

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

**Böden von Baden-Württemberg als Senke  
für klimarelevante Gase**

von

Sven Marhan, Ellen Kandeler

Universität Hohenheim  
Institut für Bodenkunde und Standortlehre,  
Fachgebiet Bodenbiologie. Emil-Wolff-Str. 27, 70593 Stuttgart

Förderkennzeichen: BWK 23003

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit Mitteln des  
Landes Baden-Württemberg gefördert

September 2007

## Zusammenfassung

Die steigende CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre könnte über eine Veränderung des Pflanzenwachstums auch die C-Speicherfunktion von Böden beeinflussen. Ziel des vorliegenden Projektes war die Erforschung und Quantifizierung dieser Auswirkungen auf den Kohlenstoffumsatz innerhalb landwirtschaftlich genutzter Flächen Baden-Württembergs. Hierfür wurden im Rahmen des einzigen Freiland-CO<sub>2</sub>-Expositionsexperimentes (Mini-FACE) Baden-Württembergs die Umsatzraten der organischen Bodensubstanz unter dem Einfluss einer erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration ermittelt. Innerhalb dieses Sommerweizen (*Triticum aestivum*) Agrarökosystem wurde der Eintrag von <sup>13</sup>C-markiertem Kohlenstoff in die organische Bodensubstanz und die mikrobielle Biomasse des Bodens innerhalb einer 5 jährigen Versuchsdauer quantifiziert. Hierzu wurden sowohl Rückstellproben aus dem ersten Jahr des Experimentes (2002) als auch aktuelle Proben von März bzw. Oktober 2004, 2005 und 2006 untersucht. Die erhöhte atmosphärische CO<sub>2</sub>-Konzentration hatte keinen Einfluss auf die mikrobielle Gesamtbiomasse, deren Aktivität und die Enzymaktivität im Boden. Die erhöhte pilzliche Biomasse auf den CO<sub>2</sub>-Expositionsflächen im März 2004 weist darauf hin, dass nur kurzfristig die Zusammensetzung der Mikroorganismengemeinschaft des Bodens verändert wurde. An den anderen Probenahmeterminen konnten keine Unterschiede in der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft festgestellt werden. In Ergänzung zu den Untersuchungen innerhalb des Mini-FACE Experiments wurden Laborinkubationsexperimente in Mikrokosmen durchgeführt. Diese Experimente zeigten, dass aufgrund der veränderten Streuqualität (erhöhtes C/N Verhältnis) der Abbau von Weizenstreu und Ackerbeikräutern (Kornblume, Ackersenf) signifikant verringert war, wenn die Pflanzen unter erhöhten CO<sub>2</sub>-Konzentrationen gewachsen waren. Dies führte zu einer geringeren C-Mineralisierung innerhalb der vegetationsfreien Zeit, während der Wachstumsperiode der Sommerweizenpflanzen war die CO<sub>2</sub>-Produktion aus dem Boden jedoch unter einer angereicherten CO<sub>2</sub>-Atmosphäre erhöht. Sowohl in den Mikrokosmenversuchen, als auch im Mini-FACE Experiment wurde eine erhöhte Bodenfeuchte innerhalb der CO<sub>2</sub>-Behandlung festgestellt.

Der Eintrag von Kohlenstoff während der 5 jährigen CO<sub>2</sub>-Fumigation ( $C_{\text{new}}$ ) wurde mittels inverser Modellierung mit dem Kohlenstoff-Modell Roth-C (26.3) berechnet. Der Abbau des vorexperimentellen Boden-C ( $C_{\text{old}}$ ) wurde mit den gleichen Modellparametern modelliert. Der Eintrag von  $C_{\text{new}}$  in die mikrobielle Biomasse verifizierte die richtige Verteilung der unterschiedlichen C-Pools innerhalb des Modells. Proportional zur

Pflanzenbiomasseproduktion wurde der Eintrag von  $C_{\text{new}}$  unter der heutigen  $\text{CO}_2$ -Konzentration modelliert. Die Bilanzierung des Eintrags von  $C_{\text{new}}$  und des Abbaus von  $C_{\text{old}}$  ergab, dass der erhöhte Eintrag von  $C_{\text{new}}$  unter Hoch- $\text{CO}_2$  durch den verstärkten Abbau von  $C_{\text{old}}$  überkompensiert wurde; d.h., dass bedingt durch die höhere Bodenfeuchte unter Hoch- $\text{CO}_2$ , mikrobielle Abbauprozesse in trockenen Perioden weniger stark limitiert wurden als unter Normal- $\text{CO}_2$  Bedingungen. Durch die hochaufgelösten Bodenfeuchtemessungen innerhalb des Mini-FACE Experiments war es erstmals möglich, diesen Hoch- $\text{CO}_2$  Effekt zu quantifizieren.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen, dass das untersuchte Agrarökosystem unter einer zukünftigen atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Konzentration als Quelle und nicht als Senke für  $\text{CO}_2$  fungieren wird. Durch andere Fruchtarten bzw. Bewirtschaftungsformen mit insgesamt höherem  $C_{\text{new}}$ -Eintrag kann die C-Bilanz unter Hoch- $\text{CO}_2$  positiver ausfallen. Der  $\text{CO}_2$ -Effekt auf die C-Sequestrierung fällt jedoch wesentlich geringer aus, als der, der durch eine Umstellung auf reduzierte Bodenbearbeitung bzw. Grünland erzielt werden könnte. Der insgesamt geringe  $\text{CO}_2$ -Effekt und die bestehenden Unsicherheiten u.a. in Bezug auf die Interaktion mit weiteren, durch den globalen Klimawandel hervorgerufenen Umweltveränderungen (Temperatur, Niederschlagsmenge und -verteilung) verhindert derzeit eine allgemein gültige, gesicherte Vorhersage, in welchem Umfang landwirtschaftlich genutzte Böden Baden-Württembergs in Zukunft als Senke für klimarelevante Gase fungieren können.

## Summary

Increasing atmospheric CO<sub>2</sub>-concentrations will alter plant growth and therefore also soil organic matter storage in the future. The aim of the present project was to investigate and quantify the effects of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> on the carbon storage potential of arable soils in Baden-Württemberg (Germany). Carbon turnover rates were investigated on the basis of soil samples taken from the first Free Air Carbon dioxide Enrichment experiment (Mini-FACE) in Baden-Württemberg. Carbon input into soil organic matter as well as into soil microbial biomass within the 5 year experimental period was quantified by fumigating the elevated-CO<sub>2</sub> plots with <sup>13</sup>C-labelled CO<sub>2</sub>. Soil samples from this spring wheat agroecosystem were taken in March and October 2004, 2005 and 2006. In addition stored samples from 2002, the first year of CO<sub>2</sub>-elevation were analysed. Neither the abundance of soil microorganisms nor their activity and soil enzyme activities were affected by elevated-CO<sub>2</sub>. Diversity of soil microbial community was influenced by elevated-CO<sub>2</sub> only in March 2004, increased fungal biomass indicated a restricted short-term effect. Litter produced under elevated-CO<sub>2</sub> showed a higher C/N ration than ambient litter. Incubation of wheat, cornflower, and mustard litter in microcosm experiments, additionally performed in the lab revealed that decomposition of elevated-CO<sub>2</sub> litter materials was retarded in comparison to ambient litter. This was accompanied by lower CO<sub>2</sub>-production during winter months without vegetation on the field. During the growth period of the spring wheat plants, soil CO<sub>2</sub>-efflux was therefore increased by elevated-CO<sub>2</sub>. Soil moisture was generally higher under elevated-CO<sub>2</sub> in both the field and the microcosm experiment.

New carbon inputs ( $C_{\text{new}}$ ) during the 5 year Mini-FACE experimental period were calculated by inverse modelling using the Roth-C (26.3) soil carbon model. Decomposition of pre-experimental carbon ( $C_{\text{old}}$ ) was modelled with the same parameters. The right distribution of C into the different Roth-C model pools was verified by comparison the modelled and measured  $C_{\text{new}}$ -inputs into the soil microbial biomass.  $C_{\text{new}}$ -inputs under ambient-CO<sub>2</sub> were calculated by assuming that effects of elevated CO<sub>2</sub> on soil C fluxes were proportional to the effect on plant biomass. The sum of  $C_{\text{new}}$  inputs and  $C_{\text{old}}$  decomposition revealed, that under elevated-CO<sub>2</sub> higher inputs had been levelled out by increased decomposition of  $C_{\text{old}}$ . Higher decomposition arises from the enhanced microbial activity due to higher soil moisture under elevated-CO<sub>2</sub> during periods of low precipitation. For the first time it was possible to quantify the elevated-CO<sub>2</sub> effect due to the high temporal resolution of the measured soil moisture data in the Mini-FACE experiment.

The results of the present study show, that the investigated agroecosystem will not function as a sink for CO<sub>2</sub> under a future CO<sub>2</sub>-enriched atmosphere. By using other crops and management practices associated with higher C<sub>new</sub> inputs the soil carbon balance under elevated-CO<sub>2</sub> might become positive. However, the total effect of elevated-CO<sub>2</sub> on C-sequestration will be minor against the potential occupied by changing land use management from conventional tillage to reduced tillage and by transforming arable land into grassland. Until now, the uncertainties about the slight CO<sub>2</sub>-effect in interaction with other factors arising from global climate change (temperature, amount and distribution of annual precipitation) and land use management impeded a precise and reliable prediction on the potential of agroecosystems from Baden-Württemberg to function as a sink for greenhouse gases in the future.

## Inhaltsverzeichnis

<b>1 Zielsetzung des Projekts .....</b>	<b>1</b>
<b>2 Stand der Forschung.....</b>	<b>2</b>
<b>3 Material &amp; Methoden .....</b>	<b>4</b>
3.1 Untersuchungsfläche.....	4
3.2 Isotopische Markierung .....	5
3.3 Probennahme.....	6
3.4 Bodenmikrobielle Untersuchungen .....	6
3.4.1 Mikrobielle Gesamtbiomasse .....	6
3.4.2 Mikrobielle Aktivität .....	7
3.4.3 Pilzliche Biomasse .....	7
3.4.4 Enzymaktivität .....	8
3.4.5 Mikrobielle Gemeinschaftsstruktur (Phospholipidfettsäuren, PLFA).....	8
3.5 Experimente in Mikrokosmen.....	9
3.5.1 Bodenatmung und Streuabbau .....	9
3.5.2 C-Auswaschung .....	10
3.6 Boden C, N und isotopische Messung ( <sup>13</sup> C) in C <sub>org</sub> und C <sub>mic</sub> des Bodens und CO <sub>2</sub> .....	10
<b>4 Einfluss der CO<sub>2</sub>-Behandlung auf die mikrobielle Aktivität und   Gemeinschaftsstruktur des Bodens .....</b>	<b>11</b>
4.1 Mikrobielle Gesamtbiomasse und <sup>13</sup> C <sub>mic</sub> .....	11
4.1 Mikrobielle Aktivität .....	12
4.3 Pilzliche Biomasse.....	13
4.4 Enzymaktivität.....	14
4.5 Mikrobielle Gemeinschaftsstruktur (Phospholipidfettsäuren, PLFA).....	15
4.6 Zusammenfassung und Diskussion.....	18
<b>5 Streuabbau und Bodenatmung .....</b>	<b>19</b>
5.1. Einfluss der CO <sub>2</sub> -Behandlung auf die CO <sub>2</sub> -Emission (Bodenatmung) und die Kohlenstoffauswaschung außerhalb der Vegetationsperiode .....	19
5.2. Einfluss der CO <sub>2</sub> -Behandlung auf die Emission von klimarelevanten Gasen während der Vegetationsperiode.....	22
5.3. Abbau von Streu unterschiedlicher Qualität unter dem Einfluss der CO <sub>2</sub> -Behandlung.	24
5.3.1 Weizen und Kornblume.....	24
5.3.2 Senf .....	26
5.2 Zusammenfassung und Diskussion.....	26
<b>6 Modellierung des C-Umsatz eines Ackerbodens unter Sommerweizen   (Mini-FACE).....</b>	<b>29</b>
6.1 Datenbasis und Optimierung des Modells .....	29
6.2 Ergebnisse .....	31
6.4 Zusammenfassung und Diskussion.....	35
<b>7 Potential von Ackerböden Baden-Württembergs zur C-Sequestrierung   unter dem Einfluss von Global Climate Change.....</b>	<b>38</b>
7.1 Einfluss von Global Climate Change auf die Emission weiterer klimarelevanter Gase (Methan und Lachgas) .....	42
7.2 Schlussfolgerung.....	43
<b>8 Literatur:.....</b>	<b>45</b>
<b>9 Publikationen.....</b>	<b>50</b>

## 1 Zielsetzung des Projekts

Ziel des Projekts BWK 23003 war es, zu untersuchen, inwieweit landwirtschaftlich genutzte Böden Baden-Württembergs unter einer zukünftig erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration als Senke für CO<sub>2</sub> fungieren können.

Das Projekt war in zwei Abschnitte unterteilt:

- I. Probennahme innerhalb eines Freiland-CO<sub>2</sub>-Anreicherungsexperiments (Mini-FACE, Universität Hohenheim) mit Sommerweizen. Untersuchung der Auswirkungen einer erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration auf die mikrobielle Biomasse, Aktivität und Gemeinschaftsstruktur im Boden der Versuchsflächen. Zur Ergänzung der Freilanduntersuchungen wurde im Rahmen von Mikrokosmenexperimenten im Labor die Bodenatmung (CO<sub>2</sub>-Freisetzung) zwischen und während der Hauptvegetationsperioden quantifiziert. Untersuchung des Einflusses einer erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration auf die Streuqualität und den Streuabbau in Mikrokosmenexperimenten. Quantifizierung des Einbaus und Umsatzes des pflanzenbürtigen Kohlenstoffs in die unterschiedlichen C-Pools der organischen Bodensubstanz (Streu, Mikroorganismen, organische Bodensubstanz) mit Hilfe der <sup>13</sup>C-Tracertechnik.
- II. Modellierung des Kohlenstoffumsatzes innerhalb des untersuchten Agrarökosystems unter dem Einfluss einer zukünftig CO<sub>2</sub>-angereicherten Atmosphäre. Übertragung der Modellierungsergebnisse auf die regionale Ebene Baden-Württembergs. Abschätzung des Potentials landwirtschaftlich genutzter Flächen Baden-Württembergs zur CO<sub>2</sub>-Speicherung unter dem Einfluss von Global Climate Change.

## 2 Stand der Forschung

Seit Beginn der industriellen Revolution hat sich die CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre nahezu verdoppelt. Zurzeit wird davon ausgegangen, dass sich die atmosphärische CO<sub>2</sub>-Konzentration bis Ende dieses Jahrhunderts im Vergleich zu dem derzeitigen Wert nahezu verdoppelt (IPCC 2007). Dies führt zu einer Verstärkung des Treibhauseffektes in der Atmosphäre, der u.a. eine globale Temperaturerhöhung zur Folge hat. Eine höhere CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre hat jedoch auch einen direkten Effekt auf das Wachstum von Pflanzen und somit die Nettoprimärproduktion. Die meisten terrestrischen Pflanzen zeigen bei ausreichender Nährstoffversorgung verstärktes Wachstum sowohl der oberirdischen als auch der unterirdischen Pflanzenteile (de Graaff et al. 2006). Die effizientere photosynthetische CO<sub>2</sub>-Assimilation unter erhöhtem CO<sub>2</sub> wirkt sich nicht nur quantitativ fördernd auf die Pflanzenbiomasse, sondern auch qualitativ (erhöhtes C/N Verhältnis, verringerter Protein-, erhöhter Kohlenhydrat-Gehalt) auf die Zusammensetzung des Pflanzengewebes aus (Cotrufo et al. 1998, Körner 2000). Dies hat Einfluss auf die Qualität der Pflanzenresiduen, die am Ende der Vegetationsperiode (natürliche Ökosysteme) bzw. nach Ernte der Feldfrüchte (Agrarökosysteme) wieder in den Boden eingetragen und dort durch Bodenorganismen abgebaut werden. Die unter erhöhter CO<sub>2</sub>-Konzentration produzierte Pflanzenstreu zeigt oftmals andere Streuabbauraten als Streu die unter der derzeitigen atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration von Pflanzen produziert wurde. Häufig wird ein anfänglich verlangsamter Abbau der Streu beobachtet (Norby et al. 2001). Veränderungen in der zeitlichen Besiedelung der Streu durch Mikroorganismen und Veränderungen der Zusammensetzung der Zersetzergemeinschaft scheinen hierfür verantwortlich zu sein. Ein verlangsamter Abbau der Streu kann die Verweilzeit des pflanzenbürtigen Kohlenstoffs im Boden verlängern und somit zu einer C-Anreicherung führen. Des Weiteren wird hierdurch die Remineralisierung der in der Streu gebundenen Nährstoffe verzögert, was sich negativ auf die Nettoprimärproduktion auswirken kann, da hierdurch wichtige Nährstoffe der folgenden Pflanzengeneration nicht mehr zur Verfügung stehen (Zak et al. 2000). Neben der qualitativen und quantitativen Veränderung der Pflanzenbiomasse unter erhöhter atmosphärischer CO<sub>2</sub>-Konzentration kann es auch zu einer veränderten Exsudation von Kohlenhydraten in den Wurzelraum kommen (Pendall et al. 2004). Dies hat unmittelbaren Einfluss auf die Aktivität der Mikroorganismen in der Rhizosphäre (Freeman et al. 2004). Die Aktivität von Bodenmikroorganismen wird zusätzlich durch eine höhere Bodenfeuchte unter erhöhtem CO<sub>2</sub> beeinflusst. Ein so genannter Wasserspareffekt von Pflanzen, die unter erhöhter CO<sub>2</sub>-

Konzentration wachsen konnte in diversen CO<sub>2</sub>-Anreicherungsexperimenten für die verschiedensten Pflanzenarten gezeigt werden (Niklaus et al. 1998, Bunce 2004). Die Ursache hierfür ist die reduzierte Öffnungsdauer der Spaltöffnungen und somit ein reduzierter Wasserbedarf der Pflanzen (Niklaus et al. 1998). Die durch eine erhöhte atmosphärische CO<sub>2</sub>-Konzentration bedingten möglichen Veränderungen stellen potentielle Faktoren dar, den C-Umsatz in Böden zu beeinflussen. Die grundlegende Frage ist, ob der erhöhte Eintrag von Pflanzenbiomasse in den Boden und die veränderten Streuabbauraten unter erhöhtem CO<sub>2</sub> zur Anreicherung der organischen Substanz in Böden führt, oder ob dieser Effekt durch eine erhöhte mikrobielle Aktivität ausgeglichen wird. Die Bilanzierung dieser Prozesse ist von zentraler Bedeutung für die zukünftige C-Bilanz in Böden. Die Effekte einer erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration auf Böden als terrestrische Senke für CO<sub>2</sub> sind jedoch nicht nur für natürliche Ökosysteme wie z.B. Wälder von höchstem Interesse, sondern ebenfalls für Agrarökosysteme, die in vielen Regionen Baden-Württembergs einen bedeutenden Flächenanteil besitzen.

## 3 Material & Methoden

### 3.1 Untersuchungsfläche

Die Freilanduntersuchungen des Vorhabens wurden im Rahmen des ersten FACE (Free Air Carbon Dioxide Enrichment) Experimentes in Baden-Württemberg durchgeführt. In diesem Experiment wird im Freiland eine erhöhte atmosphärische CO<sub>2</sub>-Konzentration simuliert, wie sie für eine zukünftige Atmosphäre prognostiziert ist (IPCC 2001). Das Freilandexpositionssystem besteht aus insgesamt 15 Versuchsflächen mit je 2 m Durchmesser (Abbildung 1). Aufgrund der geringen Größe der Versuchsflächen wird das Experiment als Mini-FACE bezeichnet. Das Mini-FACE Experiment ist auf einem Acker der Universität Hohenheim (Versuchsgelände Heidfeldhof) seit Frühjahr 2002 in Betrieb (Erbs und Fangmeier 2006).



Abb. 1. Mini-FACE Experiment auf dem Versuchsgelände Heidfeldhof (Universität Hohenheim) im September 2005 (linkes Bild). Elevated-CO<sub>2</sub> Versuchsfläche kurz vor der Weizenernte im August 2004 (rechtes Bild).

Das System umfasst drei Behandlungen, jede Behandlung ist fünffach repliziert. In der ersten Behandlung (Elevated) wird die derzeitige atmosphärische CO<sub>2</sub>-Konzentration (370-380 ppm) durch dosiertes Einleiten von reinem CO<sub>2</sub> auf einen Wert von 550-560 ppm erhöht. Die Zugabe erfolgt hierbei über perforierte Schläuche, die in zwei unterschiedlichen Höhen an einem Edelstahlgerüst angebracht sind. Durch die an den Gerüsten ebenfalls montierten Windschilder wird das gezielt immer auf der windzugewandten Seite ausströmende CO<sub>2</sub> durch die natürliche Luftbewegung gleichmäßig über die einzelnen Versuchsflächen verteilt. Bei der zweiten Behandlung (Ambient) wird kein zusätzliches CO<sub>2</sub> eingeleitet, allerdings sind die gleichen Aufbauten installiert wie in der Elevated-Behandlung. Bei der dritten Behandlung (Control) sind keine Aufbauten vorhanden, um einen möglichen

Effekt der Aufbauten auf Temperatur und Windbewegung innerhalb der Versuchsflächen berücksichtigen zu können. Die Control-Variante wird im Folgenden nicht weiter berücksichtigt, da das Projekt auf die Effekte einer erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration fokussiert war.

Vor Beginn des Experimentes im Frühjahr 2002 wurde der Boden der Mini-FACE Versuchsflächen homogenisiert. Der Boden lässt sich als vergleyte Parabraunerde klassifizieren mit einer Korngrößenverteilung von 9% Sand, 69% Schluff und 22% Ton. Der pH Wert ist 6,8 und der Gehalt an C<sub>org</sub> in den oberen 10 cm beträgt 15,5 g C kg<sup>-1</sup>. Die Ackerfläche wurde in den Jahren zuvor konventionell, mit wechselnder Fruchtfolge durch die Universität Hohenheim bewirtschaftet.

Auf den Flächen wurde seit 2002 Sommerweizen (*Triticum aestivum*, cv. Triso) angepflanzt. In jedem Frühjahr wurde zusätzlich eine Auswahl an typischen Ackerbeikräutern eingesät. Auf die Versuchsflächen wurden während der Vegetationsperiode an drei Terminen (50, 25 und 25%) anorganischer NPK Dünger entsprechend einer Gesamtmenge von 140 kg N; 30 kg P und 60 kg K ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> appliziert. Die Vegetationsentwicklung während der Vegetationsperiode (Ende März bis Anfang September) wurde von dem Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, Fachgebiet Pflanzenökologie und Ökotoxikologie unter der Leitung von Prof. Andreas Fangmeier mittels nicht-destruktiver, vegetationsökologischer Methoden erfasst. Die Biomasse und Qualität des Sommerweizens wird nach der Ernte im Spätsommer (Mitte August) bestimmt.

### 3.2 Isotopische Markierung

Das auf den Elevated Versuchsflächen zusätzlich eingeleitete CO<sub>2</sub> besitzt eine im Vergleich zum Luft-CO<sub>2</sub> ( $\delta^{13}\text{C}$ : ~ -8‰PDB) veränderte, <sup>13</sup>C abgereicherte isotopische Signatur ( $\delta^{13}\text{C}$ : -48,3‰PDB). In der Mischung mit dem Luft-CO<sub>2</sub> (380 ppm Luft-CO<sub>2</sub> + 170 ppm Tank-CO<sub>2</sub>) führt dies zu einer isotopischen Signatur des CO<sub>2</sub> in den Elevated Versuchsflächen von ca. -21‰PDB. Der Kohlenstoff, den C<sub>3</sub>-Pflanzen während der Photosynthese aus der Umgebung aufnehmen, wird fraktioniert und um ca. 18-20‰ weiter abgereichert (Farquhar et al. 1982, Gillon et al. 1998). Die isotopische <sup>13</sup>C Signatur der Pflanzen auf den Ambient Versuchsflächen ist somit nicht so stark <sup>13</sup>C abgereichert wie jener Pflanzen auf den Elevated Flächen (Tabelle 1). Die unterschiedliche <sup>13</sup>C Signatur des neuen pflanzenbürtigen Kohlenstoffs (im Laufe des Experimentes seit 2002) im Verhältnis zu dem vorexperimentellen Bodenkohlenstoff (vor 2002) lässt sich auf den Elevated Flächen in der organischen Bodensubstanz und der mikrobiellen Biomasse verfolgen und quantifizieren.

### 3.3 Probennahme

Innerhalb der Projektlaufzeit erfolgte die Bodenprobennahme auf der Mini-FACE Versuchsfläche zweimal im Jahr seit 2004 jeweils Mitte März (vor dem Pflügen der Flächen) und Mitte Oktober (nach der Ernte und am Ende der Hauptvegetationsperiode). Mit Hilfe eines Bohrstockes wurden die Flächen getrennt für die Bodenschichten 0-10, 10-20, 20-30 und 30-60 cm beprobt. Da auf einigen Versuchsflächen das anliegende Gestein die Bodentiefe auf 35-40 cm begrenzte, wurden nur einzelne Parameter an diesen Proben untersucht und daher diese Ergebnisse im Folgenden nicht aufgeführt. Die Analyse von Rückstellproben aus dem ersten Jahr der CO<sub>2</sub>-Exposition (Mai und Oktober 2002) dienten zum längerfristigen Vergleich der ermittelten Werte. Von diesen Rückstellproben war nur die obere Bodentiefe (0-10 cm) verfügbar. Aus dem Jahr 2003 existierten keine Rückstellproben. Der Boden wurde nach der Probennahme feldfrisch gesiebt (5 mm) und bis zu Analysenbeginn bei -20°C eingefroren. Die Lagerungsdichte des Bodens wurde jeweils an den Probenahmeterminen getrennt für die einzelnen Versuchsflächen und Bodentiefen bestimmt. Die Wurzelbiomasse des Weizens wurde anhand von Stechzylinderproben von August 2004 und 2005 ermittelt, die über einem Sieb (1 mm) ausgewaschen wurden. Die Streu für die Streuabbauversuche wurde während der Weizenernte 2004 und 2006 getrennt für die einzelnen Versuchsflächen entnommen und luftgetrocknet bis Versuchsbeginn gelagert.

### 3.4 Bodenmikrobielle Untersuchungen

#### 3.4.1 Mikrobielle Gesamtbioasse

Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse des Bodens in Form von mikrobiell gebundenem C ( $C_{mic}$ ) und N ( $N_{mic}$ ) erfolgte mittels der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode (CFE) (Vance et al. 1987). Die Bestimmung erfolgte am feldfrischen gesiebten (5 mm) Boden getrennt für die einzelnen Versuchsflächen und Bodentiefen. Eine Teilprobe (10 g FG) wurde in einem Exikkator unter Vakuum in einer Chloroform Atmosphäre für 24 h bei Raumtemperatur fumigiert. Nach dieser Inkubation wurde das Chloroform aus dem Exikkator abgesaugt. Die fumigierte Teilprobe, ebenso wie die nicht fumigierte zweite Teilprobe wurden mit je 40 ml einer 0,025 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> versetzt, für 30 min bei 250 U min<sup>-1</sup> auf einem Horizontalschüttler geschüttelt. Die Bodensuspensionen wurden anschließend für 30 min bei 4569 U min<sup>-1</sup> zentrifugiert. Im Überstand wurde mittels eines TOC/TN Analysators (Dimatoc 100, Dimatec Analysetechnik, Essen, Deutschland) die Menge an gelöstem C (EC) und N (EN) gemessen. Der extrahierbare mikrobielle C und N

wurde aus der Differenz der fumigierten zu den nicht fumigierten Proben mit Hilfe des Konvertierungsfaktors  $k_{EC} = 0,45$  (Joergensen, 1996) bzw.  $k_{EN} = 0,54$  (Joergensen und Müller, 1996) berechnet.

### 3.4.2 Mikrobielle Aktivität

Die mikrobielle Grundaktivität (Basalatmung) und Nährstofflimitierung wurde in Zusammenarbeit mit der AG Scheu (TU Darmstadt) bestimmt. Die Messungen wurden an einer Sauerstoff-Mikrokompressionsanlage durchgeführt (Scheu 1992). Die Nährstofflimitierung der Bodenmikroorganismen wurde nach der Substrat-Induzierten-Respirations Methode (SIR-Methode nach Anderson und Domsch 1978) bestimmt. Hierbei wurden je 4 g feldfrischer Boden mit wässrigen Lösungen aus Glucose (als C-Quelle),  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (als N-Quelle) und  $\text{Na}_2\text{HPO}_4$  (als P-Quelle) versetzt. Das Verhältnis der Nährstoffe betrug 10:2:1 für C:N:P bei einer Konzentration von  $8 \text{ mg C g}^{-1}$  Boden FG (Scheu, 1993). Die Nährstoffe wurden alleine oder in Kombination zugegeben und der Sauerstoffverbrauch durch die heterotrophe Atmung der Bodenmikroorganismen in einem Zeitintervall von 30 min über eine Dauer von 48 h gemessen. Anhand des zeitlichen Ablaufs und Ausmaßes des  $\text{O}_2$ -Verbrauchs bei Anwesenheit der verschiedenen Nährstoffkombinationen lässt sich eine mögliche Nährstofflimitierung der Bodenmikroorganismen ableiten.

### 3.4.3 Pilzliche Biomasse

Die pilzliche Biomasse im Boden wurde mittels des Ergosterolgehalts abgeschätzt (Djajakirana et al. 1996). Ergosterol stellt einen pilzspezifischen Zellwandbestandteil dar. Es wurde nur die obere Bodentiefe (0-10 cm) untersucht, da sich in diesem Bereich ein Großteil der pilzlichen Biomasse des Bodens befindet. Die Extraktion des Ergosterols aus den Bodenproben erfolgte mit 50 ml Ethanol aus 2 g feldfrischem Boden. Nach Zugabe des Ethanols wurde der Boden für 30 min. bei  $250 \text{ U min}^{-1}$  geschüttelt und anschließend bei  $4560 \text{ U min}^{-1}$  zentrifugiert. Ein Aliquot des Überstandes (20 ml) wurde bei  $50 \text{ °C}$  unter Vakuum in einem Rotations-Vakuum-Konzentrator (RVC 2-25, Martin Christ GmbH, Osterode, Deutschland) eingedampft. Der eingedampfte Extrakt wurde anschließend in 2 ml Methanol gelöst und durch  $0,45 \text{ }\mu\text{m}$  Spritzenfilter in 2 ml Braunglasgefäße überführt. Die quantitative Bestimmung des Ergosterols erfolgte mittels HPLC (Beckman Coulter, System Gold 125, Fullerton, USA), mit einer 250 mm x 4,6 mm Spherisorb ODS II  $5 \text{ }\mu\text{m}$  Säule, reinem Methanol als Laufmittel und einer Flussrate von  $1 \text{ ml min}^{-1}$ . Die Detektion des Ergosterols erfolgte an einem UV-Detektor bei 282 nm Wellenlänge. Reines Ergosterol (Sigma-Aldrich, St. Louis,

USA) diente als Standard und wurde in den Konzentrationen 0,1, 0,2, 0,5, 1,0 und 2,0  $\mu\text{g}$  Ergosterol  $\text{ml}^{-1}$  als Eichlösungen verwendet.

#### 3.4.4 Enzymaktivität

Die Aktivität wichtiger Enzyme des C-, N- und P-Kreislaufes im Boden wurde mit Hilfe fluorogener Substrate (4-methylumbelliferone = 4-MUF- bzw. 7-amino-4 methyl coumarin = 7-AMC) bestimmt. Für die folgenden Enzyme wurden die Aktivitäten bestimmt:  $\alpha$ - und  $\beta$ -Glucosidase, N-acetyl-glucosaminidase, Xylosidase, Cellobiosidase, Phosphatase, L-Leucin- und L-Tyrosin-Peptidase. Hierbei wurden die jeweiligen MUF/AMC-Substrate den Bodenproben zugegeben und die Intensität der Fluoreszenz, die beim enzymatischen Abbau der Substrate entsteht (Marx et al. 2001), nach 30, 60, 120 und 180 min gemessen. Die angewandte Methode ist im Detail in Poll et al. (2007) beschrieben.

#### 3.4.5 Mikrobielle Gemeinschaftsstruktur (Phospholipidfettsäuren, PLFA)

Die Diversität der Bodenmikroorganismen wurde mittels eines Vergleichs von Phospholipidfettsäuremustern (PLFA) untersucht (Frostegård et al. 1993). PLFAs sind in den Zellmembranen von Organismen enthalten, wobei einige spezifische PLFAs bei bestimmten Gruppen von Mikroorganismen vorkommen. Die PLFAs wurden aus je 2 g Boden anhand der Methode nach Bardgett et al. (1996) extrahiert. Die einzelnen Fettsäuremethylester wurden anhand ihrer Retentionszeit im Vergleich zu einem FAME Standard Mix (C11 – C24, Sigma-Aldrich, St. Louis, USA) bestimmt. Als interner Standard für die quantitative Bestimmung diente Methylnondecansäure (19:0). Die Messung erfolgte auf einem Gaschromatographen (GC, Auto System 191 XL, Perkin Elmer Corporation, Norwalk, USA), der mit einer HP-5 Kapillarsäule bestückt war (50 m x 0.2 mm i.D., Filmdicke 0.33  $\mu\text{m}$ ). Die folgenden PLFAs werden Bakterien zugeordnet (i15:0, a15:0, i16:0, 16:1 $\omega$ 7, i17:0, cy17:0, 18:1 $\omega$ 7, cy19:0 (Frostegård et al. 1993; Zelles 1999), hiervon die PLFAs i15:0, a15:0, i16:0 und i17:0 den Gram-positiven, cy17:0 und cy19:0 den Gram-negativen. Die PLFAs 18:1 $\omega$ 9 und 18:2 $\omega$ 6,9 stellen pilzliche Biomarker dar (Frostegård und Bååth 1996).

## 3.5 Experimente in Mikrokosmen

### 3.5.1 Bodenatmung und Streuabbau

In vier Inkubationsexperimenten wurde die C-Mineralisation, aus heterotropher Veratmung von boden- bzw. streubürtigem Kohlenstoff entstandene CO<sub>2</sub>-Freisetzung zwischen und während der Vegetationsperioden, quantifiziert (vgl. Kap. 5).

Der Boden CO<sub>2</sub>-Efflux in der Zeit nach der Weizenernte und innerhalb der darauf folgenden Wintermonate wurde an intakten Bodensäulen bestimmt (vgl. Kap. 5.1). Der Einfluss einer erhöhten CO<sub>2</sub>-Konzentration und die Anwesenheit von Bodentieren auf die Bodenatmung während der Wachstumsperiode des Sommerweizens wurde in einem Mikrokosmenexperiment in klimatisierten Pflanzenwuchskammern quantifiziert (vgl. Kap. 5.2). In einem weiteren Inkubationsexperiment wurde der mittelfristige Abbau von Streumaterialien unterschiedlicher Qualität die unter Ambient- und Elevated-CO<sub>2</sub> Bedingungen im Mini-FACE gewachsen waren, untersucht (Sommerweizen, *Triticum aestivum* L. var. Triso und Kornblume (*Centarea cyanus*), alleine und in Kombination) untersucht (vgl. Kap. 5.3.1). In Ergänzung hierzu wurde in einem vierten Mikrokosmenexperiment der Einfluss der CO<sub>2</sub>-Behandlung auf den kurz- bis mittelfristigen Abbau von Ambient- und Elevated-Senfstreu (*Sinapis arvensis*), in Abhängigkeit von der ohne und in Anwesenheit von endogäischen Regenwürmern quantifiziert (vgl. Kap. 5.3.2).

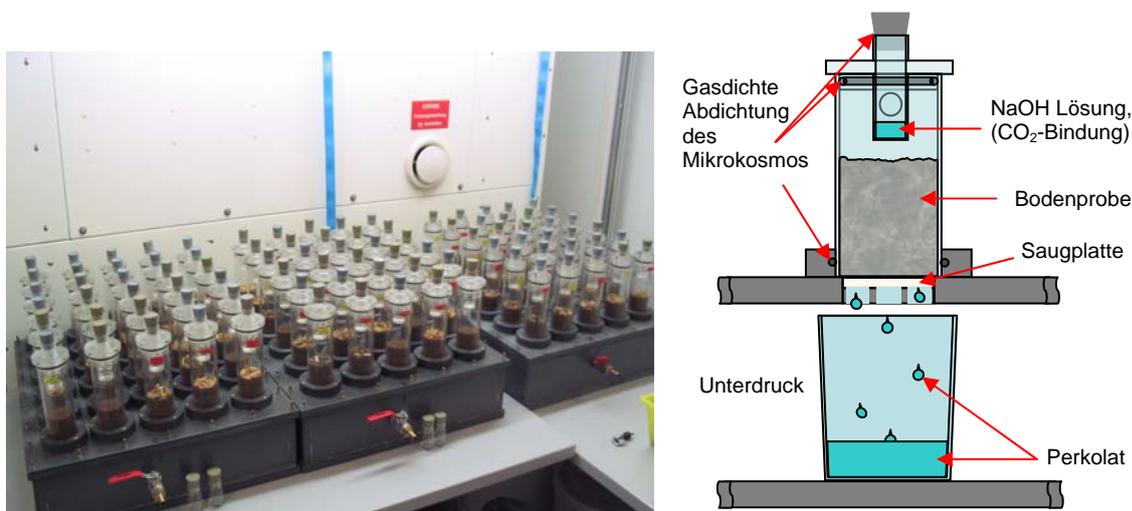


Abb. 2. a) Mikrokosmenanlage in der Klimakammer (Inkubationsversuch Kap. 5.1, 5.3.1 und 5.3.2); b) Querschnittsdarstellung eines Mikrokosmos inklusive der Box zur Perkolatentnahme.

Die Inkubation in Mikrokosmen hat hierbei den Vorteil von kontrollierbaren, für alle Behandlungen gleichen Bedingungen und ermöglicht hierdurch eine präzise Messung der CO<sub>2</sub>-Freisetzung und des Streuabbaus. Die Messung der CO<sub>2</sub>-Produktion erfolgte mittels

alkalischer Titration. Die Mikrokosmen wurden hierfür gasdicht verschlossen und das während der Inkubation produzierte CO<sub>2</sub> in 1,5 bis 3,5 (je nach Behandlung) 1 M NaOH absorbiert. Über Ausfällung des CO<sub>2</sub> als BaCO<sub>3</sub> und anschließender Rücktitration der verbleibenden NaOH mit 1 M HCl wurde die produzierte CO<sub>2</sub>-Menge bestimmt.

### 3.5.2 C-Auswaschung

Die ungestörten Bodensäulen in Versuch 5.1 wurden während der Inkubation wöchentlich mit dest. Wasser beregnet. Über Saugplatten im Boden der Mikrokosmen wurde das Beregnungswasser (Perkolat) wieder abgesaugt und die darin enthaltene Konzentration an gelöstem organischen (DOC) und anorganischem (DIC) Kohlenstoff bestimmt. Die DOC und DIC Messung erfolgte mittels eines TOC/TN Analysators (Dimatoc 100, Dimatec Analystechnik, Essen, Deutschland).

## 3.6 Boden C, N und isotopische Messung (<sup>13</sup>C) in C<sub>org</sub> und C<sub>mic</sub> des Bodens und CO<sub>2</sub>

Der C- bzw. N-Gehalt und die isotopische Signatur (<sup>13</sup>C) der organischen Bodensubstanz (C<sub>org</sub>) wurde an getrockneten (72 h bei 65°C), gemahlene Bodenproben gemessen. Für die Bestimmung des <sup>13</sup>C<sub>mic</sub> Wertes wurden die K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> Extrakte der CFE Analyse in einem Rotations-Vakuum-Konzentrator (RVC 2-25, Martin Christ GmbH, Osterode, Deutschland) eingedampft, und der Niederschlag in Zinnkapseln eingewogen. Die Bestimmung der isotopischen Signatur des produzierten CO<sub>2</sub> (<sup>13</sup>CO<sub>2</sub>) erfolgte anhand des während der Inkubation aus dem produzierten CO<sub>2</sub> entstandenen und ausgefallenen BaCO<sub>3</sub>. Dies wurde anschließend durch Zugabe von H<sub>2</sub>O dest. neutralisiert, abzentrifugiert, getrocknet (72 h bei 65°C) und gemahlen. Das δ<sup>13</sup>C-Verhältnis des CO<sub>2</sub> gibt Aufschluss über den Anteil an jungem, pflanzenbürtigem bzw. altem, bodenbürtigem Kohlenstoff an der Bodenatmung (Kap. 4.1). Die C-, N- und <sup>13</sup>C-Bestimmung erfolgte an einem Elementaranalysator (EA Vector, EuroVector, Mailand, Italien), der mit einem Isotopenverhältnis-Massenspektrometer (IRMS, Delta Plus, Thermo Finnigan, Waltham, USA) gekoppelt war.

## 4 Einfluss der CO<sub>2</sub>-Behandlung auf die mikrobielle Aktivität und Gemeinschaftsstruktur des Bodens

### 4.1 Mikrobielle Gesamtbiomasse und <sup>13</sup>C<sub>mic</sub>

Der mikrobiell gebundene Kohlenstoff ( $C_{mic}$ ) in den oberen 10 cm lag zwischen 220 und 440  $\mu\text{g } C_{mic} \text{ g}^{-1}$  Boden, wobei die Rückstellproben, die vor dem Start des Mini-FACE Experimentes (Mai 2002) entnommen wurden, den niedrigsten Wert aufwiesen. Dies lässt sich durch das Absterben eines Anteils der Mikroorganismen während der langen Lagerung des relativ trockenen Bodens begründet. Die  $C_{mic}$ -Werte (0-10 cm) von Oktober 2002 waren hingegen vergleichbar mit denen von März 2004. In den Jahren 2004 bis 2006 waren die  $C_{mic}$ -Werte im März tendenziell höher, als im Oktober.

Am meisten Kohlenstoff war in den oberen 10 cm des Bodens in der mikrobiellen Biomasse ( $C_{mic} \text{ g}^{-1}$  Boden) gebunden. Mit zunehmender Tiefe nahm die mikrobielle Biomasse ab. Unter Einbeziehung der mit der Tiefe zunehmenden Bodendichte ( $\text{g } C_{mic} \text{ m}^{-2}$ ) verringerten sich die Unterschiede innerhalb der Tiefenverteilung bis 30 cm (Tab. 1). Die mikrobielle Biomasse nahm tendenziell innerhalb des Untersuchungszeitraumes ab. Dies lag vermutlich in dem geringen Eintrag an organischem Material in dem Modell-Agrarökosystem begründet. Der Weizenacker erhielt neben der Wurzelbiomasse und den im Frühjahr untergepflügten Stoppeln keine andere pflanzlichen Residuen und keine organische Düngung während der Vegetationsperiode.

Ein signifikanter Eintrag des neuen Kohlenstoffs der Elevated Behandlung war schon nach der ersten Vegetationsperiode (Oktober 2002) zu verzeichnen. Über den ganzen Untersuchungszeitraum war der Einbau des abgereicherten pflanzenbürtigen C in die mikrobielle Biomasse, als Folge des Hauptwurzelschizontes von Sommerweizen, innerhalb der oberen 10 cm am größten (Tab. 1). Die Gesamtmenge an neuem C in der mikrobiellen Biomasse ( $C_{mic-new}$ ) stieg über den Versuchszeitraum nur leicht an (Tab. 1, Abb. 13).

Tab. 1. Mikrobiell gebundener Kohlenstoff ( $C_{mic}$ ),  $^{13}C$  Signatur der mikrobiellen Biomasse ( $\delta^{13}C_{mic}$ ) und Gesamtmenge an neuem mikrobiell gebundenem C ( $C_{mic-new}$ ) innerhalb der drei untersuchten Bodentiefen (0-10, 10-20 und 20-30 cm) der Ambient und Elevated Versuchsflächen während des Untersuchungszeitraumes von 2002 bis 2006. Mittelwerte  $\pm$  Standardfehler.

Termin	Bodentiefe	Ambient		Elevated		$C_{mic-new}$ ( $g\ m^{-2}$ )
		$C_{mic}$ ( $g\ m^{-2}$ )	$\delta^{13}C_{mic}$	$C_{mic}$ ( $g\ m^{-2}$ )	$\delta^{13}C_{mic}$	
Mai 2002	0-10 cm	24,8 $\pm$ 1,0	-25,15 $\pm$ 0,17	24,1 $\pm$ 1,0	-25,04 $\pm$ 0,16	-
Oktober 2002	0-10 cm	49,2 $\pm$ 7,1	-24,08 $\pm$ 0,80	41,4 $\pm$ 1,0	-27,96 $\pm$ 0,88	-
März 2004	0-10 cm	46,2 $\pm$ 1,2	-27,69 $\pm$ 0,17	47,1 $\pm$ 1,7	-26,80 $\pm$ 0,42	7,4 $\pm$ 1,5
	10-20 cm	34,8 $\pm$ 1,4	-25,55 $\pm$ 0,28	34,0 $\pm$ 0,3	-26,40 $\pm$ 0,33	2,3 $\pm$ 1,9
	20-30 cm	24,4 $\pm$ 1,1	-25,36 $\pm$ 0,07	26,1 $\pm$ 1,0	-26,06 $\pm$ 0,14	1,4 $\pm$ 0,3
Oktober 2004	0-10 cm	39,3 $\pm$ 1,7	-24,32 $\pm$ 0,07	41,4 $\pm$ 2,5	-27,32 $\pm$ 0,23	9,0 $\pm$ 1,0
	10-20 cm	27,7 $\pm$ 1,0	-25,10 $\pm$ 0,16	31,0 $\pm$ 0,7	-27,60 $\pm$ 0,08	5,9 $\pm$ 0,1
	20-30 cm	22,4 $\pm$ 2,3	-24,93 $\pm$ 0,07	19,5 $\pm$ 1,9	-25,92 $\pm$ 0,16	1,5 $\pm$ 0,3
März 2005	0-10 cm	34,4 $\pm$ 0,7	-24,83 $\pm$ 0,09	35,5 $\pm$ 0,5	-27,31 $\pm$ 0,15	6,5 $\pm$ 0,4
	10-20 cm	31,8 $\pm$ 0,6	-25,28 $\pm$ 0,03	31,8 $\pm$ 0,5	-27,41 $\pm$ 0,26	5,2 $\pm$ 0,7
	20-30 cm	27,2 $\pm$ 0,6	-24,61 $\pm$ 0,37	27,4 $\pm$ 1,2	-26,42 $\pm$ 0,08	3,6 $\pm$ 0,3
Oktober 2005	0-10 cm	25,6 $\pm$ 1,0	-25,15 $\pm$ 0,18	27,8 $\pm$ 1,3	-28,43 $\pm$ 0,66	7,0 $\pm$ 3,4
	10-20 cm	29,4 $\pm$ 0,9	-25,39 $\pm$ 0,06	28,9 $\pm$ 0,5	-28,04 $\pm$ 0,14	6,0 $\pm$ 0,2
	20-30 cm	28,0 $\pm$ 0,6	-25,51 $\pm$ 0,08	28,6 $\pm$ 1,1	-27,64 $\pm$ 0,13	4,8 $\pm$ 0,4
März 2006	0-10 cm	38,9 $\pm$ 1,2	-25,40 $\pm$ 0,03	40,6 $\pm$ 1,0	-28,05 $\pm$ 0,17	8,4 $\pm$ 0,6
	10-20 cm	37,6 $\pm$ 2,1	-25,30 $\pm$ 0,08	35,8 $\pm$ 1,7	-27,94 $\pm$ 0,13	7,3 $\pm$ 0,6
	20-30 cm	27,9 $\pm$ 1,0	-25,11 $\pm$ 0,14	28,5 $\pm$ 1,1	-27,06 $\pm$ 0,11	4,2 $\pm$ 0,3
Oktober 2006	0-10 cm	31,6 $\pm$ 1,8	-25,59 $\pm$ 0,12	34,3 $\pm$ 1,0	-29,22 $\pm$ 0,36	9,8 $\pm$ 1,0
	10-20 cm	40,8 $\pm$ 2,4	-25,94 $\pm$ 0,25	39,4 $\pm$ 1,3	-28,81 $\pm$ 0,21	9,2 $\pm$ 0,8
	20-30 cm	33,5 $\pm$ 0,8	-25,85 $\pm$ 0,11	33,1 $\pm$ 1,4	-28,44 $\pm$ 0,32	6,9 $\pm$ 0,9

Die Gesamtmenge an mikrobiell gebundenem Kohlenstoff stellt einen relativ groben Basisparameter innerhalb mikrobiologischer Untersuchungen dar. Innerhalb des untersuchten Zeitraumes wurden dementsprechend keine Unterschiede der mikrobiellen Biomasse aufgrund der CO<sub>2</sub>-Behandlung festgestellt. Die erhobenen  $C_{mic}$  und  $C_{mic-new}$  Daten wurden jedoch für die Verifizierung der Modellierung des Kohlenstoffumsatzes innerhalb des Agrarökosystems verwendet (siehe Kap. 6).

#### 4.1 Mikrobielle Aktivität

Die mikrobielle Grundaktivität (Basalatmung) und die Nährstofflimitierung wurden nur für die oberen zwei Tiefen der Proben vom März 2004 bestimmt, da die Messung sehr aufwendig ist und auch mit dieser sehr sensitiven Methode keine Unterschiede aufgrund der CO<sub>2</sub>-Behandlung festgestellt werden konnten. Die Basalatmung lag innerhalb der 0-10 cm und 10-20 cm Bodentiefe unabhängig von der CO<sub>2</sub>-Behandlung bei 2,08 bzw. 1,76  $\mu l\ O_2\ g^{-1}\ h^{-1}$ . Die alleinige Zugabe von Glucose als C-Quelle führte nur zu einer Steigerung der mikrobiellen Aktivität, nicht jedoch zu einem Wachstum der mikrobiellen Population (Abb. 3). Ebenso war das Wachstum der Mikroorganismen in diesem Ökosystem nicht durch Phosphor limitiert. Die Zugabe von Stickstoff in Kombination mit C hingegen führte zu einem für

Mikroorganismen typischen exponentiellen Wachstum. Die Kombination der drei grundlegenden Nährstoffe führte zu keiner Verstärkung des Wachstums. Die mikrobielle Gemeinschaft des untersuchten Agrarökosystem wurde im Frühjahr 2004 somit allein durch Stickstoff limitiert. Die Messungen zur Nährstofflimitierung zeigten, dass die Mikroorganismen in den oberen 10 cm des Bodens generell schneller auf verfügbare Nährstoffe reagieren, als die in 10-20 cm Tiefe.

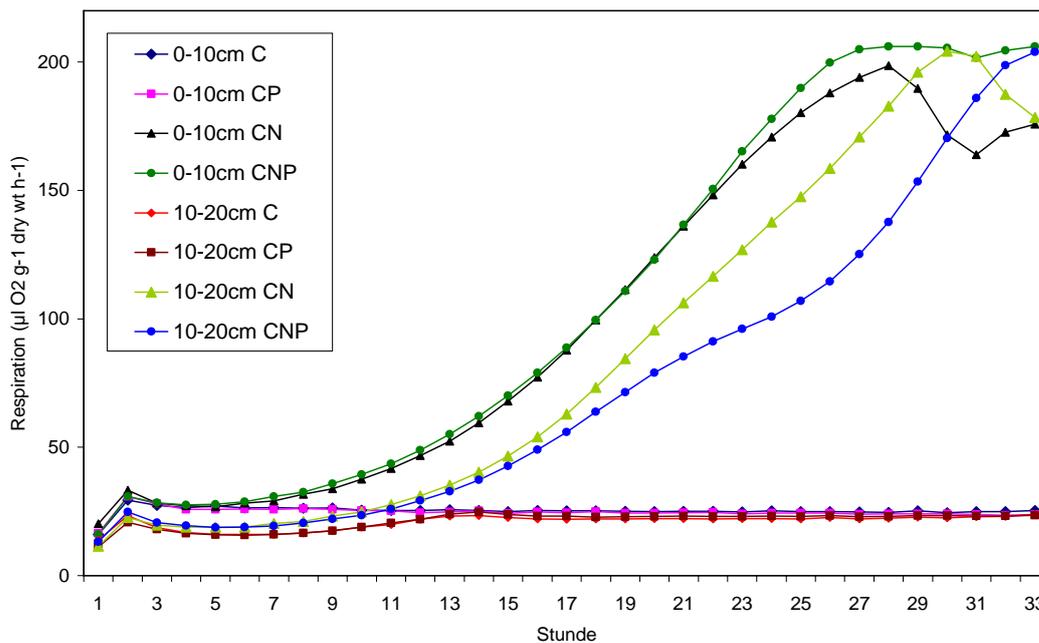


Abb. 3. Respirationsraten (Sauerstoffverbrauch) von Boden aus 0-10 und 10-20 cm Tiefe nach Nährstoffzugabe (C, CP, CN, CNP). Exemplarisch ist Boden der Elevated Behandlung dargestellt.

### 4.3 Pilzliche Biomasse

Die pilzliche Biomasse zeigte ebenso wie die gesamte mikrobielle Biomasse (vgl. Kap 4.1) über den Untersuchungszeitraum einen leichten Rückgang, mit Ausnahme der Rückstellproben von Mai 2002, die aus besagten Gründen (siehe auch Kap. 4.1) niedrigere Werte zeigten (Abb. 4). Die pilzliche Biomasse war im März 2004 signifikant ( $F_{1,8}=6,41$ ;  $P=0,035$ ) und im Oktober 2004 tendenziell höher in der Elevated als in der Ambient Behandlung. Die CO<sub>2</sub>-Behandlung hatte zu den anderen Terminen jedoch keinen Einfluss auf die pilzliche Biomasse des Bodens.

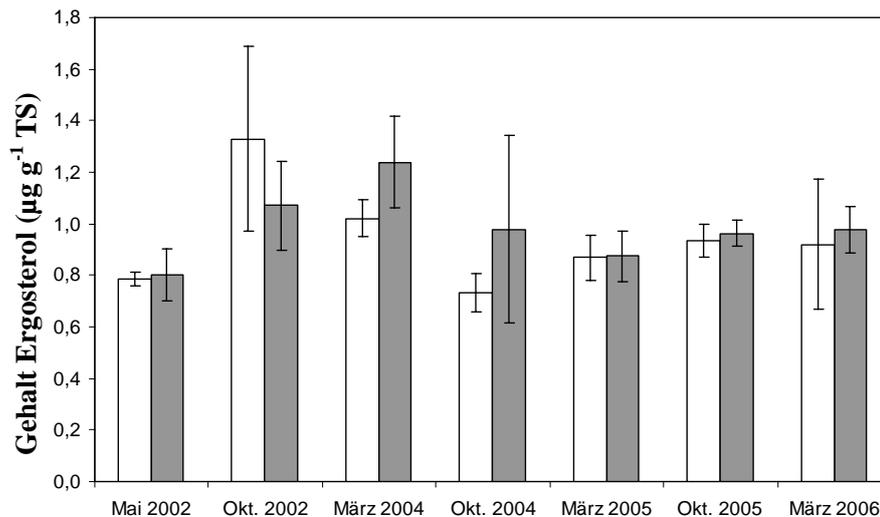


Abb. 4. Ergosterolgehalt des Bodens (0-10 cm) der Ambient- (weiß) und Elevated-CO<sub>2</sub> Varianten. Mittelwerte aus 5 Replikaten mit Standardabweichung.

#### 4.4 Enzymaktivität

Die Messung der Aktivität von Enzymen im Boden dient der Abschätzung, inwieweit spezifische Substrate durch Bodenmikroorganismen umgesetzt bzw. abgebaut werden können. Die in der vorliegenden Studie verwendete Analysenmethode ermöglicht die gleichzeitige Untersuchung der Aktivität von fünf Enzymen, die bei der Spaltung von C-Verbindungen beteiligt sind, zwei zuständig für N-Verbindungen und ein Enzym des P-Kreislaufs. Die Rückstellprobe von Mai 2002 wurde für diese Analyse wegen der reduzierten mikrobiellen Biomasse nicht verwendet (siehe Kap. 4.1). Die erhobenen Enzymaktivitätsdaten sind in Tab. 2 aufgelistet. Im Allgemeinen zeigten alle untersuchten Enzyme mit zunehmender Tiefe, entsprechend der geringeren mikrobiellen Gesamtbio­masse, eine geringere Aktivität. Die CO<sub>2</sub>-Behandlung veränderte nur am Ende der ersten Vegetationsperiode die Aktivität von fünf Enzymen signifikant, mit um ca. 20% geringeren Aktivitäten unter erhöhtem CO<sub>2</sub>-Gehalt. An den späteren Probennahmen gab es keine signifikanten Unterschiede aufgrund der CO<sub>2</sub>-Behandlung.

Die Unterschiede in der Enzymaktivität konnten schon nach relativ kurzer Zeit (1,5 Jahre), nicht mehr festgestellt werden. Diese Ergebnisse lassen darauf schließen, dass nur bei kurzfristigen starken Umweltveränderungen, wie sie im ersten Jahr der CO<sub>2</sub>-Behandlung in dem hier untersuchten Modellagrärökosystem stattfanden, sich die Aktivität von mikrobiell gebildeten Enzymen im Boden verändert. Wir gehen daher davon aus, dass der derzeitige

relativ langsamer Anstieg der CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Erdatmosphäre bis zu einem gewissen Grad durch kleine, kaum messbare Veränderungen der mikrobiellen Aktivität bzw. der mikrobiellen Gemeinschaftsstruktur (siehe Kap. 4.3 und 4.5) kompensiert werden kann und sich somit nicht in größerem Umfang auf die Stoffumsatzprozesse in Ackerböden auswirkt.

#### **4.5 Mikrobielle Gemeinschaftsstruktur (Phospholipidfettsäuren, PLFA)**

Der PLFA Gesamtgehalt nahm ähnlich der mikrobiellen Biomasse (Vgl. 4.1) mit zunehmender Versuchsdauer leicht ab. Die CO<sub>2</sub>-Behandlung hatte an keinem der untersuchten Termine einen Einfluss auf den PLFA Gesamtgehalt. Das Verhältnis von pilzlichen zu bakteriellen PLFAs lag zwischen 0,28 (März 2005) und 0,40 (Oktober 2005) und wies keinen erkennbaren Trend im Laufe der Versuchsdauer auf und wurde nicht von der CO<sub>2</sub>-Behandlung beeinflusst. Während die Abundanz an bakteriellen PLFAs ebenfalls nicht beeinflusst wurde, war die pilzliche PLFA 18:2 $\omega$ 6,9 im März 2004 signifikant ( $F_{1,8}=6,04$ ;  $P=0,039$ ) erhöht.



Tab. 3 Phospholipidfettsäuregehalte (PLFA in nmol g<sup>-1</sup> TS) der Ambient und Elevated Versuchsflächen (Bodentiefe 0-10 cm) von Oktober 2002 und den folgenden Probenahmenterminen. Mittelwerte aus 5 Replikaten mit (Standardabweichung). Signifikante Unterschiede zwischen Ambient und Elevated innerhalb einer PLFA sind **fett** markiert.

0-10 cm	Okt. 2002		März 2004		Okt. 2004		März 2005		Okt. 2005	
PLFA (nmol g <sup>-1</sup> )	Amb.	Elev.	Amb.	Elev.	Amb.	Elev.	Amb.	Elev.	Amb.	Elev.
i15:1	3,80 (0,71)	3,46 (0,36)	4,20 (0,46)	4,72 (0,42)	4,44 (0,88)	4,06 (0,25)	4,43 (0,57)	5,16 (1,41)	2,80 (0,54)	2,68 (0,31)
a15:0	2,46 (0,42)	2,29 (0,17)	3,51 (0,42)	4,05 (0,34)	3,10 (0,08)	2,84 (0,18)	3,18 (0,47)	3,66 (0,98)	2,26 (0,42)	2,13 (0,25)
15:0	0,41 (0,06)	0,37 (0,04)	0,40 (0,06)	0,46 (0,03)	0,39 (0,08)	0,40 (0,03)	0,42 (0,04)	0,48 (0,13)	0,31 (0,11)	0,30 (0,02)
i16:0	1,86 (0,25)	1,73 (0,12)	1,78 (0,25)	1,98 (0,15)	1,74 (0,16)	1,83 (0,20)	1,89 (0,23)	2,19 (0,60)	1,76 (0,38)	1,62 (0,09)
16:1 $\omega$ 7	8,04 (1,55)	6,87 (0,88)	5,73 (0,59)	6,46 (0,53)	5,29 (0,85)	5,20 (0,40)	5,91 (0,81)	6,66 (1,74)	5,46 (1,34)	5,02 (0,33)
16:1 $\omega$ 5	3,84 (0,63)	3,44 (0,39)	2,98 (0,45)	3,43 (0,16)	2,87 (0,34)	3,07 (0,27)	3,36 (0,36)	4,20 (0,96)	3,46 (0,85)	3,25 (0,25)
16:0	10,72 (1,53)	9,61 (0,63)	7,72 (0,90)	8,80 (0,67)	7,79 (1,13)	8,04 (0,49)	8,37 (1,11)	9,54 (2,43)	8,02 (1,81)	7,46 (0,53)
i17:0	1,45 (0,12)	1,43 (0,09)	1,03 (0,16)	1,09 (0,05)	1,15 (0,11)	1,25 (0,08)	1,25 (0,11)	1,46 (0,37)	1,32 (0,26)	1,23 (0,06)
cy17:0	2,60 (0,28)	2,52 (0,23)	1,47 (0,24)	1,60 (0,10)	1,87 (0,18)	2,03 (0,17)	2,23 (0,27)	2,56 (0,62)	2,49 (0,54)	2,38 (0,18)
17:0	0,50 (0,03)	0,46 (0,03)	0,38 (0,05)	0,43 (0,03)	0,55 (0,42)	0,44 (0,04)	0,41 (0,08)	0,47 (0,05)	0,45 (0,08)	0,41 (0,02)
18:2 $\omega$ 6	3,41 (0,76)	2,89 (0,63)	<b>2,35</b> <b>(0,55)</b>	<b>3,11</b> <b>(0,42)</b>	2,01 (0,44)	2,06 (0,26)	1,76 (0,75)	1,73 (0,48)	2,52 (0,70)	2,32 (0,50)
18:1 $\omega$ 9c	8,41 (1,41)	7,33 (0,69)	4,96 (0,70)	5,34 (0,34)	5,09 (0,59)	5,59 (0,66)	5,80 (0,64)	6,70 (1,61)	7,49 (1,42)	7,24 (0,68)
18:1 $\omega$ 7 / 18:1 $\omega$ 9t	12,21 (1,83)	10,76 (1,36)	6,45 (0,78)	6,98 (0,47)	6,89 (0,68)	7,58 (0,78)	7,21 (0,86)	8,36 (1,98)	8,92 (1,99)	8,25 (0,67)
18:0	2,00 (0,19)	1,84 (0,11)	1,24 (0,19)	1,39 (0,14)	1,47 (0,18)	1,60 (0,14)	1,56 (0,19)	1,79 (0,40)	1,75 (0,34)	1,61 (0,09)
cy19:0	0,37 (0,03)	0,38 (0,01)	0,34 (0,06)	0,35 (0,02)	0,25 (0,02)	0,29 (0,04)	0,35 (0,09)	0,39 (0,02)	0,40 (0,07)	0,39 (0,02)
20:4 $\omega$ 6	0,26 (0,07)	0,22 (0,09)	0,30 (0,05)	0,37 (0,06)	0,20 (0,03)	0,24 (0,04)	0,23 (0,06)	0,25 (0,04)	0,32 (0,07)	0,27 (0,05)
20:0	0,49 (0,07)	0,45 (0,03)	0,31 (0,05)	0,33 (0,01)	0,36 (0,07)	0,36 (0,04)	0,39 (0,07)	0,45 (0,06)	0,40 (0,08)	0,37 (0,02)
22:0	0,61 (0,07)	0,56 (0,03)	0,37 (0,05)	0,37 (0,02)	0,31 (0,04)	0,33 (0,04)	0,54 (0,05)	0,60 (0,14)	0,51 (0,11)	0,47 (0,03)
24:0	0,63 (0,05)	0,60 (0,03)	0,27 (0,04)	0,28 (0,02)	0,18 (0,02)	0,20 (0,05)	0,50 (0,10)	0,54 (0,07)	0,53 (0,12)	0,51 (0,04)
Summe PLFA	64,07 (9,49)	57,22 (5,21)	45,80 (5,48)	51,53 (3,50)	45,94 (5,34)	47,39 (3,67)	49,80 (6,50)	57,19 (13,95)	51,16 (10,90)	47,91 (3,63)
Summe Pilz PLFA	11,81 (1,83)	10,22 (1,25)	7,31 (1,05)	8,44 (0,68)	7,09 (0,97)	7,65 (0,86)	7,56 (1,30)	8,43 (2,08)	10,01 (2,09)	9,56 (1,15)
Summe Bakt. PLFA	32,79 (5,10)	29,43 (2,95)	24,52 (2,83)	27,24 (1,91)	24,73 (3,03)	25,07 (1,84)	26,45 (3,29)	30,44 (7,65)	25,41 (5,46)	23,72 (1,68)
Pilz/Bakt. Verhältnis	0,36 (0,01)	0,35 (0,02)	0,30 (0,02)	0,31 (0,02)	0,29 (0,03)	0,30 (0,02)	0,28 (0,02)	0,28 (0,01)	0,40 (0,04)	0,40 (0,03)

## 4.6 Zusammenfassung und Diskussion

Unsere Untersuchungen im Rahmen des Mini-FACE zeigten, dass der Einfluss einer erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration auf die Aktivität bzw. Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft gering war. Die meisten der gemessenen Parameter unterschieden sich nicht an den Probenahmeterminen im Frühjahr und Herbst der Jahre 2004, 2005 und 2006. Eine erhöhte pilzliche Biomasse aufgrund der CO<sub>2</sub>-Behandlung im März 2004 (siehe Ergosterol und PLFA-Daten) bildete eine der wenigen Ausnahmen. Eine Erhöhung der pilzlichen Abundanz bzw. Aktivität innerhalb der ersten Jahre nach Beginn der CO<sub>2</sub>-Anreicherung wurde schon für andere FACE bzw. CO<sub>2</sub>-Anreicherungsexperimente beschrieben (z. Bsp. Hungate et al. 2000) wobei die bakterielle Biomasse im Ganzen nicht beeinflusst wurde. Die Hypothese, dass eine CO<sub>2</sub>-Anreicherung in der Atmosphäre zu einer Erhöhung der mikrobiellen Aktivität führt (Hungate et al. 2000, Zak et al. 2000b), konnte im vorliegenden Experiment nicht bestätigt werden. Dies lässt sich mit dem Zeitpunkt der Probenahme begründen; eine erhöhte mikrobielle Aktivität bzw. Bodenatmung ist eher während der Hauptvegetationsperiode zu erwarten, wenn die mikrobielle Aktivität in der Rhizosphäre von unter Elevated-CO<sub>2</sub> erhöhten, leicht verfügbaren, pflanzenbürtigen C-Verbindungen (Rhizodeposition) profitiert (vgl. Kap.5.2). Der Effekt einer qualitativ bzw. quantitativ veränderten Rhizodeposition unter erhöhtem-CO<sub>2</sub> ist räumlich auf die unmittelbare Rhizosphäre begrenzt. Während in der dicht durchwurzelteten oberen Bodenschicht von Grasslandökosystemen veränderte Enzymaktivitäten unter erhöhtem-CO<sub>2</sub> beobachtet wurden (Kandeler et al. 2006), konnte in dem hier untersuchten Ackerland kein Effekt der CO<sub>2</sub>-Behandlung festgestellt werden (Kap. 4.4). Dies lässt sich mit der geringeren Wurzeldichte innerhalb eines Sommerweizenbestandes erklären. Hierdurch entsteht ein Verdünnungseffekt, da die Rhizosphäre einen verhältnismäßig geringeren Anteil an der Gesamtbodenmenge hat.

Zusammenfassend kann man feststellen, dass die mikrobielle Biomasse, Aktivität und Gemeinschaftsstruktur in dem untersuchten Agrarboden nur in einem sehr geringen Maße durch einer Erhöhung der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration beeinflusst wurde. Nach einer Versuchsdauer von 5 Jahren erscheint es unwahrscheinlich, dass die pilzliche Biomasse unter erhöhtem CO<sub>2</sub> so stark zunimmt, dass dies zu einer verstärkten Stabilisierung der organischen Substanz im Boden führen könnte (Six et al., 2006). Unsere Untersuchungen werden von einer Studie von Glaser et al. (2006) unterstützt, die innerhalb eines 10 jährigen Grassland FACE Experiments keine verstärkte Akkumulation von stabilisierten mikrobiellen Bestandteilen unter erhöhtem-CO<sub>2</sub> finden konnten.

## 5 Streuabbau und Bodenatmung

Die Bodenatmung (C-Mineralisation) und der Streuabbau unter dem Einfluss der CO<sub>2</sub>-Behandlung wurden in vier Inkubations- bzw. Mikrokosmenexperimenten untersucht.

### 5.1. Einfluss der CO<sub>2</sub>-Behandlung auf die CO<sub>2</sub>-Emission (Bodenatmung) und die Kohlenstoffauswaschung außerhalb der Vegetationsperiode

Im August 2004, direkt nach der Weizenernte, wurden von den Ambient und Elevated Versuchsfeldern Stechzylinderproben der obersten 10 cm entnommen. Von jeder der 10 Versuchsfeldern wurde je eine intakte Bodensäule inklusive eines zentralen Weizenstopfels mit dazugehörigem Wurzelsystem und, zur Abschätzung der Bodenatmung im Pflanzenzwischenraum, eine weitere ohne erkennbare oberirdische Pflanzenreste entnommen und in einer Klimakammer inkubiert. Die Inkubation erfolgte in Mikrokosmen (Kap. 3.5, Abb. 2), die gleichzeitig eine quantitative Bestimmung der CO<sub>2</sub>-Freisetzung aus der Bodenatmung und die Bestimmung des durch Beregnung ausgewaschenen organischen und anorganischen Kohlenstoffs erlauben. Die Bodensäulen wurden für insgesamt 191 Tage bei anfangs 15°C (bis Tag 55) und darauf folgend bei 10°C inkubiert. Dieses Temperaturregime

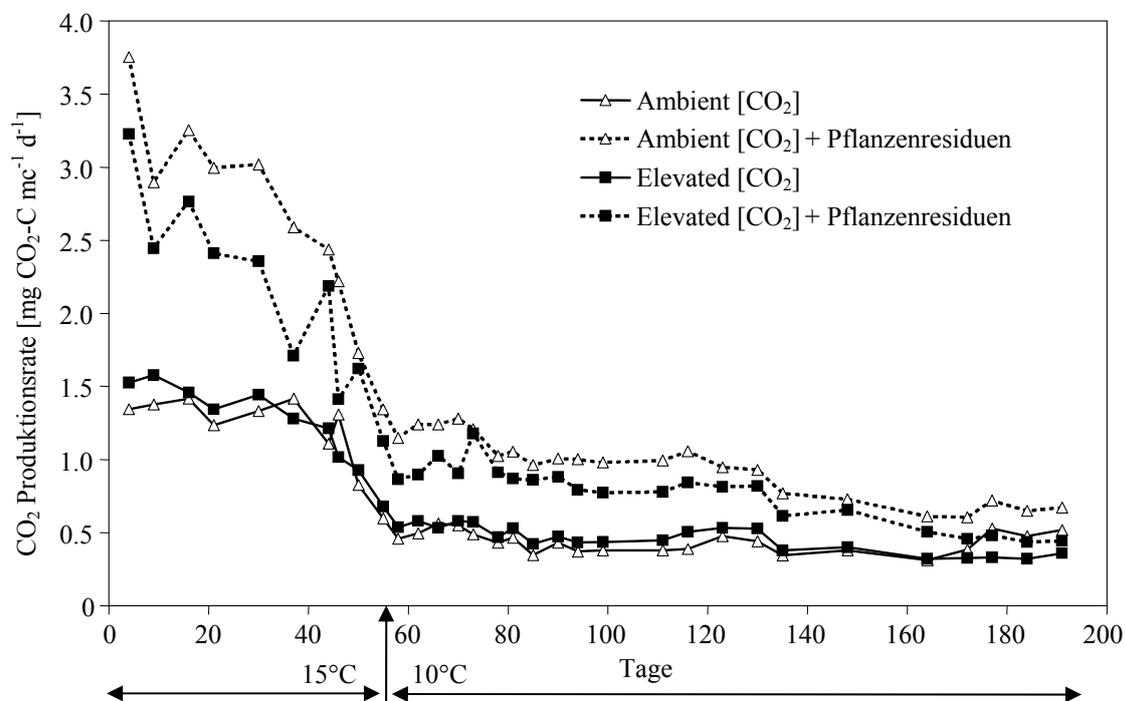


Abb. 5 CO<sub>2</sub>-Produktionsraten von ungestörten Bodensäulen mit und ohne Weizenresiduen während einer Inkubation in Mikrokosmen über 191 Tage.

sollte die C-Mineralisation während der vegetationslosen Winterperiode simulieren. Die CO<sub>2</sub>-Produktion wurde alle 5-7 Tage gemessen, an jedem zweiten Termin wurde zusätzlich die <sup>13</sup>C-Signatur des CO<sub>2</sub> bestimmt.

Die CO<sub>2</sub>-Produktionsrate war zu Beginn der Inkubation am höchsten, gefolgt von einem steilen, stetigen Abfall bis zur Änderung der Inkubationstemperatur an Tag 55 (Abb. 5).

Die kumulative CO<sub>2</sub>-Produktion während der Inkubationszeit war in Mikrokosmen mit Weizenresiduen, die unter Ambient-CO<sub>2</sub> gewachsen waren, höher als in solchen mit Elevated-Weizenstoppeln. In den Bodensäulen ohne sichtbare Weizenresiduen war die CO<sub>2</sub>-Produktion hingegen nicht durch die CO<sub>2</sub>-Behandlung beeinflusst (signifikante CO<sub>2</sub> × Weizenresiduen Interaktion; F<sub>1,13</sub>=7,17; P=0,019) (Abb. 6).

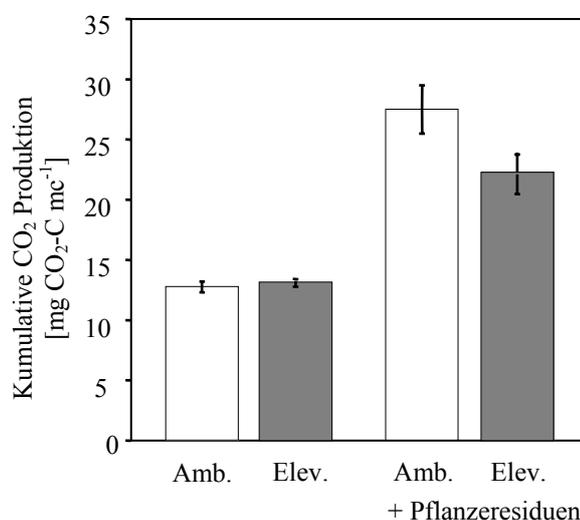


Abb. 6 Kumulative CO<sub>2</sub>-Produktion aus intakten Bodensäulen ohne und mit Weizenresiduen nach der Inkubationsperiode von 191 Tagen.

Das abgereicherte <sup>13</sup>C-Signal der Pflanzenresiduen innerhalb der Elevated-Varianten war im produzierten CO<sub>2</sub> wieder zu finden (Abb. 7). Die <sup>13</sup>C Signatur des CO<sub>2</sub> in den Elevated-Varianten lag zu jedem Inkubationszeitpunkt zwischen dem Signal des Boden- und dem des Pflanzenkohlenstoffs. In beiden Elevated-Varianten nahm der Anteil an mineralisiertem pflanzenbürtigem-C während der Inkubation ab, wobei der Anteil in der Variante mit Weizenstoppeln erwartungsgemäß höher war.

Die Auswaschung an organischem C war weder durch das Vorhandensein von Weizenresiduen, noch durch die CO<sub>2</sub>-Behandlung beeinflusst (Tab. 4). Ungefähr je die Hälfte des Kohlenstoffs wurde in organischer bzw. anorganischer Form ausgewaschen. Die Auswaschung von anorganisch gebundenen Kohlenstoff war in den Elevated-Varianten

tendenziell erhöht gegenüber den Ambient-Varianten ( $F_{6,8}=4,50$ ;  $P=0,057$ ), mit 47,2% und 29,5% höheren Werten für die Varianten ohne und mit sichtbare Pflanzenreste.

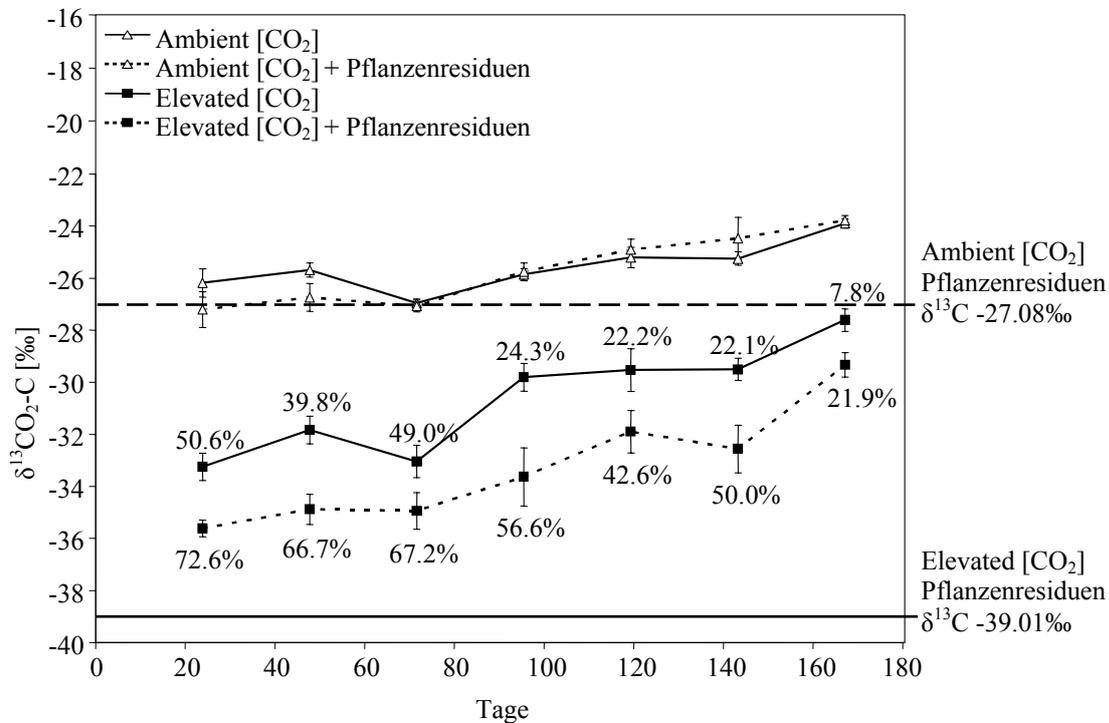


Abb. 7 Isotopische Signatur des mineralisierten C (<sup>13</sup>CO<sub>2</sub>) während der Inkubation von ungestörten Bodensäulen ohne und mit Weizenresiduen, die unter Ambient- und Elevated-CO<sub>2</sub>-Bedingungen gewachsen waren.

Tab. 4 Gesamtmengen an während der 191-tägigen Inkubation ausgewaschenem Stickstoff (N<sub>t</sub>), anorganischem (DIC) und organischem (DOC) Kohlenstoff.

	Ambient-CO <sub>2</sub> (n=5)	Ambient-CO <sub>2</sub> + Pflanzenresiduen (n=3)	Elevated-CO <sub>2</sub> (n=4)	Elevated-CO <sub>2</sub> + Pflanzenresiduen (n=3)
N <sub>t</sub> (mg N mc <sup>-1</sup> )	2.303a (0.281)	1.879a (0.415)	2.373a (0.389)	2.075a (1.013)
DIC (mg C mc <sup>-1</sup> )	1.264a (0.156)	1.610a (0.324)	1.861a (0.336)	2.085a (0.081)
DOC (mg C mc <sup>-1</sup> )	1.312a (0.158)	1.202a (0.239)	1.284a (0.108)	1.280a (0.096)

## 5.2. Einfluss der CO<sub>2</sub>-Behandlung auf die Emission von klimarelevanten Gasen während der Vegetationsperiode

Die Emission von klimarelevanten Gasen (CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O) während der Vegetationsperiode konnte im Freilandversuch (Mini-FACE) aufgrund des geringen Abstands zwischen den Weizenpflanzen und der durch die Beprobung hervorgerufenen Beschädigung der Mini-FACE Versuchsflächen nicht quantifiziert werden. Zur Erhebung dieses wichtigen Parameters wurde ein Mikrokosmenversuch in Klimakammern durchgeführt, bei dem *Triticum aestivum* in dem gleichen Boden wie er im Mini-FACE vorkommt bis zur Samenreife gezogen wurde. Die Inkubationsbedingungen (Temperatur, Tagesgang etc.) wurden auf die im Rahmen des Mini-FACE Experimentes gemessenen und gemittelten Tageswerte abgestimmt, um eine möglichst hohe Übereinstimmung mit dem Freilandexperiment zu erzielen. Zusätzlich wurden Varianten ohne und mit Bodenfauna (endogäische Regenwürmer, *Aporrectodea caliginosa*) angesetzt.

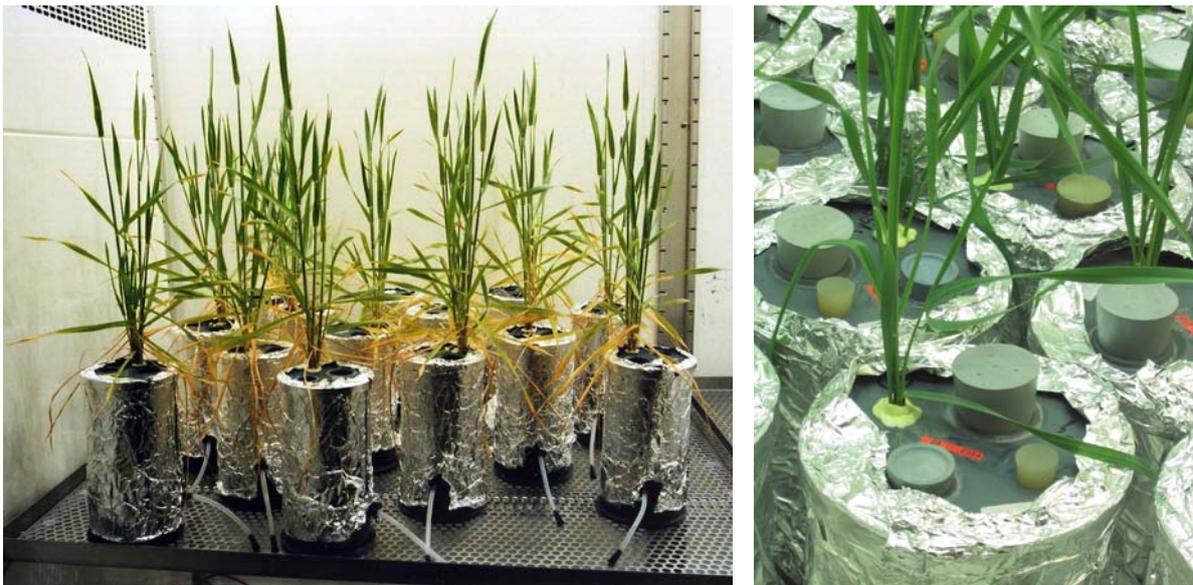


Abb. 7 Sommerweizenpflanzen in Mikrokosmen 90 Tage nach Keimung (linkes Bild). Die luftdichte Abdichtung des Raums über dem Boden zur Umgebung hin ermöglichte die Messung von aus dem Boden emittierten CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O (rechtes Bild).

Die wöchentlich durchgeführten Messungen der CO<sub>2</sub>-Produktion zeigten eine deutlich höhere C-Mineralisation in der Elevated-Variante. Die kumulative CO<sub>2</sub>-Freisetzung während der Wachstumsperiode der Weizenpflanzen unter Elevated-Bedingungen war signifikant erhöht ( $F_{1,21}=20,87$ ;  $P<0,001$ ) und lag ca. 6,5% über der CO<sub>2</sub>-Produktion unter Ambient-Bedingungen (Abb. 8). Die Anwesenheit von Regenwürmern erhöhte die CO<sub>2</sub>-Produktion ebenfalls signifikant ( $F_{1,21}=11,67$ ;  $P=0,003$ ). Es gab keine Interaktion zwischen der CO<sub>2</sub>-

Behandlung und der Bodenfauna in Hinblick auf die CO<sub>2</sub>-Produktion während der Wachstumsperiode der Weizenpflanzen.

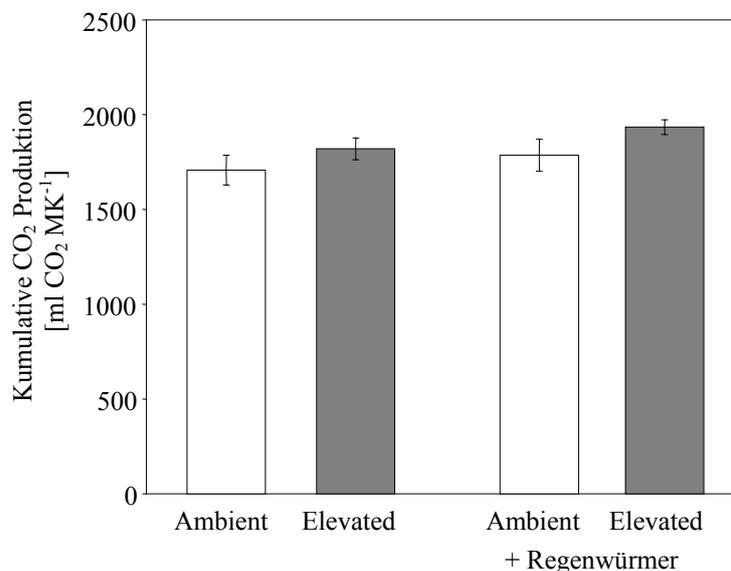


Abb. 8 Kumulative CO<sub>2</sub>-Produktion während der Wachstumsperiode (104 Tage) von Sommerweizenpflanzen (*Triticum aestivum*) unter Ambient und Elevated CO<sub>2</sub>-Bedingungen ohne und mit Anwesenheit endogäischer Regenwürmer (*Aporrectodea caliginosa*). Mittelwerte (n=7) mit Standardabweichung.

Die Weizenpflanzen der Elevated-Variante benötigten während des Versuchszeitraums signifikant weniger Wasser (Abb. 9). Dies führte zu einer höheren Bodenfeuchte und somit zu besseren Bedingungen für Bodenmikroorganismen, die durch ihre heterotrophe Veratmung von boden- und pflanzenbürtigem C einen Großteil zur CO<sub>2</sub>-Freisetzung aus Böden beitragen. Eine erhöhte Wurzelatmung unter CO<sub>2</sub>-Behandlung ist für andere Experimente ebenfalls beschrieben worden (Johnson et al., 1994, Ball et al., 2000) und hat im vorliegenden Fall vermutlich ebenfalls zu den höheren CO<sub>2</sub>-Produktionsraten beigetragen.

Die Emission von Lachgas (N<sub>2</sub>O) als weiterem wichtigem klimarelevantem Gas, das überwiegend aus landwirtschaftlich genutzten Böden emittiert wird, wurde im vorliegenden Experiment ebenfalls durch die Anwesenheit von Regenwürmern signifikant erhöht. Die CO<sub>2</sub>-Behandlung hatte keinen Einfluss auf die N<sub>2</sub>O-Emission, allerdings zeigte sich eine erhöhte Regenwurmaktivität in dem feuchteren Boden der CO<sub>2</sub>-Behandlung. Dies führte während des Experiments zu zeitweise erhöhten N<sub>2</sub>O Emissionsraten der kombinierten CO<sub>2</sub>-Regenwurm Variante (signifikante CO<sub>2</sub> × Bodenfauna Interaktion). Hieraus lässt sich ableiten, dass es durch den Anstieg der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration über die Erhöhung der Bodenfeuchte während der Vegetationsperioden und einer damit verbundenen gesteigerten

Aktivität von Mikroorganismen und Bodenfauna zu einer vermehrten Freisetzung von klimarelevanten Gasen ( $\text{CO}_2$  und  $\text{N}_2\text{O}$ ) aus Böden kommt.

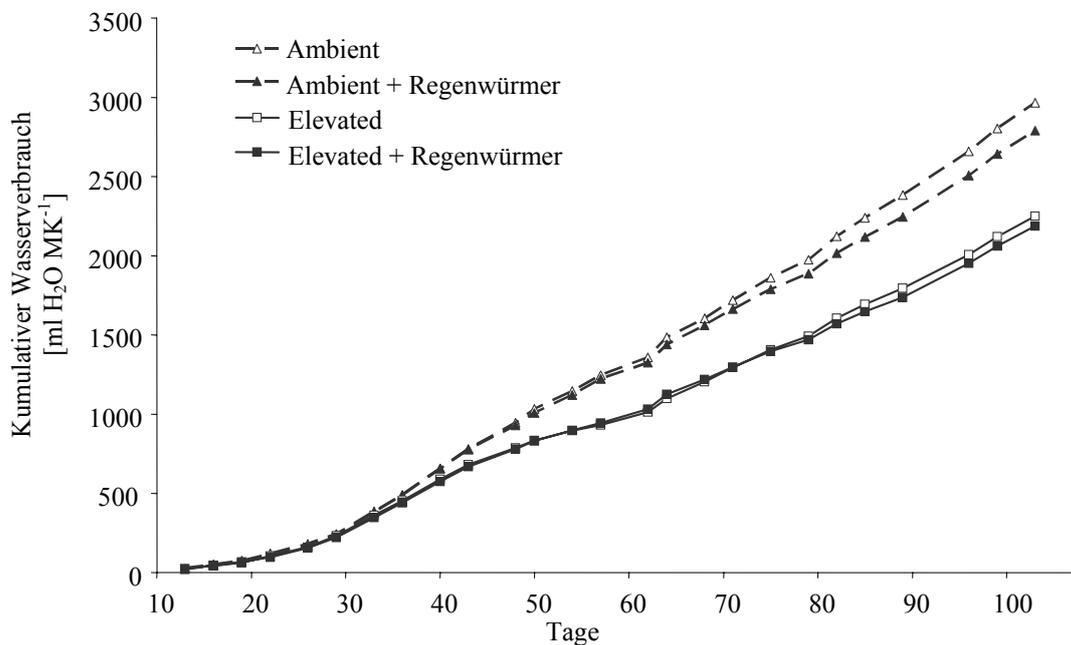


Abb. 9 Kumulativer Wasserverbrauch während der Wachstumsperiode (104 Tage) von Sommerweizenpflanzen (*Triticum aestivum*) unter Ambient und Elevated- $\text{CO}_2$  Bedingungen ohne und mit Anwesenheit endogäischer Regenwürmer (*Aporrectodea caliginosa*). Mittelwerte ( $n=7$ ).

### 5.3. Abbau von Streu unterschiedlicher Qualität unter dem Einfluss der $\text{CO}_2$ -Behandlung

#### 5.3.1 Weizen und Kornblume

Der Abbau von Weizen- und Kornblumenresiduen, die unter Ambient und Elevated  $\text{CO}_2$ -Bedingungen im Mini-FACE Experiment gewachsen waren, wurde in einem weiteren Inkubationsversuch untersucht. Die Pflanzenresiduen (Spross- und Wurzelmaterial von Weizen und Sprossmaterial von Kornblume) wurden während der Weizenernte im August 2004 von den Mini-FACE Versuchsflächen entnommen und auf einem einheitlichen Boden (Vgl. Kap 5.1) bei  $10^\circ\text{C}$  für insgesamt 158 Tage inkubiert. Durch die Inkubation der verschiedenen Streuarten, alleine und in Kombination, sollte ein möglicher Einfluss der Streuqualität auf die Abbaubarkeit untersucht werden. Das C/N Verhältnis der Streu diente hierbei als Maß für die Streuqualität; die Kornblumenstreu hatte hierbei ein wesentlich engeres C/N Verhältnis als die Weizenresiduen (Tab. 4). Generell zeigte Streu, die unter Elevated-Bedingungen produziert wurde, aufgrund eines geringeren N-Gehalt in den Residuen ein weiteres C/N Verhältnis als Streu von Ambient-Pflanzen (Tab. 4).

Tab. 4 C/N Verhältnis der unter Ambient und Elevated-CO<sub>2</sub> Bedingungen im Mini-FACE Experiment (Jahr 2004) produzierten Weizen- und Kornblumenstreu.

	Stängel	Blätter	Wurzeln
Weizen Amb.	118	44	52
Weizen Elev.	133	47	56
Kornblume Amb.	90	26	×
Kornblume Elev.	116	28	×

Innerhalb der Inkubationszeit wurde die Kornblumenstreu generell schneller abgebaut als die Weizenresiduen. Die CO<sub>2</sub>-Behandlung hatte einen signifikanten Effekt auf den Abbau der Kornblumenstreu (Massenverlust) innerhalb der ersten 28 Tage des Inkubationsexperiments, wobei die Kornblumenstreu der Ambient-Behandlung schneller abgebaut wurde als die der Elevated-Behandlung. Die kumulative CO<sub>2</sub>-Produktion und somit die Abbaubarkeit der Streu nach 28 Tagen ( $F_{1,24}=7,41$ ;  $P=0,018$ ) und nach 158 Tagen ( $F_{1,24}=3,39$ ;  $P=0,078$ ) war innerhalb der CO<sub>2</sub>-Behandlung geringer (Abb. 10). Im Mittel war der Abbau der Elevated-Streu nach 28 Tagen um 7,7% verlangsamt, nach 158 Tagen betrug der Unterschied hingegen nur noch 3,3%. Generell nahm der Effekt der CO<sub>2</sub>-Behandlung in der Reihenfolge Kornblume > Weizenwurzel > Weizenspross ab. Die kombinierte Inkubation der qualitativ unterschiedlichen Weizen- und Kornblumenresiduen hatte keinen signifikanten Einfluss auf die Streuabbaurate bzw. die C-Mineralisation.

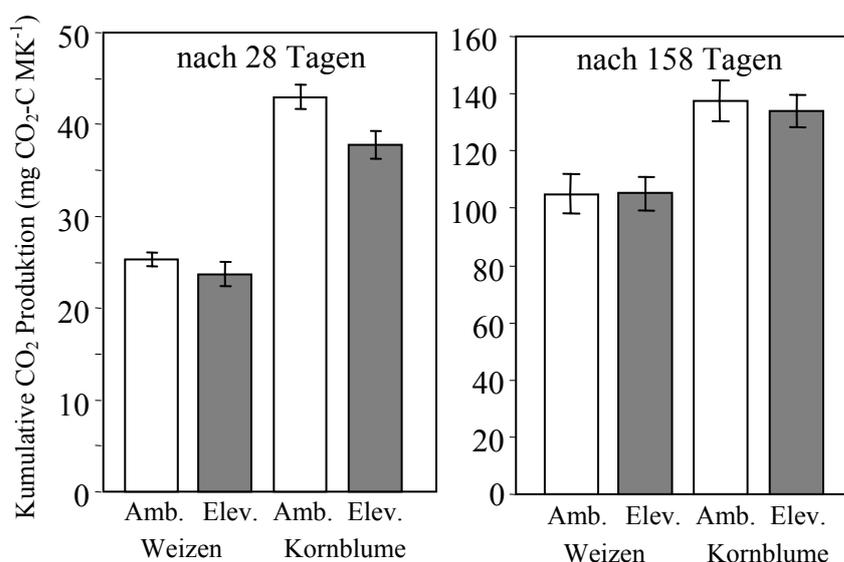


Abb. 10 Kumulative CO<sub>2</sub>-Produktion nach 28 und 158 Tagen Inkubation bei 10°C von Ambient und Elevated-CO<sub>2</sub> Weizen- und Kornblumenresiduen in Mikrokosmen. Mittelwerte (n=5) mit Standardfehler.

### 5.3.2 Senf

Zusätzlich zu den in Kap. 5.3.1 beschriebenen, über einen längeren Zeitraum durchgeführten Abbaubarkeitsversuchen von Weizen- und Kornblumenstreu, wurde der Einfluss der CO<sub>2</sub>-Behandlung auf den kurz- bis mittelfristigen Abbau von Senfstreu in einem Inkubationsexperiment untersucht. Oberirdische Streu von Senfpflanzen, die 2006 in dem Mini-FACE Experiment gewachsen waren, wurde für 50 Tage bei 15°C ohne und mit der Anwesenheit von Bodentieren (endogäische Regenwürmer) inkubiert. Die kumulative, aus der Mineralisation der Streu stammende CO<sub>2</sub>-Produktion war bei der Elevated-Senfstreu signifikant geringer (-18,2%;  $F_{1,15}=6,32$ ;  $P=0,023$ ). Die Abbaubarkeit der Ambient- und Elevated-Streu wurde nicht durch die Anwesenheit von Regenwürmern beeinflusst, allerdings erhöhten Regenwürmer die kumulative CO<sub>2</sub>-Produktion im Mittel um 19,7% (Abb. 11).

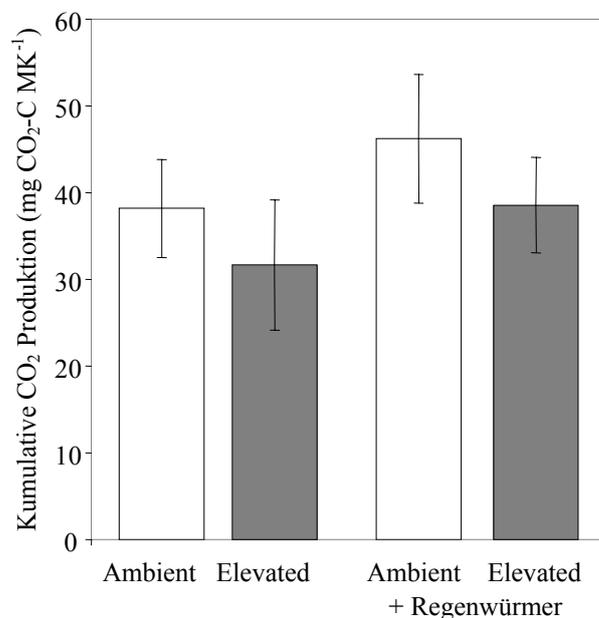


Abb. 11 Kumulative CO<sub>2</sub>-Produktion nach 50 Tagen Inkubation bei 15°C von Ambient und Elevated-CO<sub>2</sub> Senfresiduen ohne und mit Anwesenheit von Regenwürmern. Mittelwerte (n=5) mit Standardabweichung.

## 5.2 Zusammenfassung und Diskussion

Anhand der vier innerhalb des geförderten Projekts durchgeführten Mikrokosmenexperimente wurden die Auswirkungen einer erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration auf die Bodenatmung während und zwischen der Anbauperiode des Sommerweizens untersucht, sowie Unterschiede in der Abbaubarkeit der produzierten Pflanzenresiduen quantifiziert. Es zeigte sich, dass Pflanzenstreu, die unter Elevated-Bedingungen produziert wurde, langsamer abgebaut wurde. Die Ursache für den verlangsamten Abbau liegt vermutlich in einer veränderten Zusammensetzung der Elevated-

Streu (Cotrufo und Ineson 1996, Norby et al. 2001). Die in der vorliegenden Arbeit verwendete Weizen- und Kornblumenstreu (siehe Kap. 5.3.1) der Elevated-Behandlung zeigte ein erhöhtes C/N Verhältnis, jedoch keinen Unterschied in Bezug im Ligningehalt bzw. dem Gehalt an Pflanzenstrukturbestandteilen. Die Verringerung der N-Konzentration und ein damit erhöhtes C/N Verhältnis in lebendem bzw. seneszentem Pflanzenmaterial ist ein häufiges Phänomen bei Pflanzen, die unter einer CO<sub>2</sub>-angereicherten Atmosphäre wachsen (Melillo 1996, Arp et al. 1997, Henry et al. 2005). Die in den durchgeführten Inkubationsexperimenten gemessene geringere Mineralisation in den Elevated-Varianten war vor allem unmittelbar nachdem die Streu auf bzw. in den Boden gebracht wurde festzustellen. Allgemein wird Streu-Kohlenstoff in dieser Anfangsphase des Abbaus stark mineralisiert. Dies führt zu hohen CO<sub>2</sub>-Produktionsraten in den ersten Wochen. Mittelfristig verlangsamte sich der Streuabbau (sinkende CO<sub>2</sub>-Produktionsraten) und der CO<sub>2</sub>-Effekt verringerte sich, d.h. die Unterschiede zwischen Ambient und Elevated Streumineralisationsrate wurden kleiner. Kumulativ betrachtet ergab sich jedoch für fast alle hier verwendeten Elevated-Streumaterialien eine geringere CO<sub>2</sub>-Produktion über den Versuchszeitraum als für die Ambient-Residuen. Aus dem insgesamt verlangsamten Streuabbau lässt sich ableiten, dass die schlechter abbaubaren Elevated-Streubestandteile länger im Boden verweilen und somit potentiell zu einer längerfristigen Anreicherung der organischen Bodensubstanz beitragen (Batjes 1998, Torbert et al. 2000).

Die während der Wachstumsperiode des Sommerweizens bestimmte Bodenrespiration war in der Elevated-Behandlung höher. Die Ursache hierfür könnte eine erhöhte Wurzelrespiration sein, die möglicherweise durch die erhöhte Wurzelbiomasse in den Elevated-Varianten oder durch eine erhöhte Wurzelexsudation bedingt wurde. Abgesehen von der direkten Mineralisierung der Wurzelexsudate durch Bodenmikroorganismen könnte es durch die Verfügbarkeit von leicht abbaubaren Wurzelausscheidungen zu einem verstärkten Abbau der organischen Bodensubstanz durch einen so genannten "Priming"-Effekt kommen (Kuzyakov et al., 2000, Kuzyakov, 2002). Durch den geringeren Wasserverbrauch der Weizenpflanzen unter erhöhtem CO<sub>2</sub>, hatte der Boden eine höhere Bodenfeuchte zwischen den Bewässerungsterminen. Während in den trockenen Ambient-Varianten eventuell schon eine Limitierung der mikrobiellen Prozesse durch ungenügende Wasserversorgung auftrat, war der mikrobielle Abbau in der Elevated-Variante noch nicht beeinträchtigt. Diese durch den Wasserspareffekt der Pflanzen unter Elevated-CO<sub>2</sub> hervorgerufene Verlängerung der mikrobiellen Aktivität im Boden und die damit einhergehende erhöhte Mineralisation, kann einen erheblichen Einfluss auf eine potentielle C-Sequestrierung in Böden haben. Dies ist vor

allen zu Zeiten geringer Niederschläge bzw. eingeschränkter Bewässerung von großer Bedeutung.

Die Bilanzierung der potentiellen C-Senkenfunktion des untersuchten Agrarökosystems unter einer CO<sub>2</sub>-angereicherten Atmosphäre unter Einbeziehung der in Kapitel 5 untersuchten Parameter ist in Kapitel 6 dargestellt.

## 6 Modellierung des C-Umsatz eines Ackerbodens unter Sommerweizen (Mini-FACE)

### 6.1 Datenbasis und Optimierung des Modells

Die Modellierung des C-Umsatzes innerhalb des Mini-FACE Experimentes erfolgte in Kooperation mit Dr. Pascal A. Niklaus (ETH Zürich, Schweiz) und basiert auf einer früheren Studie, die den C-Umsatz innerhalb eines Kalkrasen-Ökosystems unter dem Einfluss einer CO<sub>2</sub>-Behandlung im Freiland modelliert hat (Niklaus und Falloon, 2006). Die verwendeten Klimadaten und die Daten zur oberirdischen Pflanzenbiomasse und Bodenbedeckung wurden von der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. Andreas Fangmeier (Universität Hohenheim) zur Verfügung gestellt.

Die Dynamik des kürzlich, seit Beginn der CO<sub>2</sub>-Behandlung im Mini-FACE fixierten C ( $C_{\text{new}}$ ) und die des alten, vor-experimentellen C ( $C_{\text{old}}$ ) wurde mit Hilfe der aktuellen Version des Roth-C-Kreislaufmodells 26.3 (Coleman und Jenkinson, 1996) modelliert. Das Modell unterscheidet fünf verschiedene Pools der organischen Bodensubstanz: leicht und schwer abbaubares Pflanzenmaterial (DPM und RPM), humifizierte organische Substanz (HUM), mikrobielle Biomasse des Bodens (BIO) und einen inerten C-Pool (IOM), der innerhalb des modellierten Zeitrahmens nicht am C-Umsatz beteiligt ist. Pflanzenbestandteile gelangen als DPM bzw. RPM in den Boden und werden zusammen mit dem HUM und BIO Pool in CO<sub>2</sub>, HUM und BIO abgebaut bzw. umgesetzt. Die Höhe der Abbauraten von  $C_{\text{new}}$  und  $C_{\text{old}}$  werden beeinflusst durch die Bodenfeuchte, Bodentemperatur und die Pflanzenbedeckung. Diese Daten wurden während der Laufzeit des Mini-Face Experiments in täglicher (Bodenfeuchte und -temperatur) bzw. wöchentlicher (Bodenbedeckung durch Pflanzen) Auflösung erhoben. Die Aufteilung der Abbau- bzw. Umsatzprodukte in HUM, BIO und CO<sub>2</sub> ist hierbei von der Bodentextur (vor allem dem Tongehalt des Bodens) abhängig. Der Eintrag von Pflanzenbestandteilen wurde als homogen über das Jahr verteilt angesehen, da die Rhizodeposition der wachsenden Weizenpflanzen von März bis August anhält, während in der restlichen Zeit (nach der Weizenernte) die seneszente Wurzel des Weizens und die untergepflügten Weizenstoppel abgebaut werden (siehe Kap. 5.1; Marhan et al., 2007). Für Weizen als grasartige Pflanze wurde ein DPM zu RPM Verhältnis von 1,44 verwendet (Shirato und Yokozawa, 2006). Die Größe des inerten C-Pools wurde nach Falloon et al. (1998) berechnet. Das angewandte Model hat sich als relativ unempfindlich gegenüber Änderungen dieser Parameter erwiesen (Niklaus and Falloon, 2006). Die Berechnungen des

C-Umsatzes innerhalb des Mini-FACE Experiments beziehen sich auf eine Bodentiefe von 30 cm, der üblichen Pflugtiefe in Mitteleuropa.

Der Eintrag an  $C_{\text{new}}$  in den Boden wurde aus den isotopischen  $C_{\text{org}}$ -Daten der Elevated-Versuchsflächen berechnet (vgl. Kap. 3.6). Basierend auf diesen gemessenen Daten wurden mittels einer inversen Modellierung die Einträge berechnet, die nötig sind um diese Menge an  $C_{\text{new}}$  in den Elevated-Flächen über die Versuchsdauer zu erzielen. Hierzu wurde ein optimierter Algorithmus verwendet (Nelder und Mead, 1965), der in die *optim*-Funktion der R 2.4.1 Software (R development Core Team, 2004) eingebunden war. Die Standardabweichung der modellierten  $C_{\text{new}}$  Einträge wurde mittels wiederholter inverser Modellierung von 2000 randomisierten Proben durchgeführt, die Anhand der wahrscheinlichen Verteilung der gemessenen  $C_{\text{new}}$ -Werte inkl. deren Standardfehler definiert wurden. Da für die Jahre 2002 (nur 0-10 cm Rückstellproben vorhanden) und 2003 (keine Rückstellproben vorhanden) keine  $C_{\text{new}}$  Daten bis in 30 cm Bodentiefe vorlagen, war der  $C_{\text{new}}$  Eintrag in diesen Jahren nicht exakt definiert. Aus diesem Grund wurde das Verhältnis der  $C_{\text{new}}$  Einträge von 2002 und 2003 proportional zu der Pflanzenproduktivität dieser Jahre gesetzt, wobei die Pflanzenproduktion 2002 dem 1.53-fachen der von 2003 entsprach. Im Jahr 2003 war durch den extrem heißen und trockenen Sommer das Wachstum der Sommerweizenpflanzen stark beeinträchtigt. Probeläufe des Modells mit unterschiedlichen Verteilungen der  $C_{\text{new}}$  Einträge ergaben das die Annahmen für 2002 und 2003 unkritisch für die Modellierungsergebnisse waren.

Zur Berechnung des Abbaus des vorexperimentellen  $C_{\text{org}}$  ( $C_{\text{old}}$ ) wurde von einer steady-state Verteilung mit einer Menge von  $5200 \text{ g C m}^{-2}$  ausgegangen, die bei einem jährlichen Eintrag von  $215 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  unter einem gemittelten Klima gegeben war. Von dieser  $C_{\text{old}}$ -Verteilung ausgehend wurde der Abbau des vorexperimentellen C in gleicher Weise modelliert wie zuvor für  $C_{\text{new}}$  der Elevated-Variante.

Die originale Version des Roth-C Modells enthält nur ein einfaches Wasserbilanz-Modul, das aus der Niederschlagsmenge und der Open-Pan Verdunstung die Bodenfeuchte berechnet. Die Limitierung der Abbaurate durch zu geringe Bodenfeuchte wird über das monatlich akkumulierte Bodenfeuchtedefizit und eine Bodenfeuchtefunktion bestimmt. Da in anderen FACE-Experimenten die Bodenfeuchte nicht in einer hohen zeitlichen bzw. räumlichen Auflösung gemessen wurde, konnte der Effekt von erhöhtem- $\text{CO}_2$  auf die Bodenfeuchte bisher nur unzureichend quantifiziert werden (Niklaus und Falloon, 2006). Der Vorteil des untersuchten Mini-FACE Experiments ist die Messung der Bodentemperatur und

Bodenfeuchte in hoher, 15 minütiger Auflösung. Aus diesen Daten wurde ersichtlich, dass erhebliche Unterschiede in der Bodenfeuchte zwischen der Ambient und Elevated-Behandlung bestehen. Bei einer Modellierung mit zu monatlichen Mittelwerten zusammengefassten Daten zeigte sich, dass die realen Unterschiede aufgrund der CO<sub>2</sub>-Behandlung unterschätzt werden. Die originale Bodenfeuchtefunktion des Roth-C Modells wurde aufgrund dessen durch eine feuchteabhängige Funktion innerhalb des dynamischen globalen Vegetationsmodells TRIFFID (Cox, 2001) ersetzt. Die bodenhydraulischen Eigenschaften wurden ausgehend von der Bodentextur mit Hilfe der in Rosetta (REF) implementierten van Genuchten Gleichung (1980) berechnet. Der so bestimmte permanente Welkepunkt des Mini-FACE Versuchsgeländebodens (14,4 cm<sup>3</sup> H<sub>2</sub>O dm<sup>-3</sup>) wurde mit 1,7 multipliziert, um den Punkt zu definieren, an dem der mikrobielle Abbau auf 20% der optimalen Abbaurate reduziert wird.

## 6.2 Ergebnisse

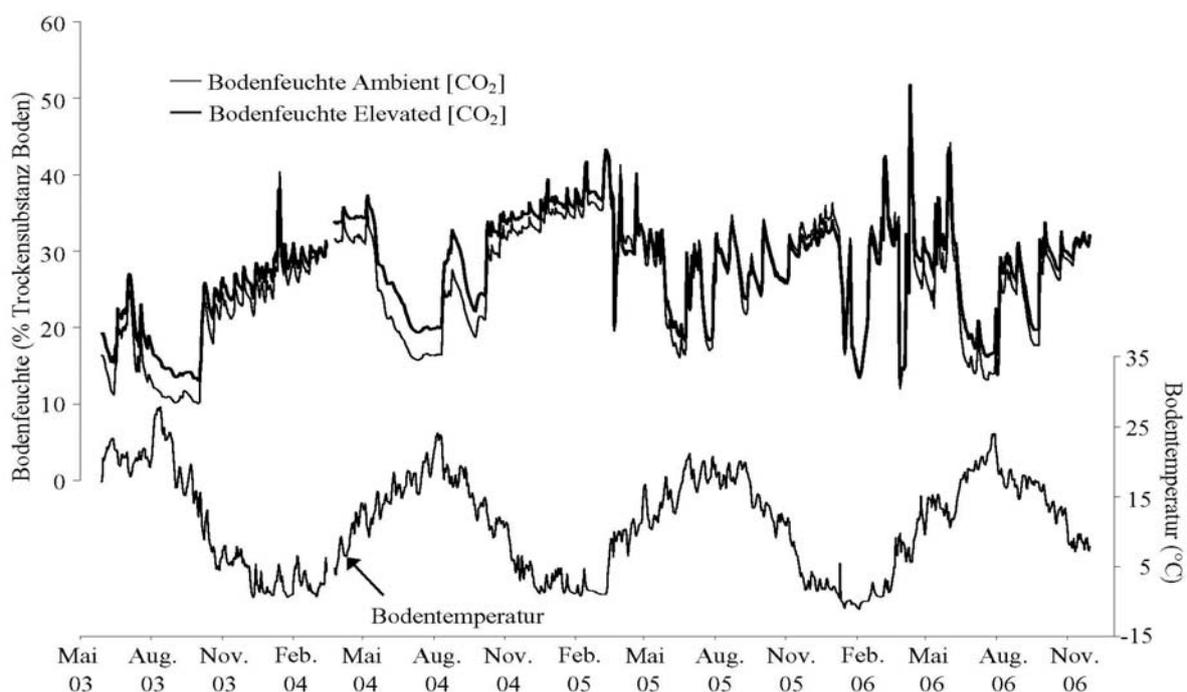


Abb. 12 Bodentemperatur und Bodenfeuchte innerhalb der Ambient- und Elevated-Versuchsflächen des Mini-FACE Experiments zwischen Mai 2003 und Dezember 2006.

Die Messungen der Bodenfeuchte innerhalb des Mini-FACE Experiments zeigen einen deutlichen Effekt der CO<sub>2</sub>-Behandlung. Der Boden ist vor allem während der trockenen, wärmeren Sommermonate feuchter in den Elevated-Versuchsflächen (Abb. 12). Dieser Effekt war stärker ausgeprägt in den trockenen Sommern 2003, 2004 und 2006 und weniger während des feuchten Sommer 2005.

Die innerhalb der Elevated-Versuchsflächen gemessenen Mengen an C<sub>new</sub> wurden sehr gut von dem Modell wiedergegeben (Abb. 13). Insgesamt sind während der 5 Untersuchungsjahre 392 g C<sub>new</sub> m<sup>-2</sup> akkumuliert worden. Davon sind ca. 70% in dem RPM, 16% in dem HUM und nur 6% in der mikrobiellen Biomasse (BIO) vorhanden. Der restliche Anteil des eingetragenen C<sub>new</sub> wurde innerhalb der 5 Jahre wieder mineralisiert. Die gemessenen C<sub>mic-new</sub> Daten (vgl. Kap. 4.1) sind nahezu identisch mit denen durch die Modellierung ermittelten Werten, was eine gute Übereinstimmung der Modellierung mit den tatsächlichen Umsatzraten im Freilandversuch betätigt.

Da die C<sub>new</sub>-Einträge innerhalb der Ambient-Versuchsflächen aufgrund der nicht vorhandenen isotopischen Markierung nicht messbar und somit quantifizierbar waren, wurden die Einträge innerhalb der Ambient-Flächen proportional zu der produzierten Pflanzenbiomasse der Elevated-Versuchsflächen berechnet (Abb. 14). Die geringere Produktion an Pflanzenbiomasse reduzierte die Gesamtmenge an C<sub>new</sub> innerhalb der Ambient-Versuchsflächen auf 366 g C<sub>new</sub> m<sup>-2</sup> nach 5 Jahren Versuchsdauer. Die unterschiedlichen Einträge aufgrund der CO<sub>2</sub>-Behandlung hatten somit einen zusätzlichen C<sub>new</sub>-Eintrag von 26 g m<sup>-2</sup> (dies entspricht 5,2 g C<sub>new</sub> m<sup>-2</sup> und a<sup>-1</sup>) innerhalb der Elevated-Versuchsflächen zur Folge.

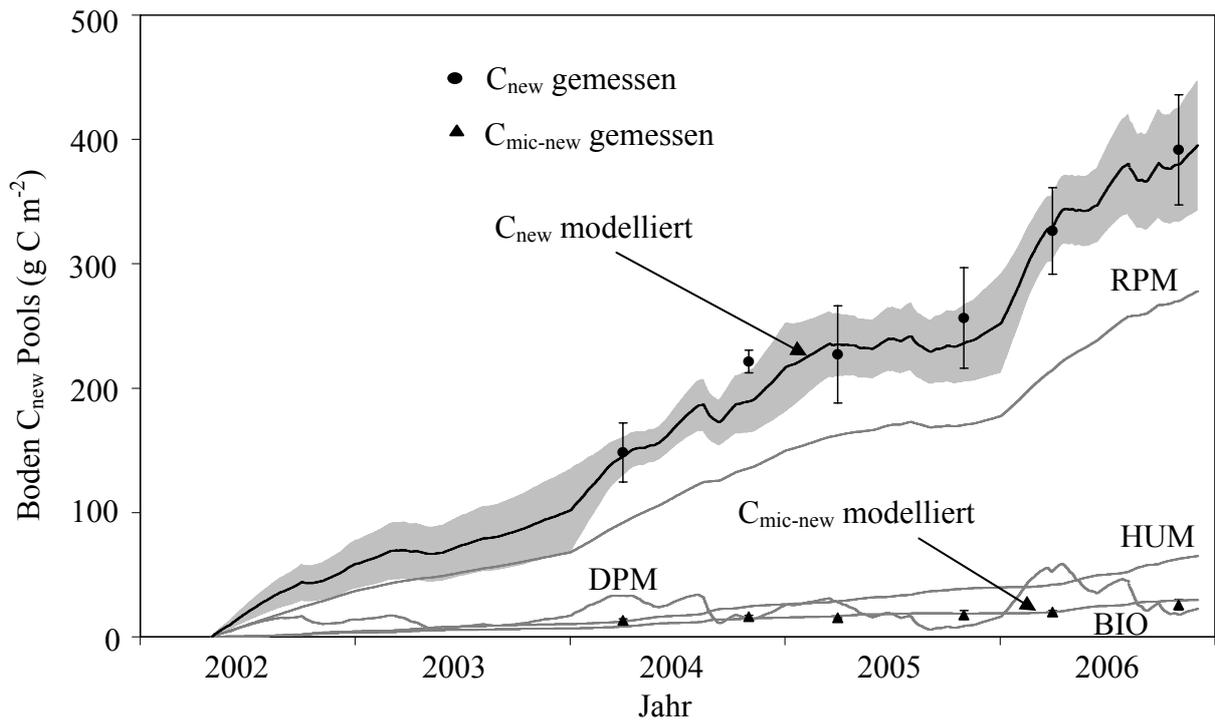


Abb. 13 Modellierter und gemessener Eintrag an  $C_{new}$  auf den Elevated-Versuchsflächen des Mini-FACE Experiments innerhalb des Untersuchungszeitraums (2002-2006). Gesamt- $C_{new}$  mit Fehlerbalken und Aufteilung in die einzelnen C-Pools des Roth-C Modells: schwer- (RPM) und leichtabbaubare (DPM) Pflanzbestandteile, humifiziertes Material (HUM) und mikrobiell gebundenes  $C_{new}$  (BIO).

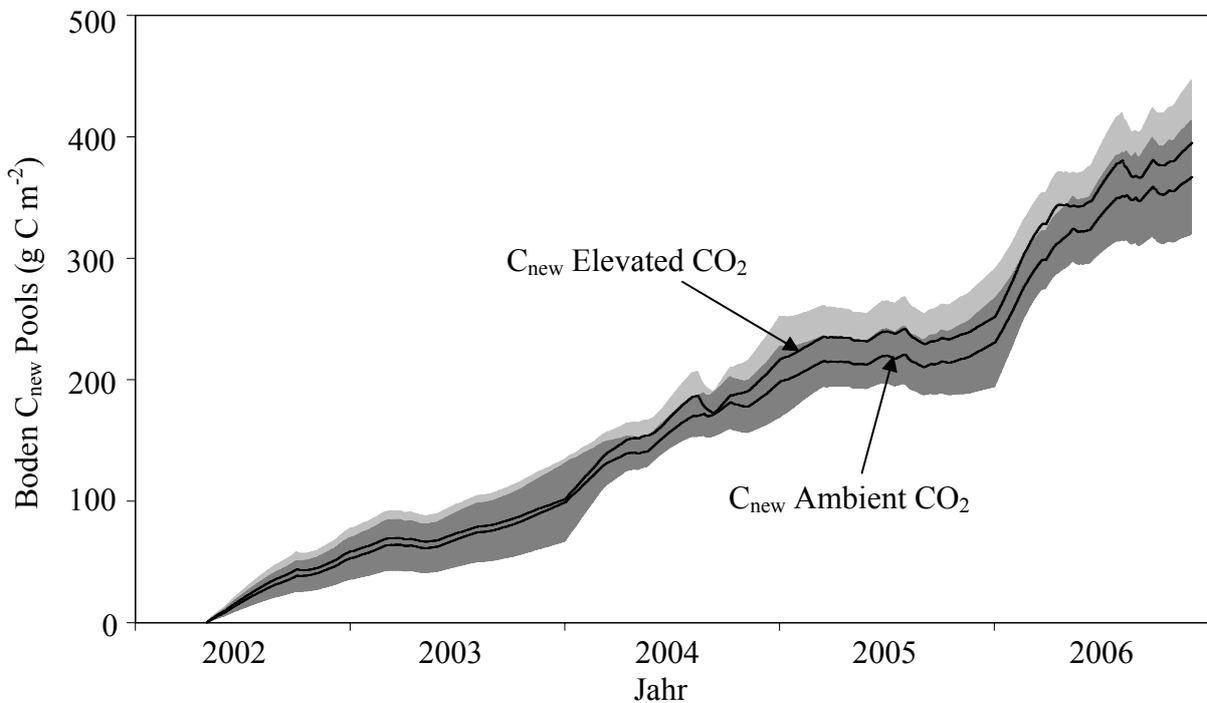


Abb. 14 Modellierter Eintrag an  $C_{new}$  auf den Ambient- und Elevated-Versuchsflächen des Mini-FACE Experiments innerhalb des Untersuchungszeitraums (2002-2006).

Der Abbau des vorexperimentellen  $C_{old}$  innerhalb der 5 Jahre wurde auf  $719 \text{ g } C_{old} \text{ m}^{-2}$  für die Elevated-Versuchsflächen berechnet, wobei die Mineralisation von RPM mit 69% den größten Anteil hatte (Abb. 15). Es folgten der HUM (17%) und der BIO-Pool (7%). Durch den schnellen Umsatz des DPM-Pools war dieser nach einem Jahr nahezu vollständig abgebaut. Für die Ambient-Versuchsflächen wurde der Abbau des  $C_{old}$  auf  $657 \text{ g } C_{old} \text{ m}^{-2}$  bestimmt. Der erhöhte Verlust auf den Elevated-Versuchsflächen an  $C_{old}$  von insgesamt  $62 \text{ g } C \text{ m}^{-2}$  über 5 Jahre (dies entspricht  $12,4 \text{ g } C_{old} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ) kam durch die höhere Bodenfeuchte und die dadurch erhöhte Abbaurrate durch Bodenmikroorganismen zustande.

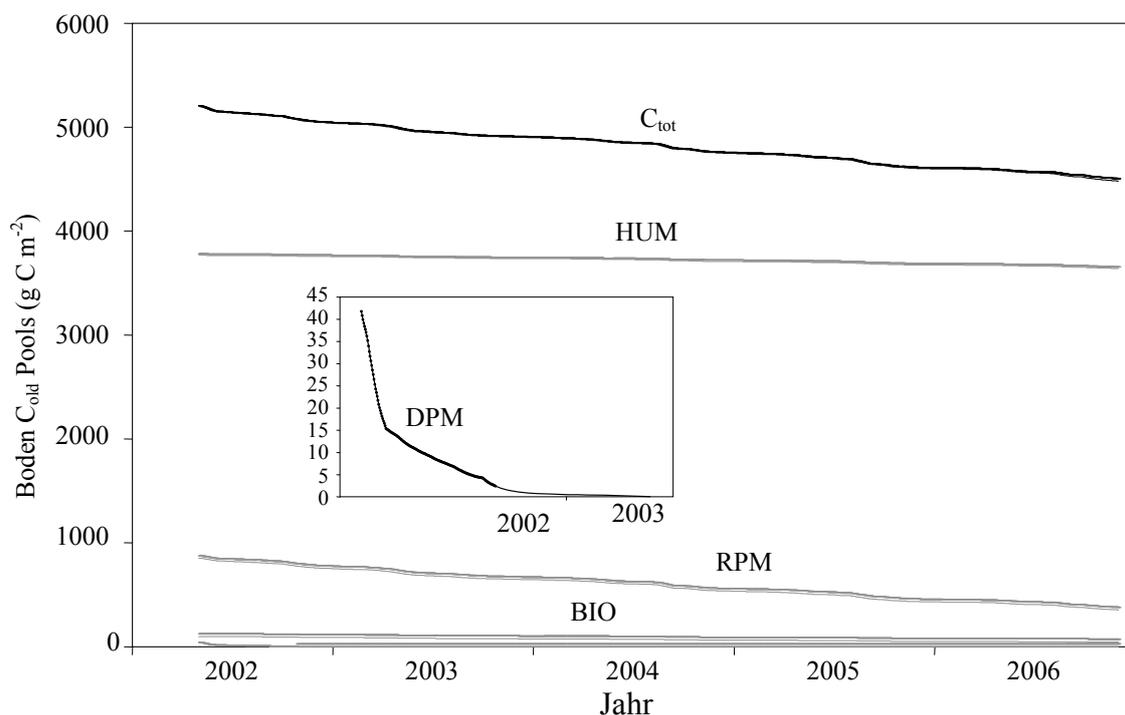


Abb. 15 Modellierter Abbau an  $C_{old}$  auf den Elevated-Versuchsflächen des Mini-FACE Experiments innerhalb des Untersuchungszeitraums (2002-2006).

Bei der Bilanzierung von  $C_{new}$  und  $C_{old}$  führte dies zu einem Verlust an  $C_{org}$  von  $291 \text{ g } C \text{ m}^{-2}$  innerhalb der oberen 30 cm der Ambient-Versuchsflächen, während auf den Elevated-Flächen sich der Verlust innerhalb der Versuchsperiode sogar auf  $324 \text{ g } C \text{ m}^{-2}$  belief. Durch die  $\text{CO}_2$ -Behandlung hat das System innerhalb von 5 Jahren ca.  $33 \text{ g } C_{org} \text{ m}^{-2}$  verloren. Dies entspricht einem Verlust von  $6,6 \text{ g } C \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ . Der berechnete generelle Verlust des Sommerweizenökosystems an  $C_{org}$  lässt sich im Freiland nicht quantifizieren, da die Schwankungen der  $C_{org}$ -Messungen innerhalb des Versuchszeitraums zu groß sind, um Unterschiede in der Größenordnung von ca.  $300 \text{ g } C \text{ m}^{-2}$  in einer Bodenschicht von 30 cm feststellen zu können.

## 6.4 Zusammenfassung und Diskussion

Die C-Umsätze im Boden des Sommerweizen-Modellagrärökosystems konnten mit der inversen Modellierung, basierend auf dem modifizierten Roth-C Modell sehr gut quantifiziert werden. Das Roth-C Modell wurde auf Basis von C-Umsatzmessungen innerhalb eines Langzeitfeldversuchs auf einer Ackerfläche mit unterschiedlichen Düngungsvarianten in Rothamsted (Großbritannien) entwickelt (Jenkinson et al. 1987). Das Modell hat sich bisher vielfach für die Modellierung der organischen Substanz in Ackerböden bewährt (Smith et al. 1997). Die sehr gute Übereinstimmung der berechneten mit der im Freiland gemessenen mikrobiellen Biomasse ( $C_{mic-new}$ ) belegt die proportional realistische Aufteilung der einzelnen C-Pools innerhalb des verwendeten Modells.

Die im Rahmen der vorliegenden Studie durchgeführten Inkubationsexperimente zeigten, dass Elevated- $CO_2$  Streumaterial langsamer abgebaut wird als Ambient-Steu (vgl. Kap. 5.1 und 5.3). Aufgrund dieses, in vielen anderen  $CO_2$ -Anreicherungsexperimenten ebenfalls beobachteten, Phänomens wird vermutet, dass der verlangsamte Streuabbau unter erhöhtem  $CO_2$  langfristig zu einer Anreicherung der organischen Substanz im Boden führen könnte (Cotrufo und Ineson 1995, Gorissen 1996, Van Groenigen et al. 2005). In dem verwendeten Roth-C Modell kann nur durch eine Veränderung des DPM zu RPM Verhältnisses der verlangsamte Abbau von Elevated- $CO_2$  Streu simuliert werden. Hierzu wurde das ursprüngliche Verhältnis von 1,44 entsprechend einer Erhöhung der resistenten Pflanzenmaterialmenge um 10 % verringert. Durch diese Änderung verringerte sich die nötige Menge an eingetragendem Elevated- $CO_2$  Pflanzenmaterial über die Versuchsdauer um nur 3%. Allerdings ist fraglich, ob die veränderte Streuqualität unter erhöhtem- $CO_2$  tatsächlich zu einer Veränderung des DPM zu RPM Verhältnisses führt. Der RPM Pool innerhalb des Roth-C Modells besitzt eine viel geringere Umsatzrate ( $k=0,3 a^{-1}$ ) als der DPM Pool ( $k=10 a^{-1}$ ). Frisches Streumaterial aus Weizen und anderen einjährigen Pflanzen ist nahezu ausschließlich dem DPM Pool zuzuordnen, erst verholztes und stark lignifiziertes Material enthält einen größeren Anteil an dem RPM Pool zuordenbaren Bestandteilen. Da kein Unterschied in dem Ligningehalt der Elevated- $CO_2$  Streu festgestellt wurde, kann man davon ausgehen, dass bei den üblichen in der Landwirtschaft angebauten Pflanzenarten sich das DPM zu RPM Verhältnis aufgrund einer Erhöhung der atmosphärischen  $CO_2$ -Konzentration nicht ändert.

Die Bodentextur (Tongehalt des Bodens) steht in direktem Zusammenhang mit dem den Pflanzen bei einer bestimmten Bodenfeuchte zur Verfügung stehenden Wasser und definiert somit den Welkepunkt. Durch die geringere Evapotranspiration der Pflanzen unter erhöhtem-

CO<sub>2</sub> wird weniger Wasser dem Boden entzogen. Dies hat zur Folge, dass der Boden nach einem Niederschlagsereignis für eine längere Zeitspanne eine höhere Feuchte hat. Inwieweit dieser CO<sub>2</sub>-Effekt auf die Bodenfeuchte durch eine unterschiedliche Bodentextur beeinflusst wird ist bisher noch nicht untersucht worden. Der Welkepunkt wird bei sandigen Böden aufgrund der geringeren Wasserhaltekapazität schneller erreicht. Dies kann je nach Niederschlagshäufigkeit und -menge zu einem häufigeren Auftreten eines Wasserdefizits in sandigen Böden führen, d.h. zu einer Häufung der Ereignisse in denen der CO<sub>2</sub>-Effekt Auswirkungen zeigt. Allerdings wird bei einem sandigen Boden die Zeitspanne, in der die höhere Bodenfeuchte unter erhöhtem-CO<sub>2</sub> einen mikrobiellen Abbau noch zulässt weniger lange ausfallen als bei Böden mit einer feinkörnigeren Struktur. Das Potential von Böden, Kohlenstoff in stabilen Aggregaten und Ton-Humus-Komplexen zu speichern und vor der Mineralisierung durch Mikroorganismen zu schützen, mit zunehmendem Anteil an Feinboden (Feinschluff und Ton) an (Hassink und Whitmore 1997, Marhan und Scheu 2005). Eine Zunahme der organischen Substanz unter Elevated-CO<sub>2</sub> in diesen vor mikrobiellem Abbau geschützten Aggregate und Fraktionen konnte bisher nicht nachgewiesen werden (Van Groenigen et al. 2002). Hingegen wurde eine Abnahme von Mikroaggregaten beobachtet, was eher auf eine verringerte Stabilisierung der organischen Substanz unter erhöhtem-CO<sub>2</sub> hinweist (Del Galdo et al. 2006).

Die für das Hohenheimer Mini-FACE angewandte Modellierung wurde bereits erfolgreich für ein Grassland FACE Experiment in der Schweiz angewendet, um den Einfluss einer erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration auf den C-Umsatz in Böden zu quantifizieren (Niklaus und Falloon, 2006). Für das untersuchte Grassland-Ökosystem konnte gezeigt werden, dass unter einer höheren CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre die Sequestrierung von C im Boden (obere 10 cm) um ca. 10-15 g C m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> ansteigen kann (Niklaus und Falloon 2006). Allerdings geben die Autoren zu bedenken, dass Unsicherheiten in Bezug auf einen erhöhten Abbau des vorexperimentellen SOC unter erhöhtem-CO<sub>2</sub> bestehen. Diese Unsicherheit basiert auf dem potentiell höheren C<sub>org</sub> Abbau während der Hauptvegetationsperiode, die durch eine höhere Bodenfeuchte und somit höherer mikrobieller Aktivität im Boden hervorgerufen werden könnte. Wegen der geringen zeitlichen Auflösung der Bodenfeuchte-Messungen konnte das geringere Bodenwasserdefizit (=> verringerte Limitierung der mikrobiellen Abbauprozesse) unter erhöhtem-CO<sub>2</sub> in dem schweizer FACE Experiment nicht exakt modelliert werden (Niklaus und Falloon 2006). Ein erhöhter SOC-Abbau könnte zu einer Verringerung der C-Sequestrierung bzw. sogar zu einer C-Freisetzung innerhalb des Grassland-Ökosystem führen (Niklaus und Falloon 2006). Die hohe zeitliche

Auflösung der Bodenfeuchte und Bodentemperatur Messungen innerhalb des vorliegenden Projekts verringerten diesen Unsicherheitsfaktor. Die Modellierung innerhalb des Hohenheimer Mini-FACE konnte daher den Einfluss einer erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration auf das Bodenfeuchtedefizit wesentlich besser abbilden und quantifizieren.

Die innerhalb der vorliegenden Studie untersuchte Ackerfläche mit alternierender Sommerweizen-Schwarzbrache Bewirtschaftung wurde ausschließlich mineralisch gedüngt. In Kombination mit dem mengenmäßig geringen Verbleib von Ernterückständen auf der Fläche wurde insgesamt verhältnismäßig wenig organisches Material in den Boden eingetragen. Dies führte innerhalb der 5 Jahre Sommerweizenanbau zu einer generellen Verringerung der Menge an organischer Bodensubstanz. Die experimentelle Erhöhung der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration führte im Boden des untersuchten Systems zu einer weiteren Verringerung der organischen Bodensubstanz. Der durch die höhere Pflanzenproduktion leicht erhöhte Eintrag an C<sub>new</sub> in der Elevated-CO<sub>2</sub> Behandlung wurde durch den in noch stärkerem Maße erhöhten Abbau des vorexperimentellen C<sub>old</sub> unter erhöhtem-CO<sub>2</sub> kompensiert. In der Bilanz führte dies sogar zu einer weiteren Verringerung des im Boden gebundenen Kohlenstoffs von jährlich 6,6 g C m<sup>-2</sup> unter dem Einfluss einer erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration.

Das untersuchte Sommerweizen-Agrarökosystem wird unter einer in Zukunft erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration demnach eher nicht als potentielle Senke für CO<sub>2</sub>, sondern vielmehr als weitere Quelle für CO<sub>2</sub> fungieren.

## **7 Potential von Ackerböden Baden-Württembergs zur C-Sequestrierung unter dem Einfluss von Global Climate Change**

In der letzten Phase des geförderten Projekts sollten die modellierten Ergebnisse des Mini-FACE Agrarökosystems auf die regionale Ebene von Baden-Württemberg übertragen werden und hierdurch die Abschätzung des Potentials zur C-Sequestrierung von landwirtschaftlich genutzten Fläche Baden-Württembergs unter einem zukünftig erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Gehalt erlauben. Als Grundlage der Regionalisierung sollten Klimadaten der Wetterstationen Baden-Württembergs, verfügbare Daten zu den regional angebauten Feldfrüchten inkl. der Ertragsmengen und die Bodendaten in höchstmöglicher Auflösung verwendet werden. Zur Regionalisierung der im Mini-FACE Versuch ermittelten Einflussparameter sollte das EPIC-Modell (Version 0509 in Verbindung mit der Windows-Oberfläche I\_EPIC) modifiziert, und in Kombination mit dem Landressourceninformationssystem SLISYS-BW (Soil and Land Resources Information System for the state of Baden-Württemberg) verwendet werden. Das EPIC-Modell ist seit den 80er Jahren des letzten Jahrhunderts zu einem umfassenden und erprobten Agrarökosystem-Modell entwickelt worden (z.B. Williams et al. 1983, Williams 1995) und umfasst inzwischen eine Erweiterung für C- und N-Simulationen auf Basis des CENTURY-Modells (Parton et al. 1994) inklusive eines Moduls, in dem der CO<sub>2</sub>-Gehalt in der Atmosphäre verändert werden kann. Für die Modellierung mit EPIC sind Eingangsdaten zu Standort, Böden, Klima und Management erforderlich. Das EPIC Modell, in Kombination mit dem SLISYS-BW wurde bereits innerhalb des BWPlus-Vorhabens BWK 24001 erfolgreich für Baden-Württemberg zur Abschätzung der Folgen von Landnutzungsänderungen auf den Boden als C-Speicher eingesetzt.

Die Ergebnisse des modellierten C-Umsatzes innerhalb des Mini-FACE Experiments (Kap. 6) zeigen jedoch, dass unter dem Einfluss einer erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration keine zusätzliche C-Sequestrierung in dem untersuchten Ackerboden stattfinden wird. Vielmehr wird es für die untersuchte Sommerweizen – Schwarzbrache Bewirtschaftung zu einer C-Quellenfunktion und somit sogar zu gesteigerten CO<sub>2</sub>-Emissionen aus dem Ackerboden kommen. Die im Mini-FACE Experiment untersuchte Bewirtschaftungsform repräsentiert nur einen kleinen Teil der in Baden-Württemberg typischen Fruchtfolgen (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg 2007). Der Anbau anderer Ackerfrüchte, bei deren Ernte ein proportional größerer Teil des Pflanzenmaterials im Boden verbleibt bzw. durch wendende Bodenbearbeitung wieder zugeführt wird, kann dazu führen, die Bilanz unter erhöhtem-CO<sub>2</sub> ins Positive zu verschieben. Unter der Voraussetzung

einer gesteigerten Pflanzenbiomasse kann es bei anderen Fruchtarten so zu einem stark erhöhten C-Eintrag in den Boden unter erhöhtem- $\text{CO}_2$  kommen, der durch den verstärkten Abbau aufgrund der höheren Bodenfeuchte nicht überkompensiert werden kann. In diesem Fall könnte es zu einer potentiellen C-Sequestrierung im Boden kommen.

Insgesamt sind somit die zu erwartenden Änderungen an organischer Bodensubstanz aufgrund einer atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Erhöhung als gering einzuschätzen, vor allem in Hinblick auf das Potential, dass andere Einflussgrößen wie z.B. Landnutzungsänderungen bieten. Diese können erheblich stärkere Veränderungen des im Boden gespeicherten Kohlenstoffs hervorrufen (Hutchinson et al. 2007). Im Vergleich zu den Ergebnissen einer in Kooperation mit dem BWPlus Projekt BWK 24001 durchgeführten Studie, in der die potentielle C-Sequestrierung landwirtschaftlich genutzter Böden Baden-Württembergs aufgrund von Landnutzungsänderungen quantifiziert wurde (Chen et al. 2007), wird der verhältnismäßig geringe Effekt einer veränderten atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Konzentration besonders deutlich. Der für das Hohenheimer Mini-FACE berechnete Änderungsbetrag der Menge an organischer Bodensubstanz aufgrund der erhöhten atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Konzentration liegt bei einem Verlust von  $0,066 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . In der Studie von Chen et al. (2007) wurde hingegen ermittelt, dass allein die Umstellung von konventioneller Bodenbearbeitung auf pfluglose Bewirtschaftung zu einer jährlichen Anreicherung von  $0,32 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  führen würde. Der Wechsel von konventionellem Ackerbau auf Dauergrünland weist innerhalb der ersten zehn Jahre sogar ein C-Sequestrierungspotential von  $1,27 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  auf. Für semi-aride Regionen wurde bereits gezeigt, dass der Einfluss der Landnutzung bzw. der Bewirtschaftungsform gegenüber dem Effekt einer erhöhten atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Konzentration überwiegt (Paustian et al. 1996).

Der Anbau von Feldfrüchten, bei denen größere Mengen der Pflanzenrückstände auf dem Acker verbleiben und somit zu einer verstärkten C-Sequestrierung unter erhöhter atmosphärischer  $\text{CO}_2$ -Konzentration beitragen, ist schlecht quantifizierbar, da weitere Unsicherheiten in Bezug auf die Auswirkungen des Globalen Klimawandels bestehen.

Eine Steigerung der pflanzlichen Biomasseproduktion bzw. des Verhältnisses von Wurzel zu Spross aufgrund einer  $\text{CO}_2$ -angereicherten Atmosphäre ist zwar für viele Pflanzenarten beobachtet worden, das Ausmaß der Biomassenerhöhung hängt allerdings stark von der Pflanzenart, der Nährstoffverfügbarkeit und den Wuchsbedingungen bzw. dem Klima ab (Rogers et al 1996, Torbert et al. 2000). Für in Mitteleuropa angebaute Fruchtarten gibt es derzeit nur wenige, auf FACE Experimenten basierende Informationen zur Biomassenzunahme unter erhöhtem  $\text{CO}_2$ -Gehalt. Im Braunschweiger FACE-Experiment

wurde eine tendenziell höhere Biomasse für Zuckerrübe (+6,6%), Wintergerste (+8%) und Winterweizen (+15%) unter Elevated-CO<sub>2</sub> festgestellt (Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft 2005). Diese Steigerungen der Pflanzenbiomasse liegen im ähnlichen Bereich der innerhalb des Hohenheimer Mini-FACE gemessenen Werte für Sommerweizen (ca. +10 %, gemittelt über 4 Jahre). Die im Rahmen des Braunschweiger-FACE Experiments erhobenen Daten zeigen für die angebauten Ackerfrüchte Abhängigkeiten von der Menge an appliziertem Dünger, so sind erhöhte Biomassen vor allem bei höheren Düngergaben (vor allem N-Dünger) zu beobachten. Die Braunschweiger Experimente belegen auch, dass die heute angebauten Pflanzenarten bzw. -sorten (Bsp. Zuckerrübe) nur schlecht an eine CO<sub>2</sub>-angereicherte Umwelt angepasst sind (Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft 2005). Zukünftige Pflanzensorten könnten bzw. sollten gezielt auf einen höheren Ernte- bzw. Biomasseertrag unter einer erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration gezüchtet und angebaut werden. In Ökosystemen mit natürlichen, nicht gezüchteten und gesäten Pflanzenarten (Grasland, Wald) wird die Anpassung an eine erhöhte CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre leicht zeitverzögert aber kontinuierlich erfolgen. In Agrarökosystemen könnte durch eine gezielte Züchtung dieser Prozess beschleunigt werden. Zusammenfassend muss man feststellen, dass die zum jetzigen Zeitpunkt nicht vorhandene Anpassung der heute natürlich vorkommenden Pflanzenarten, aber auch die noch nicht angepassten Ackerfruchtsorten große Unsicherheiten bei der Extrapolation von experimentell in FACE-Systemen ermittelten Biomassedaten in die Zukunft bergen. Die im Hohenheimer Mini-FACE untersuchte Sommerweizenvariante und die im Braunschweiger FACE Experiment angebauten Pflanzenarten (Zuckerrübe, Winterweizen, Wintergerste und Weidelgras) gehören alle in die Gruppe der C<sub>3</sub>-Pflanzen. Pflanzen mit C<sub>3</sub>-Stoffwechsel zeigen im Allgemeinen einen verstärkten Wuchs und einen geringeren Wasserverbrauch unter erhöhtem-CO<sub>2</sub>, da die Öffnungsdauer der Stomata zur CO<sub>2</sub>-Aufnahme verringert werden kann. C<sub>4</sub>-Pflanzen, wie z. Bsp. Mais werden hingegen weniger durch die umgebende CO<sub>2</sub>-Konzentration als vielmehr durch die Verfügbarkeit von Wasser beeinflusst und zeigen bei ausreichender Wasserversorgung keine Biomassenzunahme unter erhöhtem CO<sub>2</sub>-Gehalt (Leakey et al. 2006). Ein verstärkter Anbau von Mais als Biomasse-Lieferant zur Biogaserzeugung, wie er beispielsweise derzeit schon in Baden-Württemberg zu beobachten ist, führt somit in Zukunft zu einem Abschwächen des positiven Effekts einer erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration auf den Biomasseertrag und somit auch auf eine potentielle Anreicherung der organischen Bodensubstanz. In Zukunft wird wahrscheinlich der verstärkte Anbau von Pflanzen zur reinen Biomasseerzeugung zur Gewinnung von BtL-Kraftstoffen (Biomass to

Liquid) zunehmen. Dieser Anbau von z. Bsp. Getreide ist mit einer hohen Abfuhr von den Flächen und somit mit einem geringen Verbleib von Pflanzenresiduen im Boden verbunden. Dies wird zwangsläufig zu einer weiteren Reduktion der organischen Bodensubstanz auf diesen Ackerflächen führen. Durch diese Beispiele wird deutlich, welche entscheidenden Einfluss neben der Züchtung von speziell angepassten Pflanzensorten auch eine gezielte politische Förderung der angebauten Feldfrüchte auf die potentielle C-Sequestrierung innerhalb von landwirtschaftlich genutzten Flächen haben kann.

Neben den direkten Effekten einer erhöhten CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre auf das Pflanzenwachstum (Effizienzsteigerung der CO<sub>2</sub>-Fixierung) fungiert CO<sub>2</sub> als klimarelevantes Gas. Der Anstieg der Jahresdurchschnittstemperatur ist zu einem Großteil auf den verstärkten Treibhauseffekt, der vor allem durch die erhöhte CO<sub>2</sub>-Konzentration verursacht wird, zurückzuführen (IPCC 2007). Eine Temperaturerhöhung hat vielfältige Folgen für das globale Klima. Die Spanne reicht hierbei beispielsweise vom Abschmelzen der Polkappen und Gletscher mit der Folge, dass der Meeresspiegel ansteigt, dem Auftauen und der damit verbundenen Mineralisation der an organischem Material reichen Permafrostböden bis zu möglichen Veränderungen der globalen Meeresströmungen und den nur schwer vorhersehbaren Folgen für das globale Wettergeschehen. Seit langem wird versucht, mittels aufwendiger Klimasimulationen zukünftige Veränderungen von Temperatur, Niederschlägen, Wolkenbildung etc. vorherzusagen. Für Baden-Württemberg existieren seit mehreren Jahren Vorhersagen wie sich das Klima bis Mitte dieses Jahrhunderts verändern wird (KLIWA Berichte und das KLARA Informationssystem). Diese Prognosen sagen für die Zukunft (2020 bis 2050) neben einem generellen Anstieg der Temperatur leicht reduzierte Niederschlagsmengen während der Sommermonate, bei gleichzeitig veränderter Niederschlagshäufigkeit (Zunahme von Starkregenereignissen), und erhöhte Niederschlagsmengen in den Wintermonaten für den Süddeutschen Raum voraus (KLIWA Bericht 2006). Diese Klimaveränderungen können sowohl einen starken Einfluss auf das Wachstum von Pflanzen (Rustad et al. 2001), als auch auf mikrobielle Abbauprozesse im Boden haben (Kirschbaum 1995, 2006, Bardgett et al. 1999). Die Emission von CO<sub>2</sub> aus Böden kann hierdurch ebenfalls verändert werden, mit reduzierten Raten bei geringerem Niederschlag und erhöhter zeitlicher Variabilität der Niederschläge (Harper et al. 2005). Das Ausbleiben von Niederschlägen während der Wachstumsperiode kann jedoch auch so starke negative Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum und somit auf die Bildung der organischen Bodensubstanz haben, dass dies durch den positiven Einfluss der erhöhten CO<sub>2</sub>-Konzentration auf die Pflanzenbiomasse nicht kompensiert werden kann. Dementsprechend ist die Züchtung

bzw. Adaptation von Feldfruchtarten und -sorten, die unter diesen veränderten Klimabedingungen überhaupt wachsen können, von entscheidender Bedeutung für die Sicherstellung der zukünftigen Nahrungsversorgung. In dem Hohenheim-FACE Experiment wurde, wie bei den meisten anderen FACE-Experimenten auch, nur der CO<sub>2</sub>-Gehalt in der Umgebungsluft einem zukünftigen Szenario angepasst, nicht jedoch die zukünftig zu erwartenden Temperaturen und vor allem die sich verändernden Niederschlagsmengen und Verteilungen simuliert. Die Speicherung von organischer Substanz im Boden wird jedoch von vielen Parametern beeinflusst (siehe oben), die exakten Wirkmechanismen und Interaktionen zwischen den einzelnen Einflussgrößen sind bisher allerdings nur unzureichend erforscht.

Die im Rahmen des geförderten Projekts geplante Regionalisierung der Ergebnisse aus dem Hohenheimer FACE-Experiment auf die Ebene Baden-Württembergs wurde aufgrund des derzeit noch nicht abschätzbaren Einflusses der oben genannten Faktoren nicht durchgeführt. Eine qualitativ und quantitativ zuverlässige Vorhersage, inwieweit Ackerböden Baden-Württembergs unter dem Einfluss des Klimawandels als CO<sub>2</sub>-Senke fungieren können, ist nach unserer Ansicht auf Basis des heutigen Kenntnisstandes nicht möglich.

## **7.1 Einfluss von Global Climate Change auf die Emission weiterer klimarelevanter Gase (Methan und Lachgas)**

Innerhalb der vorliegenden Studie wurde der Einfluss einer erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration auf die CO<sub>2</sub>-Speicherfunktion des Bodens untersucht, d.h. auf die Aufnahme bzw. Emission von CO<sub>2</sub>. Weitere wichtige klimarelevante Gase wie beispielsweise Methan (CH<sub>4</sub>) und Lachgas (N<sub>2</sub>O) wurden im Projekt BWK 23003 nicht untersucht, da diese keinen direkten quantitativen Einfluss auf das Potential von Böden zur Kohlenstoffspeicherung besitzen.

Landwirtschaftlich genutzte Flächen tragen etwa 25% zur globalen, anthropogen verursachten CO<sub>2</sub>-Emission bei, ihr Anteil bei der Freisetzung von Methan (50%) und Lachgas (70%) ist allerdings wesentlich höher (Hutchinson et al. 2007). Während in Süddeutschland die Viehhaltung für die Methanproduktion eine übergeordnete Rolle spielt, ist der intensive Einsatz von Stickstoffdünger beim Anbau von Ackerfrüchten (Raps, Salat, Kohl etc.) für einen Großteil der N<sub>2</sub>O-Emissionen verantwortlich. In unseren Untersuchungen zeigte sich kein direkter Einfluss einer erhöhten atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentration auf die Emission von N<sub>2</sub>O (Kap. 5.2), wie dies durch die höhere Bodenfeuchte und einer damit verbundenen Mineralisation von Stickstoff zu vermuten gewesen wäre (Robinson und Conroy

1999). Die erhöhte Bodenfeuchte unter erhöhter  $\text{CO}_2$ -Konzentration könnte die Aktivität der  $\text{N}_2\text{O}$ -produzierenden, nitrifizierenden (in aeroben Bereichen des Bodens) und der denitrifizierenden Bakterien (in anaeroben Bereichen des Bodens) erhöhen. Die geringe Verfügbarkeit von Ammonium und Nitrat als Substrate der Nitrifikation und Denitrifikation im Boden der  $\text{CO}_2$ -behandelten Pflanzen verhinderte aber vermutlich in dem durchgeführten Mikrokosmenexperiment eine verstärkte  $\text{N}_2\text{O}$ -Freisetzung. Hierbei kommt es vermutlich zu einem Ausgleich zwischen dem höheren N-Bedarf der Pflanzen unter erhöhtem- $\text{CO}_2$  und der stärkeren N-Mineralisation im Boden durch die höhere Bodenfeuchte (Mosier et al. 2002). Der Mikrokosmenversuch (Kap. 5.2) verdeutlichte allerdings, dass eine Beziehung zwischen der höheren Bodenfeuchte unter Elevated- $\text{CO}_2$  und der Aktivität der Bodenfauna (Regenwürmer) besteht. Die Aktivität von Regenwürmern als dominierende Gruppe der Bodenfauna auf landwirtschaftlich genutzten Flächen wird durch die höhere Bodenfeuchte unter erhöhten  $\text{CO}_2$ -Bedingungen begünstigt. Es ist bekannt, dass Regenwürmer die Aktivität von vor allem denitrifizierenden Bakterien im Boden durch die Mobilisation von Nitrat und die Bildung von anaeroben Bereichen verstärken und dies zu höheren  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen führt. Insgesamt sind die Auswirkungen des globalen Klimawandels auf die Aktivität von Bodenmikroorganismen und Bodenfauna bisher nicht ausreichend untersucht, so dass hierdurch bedingte Veränderungen von Emissionen klimarelevanter Gase nicht quantifiziert werden können.

Ein zukünftig verstärkter Anbau von Feldfrüchten, wie beispielsweise Raps der zur Biodieselproduktion verwendet wird, birgt weitere Risiken für zusätzliche Emissionen klimarelevanter Gase aus landwirtschaftlich genutzten Flächen Baden-Württembergs, da der Anbau von Raps im Allgemeinen höhere  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen verursacht als beispielsweise Getreide zur BtL-Produktion.

## 7.2 Schlussfolgerung

Die im Rahmen des geförderten Projektes gewonnen Erkenntnisse zeigen nur einen geringen Einfluss einer atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Erhöhung auf die Kohlenstoff-Speicherfunktion von landwirtschaftlich genutzten Flächen Baden-Württembergs. Eine Umstellung der Landnutzung und der Bewirtschaftungsintensität beinhaltet ein viel größeres Potential für Böden als  $\text{CO}_2$ -Senke. Die zu erwartende, durch den Treibhauseffekt verursachte, Klimaänderung wird hingegen die Umsatzraten der organischen Bodensubstanz ebenfalls beeinflussen, die Ausbildung einer verstärkten Quellen- oder Senkenfunktion für klimarelevante Gase ist nach derzeitigem Wissenstand allerdings nicht vorhersagbar. In

Hinblick auf eine zukünftige Reduktion der Emissionen von klimarelevanten Gasen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen Baden-Württembergs ist die Einbeziehung aller relevanten Treibhausgase und die gezielte Förderung von Bewirtschaftungsformen mit in der Bilanz geringeren Emissionen von entscheidender Bedeutung.

## 8 Literatur:

- Anderson, J. P. E. and Domsch, K. H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10, 215-221.
- Arp, W. J., Kuikman, P. J. and Gorissen, A. (1997) Climate Change: The potential to affect ecosystem functions through changes in amount and quality of litter. Cadisch, G. and Giller, K. E. Driven by nature: plant litter quality and decomposition. Wallingford, CAB International.
- Ball, A. S., Milne, E. and Drake, B. G. (2000) Elevated atmospheric-carbon dioxide concentration increases soil respiration in a mid-successional lowland forest. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 721-723.
- Bardgett, R. D., Hobbs, P. J. and Frostegård, A. (1996) Changes in soil fungal-bacterial biomass ratios following reductions in the intensity of management of an upland grassland. *Biology and Fertility of Soils* 22, 261-264.
- Bardgett, R. D., Kandeler, E., Tscherko, D., Hobbs, P. J., Bezemer, T. M., Jones, T. H. and Thompson, L. J. (1999) Below-ground microbial community development in a high temperature world. *Oikos* 85, 193-203.
- Batjes, N. H. (1998) Mitigation of atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations by increased carbon sequestration in the soil. *Biology and Fertility of Soils* 27, 230-235.
- Bunce, J. A. (2004) Carbon dioxide effects on stomatal responses to the environment and water use by crops under field conditions. *Oecologia* 140, 1-10.
- Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (2005) Jahresbericht 2005. 43-60.
- Chen, H., Marhan, S., Billen, N. and Stahr, K. (2007) Soil organic carbon sequestration as affected by different land uses in Baden-Württemberg, southwest Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, (under revision).
- Coleman, K. and Jenkinson, D. S. (1996) RothC 26.3 – a model for the turnover of carbon in soil. In: Evaluation of Soil organic matter models using existing long-term datasets (eds Powlson, D.S., Smith, P. and Smith, J.U, Springer, Berlin pp. 237-246.
- Cotrufo, M. F. and Ineson, P. (1995) Effects of enhanced atmospheric CO<sub>2</sub> and nutrient supply on the quality and subsequent decomposition of fine roots of *Betula pendula* Roth. and *Picea sitchensis* (Bong.) Carr. *Plant and Soil* 170, 267-277.
- Cotrufo, M. F. and Ineson, P. (1996) Elevated CO<sub>2</sub> reduces field decomposition rates of *Betula pendula* (Roth.) leaf litter. *Oecologia* 106, 525-530.
- Cotrufo, M. F., Ineson, P. and Scott, A. (1998) Elevated CO<sub>2</sub> reduces the nitrogen concentration of plant tissues. *Global Change Biology* 4, 43-54.
- Cox, P. M. (2001) Description of the “TRIFFID” dynamic global vegetation model. Hadley Centre Tech. Note 24, Met Office, Bracknell, United Kingdom, 17 pp.
- de Graaff, M.-A., van Groenigen, K.-J., Six, J., Hungate, B. and van Kessel, C. (2006) Interactions between plant growth and soil nutrient cycling under elevated CO<sub>2</sub>: a meta-analysis. *Global Change Biology* 12, 2077-2091.
- Del Galdo, I., Oechel, W. C. and Cotrufo, M. F. (2006) Effects of past, present and future atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations on soil organic matter dynamics in a chaparral ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 3235-3244.

- Djakirana, G., Joergensen, R. G. and Meyer, B. (1996) Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. *Biology and Fertility of Soils* 22, 299-304.
- Erbs, M. and Fangmeier, A. (2006) Atmospheric carbon dioxide enrichment effects on ecosystems - experiments and the real world. In *Progress in Botany* Vol. 67, pp. 441-458. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Falloon, P., Smith, P., Coleman, K. and Marshall, S. (1998) Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1207-1211.
- Farquhar, G. D., O'Leary, M. H. and Berry, J. A. (1982) On the relationship between carbon isotope discrimination and the intercellular carbon dioxide concentration in leaves. *Australian Journal of Plant Physiology* 9, 121-137.
- Freeman, C., Kim, S.-Y., Lee, S.-H. and Kang, H. (2004) Effects of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations on soil microorganisms. *The Journal of Microbiology* 42, 267-277.
- Frostegård, A. and Bååth, E. (1996) The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. *Biology and Fertility of Soils* 22, 59-65.
- Frostegård, A., Bååth, E. and Tunlid, A. (1993) Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipid fatty acid analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 25, 723-730.
- Gillon, J. S., Borland, A. M., Harwood, K. G., Roberts, A., Broadmeadow, M. S. J. and Griffiths, H. (1998) Carbon isotope discrimination in terrestrial plants: carboxylations and decarboxylations. In *Stable Isotopes: integration of biological, ecological and geochemical processes*, ed H. Griffiths, pp. 111-131. BIOS Scientific Publishers Limited, Oxford, UK.
- Glaser, B., Millar, N. and Blum, H. (2006) Sequestration and turnover of bacterial- and fungal-derived carbon in a temperate grassland soil under long-term elevated atmospheric pCO<sub>2</sub>. *Global Change Biology* 12, 1521-1531.
- Gorissen, A. (1996) Elevated CO<sub>2</sub> evokes quantitative and qualitative changes in carbon dynamics in a plant/soil system: mechanisms and implications. *Plant and Soil* 187, 289-298.
- Harper, C. W., Blair, J. M., Fay, P. A., Knapp, A. K. and Carlisle, J. D. (2005) Increased rainfall variability and reduced rainfall amount decreases soil CO<sub>2</sub> flux in a grassland ecosystem. *Global Change Biology* 11, 322-334.
- Hassink, J. and Whitmore, A. P. (1997) A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal* 61, 131-139.
- Henry, H. A. L., Cleland, E. E., Field, C. B. and Vitousek, P. M. (2005) Interactive effects of elevated CO<sub>2</sub>, N deposition and climate change on plant litter quality in a California annual grassland. *Oecologia* 142, 465-473.
- Hungate, B. A., Jaeger III, C. H., Gamara, G., Chapin, F. S. and Field, C. B. (2000) Soil microbiota in two annual grasslands: responses to elevated atmospheric CO<sub>2</sub>. *Oecologia* 124, 589-598.
- Hutchinson, J. J., Campbell, C. A. and Desjardins, R. L. (2007) Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agricultural and Forest Meteorology* 142, 288-302.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2001) *Climate Change 2001: Third assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press, Cambridge.

- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007) Climate Change 2007: Fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge. (in press).
- Jenkinson, D. S., Hart, P. B. S., Rayner, J. H. and Parry, L. C. (1987) Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted. *Intecol. Bulletin* 15, 1-8.
- Joergensen, R. G. (1996) The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the  $k_{EC}$  value. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 25-31.
- Joergensen, R. G. and Mueller, T. (1996) The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the  $k_{EN}$  value. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 33-37.
- Johnson, D., Geisinger, D., Walker, R., Newman, J., Vose, J., Elliot, K. and Ball, T. (1994) Soil  $pCO_2$ , soil respiration, and root activity in  $CO_2$ -fumigated and nitrogen-fertilized ponderosa pine. *Plant and Soil* 165, 129-138.
- Kandeler, E., Mosier, A. R., Morgan, J. A., Milchunas, D. G., King, J. Y., Rudolph, S. and Tschirko, D. (2006) Response of soil microbial biomass and enzyme activities to the transient elevation of carbon dioxide in a semi-arid grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 2448-2460.
- Kirschbaum, M. U. F. (2006) The temperature dependence of organic-matter decomposition - still a topic of debate. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 2510-2518.
- Kirschbaum, M. U. F. (1995) The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic matter C storage. *Soil Biology and Biochemistry* 27, 753-760.
- Kuzyakov, Y. (2002) Review: Factors affecting rhizosphere priming effects. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165, 382-396.
- Kuzyakov, Y., Friedel, J. K. and Stahr, K. (2000) Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 1485-1498.
- Körner, C. (2000) Biosphere responses to  $CO_2$  enrichment. *Ecological Applications* 10, 1590-1619.
- Leakey, A. D. B., Uribeharrea, M., Ainsworth, E. A., Naidu, S. L., Rogers, A., Ort, D. R. and Long, S. P. (2006) Photosynthesis, productivity, and yield of maize are not affected by open-air elevation of  $CO_2$  concentration in absence of drought. *Plant Physiology* 140, 779-790.
- Marhan, S. and Scheu, S. (2005) Effects of sand and litter availability on organic matter decomposition in soil and in casts of *Lumbricus terrestris* L. *Geoderma* 128, 155-166.
- Marhan, S., Demin, D., Erbs, M., Kuzyakov, Y., Fangmeier, A. and Kandeler, E. (2007) Soil organic matter mineralization and residue decomposition of spring wheat grown under elevated  $CO_2$  atmosphere. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, doi:10.1016/j.agee.2007.04.001 (in press).
- Marx, M.-C., Wood, M. and Jarvis, S. C. (2001) A microplate fluorimetric assay for the study of enzyme diversity in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 1633-1640.
- Melillo, J. M. (1996) Elevated carbon dioxide, litter quality and decomposition. In *Global Change: Effects on coniferous forests and grasslands*, ed. A. I. Breymer, D. O. Hall, J. M. Melillo and G. I. Ager, John Wiley & Sons Ltd. pp. 199-206.

- Mosier, A. R., Morgan, J. A., King, J. Y., LeCain, D. and Milchunas, D. G. (2002) Soil-atmosphere exchange of CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, and N<sub>2</sub>O in the Colorado shortgrass steppe under elevated CO<sub>2</sub>. *Plant and Soil* 240, 201-211.
- Nelder, J. A. and Mead, R. (1965) A simplex algorithm for function minimization. *Computer Journal*, 7, 308-313.
- Niklaus, P. A. and Falloon, P. (2006) Estimating soil carbon sequestration under elevated CO<sub>2</sub> by combining carbon isotope labelling with soil carbon cycle modelling. *Global Change Biology* 12, 1-13.
- Niklaus, P. A., Spinnler, D. and Körner, C. (1998) Soil moisture dynamics of calcareous grassland under elevated CO<sub>2</sub>. *Oecologia* 117, 201-208.
- Norby, R. J., Cotrufo, M. F., Ineson, P., O'Neill, E. G. and Canadell, J. G. (2001) Elevated CO<sub>2</sub>, litter chemistry, and decomposition: a synthesis. *Oecologia* 127, 153-165.
- Parton, W. J., Ojima, D. S., Cole, C. V. and Schimel, D. S. (1994): A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management. *Quantitative Modeling of Soil Forming Processes*. SSSA Special Publication 39. Soil Science Society of America, Madison, WI.
- Paustian, K., Elliott, E. T., Peterson, G. A. and Killian, K. (1996) Modelling climate, CO<sub>2</sub> and management impacts on soil carbon in semi-arid agroecosystems. *Plant and Soil* 187, 351-365.
- Pendall, E., Bridgham, S., Hanson, P. J., Hungate, B., Kicklighter, D. W., Johnson, D. W., Law, B. E., Luo, Y., Megonigal, J. P., Olsrud, M., Ryan, M. G. and Wan, S. (2004) Below-ground process responses to elevated CO<sub>2</sub> and temperature: a discussion of observations, measurement methods, and models. *New Phytologist* 162, 311-322.
- Poll, C., Marhan, S., Ingwersen, J. and Kandeler, E. (2007) Dynamics of litter carbon turnover and microbial abundance in a rye detritusphere. *Soil Biology and Biochemistry*, in press.
- R Development Core team (2004) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical computing, Vienna, Austria.
- Robinson, D. and Conroy, J. P. (1999) A possible plant-mediated feedback between elevated CO<sub>2</sub>, denitrification and the enhanced greenhouse effect. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 43-53.
- Rogers, H. H., Prior, S. A., Runion, G. B. and Mitchell, R. J. (1996) Root to shoot ratio of crops as influenced by CO<sub>2</sub>. *Plant and Soil* 187, 229-248.
- Rustad, L. E., Campbell, J. L., Marion, G. M., Norby, R. J., Mitchell, M. J., Hartley, A. E., Cornelissen, J. H. C. and Gurevitch, J. (2001) A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. *Oecologia* 126, 543-562.
- Scheu, S. (1993) Analysis of the microbial nutrient status in soil microcompartments: earthworm faeces from a basalt-limestone gradient. *Geoderma* 56, 575-586.
- Scheu, S. (1992) Automated measurement of the respiratory response of soil microcompartments: active microbial biomass in earthworm faeces. *Soil Biology and Biochemistry* 24, 1113-1118.
- Shirato, Y. and Yokozawa, M. (2006) Acid hydrolysis to partition plant material into decomposable and resistant fractions for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 812-816.

- Six, J., Frey, S. D., Thiet, R. K. and Batten, K. M. (2006) Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 70, 555-569.
- Smith, P., Smith, J. U., Powlson, D. S., McGill, W. B., Arah, J. R. M., Chertov, O. G., Coleman, K., Franko, U., Frolking, S., Jenkinson, D. S., Jensen, L. S., Kelly, R. H., Klein-Gunnewiek, H., Komarov, A. S., Li, C., Molina, J. A. E., Mueller, T., Parton, W. J., Thornley, J. H. M. and Whitmore, A. P. (1997) A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma* 81, 153-225.
- Torbert, H. A., Prior, S. A., Rogers, H. H. and Wood, C. W. (2000) Review of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> effects on agro-ecosystems: residue decomposition processes and soil C storage. *Plant and Soil* 224, 59-73.
- van Groenigen, K.-J., Gorissen, A., Six, J., Harris, D., Kuikman, P. J., van Groenigen, J. W. and van Kessel, C. (2005) Decomposition of <sup>14</sup>C-labeled roots in a pasture soil exposed to 10 years of elevated CO<sub>2</sub>. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 497-506.
- Van Groenigen, K.-J., Harris, D., Horwath, W. R., Hartwig, U. A. and van Kessel, C. (2002) Linking sequestration of <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N in aggregates in a pasture soil following 8 years of elevated atmospheric CO<sub>2</sub>. *Global Change Biology* 8, 1094-1108.
- Vance, E. D., Brookes, P. D. and Jenkinson, D. S. (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass carbon. *Soil Biology and Biochemistry* 19, 703-708.
- Williams, J.R. (1995). The EPIC Model. In *Computer Models of Watershed Hydrology*, pp 909-1000. Edited by V.P. Singh. Highlands Ranch, CO: Water Resources Publications. I\_EPIC Website: [http://www.public.iastate.edu/~elvis/i\\_EPIC\\_main.html](http://www.public.iastate.edu/~elvis/i_EPIC_main.html)
- Williams, J.R., Dyke, P.T. and Jones C.A. (1983): EPIC: a model for assessing the effects of erosion on soil productivity. In *Analysis of Ecological Systems: State-of-the-Art in Ecological Modeling*. Eds. W.K. Lauren-roth et al. Elsevier, Amsterdam, pp553-572.
- Zak, D. R., Pregitzer, K. S., Curtis, P. S. and Holmes, W. E. (2000) Atmospheric CO<sub>2</sub> and the composition and function of soil microbial communities. *Ecological Applications* 10, 47-59.
- Zak, D. R., Pregitzer, K. S., King, J. S. and Holmes, W. E. (2000) Elevated atmospheric CO<sub>2</sub>, fine roots and the response of soil microorganisms: a review and hypothesis. *New Phytologist* 147, 201-222.
- Zelles, L. (1999) Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterisation of microbial communities in soil: a review. *Biology and Fertility of Soils* 29, 111-129.

## 9 Publikationen

Auflistung der im Rahmen des geförderten BWPlus Projekts (BWK23003) bei Fachtagungen präsentierten und in Fachzeitschriften publizierten Ergebnisse.

### Publikationen in referierten Fachzeitschriften:

- Marhan, S., Demin, D., Erbs, M., Kuzyakov, Y., Fangmeier, A., Kandeler, E. (2007) Soil organic matter mineralization and residue decomposition of spring wheat grown under elevated CO<sub>2</sub> atmosphere. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, doi:10.1016/j.agee.2007.04.001 (in press).
- Chen, H., Marhan, S., Billen, N., Stahr, K. (2007) Soil organic carbon sequestration as affected by different land uses in Baden-Württemberg, southwest Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, (under revision).
- Marhan, S., Kandeler, E., Rein, S., Fangmeier, A., Falloon, P., Niklaus, P.A. (2008) Elevated CO<sub>2</sub>-effects on carbon sequestration in spring wheat agroecosystem (submitted).
- Gehrig, M., Franzaring, J., Högy, P., Fangmeier, A., Kandeler, E., Marhan, S. (2008) Interaction of endogeic earthworms and elevated atmospheric pCO<sub>2</sub> on growth of *Triticum aestivum* and soil greenhouse gas emissions (CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O): a microcosm study (submitted).
- Marhan, S., Poll, C., Haase, S., Muntiferung, R.B., Fangmeier, A., Kandeler, E. (2008) Elevated atmospheric CO<sub>2</sub> alters microbial colonization and mineralization of wheat and cornflower residues (in prep.).
- Marhan, S., Rempt, F., Fangmeier, A., Kandeler, E. (2008) Effects of endogeic earthworms and elevated atmospheric CO<sub>2</sub> on litter decomposition and greenhouse gas emissions (in prep.).

### Beiträge auf Fachtagungen und in nicht referierten Fachzeitschriften:

- Marhan, S., Demin, D., Kuzyakov, Y., Erbs, M., Fangmeier, A., Kandeler, E. (2005) Einfluss des globalen Klimawandels auf den mikrobiellen C-Umsatz eines Ackerbodens; Vortrag, DBG-Jahrestagung, Marburg, Deutschland.
- Marhan, S., Demin, D., Kuzyakov, Y., Erbs, M., Fangmeier, A., Kandeler, E. (2005) Soil Microorganisms and Carbon Turnover in an Arable Field under Elevated Atmospheric CO<sub>2</sub>; Posterpräsentation auf der 2nd International Conference of Mechanisms of Organic Matter Stabilization and Destabilization in Soils, Asilomar, CA, USA.
- Marhan, S., Demin, D., Kuzyakov, Y., Erbs, M., Fangmeier, A., Kandeler, E. (2006) Soil microorganisms and carbon turnover in an arable field under elevated atmospheric CO<sub>2</sub>. Posterpräsentation, Workshop der DBG und der GfÖ; Soil ecology. Upscaling: Soil organisms and soil ecological processes up to the landscape scale. Vechta, Deutschland.
- Marhan, S., Poll, C., Haase, S., Bisharat, R., Erbs, M., Fangmeier, A., Kandeler, E. (2006) Einfluss von erhöhter atmosphärischer CO<sub>2</sub>-Konzentration auf die mikrobielle Besiedlung und den Abbau zweier Streuartens (Sommerweizen und Kornblume) in einem

- Ackerboden. Vortrag, Tagung der DBG, Kommission III und VIII. Braunschweig, Deutschland.
- Marhan, S., Gehrig, M., Franzaring, J., Högy, P., Fangmeier, A., Kandeler, K. (2007) Effects of elevated atmospheric [CO<sub>2</sub>] and endogeic earthworms on the soil emission of greenhouse gases (CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O) in a wheat cropping system: a microcosm study. Posterpräsentation, COST Meeting, Aberdeen, Schottland.
- Marhan, S., Gehrig, M., Franzaring, J., Högy, P., Fangmeier, A., Kandeler, E. (2007) Effects of elevated atmospheric [CO<sub>2</sub>] and endogeic earthworms on the soil emission of greenhouse gases (CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O) in a wheat cropping system: a microcosm study. Posterpräsentation, International Symposium on Organic Matter Dynamics in Agro-Ecosystems, Poitiers, Frankreich.
- Niklaus, P. A., Fangmeier, A., Kandeler, E., Marhan, S., Rein, S. (2007) Soil carbon sequestration in Spring wheat production system exposed to elevated CO<sub>2</sub> for six years -- isotopic and modelling evidence. Vortrag, International Symposium on Organic Matter Dynamics in Agro-Ecosystems, Poitiers, Frankreich.
- Gehrig, M., Marhan, S., Franzaring, J., Högy, P., Fangmeier, A., Kandeler, E. (2007) Auswirkung von erhöhtem atmosphärischem CO<sub>2</sub> in Interaktion mit Regenwürmern auf die Emission von klimarelevanten Gasen (CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O) eines Ackerbodens unter Weizen. Vortrag, DBG-Jahrestagung, Dresden, Deutschland.
- Marhan, S., Haase, S., Poll, C., Erbs, M., Franzaring, J., Högy, P., Kuzyakov, Y., Niklaus, P., A., Fangmeier, A., Kandeler, E. (2007) Ackerböden Baden-Württembergs als potentielle Senke für CO<sub>2</sub>. Vortrag, DBG-Jahrestagung, Dresden, Deutschland.