'Neill, E.G., Teeri, J.A., Zak, D.R. & Pregitzer, K.S. (1994): Belowground responses to rising atmospheric CO₂: Implications for plants, soil biota and ecosystem processes. *Plant and Soil* **165**, 1-6.
- Curtis, P.S. & Wang, X. (1998): A meta-analysis of elevated CO₂ effects on woody plant mass, form, and physiology. *Oecologia* **113**, 299-313.
- Dacey, J.W.H., Drake, B.G. & Klug, M.J. (1994): Stimulation of methane emissions by carbon dioxide enrichment of marsh vegetation. *Nature* **370**, 47-49.
- Dahlman, R.C. (1993): CO₂ and plants: revisited. *Vegetatio* **104/105**, 339-355.
- Dakora, F.D. & Drake, B.G. (2000): Elevated CO₂ stimulates associative N₂ fixation in a C₃ plant of the Chesapeake Bay wetland. *Plant, Cell and Environment* **23**, 943-953.
- Davidson, E.A. (1992): Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil. *Soil Science Society of America Journal* **56**, 95-102.

- Dendooven, L. & Anderson, J.M. (1994): Dynamics of reduction enzymes involved in the denitrification process in pasture soil. *Soil Biology & Biochemistry* **26**, 1501-1506.
- Dendooven, L., Splatt, P. & Anderson, J.M. (1996): Denitrification in permanent pasture soil as affected by different forms of C substrate. *Soil Biology & Biochemistry* **28**, 141-149.
- Diemer, M.W. (1994): Mid-season gas exchange of an alpine grassland under elevated CO₂. *Oecologia* **98**, 429-435.
- Drake, B.G., Muehe, M.S., Peresta, G., González-Meler, M.A. & Matamala, R. (1996): Acclimation of photosynthesis, respiration and ecosystem carbon flux of a wetland on Chesapeake Bay, Maryland to elevated atmospheric CO₂ concentration. *Plant and Soil* **187**, 111-118.
- Drake, B.G., Azcon-Bieto, J., Berry, J., Bunce, J., Dijkstra, P., Farrar, J., Gifford, R.M., Gonzalez-Meler, M.A., Koch, G., Lambers, H., Siedow, J. & Wullschleger, S. (1999): Does elevated atmospheric CO₂ concentration inhibit mitochondrial respiration in green plants? *Plant, Cell and Environment* **22**, 649-657.
- Dunfield, P.F., Liesack, W., Henckel, T., Knowles, R. & Conrad, R. (1999): High-affinity methane oxidation by a soil enrichment culture containing a type II methanotroph. *Applied and Environmental Microbiology* **65**, 1009-1014.
- Eaton, L.J. & Patriquin, D.G. (1989): Denitrification in lowbush blueberry soils. *Canadian Journal of Soil Science* **69**, 303-312.
- Ehleringer, J.R., Sage, R.F., Flanagan, L.B., Pearcy, R.W. (1991): Climate change and the evolution of photosynthesis. *Trends in Ecology and Evolution* **6**, 95-99.
- Ehleringer, J.R. & Cerling, T.E. (1995): Atmospheric CO₂ and the ratio of intercellular to ambient CO₂ concentrations in plants. *Tree Physiology* **15**, 105-111.
- Ellis, S., Dendooven, L. & Goulding, K.W.T. (1996): Quantitative assessment of soil nitrate disappearance and N₂O evolution during denitrification: Nitrate disappearance during denitrification. *Soil Biology & Biochemistry* **28**, 589-595.
- Fangmeier, A. & Jäger, H.-J. (2001): Wirkungen erhöhter CO₂-Konzentrationen. In: Guderian, R. (Hrsg.): *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Band 2a: Terrestrische Ökosysteme*. Berlin: Springer.
- Fangmeier, A., Grüters, U., Högy, P., Vermehren, B. & Jäger, H.-J. (1997): Effects of elevated CO₂, nitrogen supply and tropospheric ozone on spring wheat - II. Nutrients (N, P, K, S, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn). *Environmental Pollution* **96**, 43-59.
- Field, C.B., Chapin, F.S.I., Matson, P.A. & Mooney, H.A. (1992): Responses of terrestrial ecosystems to the changing atmosphere: A resource-based approach. *Annual Review of Ecology and Systematics* **23**, 201-235.
- Field, C.B., Lund, C.P., Chiariello, N.R. & Mortimer, B.E. (1997): CO₂ effects on the water budget of grassland microcosm communities. *Global Change Biology* **3**, 197-206.
- Firestone, M.K. & Davidson, E.A. (1989): Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andreae, M.O. & Schimel, D.S. (Eds): *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*. Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore: John Wiley & Sons Ltd., 7-21.

- Fitter, A.H., Graves, J.D., Self, G.K., Brown, T.K., Bogie, D.S. & Taylor, K. (1998): Root production, turnover and respiration under two grassland types along an altitudinal gradient: influence of temperature and solar radiation. *Oecologia* **114**, 20-30.
- Fitter, A.H., Heinemeyer, A. & Staddon, P.L. (2000): The impact of elevated CO₂ and global climate change on arbuscular mycorrhizas: a mycogenic approach. *New Phytologist* **147**, 179-187.
- Flessa, H., Dörsch, P., Beese, F., König, H. & Bouwman, A.F. (1996): Influence of cattle wastes on nitrous oxide and methane fluxes in pasture land. *Journal of Environmental Quality* **25**, 1366-1370.
- Flessa, H., Wild, U., Klemisch, M. & Pfadenhauer, J. (1998): Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *European Journal of Soil Science* **49**, 327-335.
- Franck, V.M., Hungate, B.A., Chapin, F.S.I. & Field, C.B. (1997): Decomposition of litter produced under elevated CO₂: Dependence on plant species and nutrient supply. *Biogeochemistry* **36**, 223-237.
- Fredeen, A.L., Koch, G.W. & Field, C.B. (1998): Influence of fertilization and atmospheric CO₂ enrichment on ecosystem CO₂ and H₂O exchanges in single- and multiple-species grassland microcosms. *Environmental and Experimental Botany* **40**, 147-157.
- Gahrooe, F.R. (1998): Impacts of elevated atmospheric CO₂ on litter quality, litter decomposability and nitrogen turnover rate of two oak species in a Mediterranean forest ecosystem. *Global Change Biology* **4**, 667-677.
- Garcia, R.L., Long, S.P., Wall, G.W., Osborne, C.P., Kimball, B.A., Nie, G.Y., Pinter, P.J., LaMorte, R.L. & Wechsung, F. (1998): Photosynthesis and conductance of spring-wheat leaves: field response to continuous free-air atmospheric CO₂ enrichment. *Plant, Cell and Environment* **21**, 659-669.
- Garten, C.T. & Wullschleger, S.D. (1999): Soil carbon inventories under a bioenergy crop (switchgrass): Measurement limitations. *Journal of Environmental Quality* **28**, 1359-1365.
- Gasche, R. (1998): Ganzjährige Messungen zur Quantifizierung der NO/NO₂-Flüsse in einem Stickstoff-übersättigten Waldökosystem (Höglwald) und Identifizierung der an der N-Oxid-Emission beteiligten mikrobiellen Prozesse. (Dissertation) *Schriftenreihe des Fraunhofer-Instituts für Atmosphärische Umweltforschung Band 51-98*, Garmisch-Partenkirchen, 1-183.
- Giannaki, S. (1999): Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen und Witterung auf den Ertrag, den Nährstoffhaushalt sowie die Futterqualität eines Grünlandökosystems. Diplomarbeit am Institut für Pflanzenökologie, Justus-Liebig-Universität Gießen, 1-117.
- Gloser, V., Jezikova, M., Lüscher, A., Frehner, M., Blum, H., Nösberger, J. & Hartwig, U.A. (2000): Soil mineral nitrogen availability was unaffected by elevated atmospheric pCO₂ in a four year old field experiment (Swiss FACE). *Plant and Soil* **227**, 291-299.
- Goulding, K.W.T., Willison, T.W., Webster, C.P. & Powlson, D.S. (1996): Methane fluxes in aerobic soils. *Environmental Monitoring and Assessment* **42**, 175-187.
- Graedel, T.E. & Crutzen, P.J. (1994): *Chemie der Atmosphäre - Bedeutung für Klima und Umwelt*. Heidelberg, Berlin: Spektrum Akademischer Verlag.

- Granli, T. & Bøckmann, O.C. (1994): Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Supplement No. 12*, 1-128.
- Grünhage, L., Herm, K., Hanewald, K. & Jäger, H.-J. (1992): Auswirkungen von Ozon auf Pflanzen - Bewertung hessischer Ozonprofile. *Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz (Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt)* **143**, 1-74.
- Grünhage, L., Hanewald, K., Jäger, H.-J. & Ott, W. (1996): Auswirkungen dynamischer Veränderungen der Luftzusammensetzung und des Klimas auf terrestrische Ökosysteme in Hessen. Umweltbeobachtungs- und Klimafolgenforschungsstation Linden, Jahresbericht 1995. *Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt* **220**, 1-191.
- GSF (1996): *Stand der Klimaforschung*. München: GSF (Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Projektträgerschaft Umwelt- und Klimaforschung).
- Gulledge, J., Doyle, A.P. & Schimel, J.P. (1997): Different NH_4^+ -inhibition patterns of soil CH_4 consumption: A result of distinct CH_4 -oxidizer populations across sites? *Soil Biology & Biochemistry* **29**, 13-21.
- Hagedorn, F., Bucher, J.B., Tarjan, D., Ruser, P. & Bucher-Wallin, I. (2000): Responses of N fluxes and pools to elevated atmospheric CO_2 in model forest ecosystems with acidic and calcareous soils. *Plant and Soil* **224**, 273-286.
- Hartwig, U.A., Lüscher, A., Daepf, M., Blum, H., Soussana, J.F. & Nösberger, J. (2000): Due to symbiotic N_2 fixation, five years of elevated atmospheric pCO_2 had no effect on the N concentration of plant litter in fertile, mixed grassland. *Plant and Soil* **224**, 43-50.
- Hebeisen, T., Lüscher, A., Zanetti, S., Fischer, B.U., Hartwig, U.A., Frehner, M., Hendrey, G.R., Blum, H. & Nösberger, J. (1997): Growth response of *Trifolium repens* L. and *Lolium perenne* L. as monocultures and bi-species mixture to free air CO_2 enrichment and management. *Global Change Biology* **3**, 149-160.
- Heinz, S. (2000): Auswirkungen von erhöhtem Kohlendioxid auf die oberirdische Biomasse und den Kohlenstoffhaushalt eines Dauergrünlands. Diplomarbeit am Institut für Pflanzenökologie, Justus-Liebig-Universität Gießen, 1-121.
- Henckel, T., Jackel, U., Schnell, S. & Conrad, R. (2000): Molecular analyses of novel methanotrophic communities in forest soil that oxidize atmospheric methane. *Applied and Environmental Microbiology* **66**, 1801-1808.
- Hendrey, G.R. & Kimball, B.A. (1994): The FACE program. *Agricultural and Forest Meteorology* **70**, 3-11.
- Henning, F.P., Wood, C.W., Rogers, H.H., Runion, G.B. & Prior, S.A. (1996): Composition and decomposition of soybean and sorghum tissues grown under elevated atmospheric carbon dioxide. *Journal of Environmental Quality* **25**, 822-827.
- Hirschel, G., Körner, C. & Arnone, J.A.I. (1997): Will rising atmospheric CO_2 affect leaf litter quality and in situ decomposition rates in native plant communities? *Oecologia* **110**, 387-392.
- Hodge, A., Paterson, E., Grayston, S.J., Campbell, C.D., Ord, B.G. & Killham, K. (1998): Characterisation and microbial utilisation of exudate material from the rhizosphere of *Lolium perenne* grown under CO_2 enrichment. *Soil Biology & Biochemistry* **30**, 1033-1043.

- Holmes, A.J., Costello, A., Lidstrom, M.E. & Murrell, J.C. (1995): Evidence that particulate methane monooxygenase and ammonia monooxygenase may be evolutionarily related. *FEMS Microbiology Letters* **132**, 203-208.
- Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Callander, B.A., Harris, N., Kattenberg, A. & Maskell, K. (1996): *Climate change 1995 - The science of climate change: Contribution of Working Group I to the second assesment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hu, S., Firestone, M.K. & Chapin, F.S. (1999): Soil microbial feedbacks to atmospheric CO₂ enrichment. *Trends In Ecology And Evolution* **14**, 433-437.
- Hu, S., Chapin, F.S., Firestone, M.K., Field, C.B. & Chiariello, N.R. (2001): Nitrogen limitation of microbial decomposition in a grassland under elevated CO₂. *Nature* **409**, 188-191.
- Hungate, B.A., Canadell, J. & Chapin, F.S. (1996): Plant species mediate changes in soil microbial N in response to elevated CO₂. *Ecology* **77**, 2505-2515.
- Hungate, B.A., Holland, E.A., Jackson, R.B., Chapin, F.S., Mooney, H.A. & Field, C.B. (1997a): The fate of carbon in grasslands under carbon dioxide enrichment. *Nature* **388**, 576-579.
- Hungate, B.A., Lund, C.P., Pearson, H.L. & Chapin, F.S. (1997b): Elevated CO₂ and nutrient addition alter soil N cycling and N trace gas fluxes with early season wet-up in a California annual grassland. *Biogeochemistry* **37**, 89-109.
- Hungate, B.A., Chapin, F.S., Zhong, H., Holland, E.A. & Field, C.B. (1997c): Stimulation of grassland nitrogen cycling under carbon dioxide enrichment. *Oecologia* **109**, 149-153.
- Hunsaker, D.J., Kimball, B.A., Pinter, P.J., Wall, G.W., LaMorte, R.L., Adamsen, F.J., Leavitt, S.W., Thompson, T.L., Matthias, A.D. & Brooks, T.J. (2000): CO₂ enrichment and soil nitrogen effects on wheat evapotranspiration and water use efficiency. *Agricultural and Forest Meteorology* **104**, 85-105.
- Hutchin, P.R., Press, M.C., Lee, J.A. & Trevor, W.A. (1995): Elevated concentrations of CO₂ may double methane emissions from mires. *Global Change Biology* **1**, 125-128.
- Hutchinson, G.L. & Mosier, A.R. (1981): Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Science Society of America Journal* **45**, 311-316.
- Hutchinson, G.L. & Davidson, E.A. (1993): Processes for production and consumption of gaseous nitrogen oxides in soil. In: Harper, L.A., Mosier, A.R., Duxbury, J.M. & Rolston, D.E. (Eds): *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*. Madison, Wisconsin, USA: American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, 79-93.
- Hutchinson, G.L. & Livingston, G.P. (1993): Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. In: Harper, L.A., Mosier, A.R., Duxbury, J.M. & Rolston, D.E. (Eds): *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*. Madison, Wisconsin, USA: American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, 63-108.
- Hütsch, B.W., Webster, C.P. & Powlson, D.S. (1994): Methane oxidation in soil as affected by land use, soil pH and N fertilization. *Soil Biology & Biochemistry* **26**, 1613-1622.

- Hütsch, B.W. (1998a): Methane oxidation in arable soil as inhibited by ammonium, nitrite, and organic manure with respect to soil pH. *Biology and Fertility of Soils* **28**, 27-35.
- Hütsch, B.W. (1998b): Sources and sinks of methane in German agroecosystems in context of the global methane budget. *Agribiological Research* **51**, 75-87.
- Hütsch, B.W. (1998c): Tillage and land use effects on methane oxidation rates and their vertical profiles in soil. *Biology and Fertility of Soils* **27**, 284-292.
- Hütsch, B.W. (2001): Methane oxidation, nitrification, and counts of methanotrophic bacteria in soils from a long-term fertilization experiment ("Ewiger Roggenbau" at Halle). *Journal Of Plant Nutrition And Soil Science* **164**, 21-28.
- Hütsch, B.W., Webster, C.P. & Powlson, D.S. (1994): Methane oxidation in soil as affected by land use, soil pH and N fertilization. *Soil Biology & Biochemistry* **26**, 1613-1622.
- Hwang, S. & Hanaki, K. (2000): Effects of oxygen concentration and moisture content of refuse on nitrification, denitrification and nitrous oxide production. *Bioresource Technology* **71**, 159-165.
- Ineson, P., Coward, P.A. & Hartwig, U.A. (1998): Soil gas fluxes of N₂O, CH₄ and CO₂ beneath *Lolium perenne* under elevated CO₂: The Swiss free air carbon dioxide enrichment experiment. *Plant and Soil* **198**, 89-95.
- IPCC (1990): *Climate change. The IPCC scientific assesment*. (Eds) J.T. Houghton, G.J. Jenkins & J.J. Ephraums. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ishizuka, S., Sakata, T. & Ishizuka, K. (2000): Methane oxidation in Japanese forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* **32**, 769-777.
- Jacinthe, P.-A. & Dick, W.A. (1996): Use of silicone tubing to sample nitrous oxide in the soil atmosphere. *Soil Biology & Biochemistry* **28**, 721-726.
- Jacinthe, P.-A. & Dick, W.A. (1997): Soil management and nitrous oxide emissions from cultivated fields in southern Ohio. *Soil & Tillage Research* **41**, 221-235.
- Jamieson, N., Barraclough, D., Unkovich, M. & Monaghan, R. (1998): Soil N dynamics in a natural calcareous grassland under a changing climate. *Biology and Fertility of Soils*
- Janze, S. (1996): Einfluß von Managementmaßnahmen und Staukörperflurabstand auf Artenzusammensetzung und Blühverhalten der Vegetation sowie das Vorkommen von Laufkäfern eines halbnatürlichen Grünlandökosystems. Diplomarbeit am Institut für Pflanzenökologie, Justus-Liebig-Universität Gießen. 1-122.
- Jarvis, S.C. & Hatch, D.J. (1994): Potential for denitrification at depth below long-term grass swards. *Soil Biology & Biochemistry* **26**, 1629-1636.
- Jastrow, J.D., Miller, R.M. & Owensby, C.E. (2000): Long-term effects of elevated atmospheric CO₂ on below-ground biomass and transformations to soil organic matter in grassland. *Plant and Soil* **224**, 85-97.
- Jensen, S., Holmes, A.J., Olsen, R.A. & Murrell, J.C. (2000): Detection of methane oxidizing bacteria in forest soil by monooxygenase PCR amplification. *Microbial Ecology* **39**, 282-289.
- Jones, H.A. & Nedwell, D.B. (1993): Methane emission and methane oxidation in landfill cover soil. *FEMS Microbiology Ecology* **102**, 185-195.
- Kaiser, E.-A. & Heinemeyer, O. (1996): Temporal changes in N₂O-losses from two arable soils. *Plant and Soil* **181**, 57-63.

- Kaiser, E.A. & Ruser, R. (2000): Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany - An evaluation of six long-term field experiments. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **163**, 249-259.
- Kammann, C., Grünhage, L. & Jäger, H.-J. (1997): Effects of management regimes and elevated CO₂ on nitrous oxide emissions from an extensively managed grassland ecosystem. In: Proceedings of the 7th International Workshop on Nitrous Oxide Emissions, April 21-23, 1997, Cologne, Germany. *Berichte der Physikalischen Chemie (Bergische Universität, Gesamthochschule Wuppertal)* **41**, 355-364.
- Kammann, C., Grünhage, L., Müller, C., Jacobi, S. & Jäger, H.-J. (1998): Seasonal variability and mitigation options for N₂O emissions from differently managed grasslands. *Environmental Pollution* **102**, S1, 179-186.
- Kammann, C., Grünhage, L. & Jäger, H.-J. (2000a): Die klimarelevanten atmosphärischen Spurengase: Kenntnisstand und Forschungsbedarf. In: Grünhage, L., Hanewald, K., Jäger, H.-J. & Ott, W. (Hrsg.): *Auswirkungen dynamischer Veränderungen der Luftzusammensetzung und des Klimas auf terrestrische Ökosysteme in Hessen*. Schriftenreihe Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz (Hessische Landesanstalt für Umwelt und Geologie) **274**, 7-80.
- Kammann, C., Grünhage, L. & Jäger, H.-J. (2000b): N₂O- und CH₄-Flüsse in der bodennahen Atmosphäre eines extensiv genutzten Grünlandökosystems. In: Grünhage, L., Hanewald, K., Jäger, H.-J. & Ott, W. (Hrsg.): *Auswirkungen dynamischer Veränderungen der Luftzusammensetzung und des Klimas auf terrestrische Ökosysteme in Hessen*. Schriftenreihe Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz (Hessische Landesanstalt für Umwelt und Geologie) **274**, 81-121.
- Kammann, C., Grünhage, L. & Jäger, H.-J. (2001a): A new sampling technique to monitor concentrations of CH₄, N₂O and CO₂ in air at well defined depths in soils with varied water potential. *European Journal of Soil Science* **im Druck**, (voraussichtlich: **52**, 1-7).
- Kammann, C., Grünhage, L., Jäger, H.-J. & Wachinger, G. (2001b): Methane fluxes from differentially managed grassland study plots: The important role of CH₄ oxidation in grassland with a high potential for CH₄ production. *Environmental Pollution* **im Druck**, (voraussichtlich Oktober 2001).
- Kampichler, C., Kandeler, E., Bardgett, R.D., Jones, T.H. & Thompson, L.J. (1998): Impact of elevated atmospheric CO₂ concentration on soil microbial biomass and activity in a complex, weedy field model ecosystem. *Global Change Biology* **4**, 335-346.
- Karsten, G.R. & Drake, H. (1997): Denitrifying bacteria in the earthworm gastrointestinal tract and in vivo emission of nitrous oxide (N₂O) by earthworms. *Applied and Environmental Microbiology* **63**, 1878-1882.
- Keller, M., Mitre, M.E. & Stallard, R.F. (1990): Consumption of atmospheric methane in soils of central Panama: Effects of agricultural development. *Global Biogeochemical Cycles* **4**, 21-27.
- Keller, M., Weitz, A.M., Bryan, B., Rivera, M.M. & Silver, W.L. (2000): Soil-atmosphere nitrogen oxide fluxes: Effects of root disturbance. *Journal Of Geophysical Research-Atmospheres* **105**, 17693-17698.
- Kemp, P.R., Waldecker, D.G., Owensby, C.E., Reynolds, J.F. & Virginia, R.A. (1994): Effects of elevated CO₂ and nitrogen fertilization pretreatments on decomposition on tallgrass prairie leaf litter. *Plant and Soil* **165**, 115-127.

- King, G.M. (1992): Ecological aspects of methane oxidation, a key determinant of global methane dynamics. In: Marshall, K.C. (Eds): *Advances in Microbial Ecology*. New York: Plenum Press, 431-468.
- King, G.M. & Adamsen, A.P.S. (1992): Effects of temperature on methane consumption in a forest soil and in pure cultures of the methanotroph *Methylomonas rubra*. *Applied and Environmental Microbiology* **58**, 2758-2763.
- King, G.M. & Schnell, S. (1994): Ammonium and nitrite inhibition of methane oxidation by *Methylobacter albus* BG8 and *Methylosinus trichosporium* OB3b at low methane concentrations. *Applied and Environmental Microbiology* **60**, 3508-3513.
- Klausing, O. (1988): *Die Naturräume Hessens mit Karte 1:200000*. – *Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt*, Heft Nr. **67**.
- Klemedtsson, L., Svensson, B.H. & Rosswall, T. (1987): Dinitrogen and nitrous oxide produced by denitrification and nitrification in soil with and without barley plants. *Plant and Soil* **99**, 303-319.
- Klemedtson, L., Hansson, G. & Mosier, A. (1990): The use of acetylene for the quantification of N_2 and N_2O production from biological processes in soil. In: Revsbech, N.P. & Sørensen, J. (Eds): *Denitrification in Soil and Sediment*. New York: Plenum Press, 167-180.
- Klironomos, J.N., Rillig, M.C. & Allen, M.F. (1996): Below-ground microbial and microfaunal responses to *Artemisia tridentata* grown under elevated atmospheric CO_2 . *Functional Ecology* **10**, 527-534.
- Knapp, A.K., Hamerlynck, E.P., Ham, J.M. & Owensby, C.E. (1996): Responses in stomatal conductance to elevated CO_2 in 12 grassland species that differ in growth form. *Vegetatio* **125**, 31-41.
- Knowles, R. (1990): Acetylene inhibition technique: Development, advantages, and potential problems. In: Revsbech, N.P. & Sørensen, J. (Eds): *Denitrification in Soil and Sediment*. New York: Plenum Press, 151-166.
- Knowles, R. (1993): Methane: Processes of production and consumption. In: Harper, L.A., Mosier, A.R., Duxbury, J.M. & Rolston, D.E. (Eds): *Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change*. ASA Special Publication no. 55. Madison, Wisconsin: American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science of America, 145-157.
- Koops, J.G., van Beusichem, M.L. & Oenema, O. (1997): Nitrogen loss from grassland on peat soils through nitrous oxide production. *Plant and Soil* **188**, 119-130.
- Körner, C. & Arnone, J.A.I. (1992): Responses to elevated carbon dioxide in artificial tropical ecosystems. *Science* **257**, 1672-1675.
- Körner, Ch. (1996): The response of complex multispecies systems to elevated CO_2 . In: Walker, B. & Steffen, W. (Eds): *Global Changes and Terrestrial Ecosystems*. Cambridge: Cambridge University Press, 20-42.
- Körner, C. (2000): Biosphere responses to CO_2 enrichment. *Ecological Applications* **10**, 1590-1619.
- Koschorreck, M. (2000): Methane turnover in exposed sediments of an Amazon floodplain lake. *Biogeochemistry* **50**, 195-206.
- Kruse, C.W. & Iversen, N. (1995): Effect of plant succession, ploughing, and fertilization on the microbial oxidation of atmospheric methane in a heathland. *FEMS Microbiology Ecology* **18**, 121-128.

- Kurakov, A.V., Kostina, N.V., Egorov, V.S., Basariya, E.G., Umarov, M.M. & Mineev, V.G. (2000): Biomass and activity of denitrifying bacteria in soddy-podzolic soils upon the application of mineral fertilizers. *Eurasian Soil Science* **33**, 510-515.
- Larcher, W. (1994): *Ökophysiologie der Pflanzen*. Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag.
- Lensi, R., Mazurier, S., Gourbière, F. & Josserand, A. (1986): Rapid determination of the nitrification potential of an acid forest soil and assessment of its variability. *Soil Biology & Biochemistry* **18**, 239-240.
- Lin, G., Rygiewicz, P.T., Ehleringer, J.R., Johnson, M.G. & Tingey, D.T. (2001): Time-dependent responses of soil CO₂ efflux components to elevated atmospheric [CO₂] and temperature in experimental forest mesocosms. *Plant and Soil* **229**, 259-270.
- Linn, D.M. & Doran, J.W. (1984): Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of America Journal* **48**, 1267-1272.
- Lofffield, N., Flessa, H., Augustin, J. & Beese, F. (1997): Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases methane, carbon dioxide, and nitrous oxide. *Journal of Environmental Quality* **26**, 560-564.
- Loiseau, P. & Soussana, J.F. (1999): Elevated [CO₂], temperature increase and N supply effects on the accumulation of below-ground carbon in a temperate grassland ecosystem. *Plant and Soil* **212**, 123-134.
- Luo, J., Tillman, R.W., White, R.E. & Ball, P.R. (1998): Variation in denitrification activity with soil depth under pasture. *Soil Biology & Biochemistry* **30**, 897-903.
- Luo, Y., Jackson, R.B., Field, C.B. & Mooney, H.A. (1996): Elevated CO₂ increases belowground respiration in California grasslands. *Oecologia* **108**, 130-137.
- Luo, Y., Sims, D.A. & Griffin, K.L. (1998): Nonlinearity of photosynthetic responses to growth in rising atmospheric CO₂: an experimental and modelling study. *Global Change Biology* **4**, 173-183.
- Lüscher, A., Hendrey, G.R. & Nösberger, J. (1998): Long-term responsiveness to free air CO₂ enrichment of functional types, species and genotypes of plants from fertile permanent grassland. *Oecologia* **113**, 37-45.
- Machida, T., Nakazawa, T., Fujii, Y., Aoki, S. & Watanabe, O. (1995): Increase in the atmospheric nitrous oxide concentration during the last 250 years. *Geophysical Research Letters* **22**, 2921-2924.
- Mancinelli, R.L. (1995): The regulation of methane oxidation in soil. *Annual Review of Microbiology* **49**, 581-605.
- Mandernack, K.W., Kinney, C.A., Coleman, D., Huang, Y.S., Freeman, K.H. & Bogner, J. (2000): The biogeochemical controls of N₂O production and emission in landfill cover soils: the role of methanotrophs in the nitrogen cycle. *Environmental Microbiology* **2**, 298-309.
- Marschner, H., Römheld, V., Horst, W.J. & Martin, P. (1986): Root induced changes in the rhizosphere: Importance for the mineral nutrition of plants. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **149**, 441-456.
- Marzluf, G.A. (1997): Genetic regulation of nitrogen metabolism in the fungi. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* **61**, 17-32.
- Matamala, R. & Drake, B.G. (1999): The influence of atmospheric CO₂ enrichment on plant-soil nitrogen interactions in a wetland plant community on the Chesapeake Bay. *Plant and Soil* **210**, 93-101.

- Max, M.D., Dillon, W.P., Nishimura, C. & Hurdle, B.G. (1999): Sea-floor methane blow-out and global firestorm at the K-T boundary. *Geo Marine Letters* **18**, 285-291.
- McElwain, J.C. & Chaloner, W.G. (1995): Stomatal density and index of fossil plants track atmospheric carbon dioxide in the palaeozoic. *Annals of Botany* **76**, 389-395.
- McMurtrie, R.E., Dewar, R.C., Medlyn, B.E. & Jeffreys, M.P. (2000): Effects of elevated [CO₂] on forest growth and carbon storage: a modelling analysis of the consequences of changes in litter quality/quantity and root exudation. *Plant and Soil* **224**, 135-152.
- Megonigal, J.P. & Schlesinger, W.H. (1997): Enhanced CH₄ emissions from a wetland soil exposed to elevated CO₂. *Biogeochemistry* **37**, 77-88.
- Meier, M. & Fuhrer, J. (1997): Effect of elevated CO₂ on orchard grass and red clover grown in mixture at two levels of nitrogen or water supply. *Environmental and Experimental Botany* **38**, 251-262.
- Menyailo, O.V. & Huwe, B. (1999): Activity of denitrification and dynamics of N₂O release in soils under six tree species and grassland in central Siberia. *Journal Of Plant Nutrition And Soil Science Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* **162**, 533-538.
- Mogge, B., Kaiser, E.-A. & Munch, J.-C. (2001): Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from forest soils in the Bornhöved Lake region (Northern Germany). *Soil Biology & Biochemistry* **30**, 703-710.
- Montealegre, C.M., van Kessel, C., Blumenthal, J.M., Hur, H.G., Hartwig, U.A. & Sadowsky, M.J. (2000): Elevated atmospheric CO₂ alters microbial population structure in a pasture ecosystem. *Global Change Biology* **6**, 475-482.
- Mooney, H.A., Canadell, J., Chapin, F.S., Ehleringer, J.R., Körner, Ch., McMurtrie, R.E., Parton, W.J., Pitelka, L.F. & Schulze, E.-D. (1999): Ecosystem physiology responses to global change. In: Walker, B., Steffen, W., Canadell, J. & Ingram, J. (Eds): *The terrestrial biosphere and global change*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 141-189.
- Mosier, A.R. & Mack, L. (1980): Gas chromatographic system for precise, rapid analysis of nitrous oxide. *Soil Science Society of America Journal* **44**, 1121-1123.
- Mosier, A., Schimel, D., Valentine, D., Bronson, K. & Parton, W. (1991): Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature* **350**, 330-332.
- Mosier, A.R., Klemetsson, L.K., Sommerfeld, R.A. & Musselman, R.C. (1993): Methane and nitrous oxide flux in a Wyoming subalpine meadow. *Global Biogeochemical Cycles* **7**, 771-784.
- Mosier, A.R. & Delgado, J.A. (1997): Methane and nitrous oxide fluxes in grasslands in western Puerto Rico. *Chemosphere* **35**, 2059-2082.
- Mosier, A.R., Delgado, J.A., Cochran, V.L., Valentine, D.W. & Parton, W.J. (1997): Impact of agriculture on soil consumption of atmospheric CH₄ and a comparison of CH₄ and N₂O flux in subarctic, temperate and tropical grasslands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **49**, 71-83.
- Mosier, A.R., Duxbury, J.M., Freney, J.R., Heinemeyer, O., Minami, K. & Johnson, D.E. (1998): Mitigating agricultural emissions of methane. *Climatic Change* **40**, 39-80.

- Müller, C., Kammann, C., Burger, S., Ottow, J.C.G., Grünhage, L. & Jäger, H.-J. (1997): Nitrous oxide emission from frozen grassland soil and during thawing. In: Proceedings of the 7th International Workshop on Nitrous Oxide Emissions, April 21-23, 1997, Cologne, Germany. *Berichte der Physikalischen Chemie (Bergische Universität, Gesamthochschule Wuppertal)* **41**, 327-335.
- Müller, C., Sherlock, R.R. & Williams, P.H. (1998): Field method to determine N₂O emission from nitrification and denitrification. *Biology and Fertility of Soils* **28**, 51-55.
- Müller, C. (1999): *Modelling Soil-Biosphere Interactions*. Wallingford: CAB International. 1-354
- Nakazawa, T., Machida, T., Esumi, M., Tanaka, M., Fujii, Y., Aoki, S. & Watanabe, O. (1993a): Measurements of CO₂ and CH₄ concentrations of air in polar ice cores. *Journal of Glaciology* **39**, 209-215.
- Nakazawa, T., Machida, T., Tanaka, M., Fujii, Y., Aoki, S. & Watanabe, O. (1993b): Differences of the atmospheric CH₄ concentration between the arctic and antarctic regions in pre-industrial/pre-agricultural era. *Geophysical Research Letters* **20**, 943-946.
- Naqvi, S.W.A., Jayakumar, A., Narvekar, P.V., Naik, H., Sarma, V.V.S.S., D'Souza, W., Joseph, S. & George, M.D. (2000): Increased marine production of N₂O due to intensifying anoxia on the Indian continental shelf. *Nature* **408**, 346-349.
- Näsholm, T., Ekblad, A., Nordin, A., Giesler, R., Högberg, M. & Högberg, P. (1998): Boreal forest plants take up organic nitrogen. *Nature* **392**, 914-916.
- Nesbit, S.P. & Breitenbeck, G.A. (1992): A laboratory study of factors influencing methane uptake by soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **41**, 39-54.
- Niklaus, P.A. & Körner, C. (1996): Responses of soil microbiota of a late successional alpine grassland to long term CO₂ enrichment. *Plant and Soil* **184**, 219-229.
- Niklaus, P.A., Leadley, P.W., Stöcklin, J. & Körner, C. (1998a): Nutrient relations in calcareous grassland under elevated CO₂. *Oecologia* **116**, 67-75.
- Niklaus, P.A., Spinnler, D. & Körner, C. (1998b): Soil moisture dynamics of calcareous grassland under elevated CO₂. *Oecologia* **117**, 201-208.
- Niklaus, P.A., Stocker, R., Körner, C. & Leadley, P.W. (2000): CO₂ flux estimates tend to overestimate ecosystem C sequestration at elevated CO₂. *Functional Ecology* **14**, 546-559.
- Norby, R.J., Pastor, J. & Melillo, J.M. (1986): Carbon-nitrogen interactions in CO₂-enriched white oak: physiological and long-term perspectives. *Tree Physiology* **2**, 233-241.
- Norby, R.J. (1987): Nodulation and nitrogenase activity in nitrogen-fixing woody plants stimulated by CO₂ enrichment of the atmosphere. *Physiologia Plantarum* **71**, 77-82.
- Norby, R.J. (1997): Inside the black box. *Nature* **388**, 522-523.
- Norby, R.J. & Cotrufo, M.F. (1998): A question of litter quality. *Nature* **396**, 17-18.
- Norby, R.J. & Jackson, R.B. (2000): Root dynamics and global change: seeking an ecosystem perspective. *New Phytologist* **147**, 3-12.
- Norman, J.M., Kucharik, C.J., Gower, S.T., Baldocchi, D.D., Crill, P.M., Rayment, M., Savage, K. & Striegl, R.G. (1997): A comparison of six methods for measuring soil-surface carbon dioxide fluxes. *Journal of Geophysical Research* **102**, 28771-28777.
- Oberdorfer, E. (1983): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*. Stuttgart: Ulmer-Verlag.

- Oechel, W.C., Riechers, G., Lawrence, W.T., Prudhome, T.T., Grulke, N. & Hastings, S.J. (1991): Long-term in situ manipulation and measurement of CO₂ and temperature. *Functional Ecology* **6**, 86-100.
- Oechel, W.C. & Vourlitis, G.L. (1995): Effects of global change on carbon storage in cold soils. In: Lal, R., Kimble, J., Levinde, E. & Stewart, B.A. (Eds): *Soils and Global Change*. Boca Raton, London, Tokyo: CRC Lewis Publishers, 117-129.
- Oechel, W.C., Vourlitis, G.L., Hastings, S.J., Zulueta, R.C., Hinzman, L. & Kane, D. (2000): Acclimation of ecosystem CO₂ exchange in the Alaskan Arctic in response to decadal climate warming. *Nature* **406**, 978-981.
- Ojima, D.S., Valentine, D.W., Mosier, A.R., Parton, W.J. & Schimel, D.S. (1993): Effect of land use change on methane oxidation in temperate forest and grassland soils. *Chemosphere* **26**, 675-685.
- O'Neill, E.G. (1994): Responses of soil biota to elevated atmospheric carbon dioxide. *Plant and Soil* **165**, 55-65.
- Overdieck, D. & Forstreuter, M. (1991): Carbon dioxide effects on vegetation. In: Esser, G. & Overdieck, D. (Eds): *Modern Ecology. Basic and Applied Aspects*. Amsterdam: Elsevier, 623-647.
- Owensby, C.E., Coyne, P.I., Ham, J.M., Auen, L.M. & Knapp, A.K. (1993): Biomass production in a tallgrass prairie ecosystem exposed to ambient and elevated CO₂. *Ecological Applications* **3**, 644-653.
- Owensby, C.E., Ham, J.M., Knapp, A.K., Bremer, D. & Auen, L.M. (1997): Water vapour fluxes and their impact under elevated CO₂ in a C₄-tallgrass prairie. *Global Change Biology* **3**, 189-195.
- Owensby, C.E., Ham, J.M., Knapp, A.K. & Auen, L.M. (1999): Biomass production and species composition change in a tallgrass prairie ecosystem after long-term exposure to elevated atmospheric CO₂. *Global Change Biology* **5**, 497-506.
- Paterson, E., Hall, J.M., Rattray, E.A.S., Griffiths, B.S., Ritz, K. & Killham, K. (1997): Effect of elevated CO₂ on rhizosphere carbon flow and soil microbial processes. *Global Change Biology* **3**, 363-377.
- Patterson, D.E. & Smith, M.W. (1981): The measurement of unfrozen water content by time domain reflectometry: results from laboratory tests. *Canadian Geotechnical Journal* **18**, 131-144.
- Patterson, D.E. & Smith, M.W. (1984): Unfrozen water content in saline soils: results using time-domain reflectometry. *Canadian Geotechnical Journal* **22**, 95-101.
- Paul, E.A. & Clark, F.E. (1996): *Soil microbiology and biochemistry*. San Diego, California: Academic Press. 1-340
- Pell, M., Stenberg, B., Stenström, J. & Torstensson, L. (1996): Potential denitrification activity assay in soil - with or without chloramphenicol? *Soil Biology & Biochemistry* **28**, 393-398.
- Peters, V. & Conrad, R. (1995): Methanogenic and other strictly anaerobic bacteria in desert soil and other oxic soils. *Applied and Environmental Microbiology* **61**, 1673-1676.
- Peters, V. & Conrad, R. (1996): Sequential reduction processes and initiation of CH₄ production upon flooding of oxic upland soils. *Soil Biology & Biochemistry* **28**, 371-382.

- Pinter, P.J., Kimball, B.A., Wall, G.W., LaMorte, R.L., Hunsaker, D.J., Adamsen, F.J., Frumau, K.F.A., Vugts, H.F., Hendrey, G.R., Lewin, K.F., Nagy, J., Johnson, H.B., Wechsunge, F., Leavitt, S.W., Thompson, T.L., Matthias, A.D. & Brooks, T.J. (2000): Free-air CO₂ enrichment (FACE): blower effects on wheat canopy microclimate and plant development. *Agricultural and Forest Meteorology* **103**, 319-333.
- Poorter, H. (1993): Interspecific variation in the growth response of plants to an elevated ambient CO₂ concentration. *Vegetatio* **104/105**, 77-97.
- Poorter, H., Van Berkel, Y., Baxter, R., Den Hertog, J., Dijkstra, P., Gifford, R.M., Griffin, K.L., Roumet, C., Roy, J. & Wong, S.C. (1997): The effect of elevated CO₂ on the chemical composition and construction costs of leaves of 27 C₃ species. *Plant, Cell and Environment* **20**, 472-482.
- Powlson, D.S., Goulding, K.W.T., Willison, T.W., Webster, C.P. & Hütsch, B.W. (1997): The effect of agriculture on methane oxidation in soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **49**, 59-70.
- Priemé, A. & Christensen, S. (1999): Methane uptake by a selection of soils in Ghana with different land use. *Journal of Geophysical Research* **104**, 23617-23622.
- Prior, S.A., Torbert, H.A., Runion, G.B., Rogers, H.H., Wood, C.W., Kimball, B.A., LaMorte, R.L., Pinter, P.J. & Wall, G.W. (1997): Free-air carbon dioxide enrichment of wheat: soil carbon and nitrogen dynamics. *Journal of Environmental Quality* **26**, 1166
- Pritchard, S.G., Rogers, H.H., Prior, S.A. & Peterson, C.M. (1999): Elevated CO₂ and plant structure: a review. *Global Change Biology* **5**, 807-837.
- Reeburgh, W.S., Whalen, S.C. & Alperin, M.J. (1993): The role of methylophony in the global methane budget. In: Murrell, J.C. & Kelly, D.P. (Eds): *Microbial Growth on C₁ compounds*. Andover, Hampshire, UK: Intercept Ltd., 1-14.
- Rice, C.W., Garcia, F.O., Hampton, C.O. & Owensby, C.E. (1994): Soil microbial response in tallgrass prairie to elevated CO₂. *Plant and Soil* **165**, 67-74.
- Rillig, M.C., Field, C.B. & Allen, M.F. (1999a): Soil biota responses to long-term atmospheric CO₂ enrichment in two California annual grasslands. *Oecologia* **119**, 572-577.
- Rillig, M.C., Wright, S.F., Allen, M.F. & Field, C.B. (1999b): Rise in carbon dioxide changes soil structure. *Nature* **400**, 628-628.
- Rillig, M.C., Hernández, G.Y. & Newton, P.D. (2000): Arbuscular mycorrhizae respond to elevated atmospheric CO₂ after long-term exposure: evidence from a CO₂ spring in New Zealand supports the resource balance model. *Ecology Letters* **3**, 475-478.
- Robertson, L.A. & Kuenen, J.G. (1990): Physiological and ecological aspects of aerobic denitrification, a link with heterotrophic nitrification. In: Revsbech, N.P. & Sørensen, J. (Eds): *Denitrification in Soil and Sediment*. New York: Plenum Press, 91-104.
- Robinson, D. & Conroy, J.P. (1999): A possible plant-mediated feedback between elevated CO₂, denitrification and the enhanced greenhouse effect. *Soil Biology & Biochemistry* **31**, 43-53.
- Rochette, P. & Cote, D. (2000): CH₄ fluxes and soil CH₄ concentration following application of pig slurry for the 19th consecutive year. *Canadian Journal of Soil Science* **80**, 387-390.

- Ross, D.J., Saggar, S., Tate, K.R., Feltham, C.W. & Newton, P.C.D. (1996): Elevated CO₂ effects on carbon and nitrogen cycling in grass/clover turves of a Psammaquent soil. *Plant and Soil* **182**, 185-198.
- Roumet, C., Bel, M.P., Sonie, L., Jardon, F. & Roy, J. (1996): Growth response of grasses to elevated CO₂: a physiological plurispecific analysis. *New Phytologist* **133**, 595-603.
- Runge, M. (1965): Untersuchungen über die Mineralstickstoff-Nachlieferung an nordwestdeutschen Waldstandorten. *Flora* **155**, 353-386.
- Runge, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. *Flora* **155**, 353-385.
- Saarnio, S., Alm, J., Martikainen, P.J. & Silvola, J. (1998): Effects of raised CO₂ on potential CH₄ production and oxidation in, and CH₄ emission from, a boreal mire. *Journal Of Ecology* **86**, 261-268.
- Saarnio, S. & Silvola, J. (1999): Effects of increased CO₂ and N on CH₄ efflux from a boreal mire: a growth chamber experiment. *Oecologia* **119**, 349-356.
- Saarnio, S., Saarinen, T., Vasander, H. & Silvola, J. (2000): A moderate increase in the annual CH₄ efflux by raised CO₂ or NH₄NO₃ supply in a boreal oligotrophic mire. *Global Change Biology* **6**, 137-144.
- Sage, R.F., Sharkey, T.D. & Seemann, J.R. (1989): Acclimation of photosynthesis to elevated CO₂ in five C₃-species. *Plant Physiology* **89**, 590-596.
- Schäppi, B. & Körner, Ch. (1995): Growth responses of an alpine grassland to elevated CO₂. *Oecologia* **105**, 43-52.
- Schäppi, B. (1996): Growth dynamics and population development in an alpine grassland under elevated CO₂. *Oecologia* **106**, 93-99.
- Schäppi, B. & Körner, Ch. (1997): *In situ* effects of elevated CO₂ on the carbon and nitrogen status of alpine plants. *Functional Ecology* **11**, 290-299.
- Schimel, J.P. (1995): Plant transport and methane production as controls on methane flux from arctic wet meadow tundra. *Biogeochemistry* **28**, 183-200.
- Schimel, J.P. & Gulledge, J. (1998): Microbial community structure and global trace gases. *Global Change Biology* **4**, 745-758.
- Schlegel, H.G. (1985): *Allgemeine Mikrobiologie*. Stuttgart: Georg Thieme Verlag.
- Schmidt, O. & Scrimgeour, C.M. (2001): A simple urea leaf-feeding method for the production of ¹³C and ¹⁵N labelled plant material. *Plant and Soil* **229**, 197-202.
- Schmidt, U., Thoni, H. & Kaupenjohann, M. (2000): Using a boundary line approach to analyze N₂O flux data from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **57**, 119-129.
- Schortemeyer, M., Hartwig, U.A., Hendrey, G.R. & Sadowsky, M.J. (1996): Microbial community changes in the rhizospheres of white clover and perennial ryegrass exposed to free air carbon dioxide enrichment (FACE). *Soil Biology & Biochemistry* **28**, 1717-1724.
- Schrope, M.K., Chanton, J.P., Allen, L.H. & Baker, J.T. (1999): Effect of CO₂ enrichment and elevated temperature on methane emissions from rice, *Oryza sativa*. *Global Change Biology* **5**, 587-599.
- Schütz, H., Schröder, P. & Rennenberg, H. (1991): Role of plants in regulation the methane flux to the atmosphere. In: Sharkey, T.D., Holland, E.A. & Mooney, H.A. (Eds): *Trace gas emissions by plants*. San Diego: Academic Press, 29-63.

- Sild, E., Younis, S., Pleijel, H. & Selldén, G. (1999): Effect of CO₂ enrichment on non-structural carbohydrates in leaves, stems and ears of spring wheat. *Physiologia Plantarum* **107**, 60-67.
- Smart, D.R., Ritchie, K., Stark, J.M. & Bugbee, B. (1997): Evidence that elevated CO₂ levels can indirectly increase rhizosphere denitrifier activity. *Applied and Environmental Microbiology* **63**, 4621-4624.
- Smith, C.J. & Chalk, P.M. (1980): Gaseous nitrogen evolution during nitrification of ammonia fertilizer and nitrite transformations in soils. *Soil Science Society of America Journal* **44**, 277-282.
- Smith, M.S. & Tiedje, J.M. (1979): The effect of roots on soil denitrification. *Soil Science Society of America Journal* **43**, 955
- Smith, S.D., Huxman, T.E., Zitzer, S.F., Charlet, T.N., Housman, D.C., Coleman, J.S., Fenstermaker, L.K., Seemann, J.R. & Nowak, R.S. (2000): Elevated CO₂ increases productivity and invasive species success in an arid ecosystem. *Nature* **408**, 79-82.
- Staddon, P.L. & Fitter, A.H. (1998): Does elevated atmospheric carbon dioxide affect arbuscular mycorrhizas? *Trends in Ecology and Evolution* **13**, 455-458.
- Stuedler, P.A., Bowden, R.D., Mellilo, J.M. & Aber, J.D. (1989): Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. *Nature* **341**, 314-316.
- Stevens, R.J. & Laughlin, R.J. (1995): Nitrite transformation during soil extraction with potassium chloride. *Soil Science Society of America Journal* **59**, 933-938.
- Stevens, R.J., Laughlin, R.J., Burns, L.C., Arah, J.R.M. & Hood, R.C. (1997): Measuring the contributions of nitrification and denitrification to the flux of nitrous oxide from soil. *Soil Biology & Biochemistry* **29**, 139-151.
- Stitt, M. & Krapp, A. (1999): The interaction between elevated carbon dioxide and nitrogen nutrition: the physiological and molecular background. *Plant, Cell and Environment* **22**, 583-621.
- Stocker, R., Leadley, P.W. & Körner, Ch. (1997): Carbon and water fluxes in a calcareous grassland under elevated CO₂. *Functional Ecology* **11**, 222-230.
- Stöcklin, J., Schweizer, K. & Körner, C. (1998): Effects of elevated CO₂ and phosphorus addition on productivity and community composition of intact monoliths from calcareous grassland. *Oecologia* **116**, 50-56.
- Striegl, R.G., McConnaughey, T.A., Thorstenson, D.C., Weeks, E.P. & Woodward, J.C. (1992): Consumption of atmospheric methane by desert soils. *Nature* **357**, 145-147.
- Stulen, I. & Den Hertog, J. (1993): Root growth and functioning under atmospheric CO₂ enrichment. *Vegetatio* **104/105**, 99-115.
- Svensson, B.H., Boström, U. & Klemetson, L. (1986): Potential for higher rates of denitrification in earthworm casts than in the surrounding soil. *Biology and Fertility of Soils* **2**, 147-149.
- Tate, C.M. & Striegl, R.G. (1993): Methane consumption and carbon dioxide emission in tallgrass prairie: Effects of biomass burning and conversion to agriculture. *Global Biogeochemical Cycles* **7**, 735-748.
- Tenuta, M., Bergstrom, D.W. & Beauchamp, E.G. (2000): Denitrifying enzyme activity and carbon availability for denitrification following manure application. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **31**, 861-876.
- Thompson, A.M., Chappellaz, J.A., Fung, I.Y. & Kucsera, T.L. (1993): The atmospheric CH₄ increase since the last glacial maximum (2.) Interactions with oxidants. *Tellus* **45B**, 242-257.

- Thornley, J.H.M. & Cannell, M.G.R. (2000): Dynamics of mineral N availability in grassland ecosystems under increased [CO₂]: hypotheses evaluated using the Hurley Pasture Model. *Plant and Soil* **224**, 153-170.
- Thorup-Kristensen, K. (1993): The effect of nitrogen catch crops on the nitrogen nutrition of a succeeding crop. I. Effects through mineralization and pre-emptive competition. *Acta Agric.Scand.Sect.B Soil and Plant Sci.* **43**, 74-81.
- Tlustos, P., Willison, T.W., Baker, J.C., Murphy, D.V., Pavlikova, D., Goulding, K.W.T. & Powlson, D.S. (1998): Short-term effects of nitrogen on methane oxidation in soils. *Biology and Fertility of Soils* **28**, 64-70.
- Treseder, K.K. & Allen, M.F. (2000): Mycorrhizal fungi have a potential role in soil carbon storage under elevated CO₂ and nitrogen deposition. *New Phytologist* **147**, 189-200.
- Van den Pol-van Dasselaar, A., van Beusichem, M.L. & Oenema, O. (1999): Effects of nitrogen input and grazing on methane fluxes of extensively and intensively managed grasslands in the Netherlands. *Biology and Fertility of Soils* **29**, 24-30.
- Van Gestel, M., Merckx, R. & Vlassek, K. (1993): Microbial biomass responses to soil drying and rewetting: the fate of fast- and slow-growing microorganisms in soils from different climates. *Soil Biology & Biochemistry* **25**, 109-123.
- Van Ginkel, J.H., Gorissen, A. & van Veen, J.A. (1996): Long-term decomposition of grass roots as affected by elevated atmospheric carbon dioxide. *Journal of Environmental Quality* **25**, 1122-1128.
- Van Ginkel, J.H., Gorissen, A. & Polci, D. (2000): Elevated atmospheric carbon dioxide concentration: effects of increased carbon input in a *Lolium perenne* soil on microorganisms and decomposition. *Soil Biology & Biochemistry* **32**, 449-456.
- Van Kessel, C., Nitschelm, J., Horwath, W.R., Harris, D., Walley, F., Lüscher, A. & Hartwig, U. (2000): Carbon-13 input and turn-over in a pasture soil exposed to long-term elevated atmospheric CO₂. *Global Change Biology* **6**, 123-135.
- Velthof, G.L., Brader, A.B. & Oenema, O. (1996): Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in The Netherlands. *Plant and Soil* **181**, 263-274.
- Velthof, G.L. (1997): *Nitrous oxide emission from intensively managed grasslands. Doctoral thesis.* Wageningen, The Netherlands: Wageningen Agricultural University.
- Venterea, R.T. & Rolston, D.E. (2000): Mechanisms and kinetics of nitric and nitrous oxide production during nitrification in agricultural soil. *Global Change Biology* **6**, 303-316.
- Volk, M., Niklaus, P.A. & Körner, C. (2000): Soil moisture effects determine CO₂ responses of grassland species. *Oecologia* **125**, 380-388.
- Wachinger, G., Fiedler, S., Zepp, K., Gattinger, A., Sommer, M. & Roth, K. (2000): Variability of soil methane production on the micro-scale: spatial association with hot spots of organic material and Archaeal populations. *Soil Biology & Biochemistry* **32**, 1121-1130.
- Wagner, D., Pfeiffer, E.-M. & Bock, E. (1999): Methane production in aerated marshland and model soils: effects of microflora and soil texture. *Soil Biology & Biochemistry* **31**, 999-1006.
- Wagner-Riddle, C., Thurtell, G.W., Kidd, G.K., Beauchamp, E.G. & Sweetman, R. (1997): Estimates of nitrous oxide emissions from agricultural fields over 28 months. *Canadian Journal of Soil Science* **77**, 135-144.

- Wang, J. & Bakken, L.R. (1997a): Competition for nitrogen during decomposition of plant residues in soil: effect of spatial placement of n-rich and n-poor plant residues. *Soil Biology & Biochemistry* **29**, 153-162.
- Wang, J. & Bakken, L.R. (1997b): Competition for nitrogen during mineralization of plant residues in soil: microbial response to C and N availability. *Soil Biology & Biochemistry* **29**, 163-170.
- Warwick, K.R., Taylor, G. & Blum, H. (1998): Biomass and compositional changes occur in chalk grassland turves exposed to elevated CO₂ for two seasons in FACE. *Global Change Biology* **4**, 375-385.
- Watts, S.H. & Seitzinger, S.P. (2000): Denitrification rates in organic and mineral soils from riparian sites: a comparison of N₂ flux and acetylene inhibition methods. *Soil Biology & Biochemistry* **32**, 1383-1392.
- Weisheit, K. (1995): *Kohlenstoffdynamik am Grünlandstandort - untersucht an 4 dominanten Grasarten*. Dissertation am Institut für Ökophysiologie, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 1-141.
- Weiss, R.F. & Price, B.A. (1980): Nitrous oxide solubility in water and seawater. *Marine Chemistry* **8**, 347-359.
- Wenzhöfer, F., Kriszt, B., Benckiser, G. & Ottow, J.C.G. (1997): Lachgas(N₂O)-Freisetzung durch *Streptomyces nitrosporeus* in einem sandigen Lehmboden in Abhängigkeit von pO₂, pH und Angebot an leicht mineralisierbarem Kohlenstoff. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **160**, 201-208.
- Whalen, S.C. & Reeburgh, W.S. (1996): Moisture and temperature sensitivity of CH₄ oxidation in boreal soils. *Soil Biology & Biochemistry* **28**, 1271-1281.
- Williams, M.A., Rice, C.W. & Owensby, C.E. (2000): Carbon dynamics and microbial activity in tallgrass prairie exposed to elevated CO₂ for 8 years. *Plant and Soil* **227**, 127-137.
- Woodward, F.I. (1993): Plant responses to past concentrations of CO₂. *Vegetatio* **104/105**, 145-155.
- Zak, D.R., Pregitzer, K.S., Curtis, P.S., Teeri, J.A., Fogel, R. & Randlett, D.L. (1993): Elevated atmospheric CO₂ and feedback between carbon and nitrogen cycles. *Plant and Soil* **151**, 105-117.
- Zak, D.R., Pregitzer, K.S., King, J.S. & Holmes, W.E. (2000): Elevated atmospheric CO₂, fine roots and the response of soil microorganisms: a review and hypothesis. *New Phytologist* **147**, 201-222.
- Zaller, J.G. & Arnone, J.A.I. (1997): Activity of surface-casting earthworms in a calcareous grassland under elevated atmospheric CO₂. *Oecologia* **111**, 249-254.
- Zanetti, S., Hartwig, U.A., Lüscher, A., Hebeisen, T., Frehner, M., Fischer, B.U., Hendrey, G.R., Blum, H. & Nösberger, J. (1996): Stimulation of symbiotic N₂ fixation in *Trifolium repens* L. under elevated atmospheric pCO₂ in a grassland ecosystem. *Plant Physiology* **112**, 575-583.
- Ziska, L.H., Moya, T.B., Wassmann, R., Namuco, O.S., Lantin, R.S., Aduna, J.B., Abao, E., Bronson, K.F., Neue, H.U. & Olszyk, D. (1998): Long-term growth at elevated carbon dioxide stimulates methane emission in tropical paddy rice. *Global Change Biology* **4**, 657-665.
- Zöfel, P. (1992): *Statistik in der Praxis*. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.

DANKSAGUNG

Zunächst möchte ich mich herzlich bei Herrn Professor Jäger für die Möglichkeit zur Promotion in diesem spannenden Wissensgebiet und für die stets "offene Tür" in allen Problemfällen bedanken. Seine tolerante Einstellung bezüglich flexibler, selbstorganisierter Arbeitszeiten hat mir sehr geholfen, meinen derzeit 1 Jahr alten Sohn und die Arbeit im FACE-Projekt unter einen Hut zu bringen. Bei Herrn Dr. Grünhage möchte ich mich für die Betreuung durch meine (lange) Doktorandenzeit und für das rasche Korrekturlesen meiner Arbeit bedanken. Mein besonderer Dank gilt Dr. Christoph Müller, von dem ich vieles über das mir anfangs fremde Thema Spurengase lernen konnte. Seine Korrekturen von diversen Manuskripten waren fachlich wie sprachlich (englisch) stets eine große Hilfe für mich. Unsere gemeinsamen Diskussionen und "Aktionen" brachten neben Ergebnissen immer eine Menge Spaß, ob beim Aussägen von gefrorenem Boden oder dem Vergraben von Bodenluftsonden – das kann in Zukunft auch ruhig so bleiben!

Ich danke dem Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG; ehemals Hessische Landesanstalt für Umwelt) sowie der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die finanzielle Förderung. Die konstante Unterstützung des HLUG ermöglichte den Aufbau und Betrieb der gemeinsamen, leistungsfähigen Umweltbeobachtungs- und Klimafolgenforschungsstation Linden, die die Basis des Gießener FACE-Experiments darstellt. Insbesondere gilt mein Dank den Herren Prof. Dr. Hanewald und Herrn Dr. Jacobi. Den technischen Mitarbeitern des Kalibrierlabors des HLUG danke ich recht herzlich für die anfängliche Hilfestellung bei der GC-Analytik.

Weiterhin danke ich Herrn Prof. Schubert (Institut für Pflanzenernährung) und Herrn Prof. Ottow (Angewandte Mikrobiologie) für die Möglichkeit, die bodenchemischen Analysen in ihren Labors durchführen zu können – und natürlich auch den netten Mitarbeitern beider Institute, die dann die Arbeit mit mir hatten.

Vieles im FACE-Projekt hätte ich ohne die Hilfe der Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen der Pflanzenökologie nicht machen können – ein herzliches Dankeschön an euch alle! Besonders bedanken möchte ich mich bei Jochen Senkbeil, der sich rasch am GC einarbeitete und mir dadurch sehr geholfen hat. Und genauso bei Sabine Martis, die auch am Wochenende so unkompliziert und flexibel einsprang, wenn es nötig war. Vielen Dank auch an Sibylle Janze und Birte Lenz, die mir gerade in der Endphase der Arbeit vieles abgenommen und mich dadurch entlastet haben.

Ganz besonders möchte ich mich bei meinem Mann Michael Clausen für seine liebevolle moralische wie tatkräftige Unterstützung bedanken, wofür er sich oft Zeit nahm, wenn er eigentlich gar keine hatte. Durch ihn war ich, was die Computer und deren Möglichkeiten angeht, immer hervorragend ausgestattet.

Was mir besonders am Herzen liegt, ist der Dank gegenüber allen, die Sören betreut haben, so daß ich arbeiten konnte: Bedanken möchte ich mich bei Frau Hannelore Friedl, bei der Sören in besten Händen ist und bei Michael, der dadurch seine eigenen Wünsche oft hinten an gestellt hat. Vor allem danke ich meinen Eltern, die uns trotz vieler eigener Belastungen gerade im letzten Jahr so unglaublich viel geholfen haben.

Gießen, im April 2001

Claudia Kammann