

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

**Bewertung von Strategien zur Vermeidung von CO₂-Emissionen
aus der landwirtschaftlichen Nutzung
in Baden-Württemberg**

von

Elisabeth Angenendt (Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Universität Hohenheim)

Norbert Billen (Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart)

Thomas Gaiser (Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim)

Steffen Triebe (Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Universität Hohenheim)

Karl Stahr (Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim)

Jürgen Zeddies (Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Universität Hohenheim)

Förderkennzeichen: BWK 24001

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

September 2007

Mit Beiträgen von

Dr. Kirsten Adam Schumm (Finanzierung durch Wissenschaftministerien des Bundes und des Landes BW im Rahmen eines Wiedereinstiegsstipendiums für Wissenschaftlerinnen im Hochschul- und Wissenschaftsprogramm, am Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim)

Dipl. Geogr. Heike Bakara (Finanzierung durch BWPLUS-Vorhaben BWK 24001 und EU-Projekt RIVERTWIN, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim)

Dipl.-Ing. sc. agr. Bettina Höll (Finanzierung durch Graduierten Kolleg der Dt. Forschungsgem.: Strategien zur Vermeidung der Emission klimarelevanter Gase und umwelttoxischer Stoffe aus Landwirtschaft und Landschaftsnutzung und BWPLUS-Vorhaben BWK 24001, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim)

M.Sc. Chen Haiqing (Finanzierung durch internationales Graduierten Kolleg der Deutschen Forschungsgemeinschaft und des Chinese Ministry of Education: Sustainable Resource Use, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim)

M. Sc. Guillaume Nyagatare (Finanzierung durch den Deutschen Akademischen Austauschdienst, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim)

M.Sc. Clara Röder (Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim)

M. Sc. Mohammad Abdel-Razek (Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim)

Winfried Okraffka (Finanzierung durch Institut für Agrartechnik, Universität Hohenheim, Technikunterstützung bei den Haubenversuchen)

Dr. Berthold Deller (Kooperation, ITZ Augustenberg [vormals LUFA Augustenberg])

Prof. Dr. Yakov Kuzyakov (Finanzierung durch Heisenberg-Stipendium der DFG, Agrarökosystemforschung, Universität Bayreuth)

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	3
1 Motivation und Rationale des Vorhabens	6
2 Aufgabenstellung und Ablauf des Vorhabens	7
3 Stand der Forschung	9
4 Evaluierung und Modellierung auf lokaler Ebene	12
5 Ergebnisse zur Evaluierung und Modellierung auf lokaler Ebene	15
5.1 Ergebnisse zur Maßnahme Wiedervernässung	15
5.1.1 Wiedervernässung organischer Böden am Beispiel eines Niedermoores (B. Höll)	15
5.1.2 Wiedervernässung mineralischer Böden am Beispiel eines Gley-Kolluviums (G. Nyagatare)	23
5.1.3 Wiedervernässung organischer und mineralischer Böden im Vergleich (N. Billen, B. Höll).....	27
5.2 Ergebnisse zur Maßnahme Extensivierung der Flächenbewirtschaftung	29
5.2.1 CO ₂ -Efflux aus Böden unter Pflugbewirtschaftung versus Grünland (Haubenversuche) (H. Chen, N. Billen, W. Okraffka).....	29
5.2.2 Humus-C Zunahme bei Extensivierung im internationalen Vergleich (Literaturrecherche) (K. Adam-Schumm, N. Billen)	33
5.2.3 Humus-C Zunahme bei Extensivierung in Südwest-Deutschland (Felduntersuchungen) (H. Chen, N. Billen, B. Deller).....	45
5.2.4 Potenziale des C- und N-Umsatzes nach Bewirtschaftungsänderungen (Respirationsversuche) (H. Chen, Y. Kuzyakov).....	51
5.2.5 Simulationsmöglichkeiten der C-Anreicherung in Böden durch Vermeidungsmaßnahmen (N. Billen, C. Röder)	56
6 Modellierung auf regionaler Ebene	80
6.1 Regionale Modellierung mit dem Landressourceninformationssystem SLISYS-BW (T. Gaiser, H. Bakara).....	80
6.1.1 Abgrenzung der räumlichen Einheiten für die Simulation (LUSAC Einheiten)..	81
6.1.2 Simulation der Kohlenstoffbindung bzw. CO ₂ -Freisetzung in Abhängigkeit von Bodenbearbeitung und Feldfrucht in den einzelnen VGGs.....	85
6.1.3 Auswertung der Ergebnisse und Statistik.....	88
6.1.3 Statistische Analysen.....	89
6.2 Modellierung mit dem ökologisch-ökonomischen Regionalmodell EFEM (S. Triebe, E. Angenendt)	90
6.2.1 Produktionsmodul	92
6.2.2 Hochrechnungsmodul.....	106
7 Modellergebnisse auf regionaler Ebene	108

7.1	Regionale Modellierung mit dem Landressourceninformationssystem SLISYS-BW (T. Gaiser, M. Abdel-Razek, H. Bakara)	108
7.1.1	Referenzsituation - Vergleich der simulierten Ernteerträge mit der offiziellen Ertragsstatistik	108
7.1.2	Ergebnisse zur regionalen Modellierung der umgestellten Bodenbearbeitung..	110
7.2	Ergebnisse der ökonomisch-ökologischen Modellierung mit EFEM (S. Triebe, E. Angenendt).....	118
7.2.1	Referenzsituation.....	118
7.2.2	Treibhausgasreduktion durch Humusakkumulation im Boden	120
8	Bewertung der CO₂-Vermeidungsstrategien	129
8.1	Bewertung der CO ₂ -Minderungsstrategien auf lokaler Ebene (N. Billen)	129
8.1.1	Kompensierung der CO ₂ -Vermeidung	129
8.1.2	Beziehung der Maßnahmen zu anderen Schutzzielen.....	131
8.2	Bewertung der CO ₂ -Minderungsstrategien auf regionaler Ebene Ebene (T. Gaiser, E. Angenendt).....	132
8.2.1	Beurteilung der verwendete Modellansätze SLYSIS-BW und EFEM	132
8.2.2	Ökonomische Bewertung der CO ₂ -Vermeidungsstrategien.....	135
9	Ausblick	137
9.1	Lokale Ebene (N. Billen)	137
9.1.1	Tatsächliche CO ₂ -Bilanz von Böden.....	137
9.1.2	Nachhaltigkeit der Maßnahmen	138
9.2	Regionale Ebene (E. Angenendt, T. Gaiser).....	139
10	Literatur	142
Anhang 1:	Materialien zum Bericht.....	155
Anhang 2:	Forschungstransfer	159

Zusammenfassung

Böden besitzen ein hohes Kohlenstoff-Speicherpotenzial. Mit dem Vorhaben wurde Aufklärung zum möglichen Beitrag landwirtschaftlich genutzter Böden in Baden-Württemberg, zur Erfüllung des Kyoto-Protokolls und der Neuauflage des baden-württembergischen Klimaschutzprogramms geleistet. Aufgrund der ökologisch-ökonomischen Relevanz wurde das Vorhaben interdisziplinär aus bodenkundlicher und betriebswirtschaftlicher Sicht bearbeitet. Drei erfolgsversprechende Maßnahmenzenarien werden untersucht: Etablierung von Grünland, Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitung und Wiedervernässung von Mooren/humosen Mineralböden. Das Arbeitsprogramm umfasste vier Module auf zwei Maßstabsebenen: Die Lokale Ebene mit dem Evaluierungsmodul (Feldmessungen sowie Evaluierung bekannter Untersuchungsergebnisse von 13 repräsentativen Ackerstandorten in 8 ökologisch-ökonomischen Vergleichsgebietsgruppen Baden-Württembergs) und mit dem Agrarökosystemaren Modul (Evaluierungen mit dem EPIC-Modell zu CO₂-Festlegungspotenzialen von Böden) sowie die Regionale Ebene mit dem Agrarökonomischen Modul (Berechnungen mit dem EFEM-Modell zu Produktions- und Emissionsgrößen auf Betriebs- und Regionalebene) und dem Geografischen Informationssystem (GIS)-Modul (integrierende Plattform aller Module mit Datenpool- und Auswertungs-/Analysefunktion)

Auf der **lokalen Ebene** haben echte Zeitreihenanalysen nach 22-jähriger Wiedervernässung eines Niedermooses und bei ca. 20-jähriger Grünlandbewirtschaftung ein jährliches Speicherpotenzial von 2,0 - 2,5 Mg CO₂ ha⁻¹a⁻¹ in Böden ergeben. Die teilweise klimarelevanten C-Vorräte betragen im Porenwasser des organischen Niedermooses durchschnittlich das 6,5-fache von dem eines mineralischen Gley-Kolluviums. Ob jedoch das Porenwasser des Niedermooses auch ein größeres Speicherreservoir oder eine größere C-Dynamik aufweist, konnte mit den verfügbaren Ressourcen nicht geklärt werden. Bei den falschen Zeitreihenanalysen wurde das Speicherpotenzial mittels Humusveränderungen ermittelt. Dabei ergab sich bei Umstellung auf pfluglose Bodenbearbeitung im Oberboden (0-20 cm) eine jährliche Festlegung von knapp 1,3 Mg CO₂ ha⁻¹a⁻¹ und durch Etablierung von Grünland oder begrünter Brache 4,9 Mg CO₂ ha⁻¹a⁻¹. Die Unterschiede gegenüber Böden mit Pflugbewirtschaftung waren jedoch nur in 0-5 cm Tiefe signifikant. Andererseits konnten die analysierten Ergebnisse nach Kalibrierung des EPIC-Simulationsmodells im Mittel sehr gut simuliert werden und entsprachen im Durchschnitt auch den Ergebnissen mit dem IPCC-Prognosetool. In Einzelfällen waren die Unterschiede zwischen Analyse und Simulation jedoch erheblich. Die Studie von 350 internationalen Publikationen ergab 234 verwertbare Datenpaare. Demnach beträgt das CO₂-

Anreicherungspotenzial in baden-württembergischen Böden bei pflugloser Bodenbearbeitung 120 % des internationalen Durchschnitts und bei Grünlandetablierung 290 %. Ursachen könnten das günstigere Klima und die vormals intensivere Bewirtschaftung sein.

Auf der **regionalen Ebene** hat der Vergleich von EPIC-simulierten mit statistischen Ernteerträgen gute Ergebnisse erbracht ($r^2 = 0,85$), so dass die agrarökosystemare Modellierung nur mit minimaler Modellanpassung durchgeführt wurde. Insgesamt zeigte die regionale Modellierung mit dem Landressourceninformationssystem SLISYS-BW und integriertem EPIC zur Kohlenstoffbindung in Abhängigkeit von Bodenbearbeitung und Feldfrucht zumeist eine deutliche Verringerung der Kohlenstoffverluste aus Ackerböden durch Minimalbodenbearbeitung im Vergleich zum konventionellen Pflügen. Unter dem Landnutzungsmuster des Jahres 2003 könnten die CO₂-Emissionen aus der Ackerfläche durch Umstellung auf minimale Bodenbearbeitung um 314 Gg C pro Jahr reduziert werden. Das entspräche knapp einem Zehntel der Reduktionsziele des Umweltplanes Baden-Württemberg für das Jahr 2010. Durch Umstellung auf reduzierte Bodenbearbeitung wäre das Minderungspotential etwas geringer. Wegen des hohen Anteils an Ernterückständen haben Wintergetreide und Raps das höchste C-Fixierungspotential (540 bis 640 kg pro Hektar und Jahr). Wird die Auswirkung der Umstellung der Bodenbearbeitung auf die Erosion mitberücksichtigt, so hat die Vergleichsgebietsgruppe Unterland/Gäue das höchste Reduktionspotenzial (ca. 88 Gg/a), gefolgt von den VGG Oberland/Donau, Bauland/Hohenlohe, Rhein/Bodensee und Alb/Baar. Diese fünf VGG erbringen fast 90% des CO₂-Reduktionspotenzials auf Ackerflächen in BW.

Die Modellergebnisse des ökonomisch-ökologischen Regionalmodells EFEM (Economic Farm Emission Model) haben gezeigt, dass die Landwirtschaft in Baden-Württemberg unter den fortgeschriebenen agrarpolitischen Rahmenbedingungen (Referenz 2013) durchschnittlich ca. 4,4 t CO₂-Äquivalente je ha emittieren würde. Dabei wurden alle landwirtschaftlichen Emissionsquellen von Kohlendioxid, Methan und Lachgas erfasst. Berücksichtigt man die derzeit im Rahmen der nationalen Bilanzerstellungen noch nicht erfassten landwirtschaftlichen Kohlenstoffsinken, so könnte bereits im Referenzszenario 2013 der Landwirtschaft ca. 700 kg CO₂-Äquivalente je ha gutgeschrieben werden, so dass der durchschnittliche Saldo bei ca. 3,7 t CO₂-Äquivalente je ha liegen würde. Wie sich eine potenzielle Erhöhung dieser Senkenfunktion auswirken würde, konnte durch die zwei Bodenszenarien erläutert werden. Szenario Boden_I zeigt, welche Mengen an Humuskohlenstoff maximal im Boden akkumuliert werden könnten. Hierbei war das Ziel, unter den gegebenen Rahmenbedingungen und unter realistischen Annahmen im Bereich der Pflanzenproduktion, die technisch machbaren Einspa-

rungspotenziale durch den Boden als Kohlenstoffsенке aufzuzeigen. Verwendet man zur Bewertung der Senken, die bei den Modellrechnungen herangezogenen IPCC-Methode, so könnten durch die getesteten Maßnahmen im Landesmittel ca. 1,7 t CO₂-Äquivalente je ha der Landwirtschaft gutgeschrieben werden. Im Szenario Boden_II wird die gezielte finanzielle Förderung von Zwischenfruchtanbau und reduzierten Bodenbearbeitungsverfahren untersucht. Bei diesem Szenario bestehen insofern keine Restriktionen, da der Landwirt über die Bodenbearbeitungsverfahren und den Zwischenfruchtanbau unter der Prämisse des maximal erzielbaren Deckungsbeitrages entscheidet. Als Anhaltspunkt dient das Agrarumweltprogramm MEKA. Das Einsparungspotenzial diese Szenarios liegt mit ca. 1,6 t je ha nur unwesentlich unter dem restriktiven Szenario Boden_I. Neben der IPCC-Methode wurden für beiden Modellszenarien die mit SLYSIS-BW (regionale EPIC-Modellierung) ermittelten Werten für die Humusakkumulation verwendet. Es zeigte sich, dass die Verwendung der SLYSIS-BW Werte ein deutlich höheres Senkenpotenzial der landwirtschaftlichen Flächen prognostiziert. Je nach verwendeter Methode und Ausgestaltung des Szenarios könnten die landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen um 52 % gesenkt werden (Boden_I, EPIC). Die regionale Betrachtung zeigt, dass insbesondere Ackerbauregionen wie z.B. Unterland/Gäue (VGG 1) oder aber Rhein/Bodensee (VGG 2) ein hohes Speicherpotenzial für Kohlenstoff besitzen.

Zur ökonomischen Bewertung wird eine Kosten-Nutzen-Gegenüberstellung durchgeführt. Bei den Szenarien der Humusakkumulation werden neben der Einkommensentwicklung im Sektor Landwirtschaft die finanziellen Zuwendungen für die Förderung des Zwischenfruchtanbaus und der Anwendung reduzierter Bodenbearbeitungsverfahren berücksichtigt. Dabei zeigt sich, dass die getesteten Bodenszenarien mit maximal 10,5 € je t CO₂-Äquivalent vergleichsweise geringe Vermeidungskosten verursachen. Hierbei muss aber immer beachtet werden, dass der landwirtschaftlich genutzte Boden ein empfindlicher Kohlenstoffspeicher ist und lediglich kurz- bis mittelfristig zur C-Akkumulation genutzt werden kann. Neben dem Beitrag der Landwirtschaft zur Kohlenstoffsенке durch reduzierte Bodenbearbeitung, spielt derzeit insbesondere der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen bzw. Energiepflanzen eine große Rolle. Da auch bei der Abschätzung des Reduktionspotenzials durch den Anbau von nachwachsenden Rohstoffen die räumliche Verteilung der landwirtschaftlichen Kulturen eine große Rolle spielt, kann auch hier der Modellverbund EFEM – SLYSIS-BW eingesetzt werden.

1 Motivation und Rationale des Vorhabens

Die Landwirtschaft spielt in der Klimaschutzdiskussion eine wichtige Rolle. Hierbei sind drei Punkte von Bedeutung: Erstens trägt sie weltweit mit einem Anteil von ca. 15 % nicht unerheblich zum anthropogenen Treibhauseffekt bei, zweitens ist sie durch ihre enge Verbundenheit mit der Natur direkt von Klimaänderungen betroffen und drittens kann die Landwirtschaft vor dem Hintergrund von CO₂-Minderungszielen einen positiven Beitrag leisten. Während zu Beginn der Klimaschutzdiskussion insbesondere die Landwirtschaft als Quelle von Treibhausgasemissionen im Vordergrund stand, ist durch die Klimakonferenz in Marrakesch (COP7) im Herbst 2001 ihre Senkenfunktion in den Vordergrund getreten. Hierbei wurden auf der Grundlage des Artikels 3.4 des Kyoto-Protokolls Richtlinien zur Berücksichtigung land- und forstwirtschaftlicher Aktivitäten, die zu einer Bindung von Kohlenstoff in Ökosystemen führen, vereinbart. Danach kann der durch Land- und Forstwirtschaft gebundene Kohlenstoff z.B. durch Landnutzungsänderungen oder pfluglose Bodenbearbeitung mit den jeweiligen nationalen Emissionsreduktionsverpflichtungen verrechnet oder zum Emissionshandel genutzt werden. Die Vertragsstaaten des Kyoto-Protokolls mussten sich bis Ende 2006 entscheiden, ob und welche forst- und landwirtschaftliche Aktivitäten sie sich im Rahmen ihrer nationalen Treibhausgasbilanzen anrechnen lassen wollen.

Einer möglichen kostengünstigen Maßnahme zur Senkung ihrer Treibhausgasemissionen durch die Anrechnung der C-Senken, steht ein erhöhter Aufwand bei der Erstellung der nationalen Bilanzen gegenüber. Außerdem besitzen landwirtschaftliche Böden zwar ein ausgeprägtes Potenzial zur CO₂-Festlegung, aber es bestehen auch große Unsicherheiten hinsichtlich der tatsächlichen Senken- und Quellenstärke. Für die 1. Verpflichtungsperiode (2008-2012) hat sich Deutschland entschlossen lediglich die forstwirtschaftlichen Aktivitäten anrechnen zu lassen. Die Option der Anrechnung von landwirtschaftlichen Aktivitäten bei 2. Verpflichtungsperiode ist dadurch aber erhalten geblieben (Schulz et al., 2007, EEA, 2006).

Das vorliegende Projekt sollte auf baden-württembergischen Landesebene die landwirtschaftlicher Aktivitäten evaluieren, die zu einer Bindung von CO₂ in Ökosystemen ("Kohlenstoffsenken") führen können und versuchen den Beitrag zur Senkung der Treibhausgasemissionen zu ermitteln.

2 Aufgabenstellung und Ablauf des Vorhabens

Das Oberziel des Forschungsvorhabens ist, erfolgversprechende Maßnahmenkonzepte für die Landwirtschaft zur Verminderung von CO₂-Emissionen mittels CO₂-Bindung in Böden durch Bewirtschaftungsänderung für naturräumlich-betriebsstrukturelle Einheiten unterschiedlicher Maßstabsebenen Baden-Württembergs ökonomisch-ökologisch zu prüfen und bilanzieren. Darüber hinaus sollte das Potenzial dieser Einheiten als Quelle oder Senke für klimarelevante Gase prognostiziert werden, so dass der Beitrag durch und die Kosten für die Landwirtschaft zum Klimaschutz durch das Land Baden-Württemberg flächenbezogen klassifizierbar sind.

Aus diesem Oberziel des Forschungsvorhabens resultierte folgende Strategiewahl zur Vermeidung von CO₂-Emissionen aus landwirtschaftlichen Flächen:

- Grünlandetablierung, d.h. Umwandlung von Acker in Grünland
- konservierende Bodenbearbeitung, also Umstellung von Grundbodenbearbeitung mit Pflug auf pfluglos
- Vernässung von Böden durch Grundwasseranhebung, um die C speichernde Humusbildung zu fördern

Aufbauend auf diesem Oberziel ergeben sich Teilziele, die gleichzeitig Meilensteine des Arbeitsprogramms waren und in den einzelnen Arbeitsebenen differenziert werden. Prinzipiell ist das Vorhaben auf zwei Maßstabsebenen aus vier Modulen aufgebaut (siehe Abbildung 1)

- Lokale Ebene
 - Evaluierungsmodul mit Feldmessungen sowie Evaluierung bekannter Untersuchungsergebnisse
 - Agrarökosystemares Modul mit Modellevaluierungen zu CO₂-Festlegungspotenzialen von Böden
- Regionale Ebene
 - Agrarökonomisches Modul mit Modellberechnungen zu Produktions- und Emissionsgrößen auf Betriebs- und Regionalebene
 - Geografisches Informationssystem (GIS) – Modul als integrierende Plattform aller Module mit Datenpool- und Auswertungs-/Analysefunktion

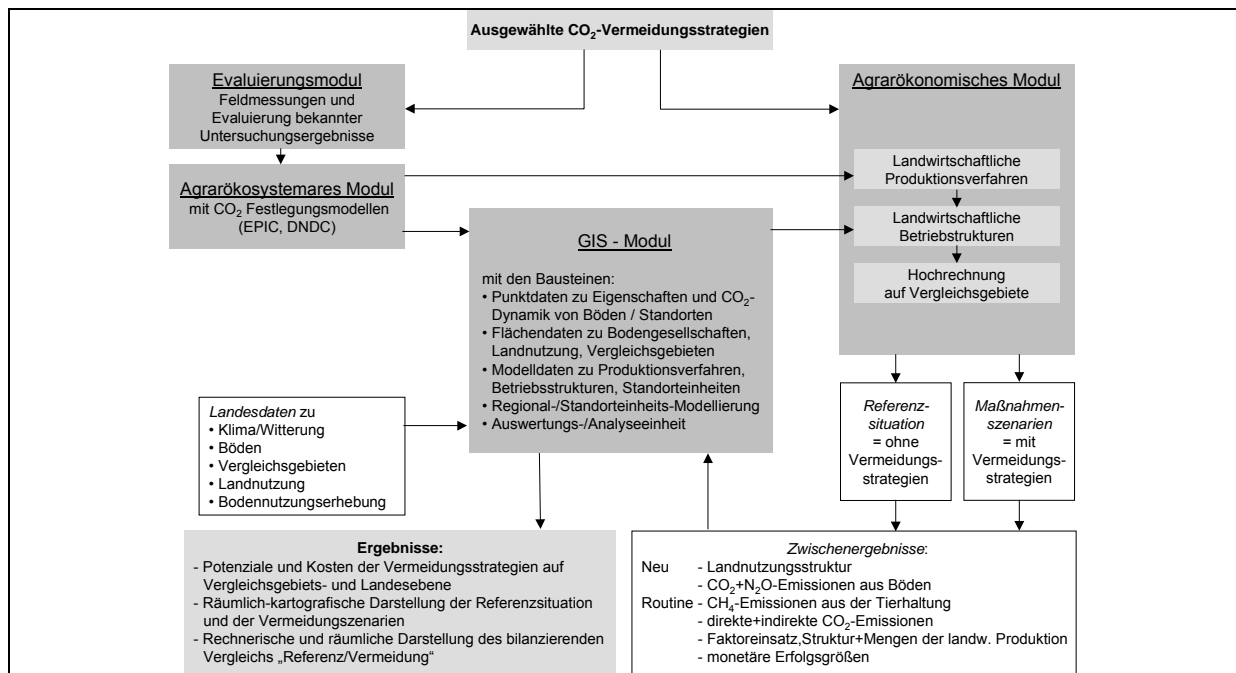


Abbildung 1: Ablauf des Forschungsvorhabens mit vier Arbeitsmodulen auf zwei Maßstabsebenen:
lokale Ebene mit Evaluierungs- und Agrarökosystemaren Modul
regionale Ebene mit Agrarökonomischen und GIS Modul

3 Stand der Forschung

Evaluierung von Kennwerten durch Feldanalysen

Eine Methodik zur Analyse von bodenbürtigem CO₂ als Kennwert des Umsatzes ist bereits seit über 70 Jahren bekannt (Lundegardh 1927). Allerdings sind die Messergebnisse stark abhängig von der Variationsbreite der steuernden Umweltfaktoren. Deshalb wurde in den letzten Jahrzehnten vielerorts an Methodenverbesserungen gearbeitet. Die derzeit bestehenden Meßsysteme lassen sich in mikro- und makrometeorologischen Meßmethoden, Isotopenmeßmethoden und Kammermeßmethoden aufteilen. Bei der letztgenannten Methode existiert zum einen das Adsorptionsverfahren, welches nur die Messung der Emissionen erlaubt. Zum anderen existiert das Anreicherungsverfahren, bei dem die Nettoemissionen (positive und negative Flüsse) gemessen werden können. Die Vorteile der statischen Kammern sind ihr z. T. einfacher Aufbau und ihre universelle Anwendbarkeit (z.B. Edwards 1982, Norman et al. 1992).

Dynamische Kammersysteme bzw. Windtunnel minimieren die Kammereffekte, und werden hauptsächlich für die Lachgas- und Ammoniakmessung nach Maßnahmendurchführung eingesetzt (Reitz 2000). Allerdings sind die Messungen mit einem sehr großen technischen Aufwand und relativ wenig Vergleichsdaten verbunden (z.B. Bristow 1991).

Agrarökosystemare Forschung – Modelle zur Beschreibung des Kohlenstoffumsatzes

In den letzten zwei Jahrzehnten wurden zahlreiche Modelle zur Beschreibung des Kohlenstoffumsatzes in Böden entwickelt. Eine Zusammenfassung der wichtigsten Modelle mit kurzen Modellbeschreibungen ist auf der Homepage des internationalen Soil Organic Matter Networks SOMNET (<http://saffron.rothamsted.bbsrc.ac.uk/cgi-bin/somnet>) verfügbar. Die Vielzahl der Modelle lässt sich unterteilen in Modelle zur Simulation der organischen Bodensubstanz in landwirtschaftlichen Systemen, im Forst und in natürlichen Ökosystemen. Zur ersteren, für das Projekt relevante Gruppe, zählen Modelle wie CENTURY (Parton 1996), DAISY (Abrahamsen und Hansen 2000), DNDC (IEOS 2002), CERES (Ritchie 1997), DSSAT (Jones et al. 1998) und EPIC (Williams 1995). Diese Modelle berücksichtigen alle unterschiedliche Kohlenstoffpools mit abgestuften Abbauraten im Boden, aber sie unterscheiden sich unter anderem in der Berücksichtigung von Bodentiefe und -horizontierung, hydraulischen Bodenparametern, Bodenbearbeitungsvarianten und der Zahl der simulierbaren Kulturpflanzenarten. Für die Bearbeitung des Projektes ist das EPIC-Modell am besten geeignet.

Agrarökonomische Forschung - Modelle zur Bewertung von Vermeidungspotenzialen und -kosten

Die Bewertung von Klimaschutzstrategien auf regionaler Ebene kann entweder mit makro- oder mikrobasierten Modellansätzen erfolgen. Bei der Modellierung des Agrarsektors mit normativen Modellen haben sich in Deutschland im Wesentlichen zwei unterschiedliche Ansätze herauskristallisiert. Zum einen gibt es regionendifferenzierte Ansätze, bei denen die unterste Betrachtungsebene eine abgegrenzte regionale Einheit darstellt und die landwirtschaftlichen Kapazitäten zu einem „Regionshof“ aggregiert werden (makrobasiert). Aussagen bspw. über Anpassungsreaktionen kleiner Einheiten, wie den Einzelbetrieb, sind dann i.d.R. nicht mehr möglich. Zum anderen gibt es betriebsdifferenzierte Modellansätze (mikrobasiert). Hierbei wird die zu untersuchende Region entweder durch die Gesamtheit aller Betriebe abgedeckt, oder es werden „Gruppenhöfe“ gebildet, die auf den Kapazitäten von typischen oder repräsentativen Betrieben basieren. Hierdurch kann die Heterogenität der landwirtschaftlichen Betriebe stärker berücksichtigt werden. Beide Modellansätze unterscheiden sich auch bezüglich der verwendeten Datenbasis. Während regionendifferenzierte Optimierungsmodelle i.d.R. auf landwirtschaftlichen Flächenstatistiken und Daten der Landwirtschaftlichen Gesamtrechnung aufbauen, basieren betriebsgruppenspezifische Optimierungsmodelle mit regionalem oder sektorialem Bezug meist auf Hochrechnung von Testbetriebsabschlüssen.

Im Rahmen der Dissertation von Meudt (1999) wurde das regionendifferenzierte Agrarsektormodell RAUMIS (Regionales Agrar- und Umweltinformationssystem) um ein Modul zur Abbildung des landwirtschaftlich bedingten Beitrags zum anthropogenen Treibhauseffekt erweitert. Bei RAUMIS handelt es sich um ein aktivitätsanalytisch untersetztes partiales Angebotsmodell, das die Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland, regionalisiert in 431 Modellkreise („Regionshöfe“), flächendeckend und konsistent zu den Definitionen der landwirtschaftlichen Gesamtrechnung abbildet. In diesem Modell werden aber die Emissionen ohne Flächenbezug aus den Parametern Tierproduktion, Düngemittel, Maschineneinsatz und vorgelagerte Sektoren abgeleitet. Eine Bewertung des CO₂-Senken-Potenzials für landwirtschaftliche Betriebe in Baden-Württemberg ist durch den fehlenden naturräumlichen Standortbezug mit diesem Modellansatz nicht möglich. Auch lässt der als makroökonomisch zu betrachtende Modellansatz keine Rückschlüsse auf einzelbetriebliche Reaktionen zu.

In dem von Kazenwadel und Doluschitz (1998) entwickelten Betriebsgruppenmodell können im Gegensatz zur Betrachtung regionaler Durchschnittsergebnisse zusätzlich Auswirkungen alternativer Agrarpolitik auf unterschiedliche Betriebsgruppen, wie z. B. Marktfrucht-, Futter-

bau- und Veredlungsbetriebe untersucht werden. Zudem werden in diesem Modell naturräumliche Unterschiede innerhalb der politischen Region Baden-Württemberg durch Gliederung nach Gebieten gleicher natürlicher landwirtschaftlicher Ertragsfähigkeit (Vergleichsgebiete) berücksichtigt, wobei geologische, topographische und klimatische Gegebenheiten den Ausschlag geben. Dieser Ansatz wurde ebenfalls im Rahmen des DFG-Projektes „Modellierung sektoraler, räumlich disaggregierter Treibhausgasbilanzen und Bewertung von Klimaschutzstrategien auf regionalpolitischer Ebene“ gewählt, das am Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre der Universität Hohenheim in Zusammenarbeit mit dem Institut für Energetik und Umwelt in Leipzig durchgeführt wird. Ziel dieses Projektes ist es, eine flächenbezogene Darstellung und Abschätzung der Emissionen klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft zu entwickeln. Um neben den durch den ökonomischen Modellansatz berücksichtigten Bewirtschaftungsparametern auch naturräumliche Standortbedingungen besser berücksichtigen zu können, wird der ökonomische Modellansatz mit ökologischen Stoffflussmodulen gekoppelt. Hierbei handelt es sich um Regressionsgleichungen, die in Abhängigkeit von Klima- und Bodenparametern sowie des N-Düngereinsatzes die Abschätzung von Lachgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden erlauben. Allerdings wird der Kohlenstoffhaushalt von landwirtschaftlich genutzten Böden in diesem Modellansatz nicht berücksichtigt.

GIS - Abbildung ökonomisch-ökologischer Szenarien auf Regionalebene

Die Kopplung ökonomischer Regionalmodelle mit GIS erfolgte bisher in den meisten Fällen in einer einfachen, aggregierten Darstellung der Modellergebnisse (siehe Abschnitt „Agrarökonomische Forschung“). Die Verbindung der Produktionsverfahren mit bestimmten Bodentypen ergibt demgegenüber eine bessere räumliche Zuordnung der Modellergebnisse, und damit genauere Informationen zur Ausweisung von Gebieten und deren Eignung für standortspezifische Maßnahmen. Erste methodische Erkenntnisse zu diesem Verfahren der integrierten Regionalmodellierung liegen bereits vor (z.B. Dabbert et al. 1997 oder Hinterthür et al. 1999) und werden in laufenden Projekten weiterentwickelt (GLOWA Program: BMBF 2003). Allerdings wurden Regionalmodelle für andere Zielsetzungen (Wassermanagement, Bodenerosion etc.) entwickelt und die Chancen für praxisrelevante Prognosen in der Landesplanung bislang nur exemplarisch genutzt.

4 Evaluierung und Modellierung auf lokaler Ebene

Hinsichtlich der realen Senken- und Quellenstärke von Böden Baden-Württembergs bestehen im Zusammenhang mit ihrer Nutzung bzw. Nutzungsänderung große Unsicherheiten. Die Erfassung von produktionsspezifischen, d.h. nutzungsspezifischen Emissionswerten auf lokaler Ebene und deren Regionalisierung sollte helfen, die derzeit bestehende Wissenslücke weiter zu schließen. Zur regionalen Quantifizierung des nutzungsspezifischen Reduktionspotenzials müssen reale und modellbasierte Analysen entscheidende Basisinformationen liefern. Aus diesen Anforderungen resultieren auf der lokalen Arbeitsebene folgende Teilziele:

- Im Evaluierungsmodul sollen Erkenntnisse über die CO₂-Akkumulationspotenziale und – Gasflüsse von Böden Baden-Württembergs aufgrund der ausgewählten Maßnahmen zur CO₂-Vermeidung gesichert werden. Im Einzelnen bedeutet dies:
 - Der tatsächliche Beitrag einer Extensivierung landwirtschaftlicher Bodennutzung unvernässter Böden zum Klimaschutz durch C-Festlegung soll durch (a) Literaturrecherchen und (b) ergänzende Feld-/Laboranalysen geklärt werden, wobei (i) die langfristige Veränderung von Humusvorräten und (ii) deren Stabilität in Abhängigkeit von Standort und Flächenbewirtschaftung sowie (iii) die kurzfristige Dynamik von CO₂-Emissionen durch Bewirtschaftungsunterschiede aufgezeigt werden soll.
 - Der tatsächliche Beitrag wiedervernässter Böden zum Klimaschutz durch veränderte C-Dynamik in Böden und Bodenwasser soll durch Feld-/Laboranalysen geklärt werden
- Im agrärökosystemaren Modul soll zwecks zuverlässiger Abschätzung der langfristigen CO₂-Festlegung in landwirtschaftlich genutzten Böden die Effizienz der Vermeidungsstrategien mit ausgewählten Simulationsmodellen, die mit den Ergebnissen aus den Feld- und Datenanalysen sowie ergänzenden Bewirtschaftungsinformationen auf die baden-württembergischen Standortverhältnisse geeicht und ggf. angepasst werden, differenziert dargestellt bzw. prognostiziert werden. Die Ergebnisse sollen als Qualitätsmaßstab für die Übertragbarkeit auf regionale Modellierungen dienen.

Auf der lokalen Ebene wurden die C-Veränderung in Böden in Abhängigkeit der zu erwartenden Prozessdynamik prinzipiell auf zwei unterschiedliche Arten ermittelt:

- Die echte Zeitreihenanalyse liefert bei hoher Dynamik absicherbare Ergebnisse in mittelfristigen Zeiträumen und ist deshalb bei der Wiedervernässung oder einer aktuellen Nutzungsumstellung bzw. Maßnahmendurchführung erfolgsversprechend.
 - Deshalb wurden zum einen in wiedervernässten Böden mittels kontinuierlicher Messungen über mehrere Jahre die C-Akkumulationsprozesse verfolgt. Hierbei wurden Redoxpotential, pH, Bodentemperatur und Wasserhaushalt in unterschiedlichen Bodenhorizonten erfasst. Außerdem wurden die indirekten Stoffflüsse von CH₄ und CO₂ im Bodenwasser und in der Bodenluft sowie gelöster organischer Kohlenstoff gemes-

sen. Das Ausmaß der Akkumulation wird stark beeinflusst vom Vernässungsgrad, d.h. dem Grundwasserstand des Bodens, so dass dieser Faktor im Vordergrund der Untersuchungen stand. Die Untersuchungen fanden im südöstlichen Baden-Württemberg in einem vererdeten Niedermoor und in einem Gley-Kolluvium statt.

- Zum Zweiten wurde ein benachbarter Vergleich von aktueller Pflugbewirtschaftung mit Grünland durchgeführt, um Aussagen über die Veränderung der aktuellen Gasflüsse aus dem Boden in die Atmosphäre zu erhalten. Dies ist als Vervollständigung von bekannten Chronosequenzen der C-Pools mit langjähriger Dynamik anzusehen. Aufgrund des hohen Arbeitsaufwandes und der knappen Projektlaufzeit konnten diese Messungen jedoch nur in einer Vegetationszeit auf einem Standort in Stuttgart durchgeführt werden.
- Die falsche Zeitreihenanalyse liefert bei geringer Dynamik absicherbare Ergebnisse in langfristigen Zeiträumen und ist deshalb bei veränderter Bodenbewirtschaftung erfolgsversprechend. Deshalb wurden im Herbst 2004 verschiedene Bodenbewirtschaftungsverfahren auf direkt benachbarten Flächen miteinander verglichen. Der Vergleich bezog sich auf die Humusmenge und exemplarisch auf die Humusstabilität bei konventioneller Pflug-Bewirtschaftung gegenüber mehrjähriger pflugloser Bodenbearbeitung und/oder mehrjähriger Grünland/Brache-Etablierung. Für die Untersuchungen wurde eine Bodenhorizontierung von 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm und 20 cm – Pflugtiefe vorgenommen. Im Einzelnen wurden:
 - Organischer Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff, Lagerungsdichte und pH-Wert analysiert.
 - CO₂-Quellen durch mikrobielle Abbauprozesse in Abhängigkeit der Humusstabilität untersucht.
 - Mit den Ergebnissen bzw. Informationen zu den Flächenvergleichen und Bewirtschaftungsmaßnahmen die Vorhersagegüte des agrarökosystemaren EPIC-Modells für C-Anreicherungen unter südwestdeutschen Standortverhältnissen geprüft und ggf. angepasst.

Für die Untersuchungen wurden 13 repräsentative Ackerstandorte in den landwirtschaftlichen Vergleichsgebietsgruppen (VGG) Baden-Württembergs beprobt (siehe Abbildung 2, Details finden sich in Kapitel 5.1.1, 5.1.2 und 5.2.3). Die VGG sind Einheiten mit jeweils vergleichbarer Landschafts-, Klima- und Betriebsstruktur. Ergänzend fand eine „globale“ Vergleichsanalyse von Publikationen aus 16 Ländern statt (Kapitel 5.2.2).

Untersuchte Böden in den landwirtschaftlichen Vergleichsgebietsgruppen Baden-Württembergs



VGG - Vergleichsgebietsgruppen

- VGG 1 = Unterland/Gäue
- VGG 2 = Rhein/Bodensee
- VGG 3 = Schwarzwald
- VGG 4 = Alb/Baar
- VGG 5 = Allgäu
- VGG 6 = Oberland/Donau
- VGG 7 = Albvorland/Schwäbischer Wald
- VGG 8 = Bauland/Hohenlohe

Standorte der Feldevaluierungen

- Extensivierungsszenario mit falscher Zeitreihenanalyse auf Praxisflächen
- ▲ Extensivierungsszenario mit falscher Zeitreihenanalyse im Systemvergleich
- + Vernässungsszenario mit echter Zeitreihenanalyse im Schutzgebiet

Abbildung 2: Lage der repräsentativen Standorte für die Untersuchung der veränderten C-Dynamik in Böden nach Wiedervernässung und Extensivierung der Bewirtschaftung in Südwest-Deutschland

5 Ergebnisse zur Evaluierung und Modellierung auf lokaler Ebene

5.1 Ergebnisse zur Maßnahme Wiedervernässung

5.1.1 Wiedervernässung organischer Böden am Beispiel eines Niedermooses (B. Höll)

5.1.1.1 Problemstellung und Teilziele

Die seit mehreren Jahrhunderten anhaltende Nutzung der Moore führt zu deren Degradation (Humusschwund) infolge intensiver Mineralisierung. Zum Erhalt des bestehenden Torfkörpers werden ehemals drainierte Moore wiedervernässt. Der Ressourcenschutz könnte unter Umständen mit der Schaffung biologischer C-Senken verbunden werden, was den Schutz und Erhalt der Moore attraktiver gestalten würde.

Noch unbekannt ist, wie sich eine Wiedervernässung degradierter Niedermoore auf deren C-Pools und C-Flüsse auswirkt. Durch die Vernässung wird der ehemals luftgefüllte Porenraum mit Wasser gefüllt, was unter Umständen ein zusätzliches C-Reservoir schafft und den C-Pool des Bodens aufstockt. Damit könnten im Porenraum, welcher in Mooren ca. 90% einnimmt, zur Festsubstanz vergleichbare C-Mengen enthalten sein, deren Relevanz es zu klären gilt. Ferner ist unbekannt, inwieweit die Zusammensetzung der C-Komponenten des Porenraums von der Moornutzung beeinflusst wird.

Die Teilziele zur Studie der Wiedervernässung von Mooren waren:

- Die zeitliche und räumliche Variabilität der C-Komponenten des Porenraums in unterschiedlich anthropogen beeinflussten Niedermooren (drainiert, wiedervernässt) zu erfassen.
- Die Rolle des Porenraums im Kohlenstoffhaushalt der Niedermoore zu bewerten.

5.1.1.2 Material und Methoden

Im Schwäbischen Donaumoos wurden von April 2004 bis April 2006 (ganzjährig, insgesamt 24 Monate) im wöchentlichen Intervall die C-Komponenten der gasförmigen Phase (CO₂, CH₄) und der gelösten Phase (CO₂/DIC, CH₄, DOC, POC) im Tiefenprofil (5, 10, 20, 40, 60, 80 cm) einer (tief) drainierten und einer seit 22 Jahren wiedervernässten Niedermoorfläche erfasst. Die Feldbeprobung erfolgte mittels Bodenluftsonden (Kammann et al., 2001) und geschlitzten PVC-Rohren, mit deren Hilfe in-situ Aliquote an Gasproben und Wasserproben gesammelt wurden. Die Gasanalyse erfolgte am Gaschromatographen, die Analyse des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC= DOC + POC) am TC-Wasseranalysator. Die Unterscheidung des gelösten (DOC) und partikulären (POC) organischen Kohlenstoffs erfolgte

mittels Filtration, wobei nach Definition der gelöste Anteil eine Partikelgröße von kleiner $0.45 \mu\text{m}$ entspricht. Zur Standortcharakterisierung der Niedermoore wurden neben ausgewählten statischen Parametern der Festsubstanz dynamische Parameter wie Redoxpotentiale, Temperatur, Wasserstand, Wasserspannung und pH-Wert erfasst (Höll, 2007). Die linearen und nicht linearen Zusammenhänge der parameterfreien Datensätze wurden mittels einer Rangkorrelation geprüft, der Mittelwertvergleich erfolgte mittels des Mann-Whitney (U) Tests.

5.1.1.3 Ergebnisse

C-Mengen des Porenraums

Die Nutzung der Niedermoore, welche in Verbindung zum Wasserhaushalt stand, war ein ausschlaggebendes Kriterium für die Höhe der C-Mengen des Porenraums. Obwohl die Festsubstanz der Moore weniger als 10% einnahm, beinhaltete sie höhere C-Mengen ($60 - 152 \text{ kg C m}^{-3}$) als der Porenraum. Bezüglich des Porenraums war entscheidend, ob dieser mit Luft oder Wasser gefüllt war (Abbildung 3). Die jahresdurchschnittlichen C-Mengen im luftgefüllten Porenraum erreichten nur 15 g C m^{-3} (drainierte Fläche), während der wassergefüllte Porenraum durchschnittlich 263 g C m^{-3} vereinnahmte (wiedervernässte Fläche). Das Porenwasser war damit imstande einen höheren Anteil an C-Komponenten mit CO_2 -Äquivalenten von durchschnittlich $213 \text{ g C-CO}_2 \text{ eq m}^{-3}$ (DIC + CH_4) im Porenraum zu speichern.

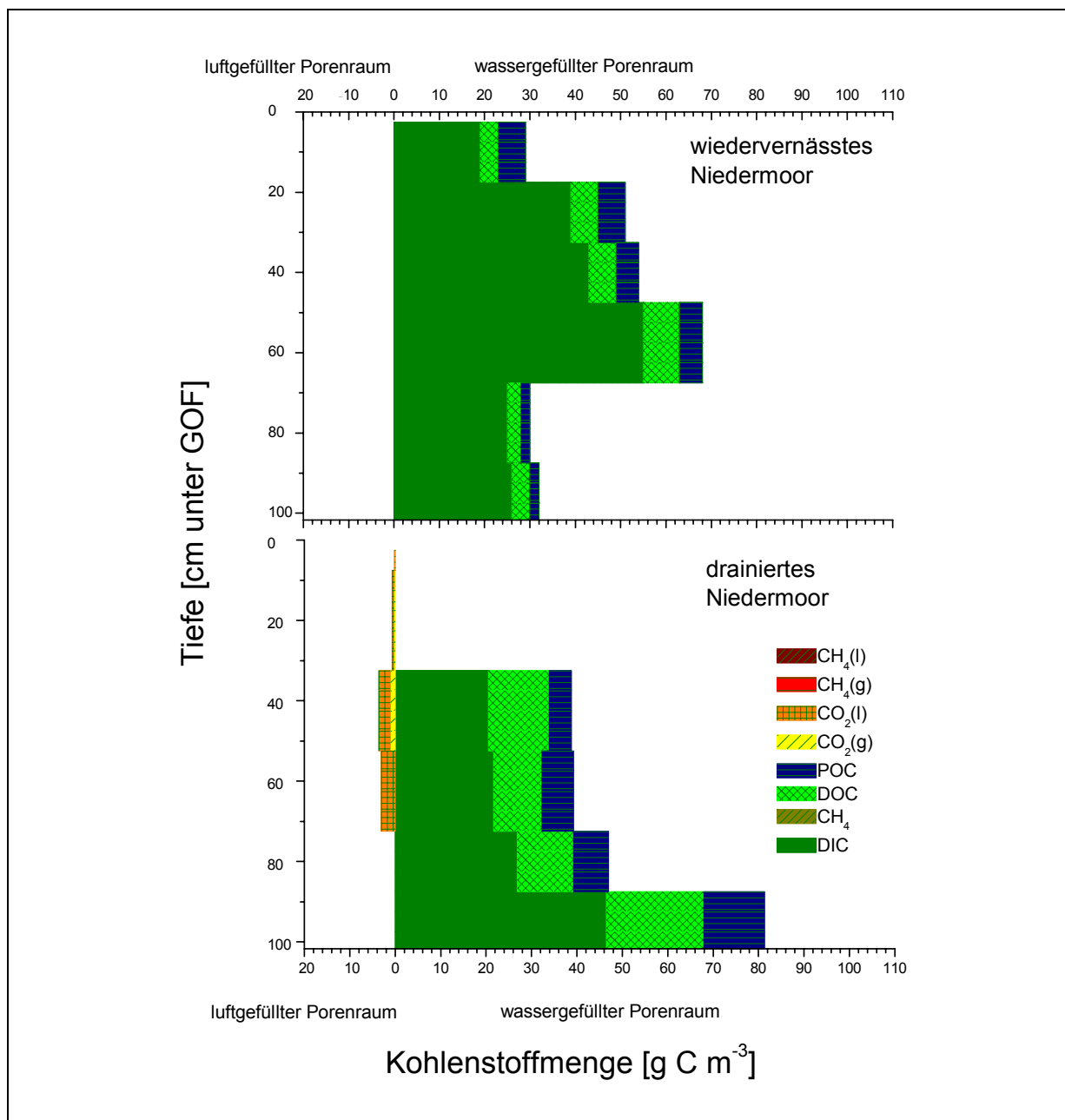


Abbildung 3: Durchschnittliche C-Mengen des luftgefüllten und wassergefüllten Porenraums unterschiedlicher Profiltiefen der Niedermooere (Berechnet aus den Daten des Messzeitraums 2005/2006). Im luftgefüllten Porenraum wurde zugleich die gelöste Gasmenge des Haftwasser berücksichtigt (CH₄(l), CO₂(l)), unter der Annahme des Gleichgewichtszustand zur Gasphase (CH₄ (g), CO₂ (g)).

Neben den unterschiedlichen C-Mengen der Reservoirs Porenraum und Festsubstanz ist auch die temporäre Begrenzung der möglichen C-Speicherung zu berücksichtigen. Da die Diffusionsrate im luftgefüllten Porenraum sich sehr kurzfristig ändern kann (abhängig von Konzentration, Druck, etc.) und die C-Komponenten des wassergefüllten Porenraums der drainierten Fläche durch die Drainagewirkung an angrenzende Systeme (Drainagegraben) transportiert werden können, stellt der Porenraum im Gegensatz zur Festsubstanz möglicherweise nur ei-

nen Zwischenspeicher für Kohlenstoff dar. Für die Überprüfung bedarf es jedoch weiterer Studien, da Umsetzungsprozesse, Akkumulationsraten und hydrologische Gegebenheiten bekannt sein müssen.

C-Komponenten der gelösten Phase

Die unterschiedliche anthropogene Beeinflussung der Niedermoore resultierte in flächenspezifischen Randbedingungen (z.B. Grundwasserstände), welche nicht nur die Höhe der C-Mengen des Porenraums sondern auch die Zusammensetzung der C-Komponenten signifikant beeinflusste. Mit durchschnittlich 55-72% am gesamten gelösten Kohlenstoff (DIC+DOC+POC+CH₄) überwog in allen Flächen der gelöste anorganische Kohlenstoff (DIC = CO₂ + HCO₃⁻ + CO₃²⁻) im Porenwasser. Der suspendierte organische Kohlenstoff (POC) lag in vergleichbarer Höhe des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC), während das gelöste Methan (CH₄) nur einen geringfügigen prozentualen Anteil (< 0.1%) am gesamten Kohlenstoff des Porenwassers einnahm.

Tabelle 1: Mittlere C-Konzentrationen (± Standardabweichung) des Porenwassers im Vergleich der Niedermoornutzungen (Messzeitraum 2004 bis 2006). Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede (p<0.001) zwischen Tiefen- und Niedermoornutzungen. In Klammern angegeben ist die Probenanzahl (n.b. = nicht bestimmt).

	Tiefe [cm unter GOF]				
	10	20	40	60	80
	DIC [mg C l⁻¹]*				
wiedervernässt	203±64 ^{b,d} (93)	255±96 ^{a,b} (93)	284±108 ^a (79)	258±74 ^{a,c} (89)	n.b.
drainiert	n.b.	n.b.	132±89 ^{b,d} (18)	175±91 ^{b,d,e} (78)	187±80 ^{b,d,e} (59)
	DOC [mg C l⁻¹]				
wiedervernässt	41±20 ^d (109)	48±24 ^d (138)	47±32 ^d (191)	52±39 ^d (203)	n.b.
drainiert	n.b.	n.b.	87±31 ^{a,b} (26)	87±30 ^{a,b} (84)	103±48 ^a (121)
	POC [mg C l⁻¹]				
wiedervernässt	80±77 ^a (64)	49±48 ^{a,b} (83)	48±48 ^{a,b} (69)	40±49 ^b (77)	n.b.
drainiert	n.b.	n.b.	50±42 ^{a,b} (14)	56±47 ^{a,b} (40)	68±50 ^a (59)
	CH₄ [µg C l⁻¹]				
wiedervernässt	363±643 ^a (116)	175±282 ^b (201)	223±961 ^b (188)	381±493 ^a (208)	n.b.
drainiert	n.b.	n.b.	6.1±12 ^c (38)	5.6±18 ^c (111)	5.8±18 ^c (133)

*Messzeitraum 2005/2006

Systeme die nicht im direkten Austausch zur Atmosphäre stehen, wie Grundwässer und Bodenlösungen, zeigen DIC-Konzentrationen welche generell um ein Vielfaches höher sind (30-113 mg C l⁻¹ Balakrishna und Probst (2005) und Sigfusson et al. (2006)) als offene aquatische Systeme wie Seen und Flüsse (< 15 mg C l⁻¹ in Hoffer-French und Hermann (1989) und Dawson et al. (2004)). Die mittleren DIC-Konzentrationen der Moorwässer waren in der wiedervernässten Fläche mit 203-284 mg C l⁻¹ am höchsten (Tabelle 1) und weisen somit auf eine DIC-Akkumulation im Porenraum hin, die zusätzlich durch die weitaus geringeren Inputkonzentrationen an anorganischem Kohlenstoff aus Grund- bzw. Flusswasser bestätigt wird.

Neben dem anorganischen Kohlenstoff zeigt der organische Kohlenstoff des Porenwassers weitaus geringere Konzentrationen (Tabelle 1). Der suspendierte partikuläre Anteil wurde bislang nur in aquatischen Systemen mit mittleren POC-Konzentrationen zwischen <1 mg C l⁻¹ (Hope et al., 1997; Dawson et al., 2004) und 4.2 mg C l⁻¹ erfasst (Balakrishna und Probst, 2004). Aufgrund der weitaus geringeren Konzentrationen war der POC dem DOC-Anteil in diesen Systemen meist unterlegen. Ausschließlich in Gewässern mit turbulentem Wasserfluss überwog der suspendierte partikuläre Kohlenstoffanteil in Flussmündungen (Zhang et al., 1992) oder bei Hochwasserereignissen (Meybeck und Helmer, 1989), welcher in dieser Studie vergleichbare POC-Konzentrationen einnahm. Die POC-Konzentrationen (40-8 mg C l⁻¹) lagen in den Niedermoorwässern in vergleichbarer Höhe zum DOC (41-103 mg C l⁻¹). Ausschließlich die Höhe der DOC-Konzentrationen stand im Zusammenhang mit der Niedermoornutzung. Da sich zugleich die biologische Verfügbarkeit des DOC zwischen den Standorten unterschied (Höll, 2007), wird eine nutzungsspezifische mikrobielle Aktivität nicht ausgeschlossen. Welche ökologische Relevanz der POC besitzt, bedarf weiterer Prüfung und kann bislang nur vermutet werden. Es zeigte sich, dass mehr als 80% des POC eine Partikelgröße zwischen 0.45 µm und 5 µm einnahm, weshalb er unter Umständen aus einem hohen biologisch aktiven Anteil (lebende Organismen, labile partikuläre Zucker) bestehen könnte, der im Kohlenstoffhaushalt der Pedosphäre ein bislang unberücksichtigtes Bindeglied darstellt.

Das gelöste Methan spielte in den Niedermoorwässern mengenmäßig nur eine untergeordnete Rolle (Tabelle 1). Unter anderem ist die Höhe der Methankonzentrationen abhängig von der Wassersättigung, da Methan ausschließlich unter anaeroben Bedingungen (O₂-Mangel) produziert wird. Ein Wasserstand auf Geländeniveau und ein (stark) reduziertes Milieu (< -50 mV) verweisen auf anaerobe Bedingungen, welche in der wiedervernässten Fläche vorgefunden wurden und zu den höchsten Methankonzentrationen führten. Im Vergleich zu anderen

Studien war die Höhe der gelösten CH₄-Konzentrationen allerdings gering. Koch-Rose et al. (1994) und Strack et al. (2004) zeigten in Moorwässern mittlere CH₄-Konzentrationen von 7.2 mg C l⁻¹ und 4.3 mg C l⁻¹. Unter der Berücksichtigung dass methanotrophe Bakterien vor allem in eutrophen Habitaten (wie grundwassergespeisten Niedermooren) die höchste Aktivität aufweisen (Sorrell et al., 2002), könnten die geringeren Konzentrationen möglicherweise ein Resultat der geringen Substratverfügbarkeit sein. Die in dieser Studie untersuchten Niedermoore weisen eine starke Degradation des Torfkörpers auf, was zur Folge hat, dass der für Mikroorganismen leicht verfügbare Kohlenstoff limitiert ist. Nur in der Wurzelzone könnte durch absterbende Pflanzenteile oder Wurzelexudation die Methanogenese angeregt werden, was durch die Temperaturabhängigkeit der Methankonzentrationen der Tiefen 10 cm und 20 cm nahe gelegt wird.

CO₂ und CH₄ der gasförmigen Phase

Die CO₂ und CH₄-Konzentrationen der Gasphase stellen aus methodischer Sicht die durch Diffusion bedingte Gleichgewichtskonzentration zwischen Bodenluftsonde und umgebender Matrix dar. Mit dieser Methode konnten unabhängig von luft- oder wassergefüllten Porenraum zu jedem Beprobungstermin Gasproben aus dem künstlichen Luftraum entnommen werden.

In jeweils vergleichbarer Tiefe konnten um das 10- bis 1000-fache höhere CO₂- als CH₄-Konzentrationen der Gasphase gemessen werden (2.7-67 mg CO₂-C l⁻¹ vs. < 5.3 mg CH₄-C l⁻¹), mit den höchsten Konzentrationen in der wiedervernässten Fläche. Es gibt nur wenige vergleichbare Feldstudien, welche in Feuchtgebieten die CO₂- und CH₄-Konzentrationen der Gasphase erfassten (Magnusson, 1994; Hope et al., 2004; Yu et al., 2006). Vorwiegend wurden bislang mineralische Böden beprobt, welche maximale CO₂-Konzentrationen von 1.9 mg C l⁻¹ (Hudgens und Yavitt, 1997), 7.8 mg C l⁻¹ (Pumpanen et al., 2003) bis 19.6 mg C l⁻¹ (Etiope, 1994) einnahmen und damit deutlich geringere Konzentrationen zeigten.

Die Höhe der Konzentrationen der Niedermoorflächen stand mit der Nutzung als auch mit den Messzeiträumen und der Beprobungstiefe im Zusammenhang. Da die mittleren Wasserstände aufgrund der um 22% höheren Niederschläge im Messzeitraum 2005/2006 um bis zu 50 cm näher an der Geländeoberfläche lagen (Abbildung 4), wirkte sich dies auch auf die Höhe der Gaskonzentrationen in den beprobten Tiefen aus. Da sich die Diffusionsrate mit zunehmender Wassersättigung verringert und die Methanproduktion bei Wassersättigung angeregt wird, waren sowohl die CO₂- als auch die CH₄-Konzentrationen in der drainierten Fläche im Mess-

zeitraum 2005/2006 deutlich höher als im Vorjahr (Abbildung 6). Vergleichbare Unterschiede zeigten sich in der wiedervernässten Fläche, was vermutlich durch den geringer schwankenden Wasserstand im Messzeitraum 2005/2006 (0 ± 6 vs. 9 ± 14 cm u. GOF) bewirkt wurde. Die zugleich höheren CO_2 -Konzentrationen im Messzeitraum 2005/2006 verweisen auf eine Methanproduktion durch die Actetatdecarboxylierung (Knowles, 1993), wobei sowohl CH_4 als auch CO_2 entsteht.

Ausgeprägte abnehmende Tiefengradienten verweisen auf einen Gasaustausch zur Atmosphäre. Diese waren für CO_2 vorwiegend in der drainierten Flächen wieder zu finden, während in der wiedervernässten Fläche ein verminderter Gasaustausch angenommen wird. Die parallelen einjährigen Messungen der ökosystemaren Atmung im Zeitraum 2005/2006 bestätigten dies mit deutlich geringeren Brutto- CO_2 -Emissionen der wiedervernässten im Vergleich zur drainierten Fläche ($1085\text{-}1677$ g C- CO_2 $\text{m}^{-2}\text{a}^{-1}$ vs. $1824\text{-}2340$ g C- CO_2 $\text{m}^{-2}\text{a}^{-1}$ (Schultz, 2005)). Die Tiefenverteilung des Methans in der wiedervernässten Fläche zeigte die geringsten Konzentrationen in 20 cm Tiefe (Abbildung 6). Aufgrund des vaskulären Pflanzenbestands und der starken Durchwurzelung in dieser Tiefe deutet dies auf eine andere Art des Gastransports, wie der Gasaustausch über das Aerenchymgewebe der Pflanzen. Obwohl sich die Methankonzentrationen von 20 cm auf 5 cm verdoppelten, konnten im Zeitraum 2005/2006 mittlere Emissionen von 70 ± 24 g C $\text{m}^{-2}\text{a}^{-1}$ (Freibauer und Jungkunst, persönliche Mitteilung) gemessen werden, was auf einen regen Gasaustausch schließen lässt.

Die zeitgleichen Messungen der Gasemissionen auf der drainierten und wiedervernässten Niedermoorfläche zeigten, dass die Wiedervernässung der Niedermoore mit einer Wiederherstellung der C-Senkenfunktion in Verbindung gebracht werden konnte (Netto- CO_2 -Aufnahme von durchschnittlich 133 g C $\text{m}^{-2}\text{a}^{-1}$, nach Verrechnung mit CH_4 Netto-Aufnahme von durchschnittlich 63 g C $\text{m}^{-2}\text{a}^{-1}$ (Drösler, persönliche Mitteilung; Freibauer und Jungkunst, persönliche Mitteilung)). Zugleich wurde die Kohlenstoffmenge im Porenraum erhöht. Für welche Zeitspanne die Kohlenstoffmengen allerdings im Porenwasser verbleiben, ist von den Umsetzungsraten und hydrologischen Gegebenheiten abhängig. Letztere sind zugleich ausschlaggebend für die Abschätzung der Höhe der indirekten Emissionen, welche die Kohlenstoffbilanz der Niedermoore vervollständigt.

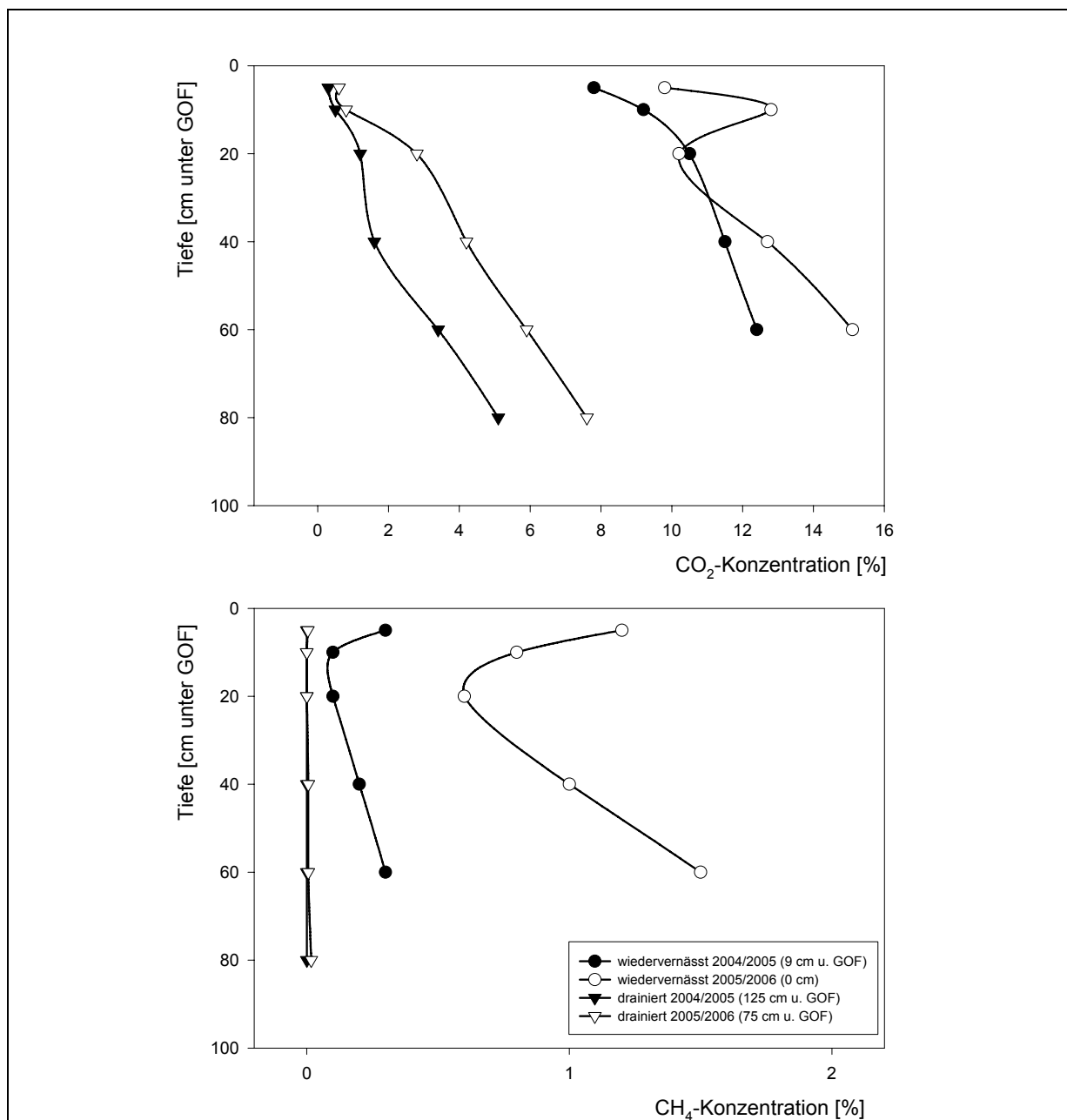


Abbildung 4: CO₂- und CH₄-Tiefengradienten der Gasphase der Niedermoornutzungen und der Messzeiträume im Vergleich. In Klammern stehen die mittleren Wasserstände.

Zusammenfassung

Obwohl Moore nur einen geringen Flächenanteil einnehmen, speichern sie bis zu 30% des bodenbürtigen Kohlenstoffs, weshalb anthropogene Veränderungen mit der Schaffung von neuen C-Senken und C-Quellen verbunden sein kann. Bislang ungeklärt ist, inwiefern sich die Wiedervernässung auf den Kohlenstoffhaushalt der Moore auswirkt. Um dies beurteilen zu können, wurden neben der zeitlichen und räumlichen Variabilität der C-Komponenten auch die C-Mengen des Porenraums einer drainierten und einer langfristig wiedervernässten Nie-

dermoorfläche erfasst. In der wiedervernässten Fläche war ein deutlich höherer Kohlenstoffanteil im Porenwasser gespeichert als im luftgefüllten Porenraum der drainierten Fläche. Im Vergleich zur C-Menge der Festsubstanz nahmen die C-Komponenten des Porenraums allerdings nur eine geringfügige Relevanz (<1%) ein, wobei das Porenwasser mit großer Wahrscheinlichkeit nur als kurzfristiger C-Zwischenspeicher fungierte. Dominierende C-Komponente im Porenraum war der anorganische Kohlenstoff, welcher als DIC im Porenwasser bis zu 72% des gesamten Kohlenstoffs (=DIC+DOC+POC+CH₄) einnahm. Ein wassergefüllter Porenraum vermindert zugleich die Mineralisation und den Gasaustausch, weshalb die langfristige Wiedervernässung des Niedermoores mit einer Wiederherstellung der C-Senkenfunktion verbunden war.

5.1.2 Wiedervernässung mineralischer Böden am Beispiel eines Gley-Kolluviums (G. Nyagatare)

5.1.2.1 Problemstellung und Teilziele

Ziel der Untersuchungen zu diesem Teilvorhaben des Projektes war es, unter südwestdeutschen Feldbedingungen die Kapazität zur Kohlenstoffbindung im Porenraum von wiedervernässten Mineralböden anhand der Einzelfractionen CO₂, CH₄, DOC (gelöster organischer Kohlenstoff) sowie deren Klimawirksamkeit nach Umrechnung auf CO₂-Äquivalente aufzuzeigen. Zusätzlich sollte untersucht werden, wie sich Jahreszeiten und Tiefe auf die Verteilung von CO₂, CH₄, und DOC zwischen Bodenluft und Bodenwasser auswirken.

5.1.2.2 Material und Methoden

Das gewählte Untersuchungsgebiet in der Nähe von Langenau - Göttingen (bei Ulm in SW-Deutschland, siehe Abbildung 2) ist ein für Naherholungs- und Naturschutzzwecke im Jahre 2000 wiedervernässtes Feuchtgebiet. Der untersuchte Boden ist ein Gley-Kolluvium (FAO: Gleyosol). Viele Eigenschaften des Bodens und der Umgebung (z.B. das Vorhandensein von vergrabenen Ah-Horizonten, künstliche Teiche und Gräben, begradigte Bäche) lassen auf starke anthropogene Einflüsse schließen.

Die Untersuchungsfläche wurde aufgrund des vom Grundwasser beeinflussten Wassergehalts in zwei Varianten unterteilt. Variante 1, die im folgenden Text als "feuchter Oberboden" bezeichnet wird, soll zum Verständnis der CO₂, CH₄, und N₂O Dynamik in mineralischen Feuchtgebieten beitragen, die die meiste Zeit des Jahres feucht sind. Variante 2, der im Text als "nasser Oberboden" bezeichnet wird, dient dem gleichen Zweck, nur mit einem höheren Wassergehalt. Da keine Langzeitstudien für die Auswahl der Flächen mit dem gewünschten Oberbodenwassergehalt verfügbar waren, musste man sich auf Bohrstockproben (z.B. Prü-

fung hydromorpher Kennwerte) und die relative Nähe zu Wasserstellen (z.B. Teich, Bach) beschränken. Jede Variante wurde in drei Teilbereiche unterteilt, was drei Wiederholungen pro Variante entspricht. Die Wiederholungen wurden parallel zum Bachverlauf eingerichtet, um die relative Homogenität in Bezug auf den Wassergehalt sicherzustellen.

Die relativ geringe Größe des gesamten Feuchtgebiets (ca. 2 ha) und die relativ kurze Distanz zwischen den beiden Varianten (ca. 25 m) führte letztendlich nur zu mäßigen Unterschieden im Wasserregime der beiden Varianten. Vorteilhaft für die Vergleichbarkeit sind demgegenüber die unmerklichen Unterschiede in der chemischen, physikalischen und mineralischen Zusammensetzung der Böden.

Die Bodenluft wurde nach Kamman et al. (2001) wöchentlich in vier Tiefen (5, 10, 35, 70 cm) gemessen und auf CO_2 , CH_4 und N_2O untersucht. Auch das Bodenwasser wurde wöchentlich in vier Tiefen (10, 35, 70, 90 cm) gemessen und auf CO_2 , CH_4 , DOC, und POC untersucht. Für genauere Informationen über Beprobungs- und Analysemethoden wird auf Höll (2007) verwiesen. Die Felduntersuchungen wurden zwischen Sommeranfang 2005 und Anfang Herbst 2006 durchgeführt.

Der Mann-Whitney Test wurde verwendet, um die Signifikanz der Unterschiede zwischen den Flächen zu testen. Der Kruskal-Wallis Test wurde eingesetzt um die Unterschiede zwischen Tiefen und Jahreszeiten zu prüfen.

5.1.2.3 Ergebnisse

Der mittlere Grundwasserstand des nassen Standortes lag im Untersuchungszeitraum im Mittel 43 cm unter der Geländeoberfläche (GOF), der des feuchten Standortes im Mittel bei 47 cm. Als Indikator für die Porenraumfüllung mit Wasser ist der Verlauf der pF-Werte in Abbildung 5 dargestellt.

Die im mengenmäßig dominierenden Porenwasser gelösten Kohlenstofffraktionen sind aufgliedert nach Bodentiefe und Grundwasserstand in der Tabelle 2 dargestellt. Dabei weist die Fraktion des gelösten, anorganischen Kohlenstoffs (DIC, hier gleichbedeutend mit $\text{CO}_2\text{-C}$) die höchsten Konzentrationen auf. Unterschiede zwischen den beiden Standorten sind beim DIC im Mittel aber kaum festzustellen. Ebenfalls weisen auf beiden Standorten alle analysierten Kohlenstofffraktionen zumeist zunehmende Konzentrationen mit zunehmender Tiefe auf.

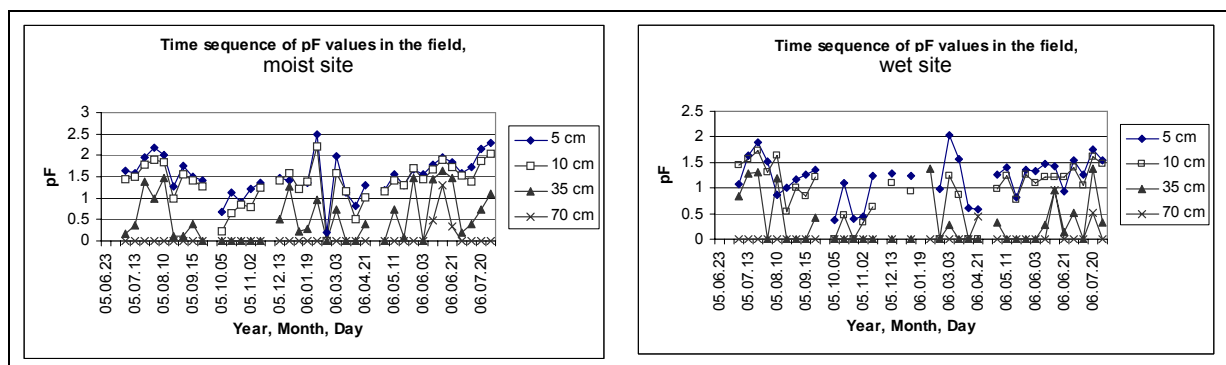


Abbildung 5: Zeitlicher Verlauf der pF-Werte als Indikator der Porenraumfüllung mit Wasser in den beiden unterschiedlich stark vernässten Mineralböden

Tabelle 2: Kohlenstoff im Porenvolumen des Bodens: Vergleich zwischen Varianten, Tiefen und C-Fractionen

Variante	Tiefe		mg/l C-CO ₂ (DIC)	mg/l C-CH ₄	mg/l DOC	mg/l POC
Feucht	10	N	21	13	5	1
		Mittelwert	52,50	0,01	24,47	14,33
		Median	51,93	0,00	26,33	14,33
		Standard Abw.	25,35	0,00	13,51	
	35	N	64	43	43	20
		Mittelwert	63,47	0,02	34,43	10,35
		Median	50,04	0,01	28,67	7,50
		Standard Abw.	60,16	0,05	23,75	10,06
	70	N	48	51	71	118
		Mittelwert	67,32	0,08	38,51	22,64
		Median	53,03	0,01	27,08	12,00
		Standard Abw.	89,53	0,21	37,33	28,65
90	N	83	116	105	30	
	Mittelwert	69,67	0,41	41,82	28,47	
	Median	54,04	0,15	29,33	7,17	
	Standard Abw.	88,65	0,56	48,47	55,78	
Nass	10	N	33	13	7	1
		Mittelwert	55,21	0,02	23,33	0,67
		Median	50,47	0,00	24,33	0,67
		Standard Abw.	39,62	0,03	8,73	
	35	N	90	75	70	29
		Mittelwert	50,63	0,07	41,04	19,98
		Median	48,08	0,01	28,00	15,33
		Standard Abw.	17,88	0,22	38,37	19,73
	70	N	116	115	107	34
		Mittelwert	56,03	0,57	38,01	29,24
		Median	48,63	0,22	25,67	17,33
		Standard Abw.	47,86	0,69	44,83	30,39
90	N	74	117	106	42	
	Mittelwert	82,02	0,45	38,97	33,33	
	Median	55,51	0,22	27,50	13,50	
	Standard Abw.	95,95	0,77	37,86	83,16	

Die Tiefe beeinflusst signifikant die Konzentrationen von CO₂ und CH₄ im Boden. Es ist ein sehr deutlicher Gradient zwischen den hohen Konzentrationen im Unterboden (tiefer als 35 cm) und den relativ geringen Konzentrationen im Unterboden (bis 10 cm unter der Oberflä-

che, siehe Abbildung 6) zu erkennen. Der Einfluss der Tiefe auf die CO₂ Konzentrationen ist offensichtlich, zumindest wenn man die Bodenluft betrachtet. Die Maxima werden hierbei ab einer Tiefe von 70 cm erreicht. Die CH₄ Konzentration erhöhte sich signifikant mit der Tiefe, sowohl in der Bodenluft, als auch in der Bodenlösung.

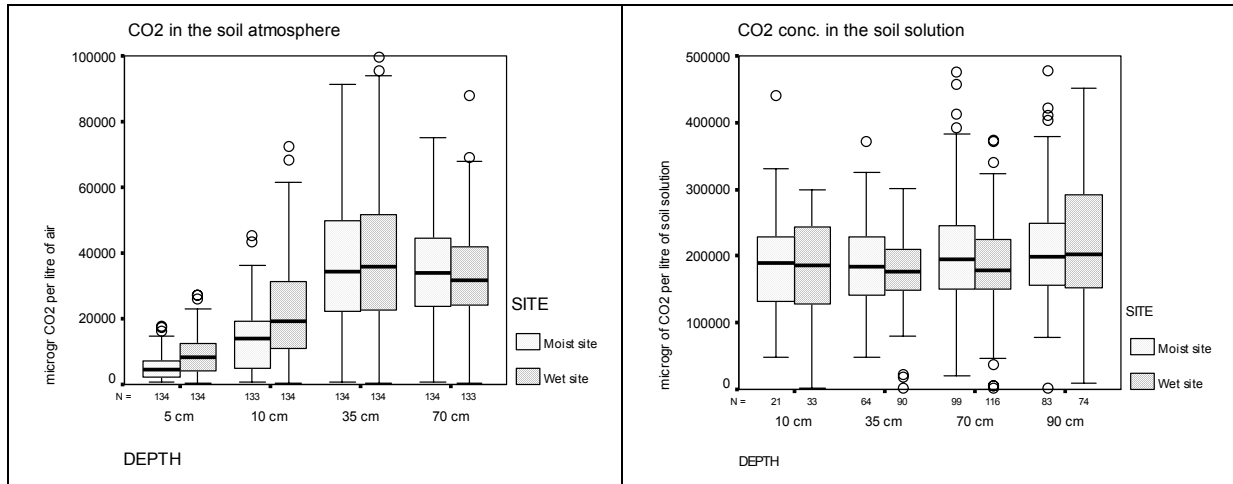


Abbildung 6: Die zusammengefassten CO₂-Konzentrationen (µg/l) in Abhängigkeit von Variante und Tiefe für die Zeit von Sommer 2005 bis Herbst 2006 in Langenau-Göttingen

Unabhängig von der Tiefe aber differenziert nach Nässegrad des Standortes zeigt die Abbildung 7 die mittels klimawirksamen CO₂-Equivalenten zusammengefassten Kohlenstofffraktionen. Demnach sind die Konzentrationen an CO₂-Equivalenten in allen vier Jahreszeiten beim nassen Standort höher als beim feuchten.

Die Jahreszeiten ändern das Verhältnis zwischen den beiden Standorten in Hinblick auf deren CO₂ and CH₄ Konzentrationen im Porenvolumen nicht. Ebenso unverändert bleibt die Verteilung der Gase zwischen den beiden C-Fraktionen oder den unterschiedlichen Tiefen. Im Sommer werden die höchsten Konzentrationen von Treibhausgasen pro Porenvolumen erreicht, Frühling und Herbst erreichen ähnliche Konzentrationen auf einem niedrigeren Niveau und im Winter sind die Konzentrationen am geringsten.

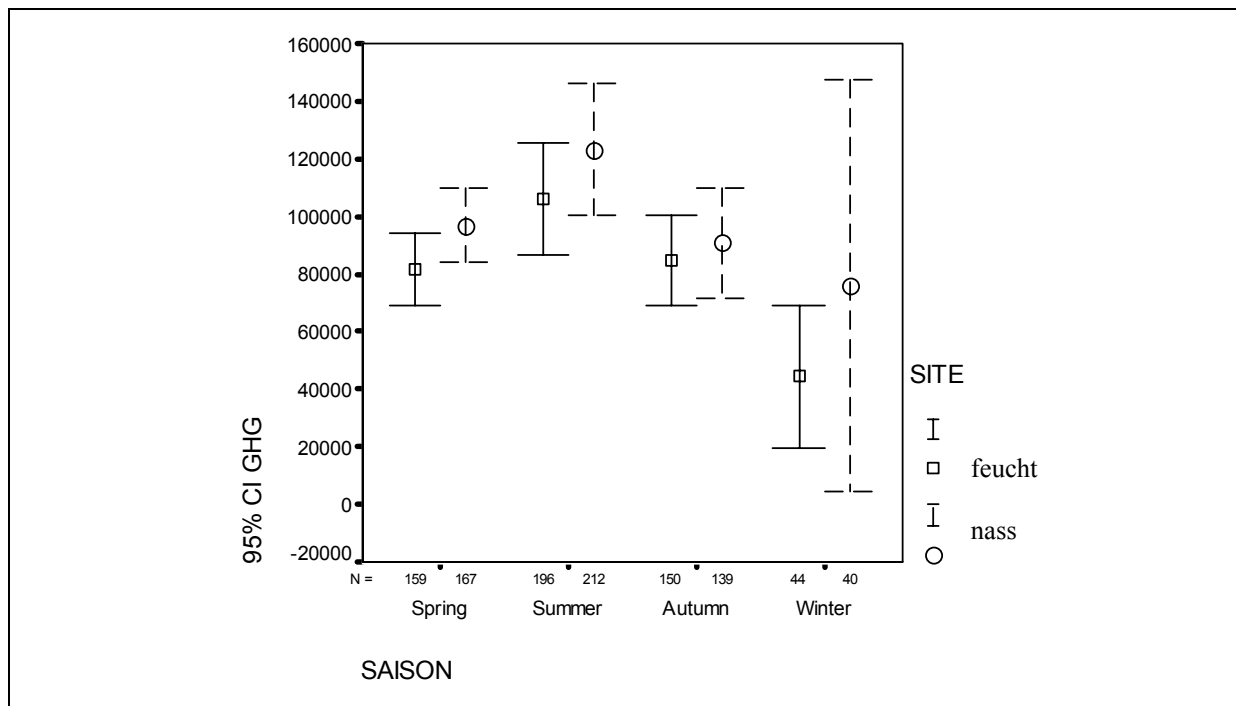


Abbildung 7: Vergleich der Konzentrationen an CO₂-Äquivalenten (µg/l) zwischen der feuchten und nassen Variante in Abhängigkeit von den Jahreszeiten

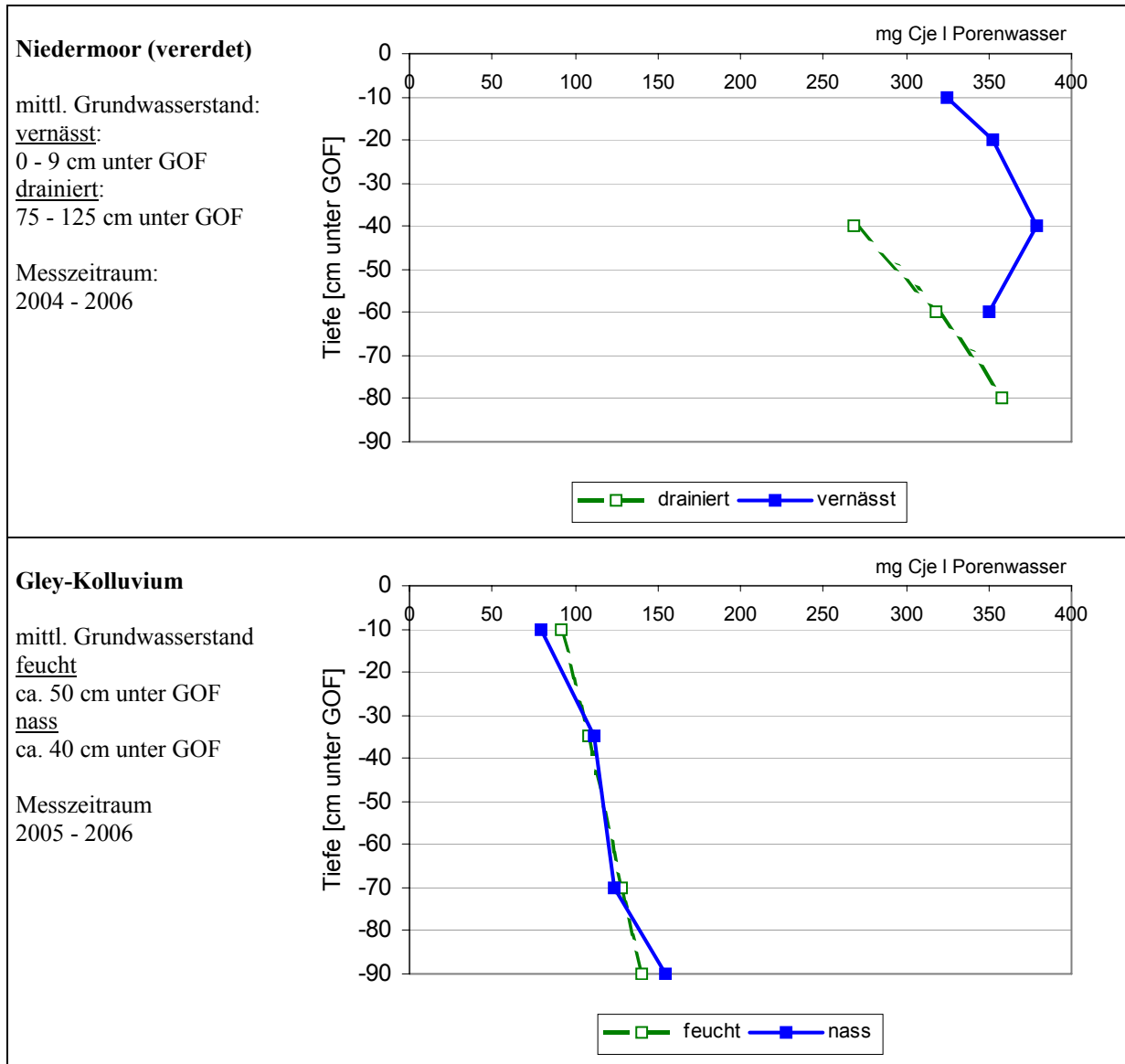
5.1.3 Wiedervernässung organischer und mineralischer Böden im Vergleich (N. Billen, B. Höll)

C-Komponenten der gelösten Phase

Die Ergebnisse in Kapitel 5.1 haben gezeigt, dass im wassergefüllten Porenraum erheblich höhere C-Mengen gespeichert werden können als im luftgefüllten. Deshalb wird an dieser Stelle die Speicherkapazität der beiden Böden (Niedermoor, Gley-Kolluvium) nur in Abhängigkeit vom Wasser verglichen (siehe Abbildung 8). Die Konzentrationen an Kohlenstoff als Summe aus DIC, DOC, POC und CH₄ sind im wiedervernässten Niedermoor um mehr als das 3-fache höher als im nassen, häufig überstauten Gley-Kolluvium. Das drainierte Niedermoor weist eine Konzentrationserhöhung um weniger als das 3-fache auf. Bemerkenswert ist der nur unwesentliche Unterschied zwischen dem feuchten und nassen Gley-Kolluvium, was allerdings aufgrund des unerwartet ähnlichen Grundwasserstandes nicht verwundern darf. Unter Einbeziehung des höheren Porenvolumens des Niedermoors ist bei den gespeicherten C-Mengen mit einem noch größeren Unterschied der beiden Bodentypen zu rechnen.

Insgesamt scheint also die C-Aufnahmefähigkeit der Bodenlösung von vernässten mineralischen Böden erheblich geringer zu sein als die eines organischen Niedermoors, so dass im Mineralboden das Bodenwasser, welches zumindest als Zwischenspeicher für Kohlenstoff aus der Atmosphäre dient, nur eine geringe Rolle spielt. Welchen Anteil bzw. welche Wirkung

das Bodensubstrat auf die Menge an wassergelösten Kohlenstoff hat und mit welcher Geschwindigkeit die im Bodenwasser gelösten C-Verbindungen letztendlich aber einer stabilen Humusfraktion zugeführt werden, kann mit den vorhandenen Ergebnissen noch nicht beantwortet werden.



5.2 Ergebnisse zur Maßnahme Extensivierung der Flächenbewirtschaftung

5.2.1 CO₂-Efflux aus Böden unter Pflugbewirtschaftung versus Grünland (Haubenversuche) (H. Chen, N. Billen, W. Okrafka)

5.2.1.1 Problemstellung und Teilziele

Die Untersuchungen zu diesem Teilvorhaben des Projektes sollen den Unterschied des CO₂-Effluxes zwischen ökologisch bewirtschaftetem Acker und Grünland aufzeigen. Dadurch sollen vertiefte Erkenntnisse über die Prozesse der CO₂-Speicherung und somit der Humusanreicherung zum Klimaschutz durch CO₂-Entzug aus der Atmosphäre gewonnen werden. Das Ziel ist also den gesamten ökosystemaren CO₂-Efflux zwischen Acker und Grünland zu vergleichen.

5.2.1.2 Material und Methode

Untersuchungsstandort

Die Untersuchungen fanden in Stuttgart-Kleinhohenheim in Südwestdeutschland statt. Acker und Grünland waren auf gleichem Bodentyp (Stagninc Luvisol) direkt benachbart. Die Ackerfläche wird seit über 20 Jahren gepflügt und war davor Grünland. Inzwischen wird die Fläche mit einer sechsgliedrigen Fruchtfolge bewirtschaftet (Gemüse in 2002, Sommer-Weizen in 2003, Winter-Roggen in 2004, Karotten in 2005, Sommer-Weizen in 2006). Das Grünland weist auch Kleeanteile auf und ist ca. 25 Jahre alt.

Messungen der ökosystemaren CO₂-Emissionen

Eine Methodik zur Analyse von bodenbürtigem CO₂ als Kennwert des Umsatzes ist bereits seit über 70 Jahren bekannt (Lundegardh 1927). Allerdings sind die Messergebnisse stark abhängig von der Variationsbreite der steuernden Umweltfaktoren. Deshalb wurde in den letzten Jahrzehnten vielerorts an Methodenverbesserungen gearbeitet. Die derzeit bestehenden Meßsysteme lassen sich in mikro- und makrometeorologischen Meßmethoden, Isotopenmeßmethoden und Kammermeßmethoden aufteilen. Bei der letztgenannten Methode existiert zum einen das Adsorptionsverfahren, welches nur die Messung der Emissionen erlaubt. Zum anderen existiert das Anreicherungsverfahren, bei dem die Nettoemissionen (positive und negative Flüsse) gemessen werden können. Die Vorteile der statischen Kammern sind ihr z. T. einfacher Aufbau und ihre universelle Anwendbarkeit (z.B. Edwards 1982, Norman et al. 1992).

Dynamische Kammersysteme bzw. Windtunnel minimieren die Kammereffekte und werden hauptsächlich für die Lachgas- und Ammoniakmessung nach Maßnahmendurchführung ein-

gesetzt, allerdings sind die Messungen mit einem sehr großen technischen Aufwand und relativ wenig Vergleichsdaten verbunden (z.B. Bristow, 1991).

Für die Messungen des CO₂-Effluxes in diesem Vorhaben konnte auf die bestehenden “Hohenheimer Messkammern” zurückgegriffen werden. Die Kammern wurden am Institut für Landtechnik der Universität Hohenheim entwickelt. Ursprünglich waren sie für Stickoxid Messungen ausgelegt, wurden aber später für CO₂- Emissions-Messungen erweitert (Schürer and Plessner, 1997, Motz et al., 2001, siehe Abbildung 9). Jeweils zwei der Hohenheimer Messkammern wurden im Acker und im Grünland aufgebaut (siehe Abbildung 10).

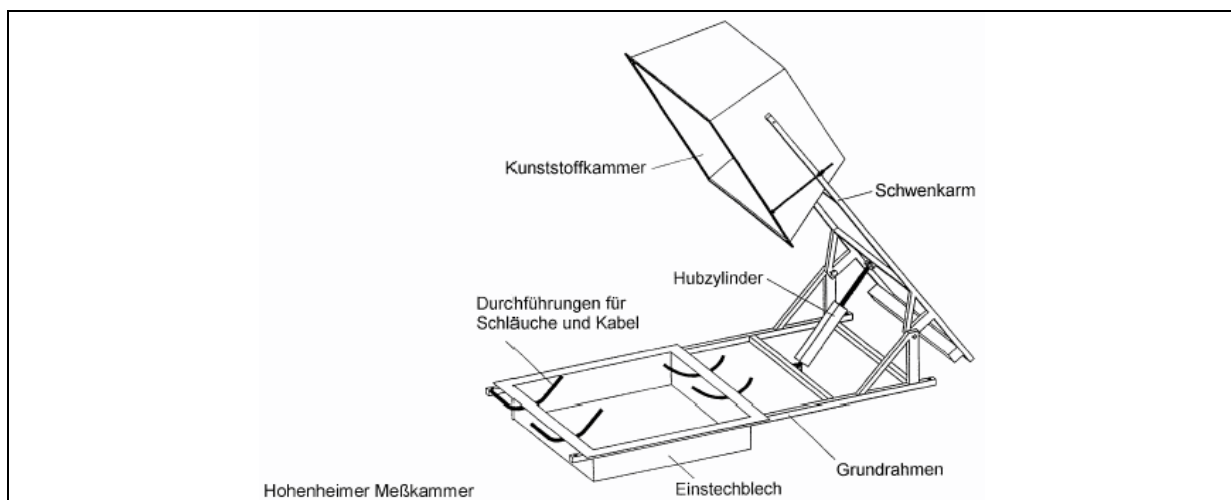


Abbildung 9: Konstruktionsskizze einer Hohenheimer Messkammer (aus Motz et al. 2001) zur Erfassung des Effluxes klimarelevanter Gase aus Böden

Die Hohenheimer Messkammern bestehen aus einer verschließbaren, transparenten Plexiglashaube, einem innenseitig eingebauten Ventilator zur Luftzirkulation bei geschlossenen Hauben, einem Eisenblech am Grundrahmen zum Einbau in den Boden (10 cm tief), einer pneumatischen Schließ- und Öffnungsregulation durch Kompressor und Druckzylinder, einer außertemperaturgesteuerten Klimaanlage für die geschlossenen Plexiglashauben, einen LICOR 6252 Infrator CO₂-Analysator zur Messung der CO₂-Konzentrationen in den geschlossenen Messkammern. Die Messwerterfassung geschieht durch die Steuerungssoftware DASYLAB. Die Messfeldgrundfläche der Kammern beträgt 1 m², das Volumen 512 l. Von jeder Kammer wurden zwischen August und November 2006 die CO₂-Konzentrationen täglich um 2, 6, 10, 14, 18 und 22 Uhr erfasst. Der Messzeitraum betrug bei geschlossenen Kammern jeweils 10 Minuten mit 10 Messpunkten, also minütlicher Aufzeichnung.



Abbildung 10: Aufbau des Hohenheimer Messkammer-Systems (links) und Steuerungs-/Messtechnik (rechts) zur Erfassung des Effluxes klimarelevanter Gase aus Böden im Feld der Versuchsstation Stuttgart-Kleinhohenheim

5.2.1.3 Ergebnisse und Schlussfolgerung

Die ökosystemare CO_2 Netto Respiration ist die Bilanz aller CO_2 -Emissionen und -Aufnahmen durch Pflanzen und Böden. So bedeutet eine negative Bilanz eine Aufnahme von CO_2 in das Pflanzen-/Bodensystem (Netto Assimilation), eine positive Bilanz eine CO_2 -Abgabe des Systems (Netto Respiration). Eine Netto Assimilation liegt also vor, wenn alle CO_2 konsumierenden Prozesse größer sind als die produzierenden Prozesse (Glatzel 1999).

Ein repräsentatives Beispiel für den Tagesgang einer CO_2 -Bilanz von Acker und Grünland ist in der Abbildung 11 dargestellt. Vom Acker wurde der Sommerweizen am 20. August 2006 geerntet, so dass sich am 6. September keine Pflanzen und Pflanzenreste mehr auf dem Feld befanden. Der Grünlandbestand war jedoch noch im Wachstum begriffen. Während der Messung an diesem Tage sind die CO_2 -Emissionen vom Acker deutlich zu erkennen, die CO_2 -Emissionsraten reichten von 104.4 um 10:00 Uhr bis $298.3 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ um 22:00 Uhr. Demgegenüber wurden vom Grünland Netto Assimilationen um 10:00 Uhr und 14:00 Uhr registriert und Emissionen zu den übrigen vier Messzeitpunkten. Die CO_2 -Emissionsraten reichten von -327.1 um 10:00 Uhr bis $273.8 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ um 22:00 (Abbildung 11).

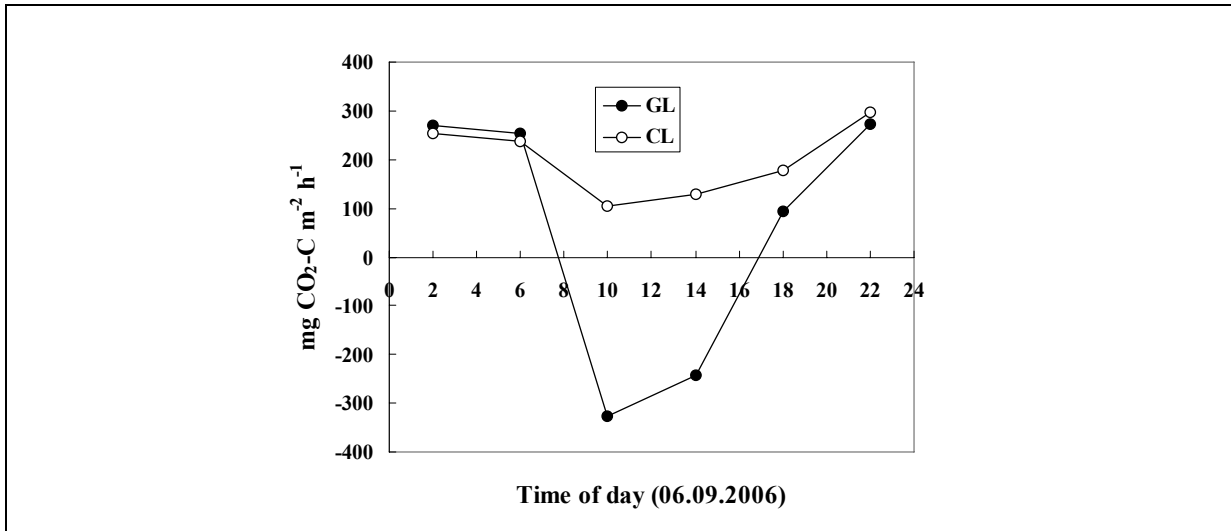


Abbildung 11: Repräsentativer Tagesgang der CO₂-Emissionen aus Acker und Grünland am 6. September 2006 in Stuttgart-Kleinhohenheim

Abbildung 12 zeigt die kontinuierlichen CO₂-Emissionen vom Acker und Grünland zwischen 22. August und 17. November. Vom Acker betragen die Emissionsraten 26.8 bis 223.9 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹, vom Grünland lagen die Raten zwischen -13.9 und 247.6 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹. Tendenziell waren die CO₂-Emissionen vom Grünland geringer als die vom Acker während der Messperiode. Insgesamt nahmen die CO₂-Emissionen aus beiden Bewirtschaftungstypen mit fortschreitender Jahreszeit ab.

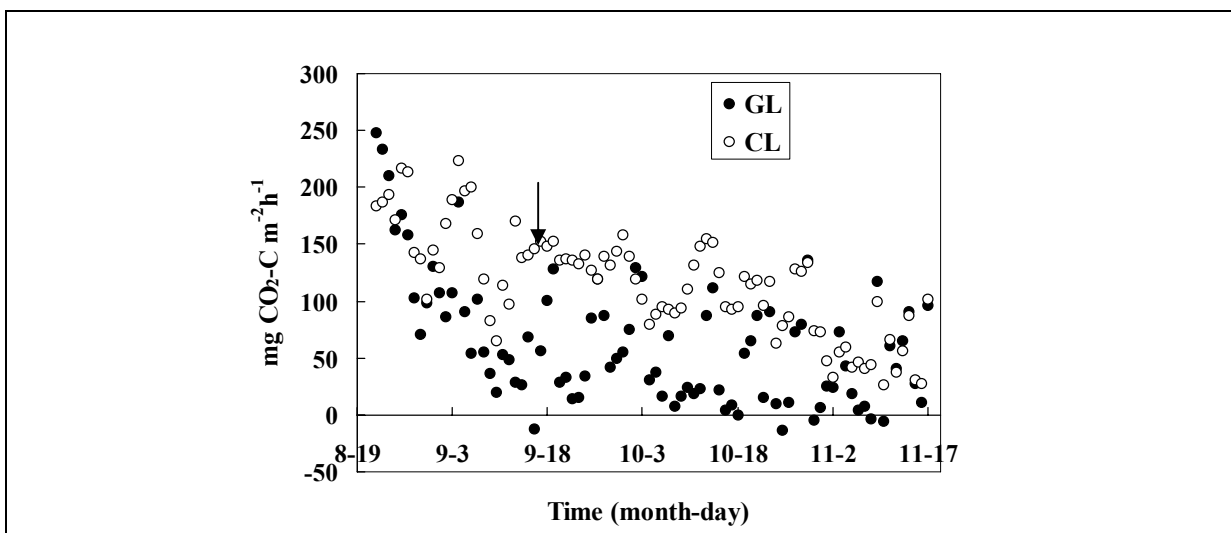


Abbildung 12: Die saisonalen CO₂-Emissionen vom Acker (CL) und Grünland (GL) zwischen 22. August und 17. November 2007 in Stuttgart-Kleinhohenheim. Der Pfeil zeigt den Termin der Bodenbearbeitung im Acker am 18.9.06.

Die gemittelten CO₂-Emissionsraten betragen während des Messzeitraumes 116.3 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹ bzw. 2790.3 mg CO₂-C m⁻² d⁻¹ vom Acker, was bei linearer Hochrechnung einer jähr-

lichen Emission von 1018.5 g CO₂-C m⁻² a⁻¹ entsprechen würde (Tabelle 3). Demgegenüber betragen die gemittelten Emissionsraten vom Grünland 63.8 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹ bzw. 1530.6 mg CO₂-C m⁻² d⁻¹, was einer jährlichen Rate von 558.7 g CO₂-C m⁻² a⁻¹ entsprechen würde (Tabelle 3, Diskussion siehe Kapitel 9.1.1).

Tabelle 3: Vergleich der CO₂-Emissionsraten vom Acker und Grünland in Stuttgart-Kleinhohenheim, hochgerechnet auf verschiedene Zeitskalen.

<i>Bewirtschaftungstyp</i>	<i>mittl. Emission mg CO₂-C m⁻² h⁻¹</i>	<i>mittl. Emission mg CO₂-C m⁻² d⁻¹</i>	<i>mittl. Emission g CO₂-C m⁻² a⁻¹</i>
Acker (gepflügt)	116	2790	1018
Grünland	64	1530	558

5.2.2 *Humus-C Zunahme bei Extensivierung im internationalen Vergleich (Literaturrecherche)* (K. Adam-Schumm, N. Billen)

5.2.2.1 *Problemstellung und Teilziele*

Im Rahmen des Vorhabens wurde eine Literaturrecherche durchgeführt. Ziel war es die aktuellen Erhebungen in Baden Württemberg (2004/2005) zu Vorratsänderungen von organischer Substanz in Böden bedingt durch eine veränderte Nutzung mit anderen Langzeituntersuchungen zu vergleichen. Zusätzlich wird eine Einschätzung der Kohlenstoff Akkumulationsraten in Böden in Abhängigkeit von Nutzungsänderung (reduzierte, keine Bodenbearbeitung und Grünland) und Zeit angestrebt.

5.2.2.2 *Material und Methode*

Für die Datensammlung wurden aus veröffentlichter Literatur Experimente ausgewählt, welche Vorratsänderungen von Kohlenstoff in Böden bedingt durch Reduzierung der Bodenbearbeitungsintensität (Nutzungsintensität) dokumentieren. Es wurden nur Vergleichspaare verwendet, die eine **konventionelle Bodenbearbeitung**, d.h. eine wendende Bodenbearbeitung mit Pflug als Referenzvariante beinhalten. Bei der Literaturrecherche wurde der Schwerpunkt auf **reduzierte Bodenbearbeitung** im Sinne von nicht wendender Bodenbearbeitung und der Etablierung von **Grünland und begrüntem Brachen** gelegt. Die zahlreichen Veröffentlichungen zum Ackerbau mit **Direktsaat**, also gänzlich ohne Bodenbearbeitung („No Tillage“) wurde nur begleitend recherchiert, da für dieses Themengebiet auch mehrere Recherchen (z.B. WEST & POST, 2002) vorhanden sind.

Von den ca. 350 Veröffentlichungen, die studiert wurden, wurde ein Drittel in die Datensammlung aufgenommen und aus 60 Quellen erfolgte die Auswertung mit 234 Vergleichspaaren (vgl. Tabelle 7 und Tabelle 8), welche mit den aktuellen 33 Datensätzen aus 2004/2005

(vgl. Ergebnisse von Chen (persönliche Mitteilung) und Deller (persönliche Mitteilung) in Kapitel 5.2.3 ausgewertet wurden. Nach Abschluss und Sichtung der Datensammlung wurden die Daten nach Beprobungstiefe (0-10 und 0-20 cm Tiefe) und Information der Kohlenstoffgehalte (Angaben nur in Konzentration ohne Lagerungsdichte bzw. Massenangabe) organisiert und angepasst. Alle Untersuchungen <10 cm Beprobungstiefe bzw. unvollständige Beprobung in diesen Tiefen wurden aus der Auswertung eliminiert. Es wurde eine Auswertung der Daten mit größeren Tiefen angestrebt. Dies hätte die Anzahl der Vergleichspaare erheblich reduziert. Auf eine zusätzliche Umrechnung von C-Gehalten (in %) in Masse pro Einheit unter Verwendung geschätzter Lagerungsdichten wurde verzichtet (vgl. Diskussion). Die extremen Werte aus EKEBERG & RILEY (1997) fanden keinen Eingang in die Analyse.

Die Differenz von organischem Kohlenstoff (in % oder t C ha⁻¹) zwischen konventioneller Bodenbearbeitung und reduzierter Bodenbearbeitung wurde wie folgt berechnet:

$$C_{\text{reduziert}} - C_{\text{pflug}} = C_{\text{veränderung}}$$

5.2.2.3 Ergebnisse

Kohlenstoffanreicherung in Abhängigkeit von der Zeit

Es ist zu erwarten, dass sich nach Verminderung der Nutzungsintensität von Böden nach einer zeitlichen Periode ein neues Kohlenstoffgleichgewicht einstellt und zu erhöhten C_{org}-Gehalten in den Böden führt. Zur Bestimmung der jährlichen C-Anreicherungsrate wird die Differenz der C_{org}-Gehalte zwischen Ackerbau (konventionell) und Umnutzung in Abhängigkeit von der Dauer der Umnutzung errechnet. Auffällig ist in dieser Datensammlung, dass die Differenzen der Paare häufig einen negativen Wert ergaben, also bei reduzierter Bodenbearbeitung auf eine Abreicherung der organischen Substanz im Boden hinwies (vgl. Abbildung 13 bis Abbildung 15). Die Zeit als abhängige Einflussgröße für die C_{org}-Anreicherung ist mittels Regressionsanalyse lediglich für das Grünland belegbar. Für die Varianten reduzierte Bodenbearbeitung und Dirketsaat ist keine Abhängigkeit (vgl. Bestimmtheitsmaß in Tabelle 4) zwischen C-Anreicherung und Nutzungsdauer nachzuweisen. Diese geringe Abhängigkeit ist bekannt (HUSTON, 2001), da die Veränderungen des Kohlenstoffgehaltes als Ausdruck von biologischen Umweltprozessen von einer Vielzahl von Variablen überlagert wird. Zudem besteht bei vielen Experimenten ein Defizit an Information (Nährstoffversorgung, Körnung, Landnutzungsgeschichte...), so dass eine umfassendere Auswertung nur für eine geringe Anzahl an Vergleichspaaren möglich wäre.

Tabelle 4: Lineare Anpassung – Kohlenstoffanreicherung in Abhängigkeit von Nutzungsdauer

Nutzungsänderung/ Umnutzung	n [§]	Tiefe [^] [cm]	Dauer [#] [a]	Lineare Regression [°] zw.	
				Differenz Ackerbau (konventionell) und Umnutzung in Abh. von Zeit	r ²
Daten in Konzentration C [%]					
Reduzierte Bodenbearbeitung	24	10	9	y = 0,02 x + 0,14	0,35
	25	20	14	y = 0,001 + 0,16x	0,12
Direktsaat	13	10	12	y = 0,03x - 0,09	0,41
	19	20	12	y = 0,2x + 0,005	0,56
Grünland + Brache	20	20	9	y = 0,07x - 0,19	0,94
Daten in Masse [t C ha⁻¹]					
Reduziert Bodenbearbeitung	27	10	10	y = 0,23x + 0,18	0,54
	66	20	13	y = 0,01x + 3,52	0,01
Direktsaat	30	10	12	y = 0,48x - 0,08	0,63
	34	20	15	y = 0,47x + 35,17	0,23
Grünland + Brache	10	10	6	y = 1,47x - 5,06	0,90
	45	20	8	y = 0,39x + 1,64	0,63

[§] Anzahl der Paarungen; [^]Daten berechnet in Bodentiefe; [#] gemittelte Dauer der Umnutzung; [°] x: Dauer der Umnutzung [a], y Differenz konventionelle Ackerbau und Umnutzung

Einfluss der Nutzungsintensität auf die Kohlenstoffanreicherung

Im Vergleich der Mittelwerte der C-Gehalte zwischen konventionellem Ackerbau und jeweiliger Umnutzung wurde für alle Paarungen ein hochsignifikanter ($P < 0,1\%$) Unterschied festgestellt (vgl. Tabelle 4 bis Tabelle 6). Die mittlere C_{org} -Zunahme (vgl. Tabelle 5) ist bei der Direktsaat (Tiefe 0-20 cm) mit $7,18 \text{ t ha}^{-1}$ am höchsten, gefolgt vom Grünland und der Variante reduzierte Bodenbearbeitung. Es ist zu beachten, dass die mittlere Dauer bei der Direktsaat 15 Jahre beträgt wohingegen bei Grünland nur eine mittlere Dauer von 8 Jahren vorliegt. Ausschlaggebend sind die mittleren jährlichen C-Raten der Akkumulation in die die Dauer der Umnutzung eingeht. Hierbei vermögen die Standorte unter reduzierter Bodenbearbeitung in einer Tiefe von 0-20 cm im Mittel $27,18 \pm 8,82 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und Böden mit Direktsaat $48,42 \pm 16,92 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ zusätzlich gegenüber konventionellen Ackerstandorten unter Pflug zu speichern. Die Grünlandstandorte zeigen höchste jährliche Akkumulationsraten mit $59,59 \pm 19,27 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Betrachtet man die mittleren C-Konzentrationsänderungen, so sind diese entsprechend den meisten Untersuchungen erwartungsgemäß in den ersten 10 cm höher als bei der Betrachtung bis in die Tiefe von 20 cm.

Tabelle 5: Kohlenstoffanreicherung in Abhängigkeit von Nutzungsintensität beachte neue Tab.-Bearbeitung

Nutzungs- Änderung/ Umnutzung	n [§]	Tiefe [^] [cm]	Dauer [#] [a]	Mittlere	Lineare Regression zw.	r ²	Mittlere jährliche
				Zunahme C _{org} -Boden ^{&}	Ackerbau (konventionell) und Umnutzung		Anreicherung C _{org} -Boden ⁺
				C [%]			C [%]
Reduziert	24	10	9	0,28 ± 0,07	y = 0,97x + 3,23	0,97	0,30 ± 0,08
	25	20	14	0,17 ± 0,05	y = 1,14x	0,98	0,12 ± 0,03
Direktsaat	13	10	12	0,40 ± 0,15	y = 1,03x - 0,07	0,93	0,35 ± 0,13
	19	20	12	0,20 ± 0,12	y = 0,99x + 1,23	0,82	0,17 ± 0,10
Grünland	20	20	9	0,42 ± 0,23	y = 1,13x + 0,10	0,74	0,46 ± 0,25
				t C ha ⁻¹			g C m ⁻²
Reduziert	27	10	10	2,63 ± 0,94	y = 0,97x + 3,23	0,93	25,08 ± 8,98
	66	20	13	3,62 ± 1,17	y = 1,01x + 3,24	0,97	27,18 ± 8,82
Direktsaat	30	10	12	5,83 ± 1,78	y = 0,88x + 8,13	0,74	47,00 ± 14,35
	34	20	15	7,18 ± 2,51	y = 0,99x + 7,12	0,91	48,42 ± 16,92
Grünland	10	10	6	3,61 ± 3,17	y = 0,78x + 8,75	0,74	61,12 ± 53,65
	45	20	8	4,65 ± 1,50	y = 1,01x + 3,23	0,98	59,59 ± 19,27

[§] Anzahl der Paarungen; [^]Daten berechnet in Bodentiefe; [#] gemittelte Dauer der Umnutzung; [&] ausgehend vom Referenzwert/konventionelle Bodenbearbeitung; [°] x: C_{org}-Gehalte konventionelle Bodenbearbeitung; y: Umnutzung pro Einheit; ⁺ Mittlere Zunahme C_{org} (gegenüber konventionelle Bodenbearbeitung) dividiert durch mittlere Dauer

Tabelle 6: Vergleich der mittleren C-Anreicherung globaler Auswertung mit aktuellen Erhebungen Baden-Württembergs

Nutzungsänderung/ Umnutzung	Tiefe [^] [cm]	Daten Literatúrauswertung			Daten Baden-Württemberg 2004/2005		
		n [§]	Dauer [#] [a]	Mittlere Zunahme C _{org} -Boden t C ha ⁻¹	n [§]	Dauer [#] [a]	Mittlere Zunahme C _{org} -Boden t C ha ⁻¹
Reduziert	10	27	10	2,63	12	11	2,12
	20	66	13	3,62	12	11	4,34
Direktsaat	10	30	12	5,83	8	10	6,40
	20	34	15	7,18	8	10	8,90
Grünland	10	10	6	3,61	11	11	10,36
	20	45	8	4,65	11	11	13,41

[§] Anzahl der Paarungen; [^]Daten berechnet in Bodentiefe; [#] gemittelte Dauer der Umnutzung

Die Daten zur C-Anreicherung Baden-Württembergs sind Bestandteil der „globalen“ Auswertung. Im Vergleich der mittleren Differenz (C-Anreicherung) liegen die aktuellen Erhebungen in Baden-Württemberg (vgl. Tabelle 6 und Kapitel 5.2.3) bei reduzierter Bodenbearbeitung und Direktsaat mäßig sowie bei Grünlandetablierung erheblich über dem Durchschnitt der globalen Auswertung. Die mittlere Differenz der reduzierten Bodenbearbeitung entspricht 120% und die der Direktsaat 124% bei der vergleichenden Auswertung in der Tiefe 0-20 cm. Insbesondere die Grünlandstandorte vermögen im prozentualen Mittelwertsvergleich mit 288% überdurchschnittlich Kohlenstoff im Boden anzureichern (vgl. Tabelle 6). Allerdings ist zu beachten, dass die mittlere Summe der Differenzen für die C-Gehalte der Grünlandstandorte erheblich unter der Direktsaatvariante liegt.

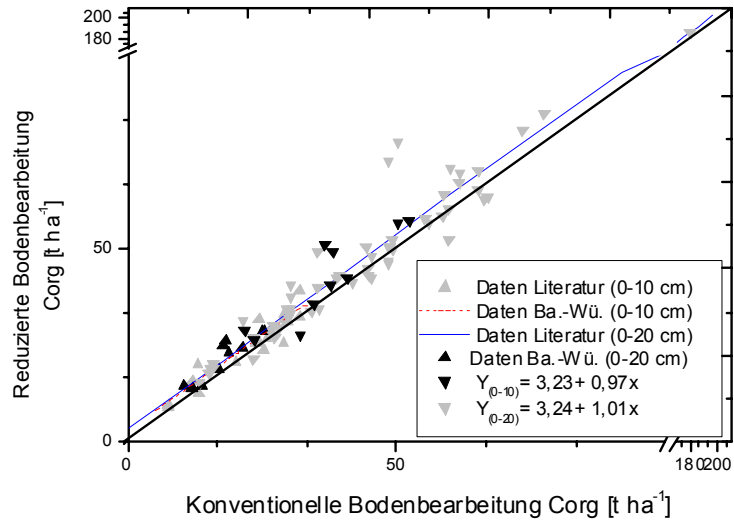


Abbildung 13: Konventionelle Bodenbearbeitung im Vergleich zu reduzierter Bodenbearbeitung in den Tiefen 0-10 und 0-20 cm

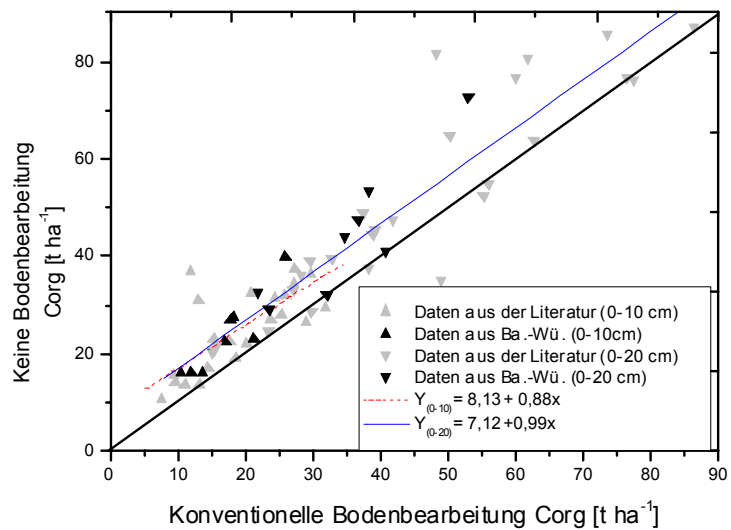


Abbildung 14: Konventionelle Bodenbearbeitung im Vergleich zu Ackerbau ohne Bodenbearbeitung in den Tiefen 0-10 und 0-20 cm

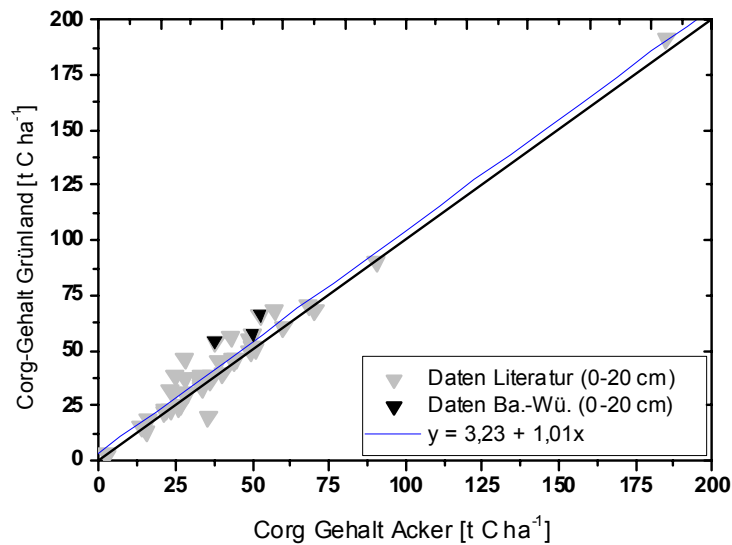


Abbildung 15: Konventionelle Bodenbearbeitung im Vergleich zu Grünland in den Tiefen 0-10 und 0-20 cm

5.2.2.4 Diskussion

Die Datenstudie (vgl. Tabelle 7 und Tabelle 8) weist eine hohe Anzahl an negativen Differenzen zwischen den Untersuchungsvarianten bzw. auch sehr geringe Differenzen auf (vgl. Abbildung 13 bis Abbildung 15). Sehr unterschiedliche Gründe können herangezogen werden, die das Ergebnis negativ beeinflussen. Häufig liegen keine echten Zeitreihen vor, die voraussetzen, dass zum Zeitpunkt (t_0) der Einführung der Umnutzung beide Varianten beprobt werden und nach jedem Zeitintervall wieder beide Standorte beprobt werden. In vielen Experimenten wird der konventionelle Ackerstandort nur einmalig zu t_0 beprobt und nach wiederholter Beprobung der t_0 -Wert in Beziehung gesetzt. Das gilt ebenso für die Erhebung von Lagerungsdichten. Im Ergebnis kann dies sowohl zu Überschätzung als auch zu Unterschätzung der C-Akkumulationsraten führen. Es sind zwischen den Vergleichspaaren in Abhängigkeit von der Beprobungstiefe z. T. erhebliche Unterschiede bei der C-Konzentration vorhanden, die sich bei der Berechnung mit aktuellen Lagerungsdichten minimieren bzw. verschwinden (FRANZLUEBBERS & ARSHAD, 1996). Die Experimente verwenden teilweise Standorte deren Nutzungsgeschichte nicht bekannt ist. Wurde beispielsweise ein konventioneller Acker mit Stallmist gedüngt oder erfuhr dieser längere Brachzeiten, so wirkt sich das auf die Ergebnisse aus. Zudem können heute Effekte der globalen Klimaerwärmung auf die Entwicklung der Humusvorräte nicht ausgeschlossen werden. So zeigen die Erhebungen von SAINJU et al. (2002) zwar starke jahreszeitliche Schwankungen, aber alle Standorte (auch konventionelle Bodenbearbeitung) verlieren mit der Zeit organischen Kohlenstoff (sie-

he Simulationsergebnisse auf lokaler und regionaler Ebene). Insgesamt hat die Literaturrecherche im Rahmen des Vorhabens gezeigt, dass die Datenqualität sehr heterogen ist. Um die Untersuchungen aus der Literatur möglichst fehlerfrei zu vergleichen, sollte eine einheitliche Basis vorhanden sein. Grundsätzlich kann man die Experimente, welche lediglich Angaben zu C-Konzentrationsänderungen geben vernachlässigen, da die Lagerungsdichte entscheidend für tatsächliche C-Gehaltsänderungen sind.

Das Phänomen der fehlenden zeitlichen Abhängigkeit (vgl. Tabelle 5) der C-Anreicherungsraten ist auch von WEST & POST (2002) beschrieben. Die zahlreichen Einflußfaktoren (Landtechnik, Körnung, Ernterestbehandlung, Düngung, Brachzeiten..) sind nur mit aufwendiger Statistik zu betrachten und erfordern eine Datengrundlage mit Kenntnis aller Faktoren. Bei einer multiplen Betrachtung sollten auch nur echte Zeitreihen betrachtet werden. Insgesamt würde sich der Datensatz aber erheblich verringern und keine allgemeingültigen Aussagen mehr ermöglichen.

Auffällig bei dieser Untersuchung sind die hohen C-Akkumulationsraten der Direktsaatvarianten gegenüber den Akkumulationsraten der Grünlandstandorte (vgl. Tabelle 5). Dies kann zum einen mit der mittleren Dauer der Umnutzung erklärt werden, die bei den Grünlandstandorten nur 8 Jahre beträgt. Zum anderen deuten unvollständige Informationen in einigen Publikationen darauf hin, dass sich unter den Ackervarianten insbesondere Direktsaat, Standorte mit Dauerkulturen befinden, welche im weiteren Sinne aber eher den Grünlandstandorten (z.B. Wurzelmassenproduktion) ähneln. Außerdem handelt es sich bei den Grünlandstandorten häufig um wenig produktives, unbewirtschaftetes und somit ungedüngtes Bracheland während demgegenüber bei der Direktsaat weiterhin gedüngt wird und somit die Humusmehrung aktiv gefördert wird.

Aussagen über eine mögliche Gleichgewichtseinstellung der Humusvorräte in Abhängigkeit zur Behandlung der Böden sind nicht möglich, da die mittleren Untersuchungszeiträume dieser Studie zu gering sind. So nimmt man für Grünlandstandorte eine Dauer von 50-100 Jahre an bevor sich ein Gleichgewicht einstellt (MOSIER, 1998). Allerdings beschreiben EHLERS & Claupein (1994), dass das älteste Direktsaatexperiment Deutschlands (in der Nähe von Göttingen seit 1967) zu Beginn 800 bis 900 kg C ha⁻¹ a⁻¹ gegenüber der gepflügten Variante akkumulierte. Nach 8-10 Jahren war die C-Akkumulationsperiode beendet, ein Gleichgewicht hatte sich eingestellt.

Zusammenfassend können nur wenige statistisch belegbare Ergebnisse aus dem großen Datenpool gewonnen werden. Auch kann hervorgehoben werden wie wichtig es ist Untersuchungen in echten Zeitreihen durchzuführen. Die vergleichende Darstellung der Standorte aktueller Untersuchungen in Baden-Württemberg mit der globalen Auswertung impliziert, dass die südwestdeutschen Böden bei der Umstellung auf ein anderes Flächenmanagement überdurchschnittlich Kohlenstoff akkumulieren.

Tabelle 7: Quellen und Daten der Literaturrecherche (Primärdaten = C-Gehalte)

Land	Standort	Beprobungstiefe [cm]	Dauer Umnutzung [a]	Δ SOC [%]	SOC (Pflug) [%]	Auswertung [cm]	Quelle	ID
Reduzierte								
Argentinien	Marcos Juarez	15	17	0.20	1.50	10	Chagas et al. (1995)	968
Australien	Condobolin	10	14	-0.01	0.94	10	Fettell & Gill (1995)	991
Deutschland	Leipzig "Seehausen"	40	37	0.08	2,03	20	Ulrich et al. (2006)	1228
Kanada		25	4	2.78	0.70	20	Carter et al. (1990)	321
Polen		20	3	0.06	0.76	20	Kraska et al. (2006)	1269
Schweiz	Frick	10	3	0.16	2.19	10	Berner et al. (2006)	1141
Spanien	Sevilla	40	10	0.16	0.80	10	Moreno et al. (2006)	1115
Spanien	Sevilla	30	4	0.07	0.67	20	Murillo et al. (1998)	1195
Spanien	Sevilla	30	4	0.05	0.67	20	Murillo et al. (1998)	1197
Spanien	Sevilla	30	6	0.10	0.68	20	Murillo et al. (1998)	1201
Spanien	Sevilla	30	6	0.04	0.68	20	Murillo et al. (1998)	1203
Spanien	Sevilla	25	13	0.08	0.92	20	Madejon et al. (2006)	1207
Spanien	Sevilla	25	14	0.26	0.87	20	Madejon et al. (2006)	1213
Türkei	39°30'N, 26°8'E	20	2	0.27	0.88	20	Ozpinar & Cay (2006)	1132
Türkei	39°30'N, 26°8'E	20	2	0.07	0.88	20	Ozpinar & Cay (2006)	1133
USA	Clemson S.C.	13	1	0.17	0.70	10	Beale et al. (1955)	761
USA	Clemson S.C.	13	4	0.21	0.81	10	Beale et al. (1955)	762
USA	Clemson S.C.	13	8	0.20	0.90	10	Beale et al. (1955)	763
USA	Clemson S.C.	13	10	0.26	0.93	10	Beale et al. (1955)	764
USA	Clemson S.C.	13	1	-0.03	0.95	10	Beale et al. (1955)	765
USA	Clemson S.C.	13	4	0.12	0.88	10	Beale et al. (1955)	766
USA	Clemson S.C.	13	8	0.24	0.83	10	Beale et al. (1955)	767
USA	Clemson S.C.	13	10	0.10	1.04	10	Beale et al. (1955)	768
USA	Dixon Springs	15	8	0.13	1.19	10	Hussain et al. (1999)	931
USA	Rock Springs	15	25	0.59	2.20	10	Duiker & Beegle (2006)	1123
USA	South Charleston	40	36	0.16	0.85	20	Bajracharya et al. (1998)	1053
USA	Wooster	40	36	0.28	0.96	20	Bajracharya et al. (1998)	1059
USA		45	44	0.16	1.20	20	Rasmussen, Rohde (1988)	1043
USA		45	44	0.15	1.20	20	Rasmussen, Rohde (1988)	1047
Dirkeksaat								
Argentinien	Marcos Juarez	15	17	0.50	1.50	10	Chagas et al. (1995)	971
Australien	Condobolin	10	14	-0.01	0.94	10	Fettell & Gill (1995)	988
Deutschland	Leipzig "Seehausen"	40	12	0,15	1.00	20	Ulrich et al. (2006)	1234
Kanada		25	4	0,02	2,03	20	Carter et al. (1990)	322
Neuseeland	Wakanui	15	9	-0,07	2,01	10	Francis et al. (1993)	251

Land	Standort	Beprobungstiefe [cm]	Dauer Umnutzung [a]	Δ SOC [%]	SOC (Pflug) [%]	Auswertung [cm]	Quelle	ID
USA	Dixon Springs	15	8	0.30	1.19	10	Hussain et al. (1999)	929
USA	Rock Springs	15	25	0.91	2.20	10	Duiker & Beegle (2006)	1119
USA	Coshocton	45	1	-0.02	1.22	20	Staley et al. (1988)	718
USA	Coshocton	45	2	0.02	1.22	20	Staley et al. (1988)	722
USA	Coshocton	45	4	0.07	1.22	20	Staley et al. (1988)	726
USA	Coshocton	45	7	-0.31	1.22	20	Staley et al. (1988)	730
USA	Coshocton	45	9	0.51	1.22	20	Staley et al. (1988)	734
USA	Coshocton	45	15	-0.17	1.22	20	Staley et al. (1988)	738
USA	Coshocton	45	20	0.85	1.22	20	Staley et al. (1988)	742
USA	South Charleston	40	36	0.56	0.85	20	Bajracharya et al. (1998)	1051
USA	Wooster	40	36	0.49	0.96	20	Bajracharya et al. (1998)	1057
Grünland								
Deutschland	A1/2	30	5	0.10	1.20	20	Harrach (1993)	2
Deutschland	A7/1	30	5	0.10	0.90	20	Harrach (1993)	3
Deutschland	A3/1	30	4	0.00	0.90	20	Harrach (1993)	5
Deutschland	D1/1	30	5	0.20	2.20	20	Harrach (1993)	10
Deutschland	D1/2	30	5	0.00	2.30	20	Harrach (1993)	11
Deutschland	D2/1	30	5	0.00	2.70	20	Harrach (1993)	12
Deutschland	E1/1	30	4	0.00	1.10	20	Harrach (1993)	13
Deutschland	E1/2	30	4	0.20	0.80	20	Harrach (1993)	14
Deutschland	E1/3	30	4	0.10	0.90	20	Harrach (1993)	15
Deutschland		20	4	0.50	4.10	20	n.Marschner&Stahr(1992)	46
Deutschland		20	8	0.30	4.80	20	n.Marschner&Stahr(1992)	47
Deutschland		20	8	0.20	3.70	20	n.Marschner&Stahr(1992)	48
Deutschland		20	10	0.40	7.00	20	n.Marschner&Stahr(1992)	49
Deutschland		20	12	0.40	1.70	20	n.Marschner&Stahr(1992)	50
Deutschland		20	12	1.00	2.70	20	n.Marschner&Stahr(1992)	51
Deutschland		20	20	0.80	3.10	20	n.Marschner&Stahr(1992)	52
Deutschland		20	40	2.60	4.10	20	n.Marschner&Stahr(1992)	60

Tabelle 8: Quellen und Daten der Literaturrecherche (Primärdaten = C-Mengen)

Land	Standort	Beprobungstiefe [cm]	Dauer Umnutzung [a]	Δ SOC [t C ha ⁻¹]	SOC (Pflug) [t C ha ⁻¹]	Auswertung [cm]	Quelle	ID
Reduziert								
Australien	Wagga	20	10	1.15	24.39	10	Chan et al. (1992)	920
Australien	Wagga	20	10	-0.62	41.91	20	Chan et al. (1992)	921
Deutschland	Göttingen	50	20	7.29	31.95	10	Stockfisch et al. (1999)	682
Deutschland		25	17	2.6	15,12	20	Düring et al. (2002)	312
Deutschland		25	9	4.5	29,65	20	Düring et al. (2002)	318
Deutschland	Rotthalmünster	60	4	-1.11	35.69	20	John et al. (2005)	699
Deutschland	Zschortau	30	9	2.85	27.10	20	Nitzsche & Schmidt (2002)	1146
Deutschland	Zschortau	30	9	0.74	27.10	20	Nitzsche & Schmidt (2002)	1150
Deutschland	Lüttewitz	30	9	-1.72	23.42	20	Nitzsche & Schmidt (2002)	1162
Deutschland	Lüttewitz	30	9	3.32	23.42	20	Nitzsche & Schmidt (2002)	1166
Deutschland	Göttingen	50	20	2.04	26.80	20	Stockfisch et al. (1999)	686
Kanada		40	8	-0.60	27,4	20	Carter et al. (1996)	269

Land	Standort	Beprobungstiefe [cm]	Dauer Umnutzung [a]	Δ SOC [t C ha ⁻¹]	SOC (Pflug) [t C ha ⁻¹]	Auswertung [cm]	Quelle	ID
Kanada	Elora	40	20	-0.25	65,17	20	Yang et al. (2001)	330
Kanada	Elora	40	20	5.13	65,17	20	Yang et al. (2001)	335
Kanada	Elora	60	25	2.74	55,3	20	Deen et al. (2003)	363
Neuseeland	Palmerston North	20	10	5.39	58,82	20	Horne et al. (1992)	225
Norwegen	As	40	6	5,42	180,46	20	Borresen et al. (1994)	378
Norwegen		20	13	331.91	888.06	20	Ekeberg (1997)	1136
Norwegen		20	13	337.92	888.06	20	Ekeberg (1997)	1138
Norwegen	Kvithamar	20	13	5.66	61.72	20	Riley et al. (2005)	1187
Norwegen	Vaernes	20	13	1.75	13.53	20	Riley et al. (2005)	1192
Österreich	Marchfeld	30	10	3.48	38.90	20	Dersch & Böhm (2001)	1177
Rumänien	Cluj-Napoca	30	3	4.17	30.38	20	Rusu et al. (2006)	1243
Rumänien	Cluj-Napoca	30	3	2.76	30.38	20	Rusu et al. (2006)	1246
Rumänien	Cluj-Napoca	30	3	7.37	30.38	20	Rusu et al. (2006)	1249
Rumänien	Cluj-Napoca	30	3	10.21	30.38	20	Rusu et al. (2006)	1252
Rumänien	Podu-Iloaiei	40	20	-0.14	44.70	20	Jitareanu et al. (2006)	1266
Schweden	Kattarp	30	17	0,33	58,6	20	Etana et al. (1999)	339
Schweden	Lanna	30	17	-1,53	44,8	20	Etana et al. (1999)	341
Schweden	Lanna	30	17	-2,67	45,33	20	Etana et al. (1999)	343
Schweden	Ulfhäll	30	17	-3,53	66,93	20	Etana et al. (1999)	345
Schweden	Hamre	30	17	2,6	45,47	20	Etana et al. (1999)	347
Schweden	Röbäcksd.	30	17	-3,4	66,4	20	Etana et al. (1999)	349
Tschechien	Prague-Ruzyne	30	9	4.59	35.37	20	Mühlbachova et al. (2006)	1258
Tschechien	Prague-Ruzyne	30	9	14.11	35.37	20	Mühlbachova et al. (2006)	1261
USA	Forgan	10	4	-0.80	13,2	10	Dao et al (2002)	413
USA	Duke	10	4	0.10	31,92	10	Dao et al. (2002)	417
USA	34,3°N; 79,7°W	15	20	7.40	24.50	10	Ding et al. (2002)	711
USA	Kanawha	30	7	1.20	29.73	10	Al-Kaisi et al. (2005)	791
USA	Sutherland	30	7	2.00	23.80	10	Al-Kaisi et al. (2005)	795
USA	Nashua	30	7	-1.73	25.33	10	Al-Kaisi et al. (2005)	799
USA	Amstrong	30	7	0.40	20.20	10	Al-Kaisi et al. (2005)	803
USA	Crawfordsville	30	7	0.67	25.93	10	Al-Kaisi et al. (2005)	807
USA	Ames	30	3	3.80	29.00	10	Al-Kaisi et al. (2005)	811
USA	Ames	30	3	2.80	29.00	10	Al-Kaisi et al. (2005)	813
USA	Ames	30	3	-3.40	29.00	10	Al-Kaisi et al. (2005)	815
USA	Woster	15	28	6.70	13.10	10	Mahboubi et al. (1993)	975
USA	South Charleston	15	28	3.75	11.97	10	Mahboubi et al. (1993)	978
USA	Corpus Christi	20	15	1.10	7.65	10	Potter et al. (1998)	981
USA	Corpus Christi	20	15	1.80	7.65	10	Potter et al. (1998)	982
USA	Nashua	20	15	27.28	50,27	20	Karlen et al. (1998)	195
USA	Hoytville	23	18	-7,28	59,8	20	Dick (1983)	275
USA	Hoytville	23	18	0,26	59,8	20	Dick (1983)	276
USA	Sidney	30	11	2,17	29,9	20	Doran (1987)	302
USA	South Charleston	80	41	1,02	28,32	20	Jarecki & Lal (2005)	386
USA	Hoytville	80	16	0.80	55.99	20	Jarecki & Lal (2005)	485
USA	Corpus Christi	20	16	3.04	15.91	20	Salinas-Garcia et al. (1997)	753
USA	Corpus Christi	20	16	4.26	15.91	20	Salinas-Garcia et al. (1997)	756
USA	Grant County	46	25	9.52	21.49	20	Bauer & Black (1981)	777

Land	Standort	Beprobungstiefe [cm]	Dauer Umnutzung [a]	Δ SOC [t C ha ⁻¹]	SOC (Pflug) [t C ha ⁻¹]	Auswertung [cm]	Quelle	ID
USA	Grant County	46	25	-0.76	34.27	20	Bauer & Black (1981)	778
USA	Grant County	46	25	5.95	44.39	20	Bauer & Black (1981)	779
USA	Corpus Christi	20	15	2.20	15.30	20	Potter et al. (1998)	981
USA	Corpus Christi	20	15	3.60	15.30	20	Potter et al. (1998)	982
USA	(46°46'N; 100°55'W)	91	6	-1.84	48.58	20	Black & Tanaka (1997)	999
USA	(46°46'N; 100°55'W)	91	6	-2.41	48.58	20	Black & Tanaka (1997)	1004
USA	(46°46'N; 100°55'W)	91	6	1.64	48.69	20	Black & Tanaka (1997)	1014
USA	(46°46'N; 100°55'W)	91	6	1.87	48.69	20	Black & Tanaka (1997)	1019
USA	(46°46'N; 100°55'W)	91	6	0.44	49.21	20	Black & Tanaka (1997)	1029
USA	(46°46'N; 100°55'W)	91	6	3.13	49.21	20	Black & Tanaka (1997)	1034
USA	Rosemount	20	23	7.25	77.50	20	Dolan et al. (2006)	1067
USA	Rosemount	20	23	10.50	60.00	20	Dolan et al. (2006)	1079
USA	Rosemount	20	23	7.25	73.50	20	Dolan et al. (2006)	1091
USA	Rosemount	20	23	8.00	61.75	20	Dolan et al. (2006)	1103
USA	Urbana	20	11	4.00	39.30	20	Yang & Kay (2001)	1220
USA	Nashua	20	15	23.96	48.49	20	Karlen et al. (1998)	198
Direktsaat								
Australien	Wagga	20	10	5.69	41.91	20	Chan et al. (1992)	918
Australien	Wagga	20	10	7.20	24.39	10	Chan et al. (1992)	917
Australien	Condoblin	10	15	0.90	7.65	10	Fettell & Gill (1995)	983
Brasilien	Ponta Grossa	40	22	19.05	58,23	20	Sa et al. (2001)	876
Canada	Lethbridge	20	41	-14.00	49.00	20	Paul et al. (2004)	570
Canada		60	16	-0.68	38.30	20	Carter (2005)	912
Canada	Dawson Creek	8	9	2,44	11,12	10	Arshad et al. (1990)	306
Canada		60	16	0.62	18.50	10	Carter (2005)	911
Deutschland		25	17	5.17	15,12	20	Düring et al. (2002)	309
Deutschland		25	9	9,46	26,65	20	Düring et al. (2002)	315
Deutschland	Zschortau	30	9	6.23	27.10	20	Nitzsche & Schmidt (2002)	1154
Deutschland	Lüttewitz	30	9	1.18	23.42	20	Nitzsche & Schmidt (2002)	1170
Kanada	Elora	60	25	-2.83	55,3	20	Deen & Kataki (2003)	368
Neuseeland	Palmerston North	20	10	1.13	62,72	20	Horne et al. (1992)	219
Österreich		30	10	5,65	38,9	20	Dersch & Böhm (2001)	1174
USA	Illinois	20	11	6,00	39,3	20	Yang & Wander (1999)	1219
USA	Lexington	30	11	11,6	37,48	20	Doran (1987)	290
USA	Elwood	30	6	6,85	32,84	20	Doran (1987)	293
USA	Waseca	30	9	0,45	86,37	20	Doran (1987)	296
USA	Lincoln	30	6	14,51	50,29	20	Doran (1987)	299
USA	Sidney	30	11	-1,4	29,9	20	Doran (1987)	305
USA	South Charleston	80	41	7,98	28,32	20	Jarecki & Lal (2005)	387
USA	Hoytville	80	16	-0,99	55,99	20	Jarecki & Lal (2005)	480
USA	Corpus Christi	20	16	6.00	15.91	20	Salinas-Garcia	759
USA	Corpus Christi	20	15	5.60	15.30	20	Potter (1998)	983
USA	Rosemount	20	23	-1.50	77.50	20	Dolan et al. (2006)	1071
USA	Rosemount	20	23	16.88	60.00	20	Dolan et al. (2006)	1083
USA	Rosemount	20	23	12.00	73.50	20	Dolan et al. (2006)	1095
USA	Rosemount	20	23	18.88	61.75	20	Dolan et al. (2006)	1107
USA	Forgan	10	4	0.48	13,2	10	Dao et al. (2002)	414

Land	Standort	Beprobungstiefe [cm]	Dauer Umnutzung [a]	Δ SOC [t C ha ⁻¹]	SOC (Pflug) [t C ha ⁻¹]	Auswertung [cm]	Quelle	ID
USA	Duke	10	4	-2.35	31,92	10	Dao et al. (2002)	418
USA	Piedmont	15	13	5,04	17,70	10	Beare et al. (1994)	287
USA	Waterman Farm	10	7	2.44	11,12	10	Duiker & Beegle (1999)	352
USA	Waterman Farm	10	7	7.54	15,41	10	Duiker & Beegle (1999)	355
USA		15	28	10.17	27.31	10	Hooker et al. (2006)	550
USA		15	28	11.68	20.92	10	Hooker et al. (2006)	553
USA		15	20	4.33	9.65	10	Wright & Hons (2005)	556
USA		15	20	2.63	14.60	10	Wright & Hons (2005)	558
USA		15	20	5.86	9.52	10	Wright & Hons (2005)	560
USA	Kanawha	30	7	6.47	29.73	10	Al-Kaisi et al. (2005)	789
USA	Sutherland	30	7	3.20	23.80	10	Al-Kaisi et al. (2005)	793
USA	Nashua	30	7	2.87	25.33	10	Al-Kaisi et al. (2005)	797
USA	Amstrong	30	7	1.73	20.20	10	Al-Kaisi et al. (2005)	801
USA	Crawfordsville	30	7	5.80	25.93	10	Al-Kaisi et al. (2005)	805
USA	Ames	30	3	-2.60	29.00	10	Al-Kaisi et al. (2005)	809
USA	Woster South Charleston (Crosy)	15	28	17.72	13.10	10	Mahboubi et al. (1993)	974
USA		15	28	24.75	11.97	10	Mahboubi et al. (1993)	977
USA	Nashua	20	15	33.55	48,28	20	Karlen et al. (1998)	201
Grünland								
Canada	Lethbridge	20	41	-6.00	49.00	20	Paul et al. (2004)	568
USA	Coshocton	70	15	4.71	33.74	20	Puget et al. (2005)	599
USA	near Big Spring	100	5	0.70	2.40	20	Gebhart et al. (1994)	616
USA	Seminale	100	5	0.10	2.70	20	Gebhart et al. (1994)	625
USA	Colby,	100	5	9.20	23.20	20	Gebhart et al. (1994)	634
USA	Atwood	100	5	2.00	21.70	20	Gebhart et al. (1994)	643
USA	Valentie	100	5	1.70	13.90	20	Gebhart et al. (1994)	652
Deutschland	Laupheim	23	2	6.76	185.16	20	Billen (1996)	17
Deutschland	Münzesheim	28	2	-0.67	33.59	20	Billen (1996)	18
Deutschland	Rastatt	31	2	-1.06	26.50	20	Billen (1996)	19
Deutschland	Altensteig	22	2	-0.37	40.18	20	Billen (1996)	20
Deutschland	Rottweil	21	2	2.62	43.58	20	Billen (1996)	21
Deutschland	Willstätt	22	2	-0.17	50.75	20	Billen (1996)	22
Deutschland		28	2	-1.70	15.48	20	Billen (1996)	23
Deutschland		28	2	2.67	27.81	20	Billen (1996)	26
Deutschland		17	2	1.90	44.60	20	Billen (1996)	27
Deutschland		20	2	1.82	68.26	20	Billen (1996)	28
Deutschland		17	2	-0.21	23.53	20	Billen (1996)	29
Deutschland		25	2	-1.75	26.24	20	Billen (1996)	30
Deutschland		30	2	1.97	49.69	20	Billen (1996)	32
Deutschland		18	2	2.54	16.44	20	Billen (1996)	33
Deutschland		25	2	-0.40	90.74	20	Billen (1996)	34
Deutschland		20	2	-0.11	60.18	20	Billen (1996)	35
Deutschland		23	2	1.89	36.44	20	Billen (1996)	36
Deutschland		25	2	1.06	43.75	20	Billen (1996)	37
Deutschland		28	2	0.71	33.43	20	Billen (1996)	38
Deutschland		28	2	1.95	28.89	20	Billen (1996)	39
Deutschland		27	2	-2.50	70.32	20	Billen (1996)	40

Land	Standort	Beprobungstiefe [cm]	Dauer Umnutzung [a]	Δ SOC [t C ha ⁻¹]	SOC (Pflug) [t C ha ⁻¹]	Auswertung [cm]	Quelle	ID
Deutschland		20	2	0.10	49.27	20	Billen (1996)	41
Deutschland		22	2	5.23	32.52	20	Billen (1996)	42
Deutschland		25	2	0.37	36.26	20	Billen (1996)	43
Deutschland		25	2	6.51	23.96	20	Billen (1996)	45
Neuseeland	Palmerston North	20	10	11.18	57.28	20	Horne et al. (1992)	228
USA		105	5	0.97	21.40	20	Torbert et al. (2004)	428
Deutschland	Rotthalmünster	60	41	11.56	35.69	20	John et al. (2005)	702
Australien	Donalds Ridge	20	20	18.00	28.00	20	Young et al. (2005)	830
Australien	Yarramanbah	20	20	14.00	25.00	20	Young et al. (2005)	832
Australien	Big Jacks Creek	20	19	6.00	39.00	20	Young et al. (2005)	835
Australien	Warrah Ridge	20	15	13.00	43.00	20	Young et al. (2005)	837
Australien	Manilla brown	20	20	9.00	28.00	20	Young et al. (2005)	839
Australien	Manilla red	20	20	11.00	28.00	20	Young et al. (2005)	841
Australien	Upper Manilla	20	16	23.00	28.00	20	Young et al. (2005)	843
Deutschland	Merklingen	15	2	-1.68	30.59	10	Billen (1996)	16
Deutschland		15	2	0.39	26.19	10	Billen (1996)	44
USA	Forgan	10	4	-1.57	13,2	10	Dao et al. (2002)	411
USA	Forgan	10	4	0.32	13,2	10	Dao et al. (2002)	412
USA	Duke	10	4	-1.08	31,92	10	Dao et al. (2002)	415
USA	Duke	10	4	0.95	31,92	10	Dao et al. (2002)	416
USA	Castana	30	10	11.60	15.80	10	Al-Kaisi et al. (2005)	819

5.2.3 Humus-C Zunahme bei Extensivierung in Südwest-Deutschland (Felduntersuchungen) (H. Chen, N. Billen, B. Deller)

5.2.3.1 Problemstellung und Teilziele

Organischer Kohlenstoff im Boden ist das größte terrestrische Kohlenstoffreservoir, dreimal so groß wie der biotische und doppelt so groß wie der atmosphärische Kohlenstoffpool (*Post et al., 1990; Lal, 2004*). Daher kann sich eine Veränderung des Kohlenstoffgehalts im Boden erheblich auf den CO₂-Gehalt der Atmosphäre auswirken. Aus diesem Grund werden dringend genauere Schätzungen über die derzeitige Kohlenstoffspeicherung und die Veränderungen durch Bewirtschaftung benötigt, insbesondere auf regionaler Ebene und auf Grundlage einer dichten Datenbasis mit Messungen im Feld (*Bruce et al., 1999*). Das Ziel ist es, die Auswirkungen von Grünland (GL), reduzierter Bodenbearbeitung (RT) und Pflugbewirtschaftung (PT) auf den organischen Kohlenstoffgehalt von Oberböden zu untersuchen.

5.2.3.2 Material und Methoden

Standortbeschreibung

13 repräsentative Standorte in Baden-Württemberg wurden ausgewählt, an denen es in unmittelbarer Nachbarschaft sowohl gepflügte Felder, als auch solche mit reduzierte Bodenbearbeitung und Grünland oder Brache gibt. Einzige Ausnahme ist Kirchhausen, wo nur Pflug und reduzierte Bodenbearbeitung verglichen werden konnten. Bei der Auswahl der Versuchsflächen wurde sehr auf vergleichbare Böden und sonstige Standorteigenschaften geachtet, um sicherzustellen, dass die Bewirtschaftung der Haupteinflussfaktor für unterschiedliche Kohlenstoffgehalte ist. Die Durchschnittstemperatur der Standorte liegt zwischen 6,5° C und 9° C, die durchschnittliche Niederschlagsmenge zwischen 625 und 1100 mm. Die Lage der Standorte zeigt Abbildung 2 (Kapitel 4), die Standorteigenschaften Tabelle 9.

Tabelle 9: Beschreibung der Versuchsstandorte und Böden in Baden-Württemberg

Standort	Landschaft Geologie	Ø Temp. [°C]	MAP [l*m ²]	Landnutzung [Jahre]			Bodentyp: WRB Deutsch	Textur (0-20cm)
				PT	RT	GL		
Dossenheim	Rheingraben Auenlehm	9	625	>20	10	4	Calcaric Cambisols Kalk-Vega	Lt
Untergrombach	Rheingraben N-Ter.-Sand	9	675	>20	17	90 ¹⁾	Calcaric Cambisols Kalk-Braunerde	Sl
Efringen- Kirchen	Rheingraben Auenlehm	8,5	1100	>20	10	15	Eutric Cambisols Vega	Ut
Odenheim	Kraichgau Loess	9	775	>20	10	20	Calcaric Regosols Pararendzina	Ut
Kirchhausen	Kraichgau Loess	9	725	>20	10	-	Calcaric Regosols Pararendzian	Ut
Weikersheim	Hohenlohe/Tauber Muschelkalk	7,5	675	>20	15	16	Vertic Cambisols Bre.-Terra fusca	Tu
Grünsfeld	Hohenlohe/Tauber Muschelkalk	7,5	775	>20	10	10	Vertic Cambisols Bre.-Terra fusca	Tu
Oberndorf	Gäu Keuperton	7,5	850	>20	10	13	Vertic Cambisols Bre.-Pelsosol	Tu
Ihinger Hof	Gäu Löß ü. Muschelkalk	7,9	690	>20	6	4	Luvisols Parabraunerde	Ut
Edelweiler	Schwarzwald Buntsandstein	7,5	1100	>20 ²⁾	15	4	Dystic Cambisols Braunerde	Ls
Hechingen	Voralb Juraton	6,5	775	>20	18	16	Vertic Cambisols Pararendzina-Pelosol	Tu
Eisighof	Alb Jurakalk	7,5	725	>20	5	5	Vertic Cambisols Bre.-Terra fusca	Lu
Biberach	Allgäu Altmoräne	7,5	850	>20	10	10	Haplic Luvisols Parabraunerde	Lu

1) Ungenaue Informationen des Bewirtschafters, möglicherweise viel mehr oder viel weniger als 100 Jahre

2) Alle 10 Jahre für mindestens 2 Jahre Grünland-Ansaat mit Klee-Gras und organischer Düngung

Probenahme

Von jedem Versuchsfeld wurden zwischen Herbst 2004 und Frühling 2005 mit je drei Wiederholungsflächen der Größe 9-15m × 9-15m mit einem Bohrstock (30 cm lang, 3,6 cm Durchmesser) 12-15 Bodenproben gezogen. Die Proben wurden in 0-5 cm, 5-10 cm, und 10-

20 cm Tiefe gezogen und von den einzelnen Bohrungen einer Wiederholungsfläche Mischproben erstellt. Die Proben wurden luftgetrocknet und durch ein 2 mm Sieb gesiebt. Die Lagerungsdichte wurde auf je einem Wiederholungsfeld mit 3-5 Stechzylindern beprobt. Dazu wurden die Stechzylinder in den gleichen Tiefen wie oben beschrieben aus jeder Bodenschicht entnommen (*Schlichting & Blume 1966*). Auf Grünland- oder Bracheflächen wurde vor der Messung die Streuauflage und Wurzelfilz entfernt.

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff wurde mit einem LECO RC412 durch Verbrennung der Bodenproben bestimmt, die zuvor mit einer Kugelmühle gemahlen wurden.

Berechnungen und statistische Auswertung

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff in mg (t) pro ha wurde durch Multiplikation der Konzentration des org. Kohlenstoffs (%) mit der Lagerungsdichte (g cm^{-3}), der Tiefe (cm) und des Steingehalts berechnet.

Die Auswirkungen der Bewirtschaftung auf den Kohlenstoffgehalt in jeder Tiefe und an jedem Standort wurden bei einem Signifikanzniveau von $p < 0,05$ mit einem einseitigen ANOVA-Test verglichen. Die statistischen Berechnungen wurden mit SAS ausgeführt (SAS, 1998).

5.2.3.3 Ergebnisse

Die vertikale Verteilung der C_{org} -Gehalte für PT, RT und GL an verschiedenen Standorten ist in Tabelle 10 dargestellt. Die C_{org} -Gehalte unterscheiden sich stark je nach Landnutzung und Standort. In 0-5 cm war der C_{org} -Gehalt an allen Standorten auf GL höher als auf PT Flächen, in 8 von 12 Fällen waren die Unterschiede signifikant, in 11 von 13 Fällen hatte auch RT höhere C_{org} -Gehalte als PT, wobei die Unterschiede in 4 von 13 Fällen signifikant waren ($p < 0,05$; Tabelle 10). Im Vergleich zu PT hatten in 5-10 cm GL die Standorte in 9 von 12 Fällen (6 von 12 mit signifikantem Unterschied), und die RT Standorte in 11 von 13 Fällen (8 von 12 mit signifikantem Unterschied) höhere C_{org} -Gehalte ($p < 0,05$; Tabelle 10). In 10-20 cm war der Gehalt an organischem Kohlenstoff in GL auf 8 von 12 Standorten (5 von 12 mit signifikantem Unterschied), in RT in 8 von 13 Standorten (1 von 13 mit signifikantem Unterschied) höher als in PT ($p < 0,05$; Tabelle 10, Details siehe Tabelle A1_1 in Anhang 1).

Tabelle 10: C_{org}-Gehalte in unterschiedlichen Tiefen in PT, RT and GL an repräsentativen Standorten in Baden-Württemberg. Werte in einer Spalte an einem Standort mit dem gleichen Buchstaben haben keine signifikanten Unterschiede bei p<0,05

Standorte	Bewirtschaftung	Tiefe (cm)		
		0-5	5-10	10-20
		Mg/ha		
Edelweiler	PT	12,24 c	12,24 b	24,48 b
	RT	15,11 b	13,35 a	27,43 a
	GL	16,67 a	13,36 a	24,50 b
Biberach	PT	8,83 c	8,83 b	17,66 b
	RT	10,15 b	11,62 a	16,52 b
	GL	17,37 a	12,46 a	22,18 a
Hechingen	PT	20,29 b	20,29 b	40,59 b
	RT	18,96 b	19,94 b	42,97 b
	GL	29,39 a	27,51 a	49,48 a
Oberndorf	PT	12,09 b	12,09 b	24,18 a
	RT	13,08 b	15,08 a	27,15 a
	GL	17,99 a	11,67 b	24,00 a
Ihinger hof	PT	5,90 b	5,66 b	11,75 b
	RT	6,10 b	6,43 ab	13,05 ab
	GL	9,14 a	7,05 a	13,84 a
Odenheim	PT	3,61 c	3,61 c	7,23 b
	RT	4,39 b	4,81 b	7,92 b
	GL	10,90 a	9,02 a	13,49 a
Untergrombach	PT	7,25 b	7,25 b	14,49 b
	RT	5,84 c	7,75 b	13,29 b
	GL	20,00 a	18,02 a	31,00 a
Dossenheim	PT	6,8	7,2	9,4
	RT	7,2	7,2	6,8
	GL	13,77	11,35	19,81
Efringen-Kirchen	PT	12,65	12,65	27,09
	RT	14,04	14,32	28,80
	GL	17,89	16,84	34,66
Weikersheim	PT	10,85 a	10,85 a	21,70 a
	RT	11,09 a	9,30 a	15,85 b
	GL	13,39 a	10,69 a	17,90 ab
Grunsfeld	PT	8,37	9,48	20,38
	RT	12,88	12,33	24,06
	GL	13,37	10,53	18,75
Eisighof	PT	13,21 b	13,21 a	26,41 a
	RT	14,36 b	15,41 a	26,20 a
	GL	20,33 a	12,53 a	21,09 b
Kirchhausen	PT	5,14 b	6,05 b	12,53 a
	RT	5,86 a	7,63 a	13,95 a

Insgesamt lag der durchschnittliche C_{org}-Gehalt der 13 Standorte in 0-5 cm bei 9,79; 10,70; 16,68 Mg/ha für PT, RT, beziehungsweise GL Flächen; in 5-10 cm bei 9,95; 11,17; 13,42 Mg/ha für PT, RT und GL; in 10-20 cm lag der C_{org}-Gehalt insgesamt bei 19,84; 20,31 und 24,22 Mg/ha für PT, RT, beziehungsweise GL. Im Vergleich zu PT hatte GL in allen drei Tiefen höhere C_{org}-Gehalte, signifikant waren die Unterschiede allerdings nur in 0-5 cm; RT wies ebenfalls in allen Tiefen höhere C_{org}-Gehalte auf, diese jedoch waren nicht signifikant (p< 0,05, Abbildung 16).

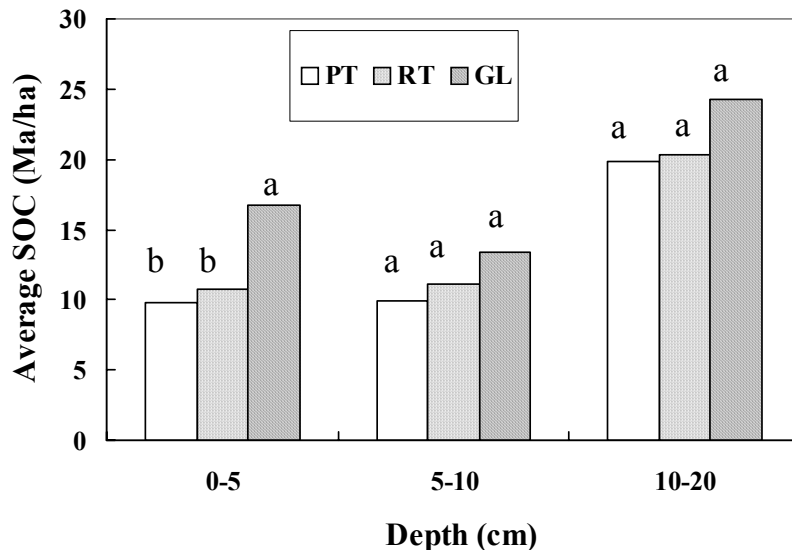


Abbildung 16: Durchschnittliche C_{org} -Gehalte in verschiedenen Tiefen für PT, RT, GL an 13 Standorten in Baden-Württemberg. Säulen mit gleichen Buchstaben innerhalb einer Tiefe sind nicht signifikant unterschiedlich ($p < 0,05$)

Die organischen Kohlenstoffgehalte der oberen 20 cm für die drei Bewirtschaftungsformen an allen Standorten zeigt Abbildung 17. Die C_{org} -Gehalte unterscheiden sich deutlich zwischen unterschiedlicher Bewirtschaftung und Standort. Sie reichen von 14,45 (Odenheim) bis 81,18 Mg/ha (Hechingen) unter PT, von 17,11 (Odenheim) bis 81,87 Mg/ha (Hechingen) unter RT, und entsprechend von 30,03 to 106,37 unter GL. Im Vergleich zu PT waren die C_{org} -Gehalte unter GL in 11 von 12 Fällen höher (6 Standorte signifikant); unter RT hatten 10 von 13 Standorte höhere C_{org} -Gehalte als PT, wobei nur 3 Standorte signifikante Unterschiede aufwiesen ($p < 0,05$).

Insgesamt erhöhte sich der C_{org} -Gehalt im Durchschnitt der 13 Standorte im Vergleich zu PT unter GL um 6,9; 3,5; 4,4 and 14,8 Mg/ha in 0-5, 5-10, 10-20 beziehungsweise 0-20 cm; unter RT erhöhte sich der C_{org} -Gehalt um 0,9; 1,2; 0,5 and 2,6 Mg/ha in 0-5, 5-10, 10-20 beziehungsweise 0-20 cm (Abbildung 18).

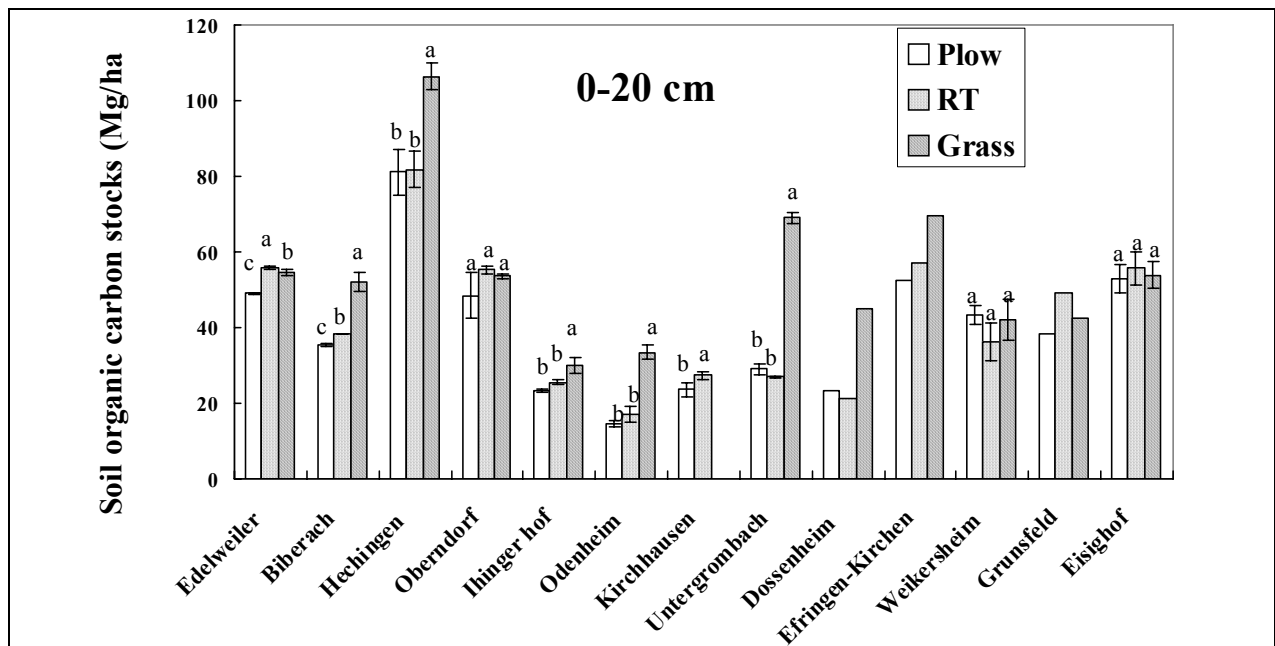


Abbildung 17: C_{org} -Gehalte in 0-20 cm in GL, RT, PT der 13 Standorte in Baden-Württemberg. Säulen mit gleichen Buchstaben innerhalb eines Standorts sind nicht signifikant verschieden ($p < 0,05$)

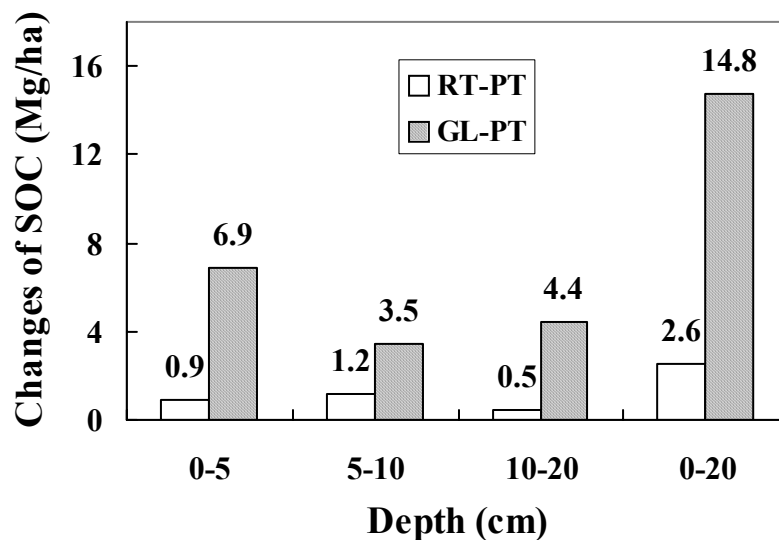


Abbildung 18: Veränderungen der C_{org} -Gehalte im Vergleich zu PT in unterschiedlichen Tiefen an 13 Standorten in Baden-Württemberg

Zusammenfassung

Im Durchschnitt stieg der C_{org} -Gehalt um 14,8 Mg/ha unter GL und um 2,6 Mg/ha unter RT in 0-20 cm Tiefe im Vergleich zu den gepflügten Flächen. Ungefähr 70 % (GL) bzw. 80 % (RT) dieser Steigerung basiert auf Veränderungen in 0-10 cm Tiefe. Die potentielle Kohlenstoff-

speicherung (0-20 cm) liegt bei 1,27 und 0,30 Mg/ha*Jahr unter GL bzw. RT, allerdings ohne Signifikanz.

5.2.4 Potenziale des C- und N-Umsatzes nach Bewirtschaftungsänderungen (Respirationsversuche) (H. Chen, Y. Kuzyakov)

5.2.4.1 Problemstellung und Teilziele

Die Einträge von mineralischem Stickstoff in landwirtschaftliche und natürliche Ökosysteme haben aufgrund menschlicher Aktivitäten zugenommen (Vitousek et al., 1997). Inwieweit die zunehmenden N-Einträge auch die C-Speicherung beeinflussen wird häufig diskutiert. Landnutzung und Bewirtschaftung beeinflussen jedoch nachweislich die C-Dynamik und C-Speicherung in Böden. So ist z.B. die Bodenmischung durch Bodenbearbeitung ein wichtiger Faktor zur Beeinflussung der Mineralisierungsraten von C_{org} und Pflanzenstreu. Das Ziel dieses Teilvorhabens im Forschungsprojekt war die Wirkungen von mineralischem Stickstoff und intensiver Bodenmischung (vergleichbar der Pflugwirkung) auf die Mineralisierung von ^{14}C markierten Maisstroh in Böden mit Pflugbewirtschaftung, reduzierter Bodenbearbeitung und Grünland zu bestimmen.

5.2.4.2 Material und Methoden

Bodenmaterial

Die Bodenproben wurden aus Oberböden mit Grünland (GL), mit Pflugbewirtschaftung (PT) und reduzierter Bodenbearbeitung (RT) am Standort Edelweiler im Schwarzwald entnommen (Lage siehe Abbildung 2, Standorteigenschaften siehe Tabelle 9, Bodenkennwerte siehe Tabelle 11).

Tabelle 11: Ausgewählte Eigenschaften der Böden für die Respirationsuntersuchungen vom Standort Edelweiler. Die Werte sind Mittelwerte \pm Standardabweichung, WHK = Wasserhaltekapazität

Bewirtschaftungstyp \rightarrow	Pflug (PT)	Reduziert (RT)	Grünland (GL)
pH (CaCl ₂)	5.31 \pm 0.10	4.60 \pm 0.03	4.97 \pm 0.07
C _{org} (%)	2.109 \pm 0.004	2.618 \pm 0.121	2.991 \pm 0.107
Total N (%)	0.179 \pm 0.002	0.224 \pm 0.007	0.257 \pm 0.009
C/N	11.7	11.9	11.5
WHK (%)	30.00	34.14	28.75
C-Microbielle Biomasse ($\mu\text{g g}^{-1}$)	372.0 \pm 29.1	274.8 \pm 30.5	564.9 \pm 41.6
N-Microbielle Biomasse ($\mu\text{g g}^{-1}$)	54.8 \pm 0.6	40.6 \pm 4.8	76.0 \pm 4.5

Inkubation

Die Laboruntersuchung fand als Inkubationsversuch in geschlossenen Behältern bei 20°C und über 112 Tage statt. Die Untersuchung umfasste 24 Behandlungsvarianten mit vier Faktoren und jeweils drei Wiederholungen. Erster Faktor war das Bewirtschaftungsmanagement (PT, RT, GL, s.o.). Der zweite Faktor war die Zugabe von 80 mg ¹⁴C markiertem Maisstroh (+residue) bzw. die Nicht-Zugabe (-residue). Das Maisstroh (spezifische Aktivität = 5970 DPM mg⁻¹ C, 36.5% C and 2.9% N) wurde mit einer Kugelschwingmühle gemahlen und allen drei Bewirtschaftungstypen zugegeben. Der dritte Faktor war die Zugabe (+N) bzw. Nicht-Zugabe (-N) von 2 mg mineralischem N als NH₄NO₃ (100 mg N kg⁻¹ ≈ 240 kg N ha⁻¹ soil) zu jedem Bewirtschaftungstyp. Der vierte Faktor war die Bodenmischung per Hand über 30 Sekunden (+mixing) bzw. Nicht-Mischung (-mixing) bei allen drei Bewirtschaftungstypen, zwecks Simulation einer Bodenbearbeitung. Die betroffenen Bodenproben wurden an vier Terminen am 14., 43., 56. und 70. Inkubationstag gemischt.

Analyse

Das CO₂ aus den Respirationenprozessen wurde in den Behältern mit NaOH absorbiert und durch Titration eines Aliquots (1 ml) 0,1 M HCl gegen Phenolphthalein nach Zugabe von 0,5 M BaCl₂-Lösung nachgewiesen (Black, 1965). Die ¹⁴C Aktivität in der NaOH-Lösung wurde gemessen durch Zugabe von 2 ml Scintillation Cocktail Rothiscint-22x (Roth Company, Germany) zu 1 ml NaOH-Aliquot nach abklingen der Chemilumineszenz.

Innerhalb jeden Bewirtschaftungstyps wurden die Effekte der N-Zugabe, der Bodenmischung und der Mineralisierung des ¹⁴C markierten Maisstrohs statistisch mit einem einseitigen ANOVA-Test hinsichtlich signifikanter Unterschiede zwischen den Behandlungen und den jeweiligen Kontrollen bei einem Signifikanzniveau von p<0,05 geprüft. Für die statistische Analyse wurde die SAS Statistiksoftware benutzt (SAS, 1998).

5.2.4.3 Ergebnisse

Wirkung von N auf die Mineralisierung von ¹⁴C markiertem Maisstroh

In der ersten Mineralisierungsphase (1-5 Tage) führte die Zugabe von N zu einem signifikanten Anstieg der mittleren ¹⁴CO₂-Emissionsraten aus den RT- und GL-Böden, aber nicht aus PT (p<0,05, Abbildung 19). In den folgenden Phasen (Tag 11-105) führte die N Zugabe zu einer Abnahme der mittleren ¹⁴CO₂-Emissionsraten aus den Bodenproben aller drei Bewirtschaftungstypen. Das Ausmaß der Abnahme nach N-Zugabe war in den RT Proben stärker als in den PT- und GL-Proben (p<0.05, Abbildung 19).

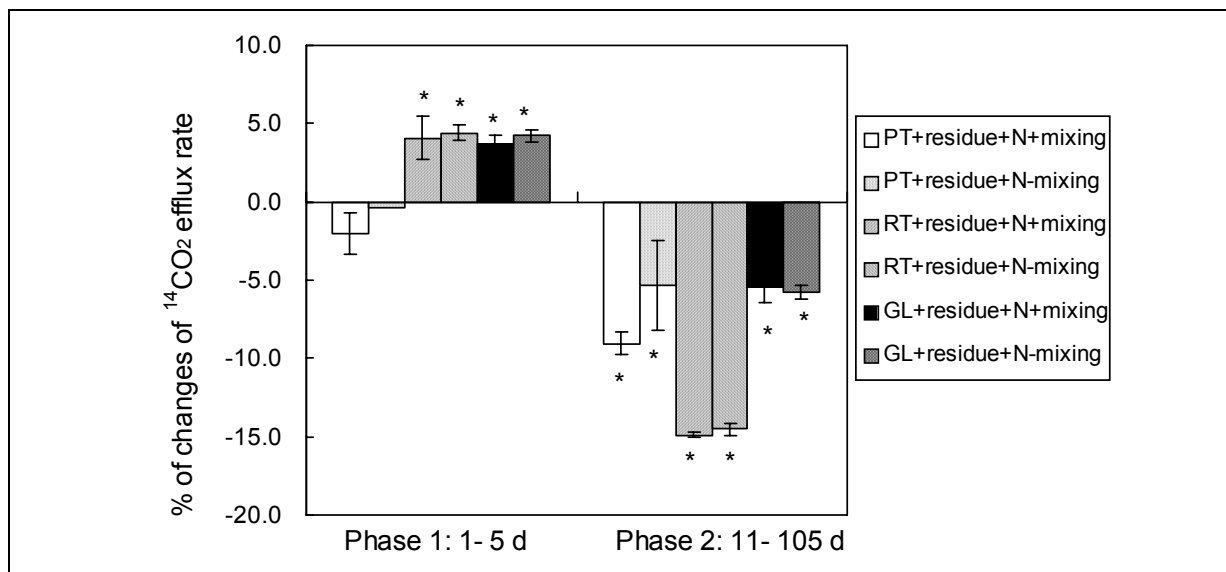


Abbildung 19: Prozentuale Veränderung der mittleren ¹⁴CO₂-Emissionsraten (in % des ¹⁴C Inputs pro Tag) nach Zugabe von mineralischem N gegenüber den Kontrollen ohne N-Zugabe während zwei Mineralisierungsphasen von Maisstroh. Angaben als Mittelwert ± Standardabweichung, * weisen auf signifikante Unterschiede gegenüber der Kontrolle bei p<0,05 hin.

Wirkung von N auf die Mineralisierung organischer Bodensubstanz

Die Wirkung von N auf die Mineralisierung der organischen Bodensubstanz wurde mit den Behandlungen ohne Zugabe von Maisstroh überprüft. In der ersten Mineralisierungsphase (1-5 Tage) führte die N-Zugabe zu einer signifikanten Abnahme der CO₂-Emissionen in der PT+N+mixing Behandlung (-8,4 %), aber nicht in den anderen Behandlungen (p<0.05, Abbildung 20). Nach mehr als 10 Inkubationstagen unterdrückte die N-Zugabe die CO₂-Emissionen nur in der RT+N-mixing Behandlung signifikant (-9.4%, p<0.05, Abbildung 20).

Wirkung der Bodenmischung auf die Mineralisierung von ¹⁴C markiertem Maisstroh

Ein Teil der inkubierten Bodenproben wurde an vier Terminen, nämlich nach 14, 43, 56, und 70 Tagen intensiv durchmischt. Die Wirkung der Bodendurchmischung auf die mittlere ¹⁴CO₂ Emissionsrate während der Ruhephasen ist in Abbildung 21 dargestellt. Der Mittelwert über alle vier Untersuchungsphasen deutet tendenziell auf eine positive Wirkung der Durchmischung auf die ¹⁴CO₂ Emissionsraten bei allen drei Bewirtschaftungstypen hin, die allerdings nur bei PT signifikant ist (p<0,05, siehe Abbildung 21). Weniger stark ist der Durchmischungseffekt bei RT und noch geringer bei GL. Demnach ist der Durchmischungseffekt bei Böden mit höheren C- und N-Gehalten geringer als bei Böden mit niedrigeren.

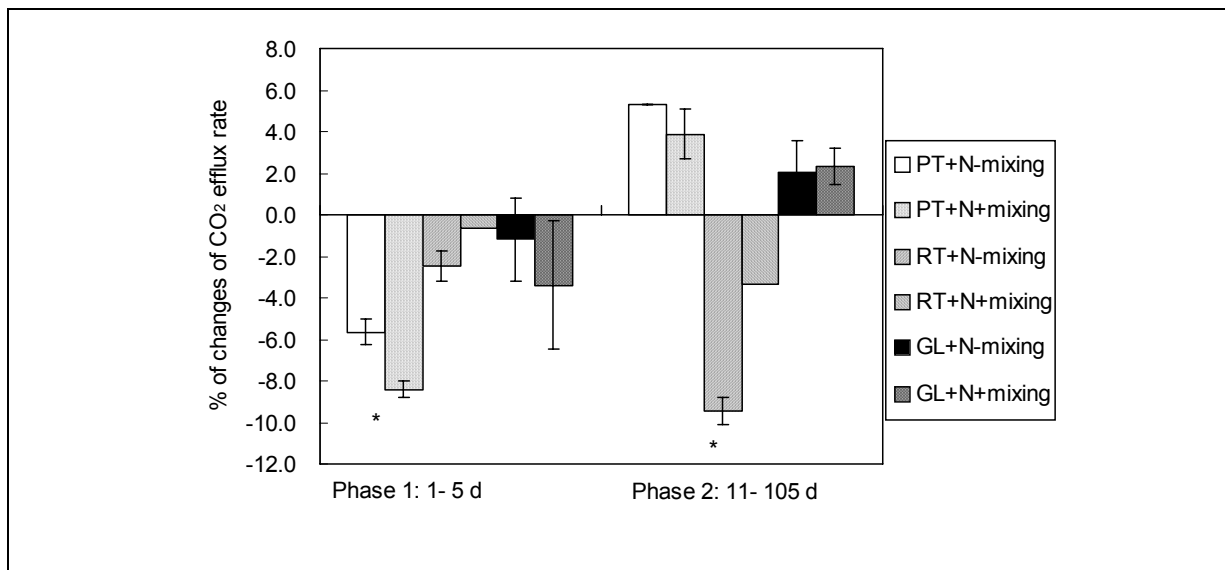


Abbildung 20: Relative Veränderung der mittleren CO₂-Emissionsraten (in % des C_{org} pro Tag) nach Zugabe von N im Vergleich mit den Kontrollen ohne N. Angaben als Mittelwert ± Standardabweichung, * weisen auf signifikante Unterschiede gegenüber der Kontrolle bei p<0,05 hin.

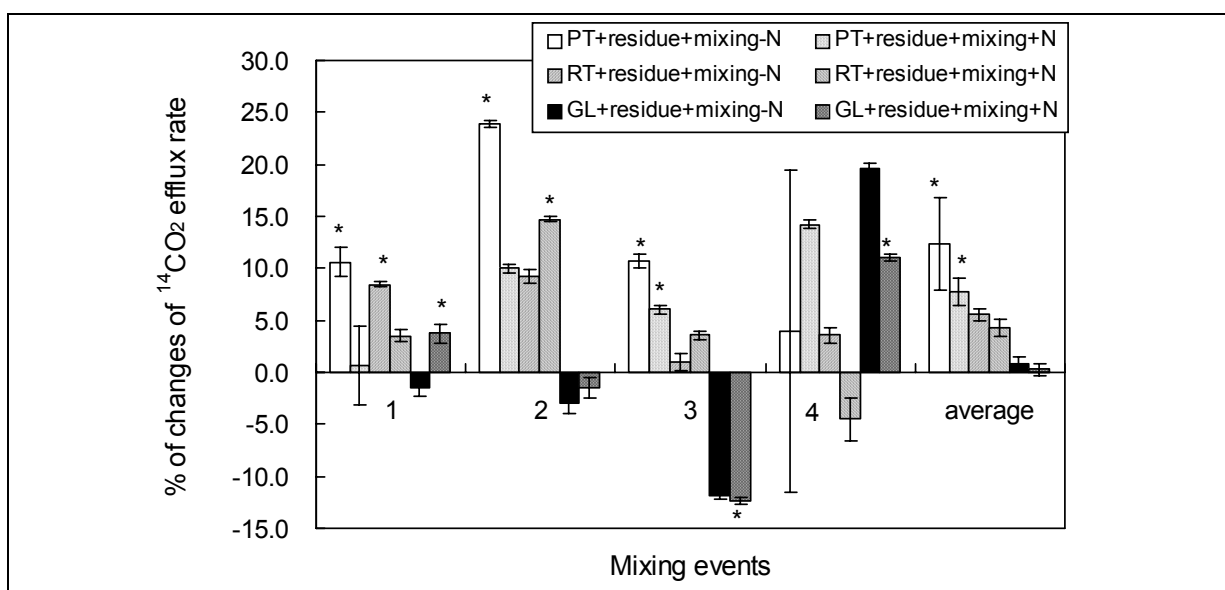


Abbildung 21: Relative Veränderung der mittleren ¹⁴CO₂-Emissionsraten (in % des ¹⁴C Inputs pro Tag) nach Durchmischung der Bodenproben im Vergleich zu den Kontrollen ohne Durchmischung, Angaben als Mittelwert ± Standardabweichung, * weisen auf signifikante Unterschiede gegenüber der Kontrolle bei p<0,05 hin.

Wirkung der Bodenmischung auf die Mineralisierung der organischen Bodensubstanz

Die Wirkung der Bodenmischung auf die Humusmineralisierung wurde in den Proben ohne Zugabe von Maisstroh überprüft. Abbildung 22 zeigt die Effekte auf die mittleren CO₂-Emissionsraten jeweils zwischen zwei Mischterminen. Werden die Ergebnisse aller Misch-

termine gemittelt wird eine Tendenz zur stärkeren Mineralisierung bei PT und RT erkennbar, wobei sich jeweils nur die Varianten mit N-Zugabe signifikant ($p < 0,05$) von den Kontrollen unterscheiden (PT mit +7,7 %, RT mit +15,3 %), bei GL war fast keine Wirkung feststellbar.

Die per Hand durchgeführte Bodenmischung verursacht eine bessere Durchlüftung, und Zerstörung der Aggregate, so dass die Stabilisierung von Streuresten und Humus in den Aggregaten behindert wird. Somit sind also die Pflanzenreste und die organischen Bodensubstanz bei Bodenmischung stärker von einer mikrobiellen Mineralisierung betroffen als in den Kontrollen ohne Durchmischung (Reicosky et al., 1997; Six et al., 2000). Im Gegensatz dazu ist in Böden ohne Durchmischung die Bodenaggregation und Aggregatstabilisierung verbessert, Pflanzenreste und Humus werden in den Aggregaten geschützt und die Mineralisierung verlangsamt (Franzluebbers et al., 1995; Six et al., 2002).

Werden die Ergebnisse zu allen vier Mischterminen durch Mittelung zusammengefasst, ist die positive Wirkung des Maisstrohs und des Humus auf die Mineralisierungsraten erheblich geringer im GL-Boden als im RT- oder PT-Boden. Dies weist auf eine bessere Stabilisierung sowohl des neuen (aus zugeführten Pflanzenresten) als auch alten Humus in den GL-Böden hin. Dies ist teilweise auf die verbesserte Aggregatstabilisierung zurückzuführen, die auch einer starken Bodenmischung standhält und somit nicht zu der erwarteten Humusmineralisierung führte.

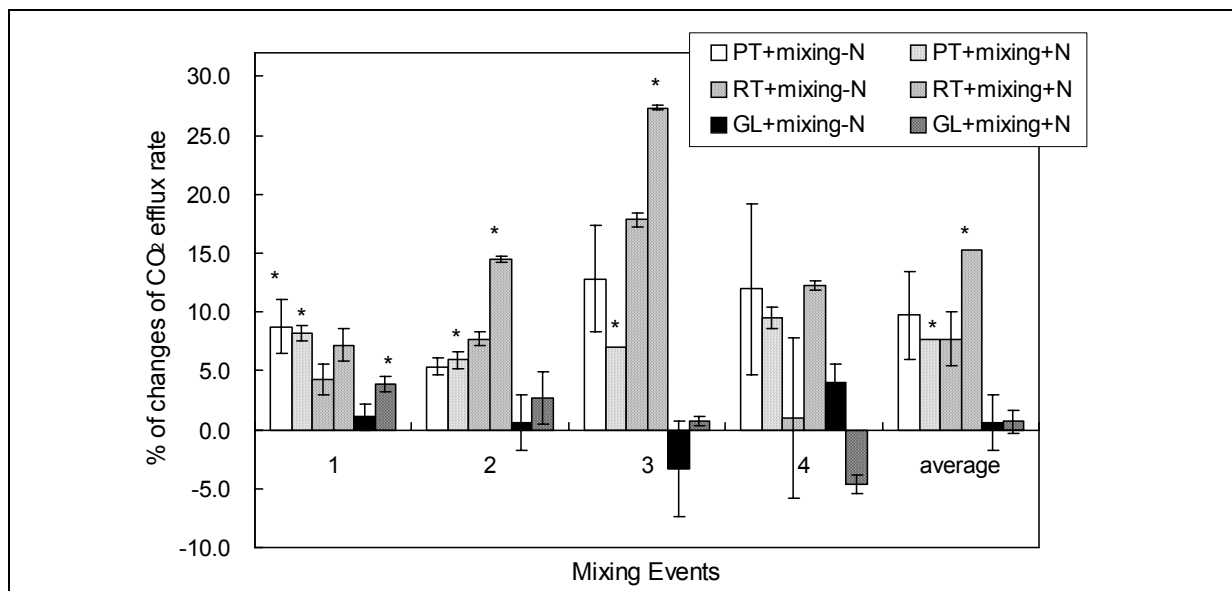


Abbildung 22: Relative Veränderung der mittleren CO₂-Emissionsraten (in % des C_{org} pro Tag) nach Bodenmischung im Vergleich mit den Kontrollen ohne Bodenmischung. Angaben als Mittelwert ± Standardabweichung, * kennzeichnen signifikante Unterschiede gegenüber der Kontrolle bei $p < 0,05$.

Zusammenfassung

Die Zugabe von N regt die C-Mineralisierung von Maisstroh in RT- und GL-Böden in den ersten fünf Tagen an, danach allerdings nimmt die Maisstroh Mineralisierung bei allen drei Bewirtschaftungstypen ab. Zu einer Abnahme oder zu keiner Veränderung der Humusmineralisierung führt die N-Zugabe in den RT-, PT- und GL-Böden.

Die Bodenmischung deutet tendenziell auf zunehmende Mineralisierungsraten sowohl der Pflanzenreste als auch des Humus in allen drei Bewirtschaftungstypen (Pflug, Reduziert, Grünland) hin. Im Mittel war das Ausmaß im GL-Boden geringer als in den RT- und PT-Böden, was auf einen verbesserten Schutz vor Mineralisierung nach Bodenmischung z.B. durch erhöhte Aggregatstabilität in den GL-Böden hinweist. Allerdings deuten die Untersuchungen ebenfalls darauf hin, dass bei Störung der Bodenruhe auch in GL-Böden die Humusmineralisierung zunimmt und die absoluten CO₂-Emissionen sogar höher sein können als bei Mischung von RT- und PT-Böden.

5.2.5 *Simulationmöglichkeiten der C-Anreicherung in Böden durch Vermeidungsmaßnahmen* *(N. Billen, C. Röder)*

5.2.5.1 Problemstellung und Teilziele

Die exemplarische Simulation der Extensivierungsszenarien dient dazu, eine zuverlässige Abschätzung der langfristigen CO₂-Festlegung in landwirtschaftlich genutzten Böden durch Vermeidungsstrategien und deren Effizienz mit dem EPIC-Simulationsmodell zu gewährleisten. Hierbei ist eine Eichung bzw. Anpassung mit den Ergebnissen aus den Feld- und Datenanalysen (siehe Kapitel 5.2.3) auf die baden-württembergischen Standortverhältnisse vorzunehmen. Im Einzelnen bedeutet dies:

- Implementierung von repräsentativen Informationen zu standortspezifischen Managementfaktoren wie Bodenbearbeitung, Fruchtfolge, Aussaatzeitpunkt, Art und Menge der mineralischen bzw. organischen Düngung, Bewässerung oder Zeitraum seit ackerbaulicher Inkulturnahme nach Grünland.
- Abgleich der Simulationsergebnisse mit Feldmessungen. Im Vordergrund stehen dabei die Modellausgabegrößen Gesamtkohlenstoffveränderungen im Boden, zusammengesetzt aus den Veränderungen von fünf Einzelkomponenten des Kohlenstoffpools.
- Abstimmung der simulierten Ergebnisse mit den gemessenen durch standort- und pflanzenspezifische Modellkalibrierung, sofern die Differenzen zwischen Simulation und Messung zu groß sind.

5.2.5.2 Material und Methoden

Für die Simulation von Humusveränderungen wurde das EPIC-Modell gewählt (Version 0509 in Verbindung mit der Windows-Oberfläche I_EPIC). Das Modell ist seit den 80iger 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). Die Funktion des Erweiterungsmoduls wurde anhand von Langzeitversuchen in den USA durch Izaurrealde et al. (2006) geprüft.

Zur Abschätzung des Kohlenstoffs im Boden wird im Modell der „Total C Pool“ in fünf Untereinheiten eingeteilt: Mikrobielle Biomasse, langsam zersetzbarer Humus (schwer zersetzbares pflanzliches Material und sorbierte Produkte mikrobieller Aktivität), passiver Humus (sehr langsam abbaubar, wird durch Sorption an Ton vor Zersetzung geschützt), Kohlenstoff in strukturellen Streuresten und Kohlenstoff in metabolischen Streuresten.

Für die Modellierung mit EPIC sind Eingangsdaten zu Standort, Böden, Klima und Management erforderlich. Weil die Winderosion in Südwestdeutschland kaum eine Rolle spielt, wurde die Berechnung durch EPIC abgeschaltet. Eine Übersicht zum vergleichenden Vorgehen und erforderlicher Kalibrierungsschritte zur Anpassung der simulierten an die gemessenen Veränderungen des Humus-C befindet sich in Abbildung 23.

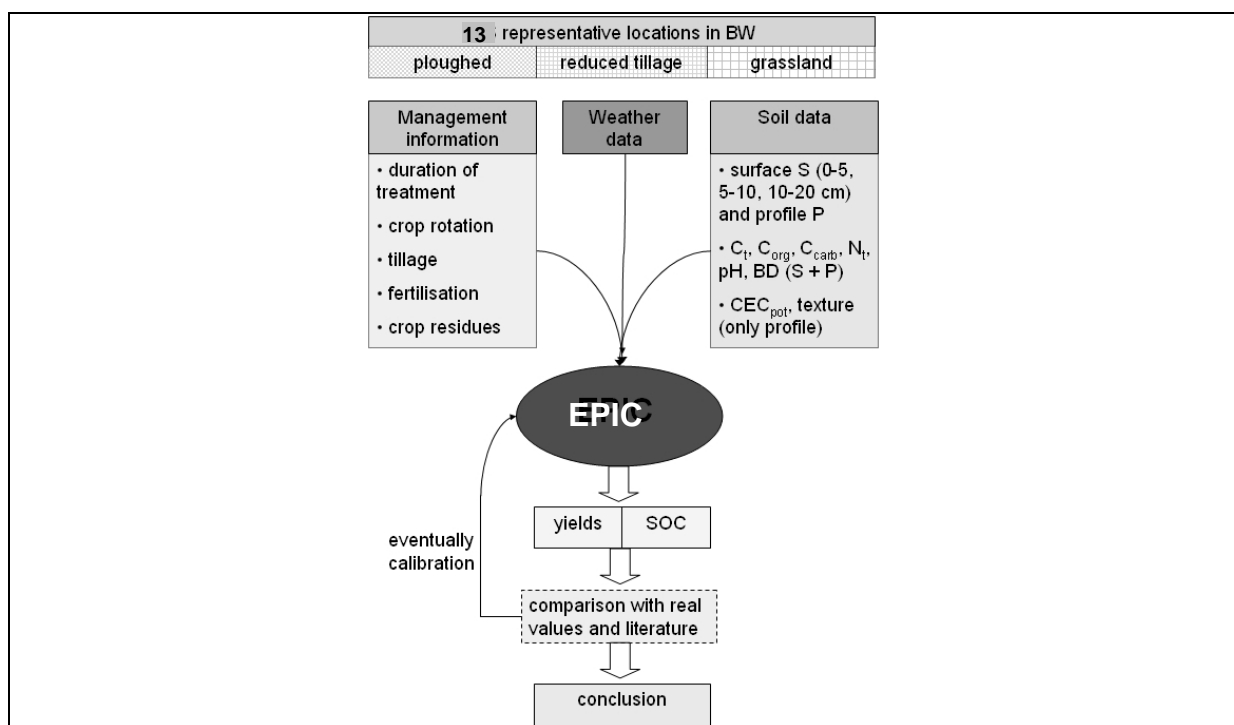


Abbildung 23: Konzept der vergleichenden EPIC-Simulationen

Standorte und Böden

Für die Simulation der Maßnahmenszenarien wurden in den 8 landwirtschaftlichen Vergleichsgebietsgruppen, die 12 Landschaften Baden - Württembergs mit unterschiedlichen geologischen Formationen abdecken, 13 repräsentative Praxisflächen ermittelt, auf denen Bodenproben für die Vergleichsuntersuchungen im Herbst 2004 genommen wurden (siehe Abbildung 2 in Kapitel 4). Auf jedem Standort wurden drei unmittelbar benachbarte Flächen mit unterschiedlicher Bewirtschaftung gewählt:

- P = konventionelle, d.h. wendende Bodenbearbeitung mit Pflug
- R = reduzierte, d.h. keine wendende Bodenbearbeitung (= pfluglos) seit mehreren Jahren
- G = mehrjähriges Grünland nach vormaliger Ackernutzung, entweder als bewirtschaftete Wiese oder Weide (= G_w) oder als begrünte Dauerbrachen und Ackerrandstreifen (= G_b)

Von den 13 Standorten waren 7 Standorte Praxisversuchsflächen (Streifen- bzw. Blockanlagen) zur reduzierten Bodenbearbeitung. Die übrigen 6 Standorte und alle Grünlandstandorte waren reine Praxisflächen.

Aufgrund der zeitgleichen Beprobungen handelt es sich nicht um echte Analysen der Veränderungen durch Bewirtschaftungswechsel sondern um einen Vergleich der zeitabhängigen Entwicklungsergebnisse, also einer sogenannten falschen Zeitreihenanalyse.

Die Untersuchungstiefe beträgt in Anlehnung an die o.g. Bodenuntersuchungen 0 bis 20 cm, weil dieser Bodenhorizont die stärksten Humus-C Anreicherungen beispielsweise nach West & Post 2002 erwarten lässt (siehe Kapitel 5.2.2).

Die Standort- und Bodendaten der 13 Vergleichsstandorte wurden aus dem o.g. Evaluierungsmodul übernommen (Übersicht siehe Tabelle 9), d.h. zur Verfügung gestellt von H. Chen (schriftl. Mitteilungen), B. Deller (LUFA-Agustenberg, schriftl. Mitteilung) und C. Röder (2005).

Klima

Für die EPIC-Simulation sind folgende Klima- bzw. Wetter-Eingangsdaten erforderlich: Langjährige Monatsdurchschnittswerte für Maximaltemperatur (°C), Minimaltemperatur (°C), Niederschlag (mm), Regentage (Anzahl), Sonneneinstrahlung (MJ/m²), relative Feuchte (Anteil, also z.B. 0.75 statt 75), Windgeschwindigkeit (m/s) und die Standardabweichung von Maximum- und Minimumtemperatur (°C). Eine Zusammenfassung der charakteristischen Klimakennwerte aller Untersuchungsstandorte ist in Tabelle 12 aufgeführt. Die Daten stam-

men von Wetterstationen der „Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg – LUBW“, vom Deutschen Wetterdienst (für Münsingen und Offenburg) sowie der Forschungsstation „Ihinger Hof“ von der Universität Hohenheim und wurden durch das Regionalisierungsmodul über die GIS Plattform heraus zugänglich gemacht (s. Kapitel 6.1).

Tabelle 12: Klimakennwerte der repräsentativen Klimastationen und Zuordnung der Untersuchungsstandorte

ID	Name	Breiten-grad	Längen-grad	Höhenlage [m]	langjähri-ger Durch-schnitt der mittleren Maximal-Tempera-turen [°C]	langjähri-ger Durch-schnitt der mittleren Minimal-Tempera-turen [°C]	mittlerer Jahresnie-derschlag [mm]	Untersuchungs-standort
1	Biberach	48,15	9,75	500	13,0	4,5	845	Biberach
2	Freudenstadt	48,50	8,40	750	11,6	4,5	1287	Edelweiler
6	Ihinger Hof	48,73	8,92	479	13,2	4,1	699	Ihinger Hof
7	Offenburg	48,50	7,95	200	14,6	6,3	876	Untergrombach
8	Münsingen	48,35	9,50	650	11,3	2,3	958	Eisighof
9	Heilbronn	49,20	9,15	152	15,3	6,6	711	Dossenheim, Kirchhausen, Odenheim
10	Künzelsau	49,25	9,50	214	12,1	4,6	850	Grünsfeld, Weikersheim
12	Friedrichshafen	48,15	9,50	500	14,2	6,4	989	Efringen-Kirchen
14	Balingen	48,17	8,53	573	13,6	4,6	807	Hechingen, Oberndorf

Bewirtschaftung

Die erforderlichen Eingangsinformationen über die Landbewirtschaftung der Praxisflächen wurden mittels Fragebögen und telefonischen Interviews von den Flächenbewirtschaftern bzw. Verwaltern erhoben. Aufgrund der großen Komplexität mussten die Fragen auf das erforderliche Mindestmaß beschränkt werden, d.h. für Ackerflächen:

- Fruchtfolge auf dem Untersuchungsstandort
- Dauer des aktuellen Bewirtschaftungsverfahrens
- Bodenbearbeitungsdurchgänge zu jeder Kultur mit Datum, Art/Maschine, Arbeitstiefe
- Aussaat jeder Kultur mit Datum und Saatmenge
- Düngung zu jeder Kultur mit Datum, Art, Aufwandsmenge
- Ernte von jeder Kultur mit Datum, Ertragsmenge, Ernteresteverbleib

und für Grünland- / Bracheflächen:

- Dauer des aktuellen Bewirtschaftungsverfahrens
- Düngung mit Datum, Art, Aufwandsmenge

- Mähen, Mulchen, Beweidung mit Datum, Erntegutverbleib, ggf. Viehdichte

Simulationsdauer

Als Dauer der Simulation wurde für reduzierte Bodenbearbeitung und Grünland / Brache die Dauer der Maßnahmenetablierung festgelegt, für die Bodenbearbeitung mit Pflug die Dauer des jeweiligen Vergleichsszenarios, also:

- Beim Vergleich reduzierte Bodenbearbeitung mit Pflug (Referenz) Simulation mit der Dauer der reduzierten Bodenbearbeitung für beide Varianten
- Beim Vergleich Grünland / Brache mit Pflug (Referenz) Simulation mit der Dauer der Etablierung von Grünland / Brach für beide Varianten

Somit läuft die Pflug-Simulation als systembedingte „Hintergrundveränderung“ im Sinne eines unvermeidbaren Hintergrundrauschens mit und wird beim Endvergleich in den Differenzberechnungen folgendermaßen berücksichtigt:

$$C_{\text{osd-mc}} = \frac{C_{\text{os-mc}} - C_{\text{os-pcm}}}{t_m}$$

mit:

- $C_{\text{osd-mc}}$ = Jährliche Veränderung des Total organic C-Pool gemäß EPIC-Simulation bei gewählter Maßnahme [$\text{Mg} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$]
- $C_{\text{os-mc}}$ = Total organic C-Pool einer Maßnahme nach EPIC-Simulation mit der Maßnahmendauer
- $C_{\text{os-pcm}}$ = Total organic C-Pool bei Pflug nach EPIC-Simulation mit der Maßnahmendauer
- t_m = Dauer der Maßnahme [Jahre]

wobei:

- m = gewählte Maßnahme, d.h. reduzierte Bodenbearbeitung oder Grünland-/Bracheetablierung

Korrekturberechnungen von EPIC-Ausgabewerten

EPIC gibt die C-Mengen im Boden in fünf unterschiedlichen Fraktionen aus:

$$C_{\text{os}} = C_{\text{ph}} + C_{\text{sh}} + C_{\text{bm}} + C_{\text{sl}} + C_{\text{ml}}$$

mit

- C_{os} = Total organic C Pool nach EPIC-Simulation
- C_{ph} = Passiv Humus Pool

- Csh = Slow Humus Pool
- Cbm = Biomass Pool
- Csl = Structural Litter Pool
- Cml = Metabolic Litter Pool

Die von EPIC in einem Ausgabefile eingestellten Cos-Mengen beziehen sich auf die steinfreie Feinerde, so dass ein direkter Vergleich der simulierten Mengen mit den analysierten Mengen an organischem Kohlenstoff im Boden nicht möglich ist, denn:

- EPIC berücksichtigt bei den C-Mengenberechnungen keine Steine, so dass diese nachträglich einberechnet werden mussten, weil auch bei den gemessenen C-Mengen die Steinmengen berücksichtigt worden waren.
- Bei der Probenaufbereitung für die C-Messungen wurde die Streu soweit wie möglich aussortiert, was bei den Proben von Ackerböden mit relativ grober Streu gut gelingt, bei den Proben von Grünlandböden aber aufgrund der vielen Feinwurzeln kaum möglich ist. Hier ist mit Feinstreuerückständen in den für die Analysen aufbereiteten Bodenproben von 50 - 75 % gerechnet werden.

Somit wurden die durch EPIC simulierten Cos-Mengen folgendermaßen korrigiert:

- Für die Variante Pflug: $\text{Cos-pc} = (\text{Cos} * (100 - \text{SG}) * 0,01) - \text{Csl}$
- Für die Variante Reduziert: $\text{Cos-rc} = (\text{Cos} * (100 - \text{SG}) * 0,01) - \text{Csl}$
- Für die Grünland/Brache: $\text{Cos-gc} = (\text{Cos} * (100 - \text{SG}) * 0,01) - (\text{Csl} * 0,25)$

mit

- Cos-pc = Simulierte + korrigierte Mengen an organischem Boden-C unter Pflugbewirtschaftung
- Cos-rc = Simulierte + korrigierte Mengen an organischem Boden-C unter reduzierter Bodenbearbeitung
- Cos-gc = Simulierte und korrigierte Mengen an organischem C in Grünland-/Bracheböden
- SG = Steingehalt in %

Vergleichsberechnungen mit dem IPCC-Prognosetool

Das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) bietet auf Grundlage von IPCC (2003) eine Prognosesoftware für länderspezifische Berechnungen von C-Akkumulationspotenzialen durch Änderung der Flächenbewirtschaftung an. Die analysierten und mit EPIC simulierten Veränderungspotenziale Südwestdeutschlands sollen den kleinmaßstäbigen IPCC-Prognosen für Deutschland gegenübergestellt werden. Hierzu wurden fol-

gende IPCC-Einstellungen gewählt (Download der Kalkulationssoftware am 19.1.2007 von <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/annex4a1.htm>):

- Climate: Cold and moist
- Soils: high clay activity mineral, aquic, sandy
- Inputs bei Pflug und Reduziert: high without manure, high with manure
- Input bei Grassland/improved: medium
- Output-Gewichtung [Mg C/ha*y] nach Flächenanteilen der Böden gemäß Neufeldt (2005), d.h.
 - high clay (ohne Moore und Pseudogleye) = 90,5 %
 - aquic (mit Pseudogleyen und Mooren) = 9,0 %
 - sandy = 0,5 %

Um eine Mindestanpassung an die südwestdeutsche Bodenverteilung zu erreichen, wurde eine Gewichtung der jährlichen C-Anreicherungsmengen gemäß IPCC durch Umstellung der Flächenbewirtschaftung auf reduzierte Bodenbearbeitung oder Grünlandetablierung entsprechend der Flächenanteile von Bodentypen in Baden-Württemberg vorgenommen (klassifiziert nach Neufeldt (2005)):

$$\text{Coid} = \text{Chid-h} * \text{Ah} + \text{Coid-a} * \text{Aa} + \text{Coid-s} * \text{As}$$

mit

- Coid = Jährliche Veränderung des Total organic C-Pool durch Umstellung der Flächenbewirtschaftung gemäß IPCC-Prognose, gewichtet nach Flächenanteilen der Bodentypgruppen [Mg C*ha⁻¹*a⁻¹]
- Coid-h = Jährliche Veränderung des Total organic C-Pool durch Umstellung der Flächenbewirtschaftung gemäß IPCC-Prognose für „High Clay Activity Mineral“ Böden [Mg C*ha⁻¹*a⁻¹]
- Ah = 0,905 entsprechend dem Anteil der „High Clay Activity Mineral“ in Baden-Württemberg (nach Neufeldt 2005, exclusive Moore und Pseudogleye)
- Coid-a = Jährliche Veränderung des Total organic C-Pool durch Umstellung der Flächenbewirtschaftung gemäß IPCC-Prognose für „Aquic“ Böden [Mg C*ha⁻¹*a⁻¹]
- Aa = 0,090 entsprechend dem Anteil der „Aquic“ Böden in Baden-Württemberg (nach Neufeldt 2005, inklusive Moore und Pseudogleye)

- Coid-s = Jährliche Veränderung des Total organic C-Pool durch Umstellung der Flächenbewirtschaftung
gemäß IPCC-Prognose für „Sandy“ Böden [$\text{Mg C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$]
- As = 0,005 entsprechend dem Anteil der „Sandy“ Böden in Ba.-Wü.
(nach Neufeldt 2005)

Damit ist die jährliche Veränderung durch reduzierte Bodenbearbeitung gemäß IPCC unverändert darstellbar. Für die endgültige Darstellung der IPCC-Ergebnisse zur Grünlandetablierung wurden entsprechend den Anteilen der analysierten Standorte (33,3 % mittel intensiv bewirtschaftete Weiden, 66,7 % ungedüngte Brachen) die IPCC-Prognosen für mittel intensiv bewirtschaftetes Grünland und für extensiv-nachhaltig bewirtschaftetes Grünland gewichtet.

5.2.5.3 Ergebnisse zu den regulierenden Bewirtschaftungsfaktoren

Im EPIC wird die Bewirtschaftung über Management Sets namens „Rotation Operations“ festgelegt. Diese wurden für alle Standorte und Bewirtschaftungsvarianten angelegt, so dass insgesamt 38 Management Sets entstanden. Jedes Management Set beinhaltet die detaillierten Angaben zu jedem einzelnen Bewirtschaftungsschritt. In der Summe entstanden somit 1369 Datensätze mit Informationen zu Nutzungsdauer, Fruchtfolge, Düngemittel und Bewirtschaftungsmaßnahmen (s. Tabelle 13)

Nutzungsdauer und Fruchtfolge

Die Befragungsergebnisse zur Flächenbewirtschaftung spiegeln das heterogene Bild der Praxis sehr gut wider. Bei der Bewirtschaftungsdauer des aktuellen Verfahrens „Pflug“ wurden durchgängig mehr als 20 Jahre angegeben, die Einführung der „reduzierten Bodenbearbeitung“ lag zwischen 4 und 19 Jahren, die Grünland- bzw. Bracheetablierung zwischen 4 bis 20 Jahren zurück. In den Fruchtfolgen wurden Körner- und Silomais, Winterweizen, Sommer- und Wintergerste, Hafer, Winterroggen, Raps, Zuckerrüben, Durum, Triticale, Sonnenblumen und Klee gras genannt (s. Tabelle 13). Weil einige in Baden-Württemberg häufig genannte Feldfrüchte im Modell nicht existieren, wurden folgende Substitutionen vorgenommen:

- Raps wurde durch Canola ersetzt, welches tatsächlich eine Rapssorte ist.
- Für Senf als Gründüngungspflanze wird mangels anderer geeigneter Pflanzen ebenfalls Canola angenommen.
- Triticale, eine Kreuzung von Weizen und Roggen, wurde durch Weizen ersetzt.
- Sonnenblumen durch Mais.
- Für Grünland wurde die vordefinierte Winterweide gewählt.
- Für Klee gras in der Fruchtfolge wurden Rotklee und Schwingel (Fescue) gesetzt.

- Für Sommergerste und Wintergerste wurde Gerste gesetzt, weil EPIC keine Unterscheidung anbietet.

Tabelle 13: Zusammenfassung der Management Informationen aus den Befragungen zu den repräsentativen Untersuchungsflächen, Leerstellen = nicht zutreffend

ID	Standort	Management ⁹⁾ Vergleichstyp ¹⁰⁾		Bewirtschaftung bis 2004 [a]	Rotationsphase [a]	gemittelte Erträge der Fruchtfolgeglieder ¹¹⁾ [dt/ha]							organische Düngung			Anzahl der Aktionen ⁸⁾		
		Management ⁹⁾	Vergleichstyp ¹⁰⁾			Winter-Weizen	Sommer-/Winter-Gerste	Hafer	Winter-Roggen	Winter-Raps	Zuckerrübe	Körner-Mais	Silo-Mais	Zwischenfrucht (Senf)	Grünland / Brache		Abfuhr Erntereste ⁷⁾	maximale Bodenbearbeitungstiefe [cm]
1	Biberach	P	V _f	>20	5	83	60			42		189	nb	nb ¹²⁾		20-25	49	
2		R	V _f	10	5	81	60			40		186	nb	nb ¹²⁾		15-20	49	
3		G _b	P	10	1									nb			2 ¹⁴⁾	
4		G _b	P	10	1									nb			6 ¹⁴⁾	
5		G _b	P	10	1									nb			6 ¹⁴⁾	
6	Untergrombach	P	P	>20	4	50					80	nb				20-25	30	
7		R	P	17	3	68	55			40		nb				15-20	26	
8		G _w	P	70 ¹³⁾	1								nb					4
12	Edelweiler	P	P	>20	6	67 ²⁾	60	60		37					x	20-25	30	
13		R	P	15	3	65 ²⁾					130					10-15	18	
14		G _w	P	4	1								nb	x	x		11	
15	Hechingen	P	P	>20	3	80	72					nb	nb		x	x	20-25	34
16		R	P	18	3	83		85	37							15-20	28	
17		G _b	P	16	1								nb					4
18	Weikersheim	P	P	>20	4	77				35		105	nb		x	20-25	35	
19		R	P	15	4	64	47				60 ¹⁾	nb				15-20	35	
20		G _b	P	16	1								nb					2
21	Ihinger Hof	P	V _f	6	6	72 ²⁾		nb		nb		170	nb			20-25	65	
22		R	V _f	6	6	81 ²⁾		nb		nb		167	nb			10-15	57	
23		G _b	P	4	1									nb				5
9	Eisighof	P	P	>20	6	70	52			37		170	nb		x	x	20	54
10		R	P	5	3	85		65	37				nb			x	15 ⁴⁾	27
11		G _w	P	5	1									nb	x	x		8
24	Odenheim	P	V _p	>20	10	59 ³⁾	55	79		390			nb			20 ⁵⁾	104	
25		R	V _p	10	10	55 ³⁾	57	74		447			nb			15 ⁵⁾	100	
26		G _b	P	20	1									nb				3
27	Kichhausen	P	V _p	>20	10	93	60						nb		x	23	108	
28		R	V _p	10	10	93	63			885			nb		x	13	108	
29	Efringen-Kirchen	P	V _p	>20	5						129						25	41
30		R	V _p	10	5						122						15	35
31		G _b	P	15	1									nb				2
32	Oberndorf	P	P	>20	5	80	55	60		42					x	x	17	37
33		R	P	10	5	75	55	55		40					x	x	13	39
34		G _b	P	13	1									nb				2
35	Grünsfeld	P	V _p	>20	4		70			28			nb				20	41
36		R	V _p	10	4		69			25			nb				10	37
37		G _b	P	10	1									nb				2
38	Dossenheim	P	V _p	>20	6	69	59			25		47	nb				27	58
39		R	V _p	10	6	56	55			30		37	nb				17 ⁶⁾	51
40		G _w	P	4	1									nb	x	x		16

1) auch Sonnenblumen

2) auch Triticale

3) auch Durum

4) 1x Tiefenlockerung bis 20 cm

5) 1x Tiefenlockerung bis 25 cm

6) 1x Tiefenlockerung bis 27 cm

7) x = teilweise, aber zumeist weniger als 25 % in einer Rotation

8) umfasst Bodenbearbeitung, Aussaat, Düngung, Ernte/Schnitt/Mulchen in einer Rotationsphase

9) P = Pflug, R = Reduzierte (pfluglose) Bodenbearbeitung, G = Grünland-/Brache-Etablierung

10) V_p = Praxis-Versuch (Streifenanlage), V_f = Feld-Versuch (Blockanlage), P = Praxisfläche

11)) n. Angaben der Flächenbewirtschaftler bzw. Versuchsleiter, nb = nicht bestimmter Ertrag

12) einjähriges Klee gras

13) gesetzter Wert, Bewirtschaftler schätzte >100 Jahre

14) Brache = Ackerrandstreifen, d.h unterschiedliche Düngereintragszenarien, Auswahl von ID4

Bewirtschaftungsmaßnahmen

Jeder Maßnahme ist ein Maßnahmencode zugeordnet, mit dem die Maßnahmenaktionen wie Säen / Pflanzen, Düngen, Ernten oder Abtöten der Pflanzen (als EPIC-„Stoppsignal“ für die Beendigung eines Anbaujahres) definiert werden. Für die Humusmodellierung sind dies im Wesentlichen:

- Die Durchmischungswirkung von Bodenbearbeitungsgeräten beschreibt die Vollständigkeit und Gleichmäßigkeit der Einarbeitung von Pflanzenrückständen und Nährstoffen in den Oberboden.
- Das Ernteeffizienzverhältnis ist das Verhältnis des vom Feld entfernten Ertrags zum Gesamtertrag, z. B. Korn/Stroh-Verhältnis.
- Die Materialabfuhr ist der Anteil des vom Feld entfernten Pflanzenmaterials (Silage oder Stroh).

Einige Maschinen konnten ohne weitere Veränderung direkt von EPIC übernommen werden (siehe Tabelle 14). Eine Ausnahme bildet die Durchmischungseffizienz der Aussaatmaschinen 121 und 132, welche gegenüber den vorgegebenen Werten vertauscht wurden, denn bei Direktsaatsystemen wird eine geringere oder gar keine Durchmischungseffizienz gegenüber üblichen Saatverfahren erwartet.

Die Abfrageergebnisse ergaben eine sehr große Anzahl von Maschinentypen, die nicht in jedem Einzelfall als neuer Maschinentyp definiert werden konnte. Deshalb wurden aus dem Pool der erfragten Angaben sogenannte „typische“ Maschinen definiert, die dann auf allen Flächen zur Auswahl kommen konnten. Problematisch erwies sich dabei die Einstellung der Durchmischungswirkung von Bodenbearbeitungsgeräten. Im EPIC sind bei passiven Nachläufergeräten (z.B. Grubber, Eggen) die Werte auf 0,2 bis 0,25 eingestellt. In der Praxis wurden allerdings zur Hälfte auch aktiv-rotierende, d.h. Zapfwellenbetriebene Geräte (z.B. Kreiselegge, Rototiller) eingesetzt, denen eine höhere Durchmischungswirkung bescheinigt wird. Die letztendlich gewählte, durchschnittliche **Durchmischungswirkung von 0,3** der nichtwendenden Bodenbearbeitungsgeräte ist das Ergebnis der fortlaufend-wiederholenden Simulationsprozesse mit dem Endziel, eine optimierte Übereinstimmung zwischen den Humusveränderungen gemäß Messungen und Simulation zu erreichen.

Insgesamt erfolgte die Definition einer Maßnahme letztendlich nicht entsprechend der Bezeichnung einer Maßnahmendurchführung, sondern entsprechend den Auswirkungen wie Bearbeitungstiefe, Durchmischungseffizienz und durchschnittliche Oberflächenrauigkeit.

Tabelle 14: Vor- und neudefinierte Maschinen und Verfahren bei den EPIC-Operations

ID	EPIC-Label	Definition	„Mixing Efficiency“	„Surface Random Roughness“	„Tillage Depth“	„Harvest Pesticide Efficiency Ratio“	„Override Harvest Index“	Information
18	TR2160DS	EPIC	0	0	0	0	0	Traktor
121	DRLLNT24	EPIC	0,1	10	40	0	0	Dirketaat mit Drille
132	DRPLDG14	EPIC	0,2	10	40	0	0	konv. Drillsaat
185	FLEX-TINE HARROW CL GE20F	EPIC	0,2	13	25			flexible Zinken Egge
188	SPIKE TOOTH HARROW GT25FT	EPIC	0,25	13	25			Stiftzahnegge
190	SPRINGTOOTH HARROW GE15F	EPIC	0,35	13	25			Federzahnegge
215	MLBDR4-6	EPIC	0,95	30	200	0	0	Pflug
261	DRYFTRLR	EPIC	0	0	75	0	0	Mineraldüngerstreuer
266	MANSPDER	EPIC	0	0	75	0	0	Miststreuer
310	SILAGEHV	EPIC	0	0	-100	0,95	0,9	Silageernter
315	BALEPTOS	EPIC	0	0	-50	0,95	0,9	Ballenpresse
319	MOWERDRD	EPIC	0	0	-60	0	0	Mäher
451	KILL	EPIC	0	0	0	0	0	Stoppsignal
568	C:HARV 6	EPIC	0	0	0	0,95	0	Mährescher
772	GREEN M	new	0	0	0	0	0	Mulcher
773	alternative plough	new	0.45	20	200	0	0	Schwergrubber
774	stubble tillage	new	0.85	50	100	0	0	Scheibenpflug
775	cultivate 1	new	0.3	13	60	0	0	Grubber / Egge
776	cultivate 2	new	0.3	13	100	0	0	Grubber / Egge
777	MANSPDER	new	0	0	0	0	0	Mist-/Güllestreuer
779	Baler 50%	new	0	0	-50	0,95	0,5	Ballenpresse
780	cultivator 3	new	0.3	13	140	0	0	Grubber / Egge
336	BEETHARV	new	0	0	200	0,95	0,99	Rübenernter
123	PLBEET8R	new	0,2	10	20	0	0	Rübensaat

Düngemittel

Für die in Südwestdeutschland handelsüblichen Mehrnährstoffdünger mussten neue Dünger im EPIC definiert werden (siehe Tabelle 15). Dadurch können die Dünger auch bei der Modellierung praxisgleich in einem Arbeitsgang ausgebracht werden. Falls nur Reinnährstoffangaben vorlagen, wurden die reinen „EPIC-Einzelnährstoffdünger“ (ID 52 - 54) gewählt.

Tabelle 15: Vordefinierte und neudefinierte Dünger. Die Gehalte beziehen sich auf Trockensubstanz, NH₃-N als Fraktion von Nmin, organischer C in %

ID	Name	Def.	Mineral N	Mineral P	Mineral K	NH ₃ -N	organic N	organic P	Organic Carbon
52	Elemental P	EPIC	0,000	1,000	0,000	0,000			
53	Elemental K	EPIC	0,000	0,000	1,000	0,000			
54	Elemental N	EPIC	1,000	0,000	0,000	0,000			
7252	KAS - Kalkammonsalpeter	new	0,270	0,000	0,000	0,500			
7255	DAP -Diammonphosphat	new	0,180	0,200	0,000				
7256	Urea	new	0,460	0,000	0,000				
7263	ASS – Ammonsulphatsalpeter	new	0,260	0,000	0,000	0,730			
7264	Re-Ka-Phos	new	0,000	0,039	0,133	0,000			
7257	15-15-15 (NPK)	new	0,150	0,065	0,080	0,600			
7258	15-13-13 (NPK)	new	0,150	0,056	0,069	0,600			
7259	14-18-8 (NPK)	new	0,140	0,077	0,042	0,600			
7260	14-7-17 (NPK)	new	0,140	0,030	0,090	0,600			
7267	12-18-16 (NPK)	new	0,120	0,079	0,133	0,600			
7268	13-7-17 (NPK)	new	0,130	0,031	0,141	0,600			
7269	13-9-16 (NPK)	new	0,130	0,040	0,133	0,600			
7270	14-8-18 (NPK)	new	0,140	0,035	0,149	0,600			
7271	14-10-20 (NPK)	new	0,140	0,044	0,166	0,600			
7272	19-9-16 (NPK)	new	0,190	0,040	0,133	0,600			
7273	20-5-5 (NPK)	new	0,200	0,022	0,042	0,600			
7274	20-8-8 (NPK)	new	0,200	0,035	0,066	0,600			
7275	23-5-5 (NPK)	new	0,230	0,022	0,042	0,600			
7253	liquid manure pig	new	0,085	0,024	0,029	0,710	0,0250	0,0213	0,6800
7254	liquid manure cattle	new	0,050	0,011	0,036	0,550	0,0225	0,0097	0,4000
7261	dung cattle	new	0,030	0,009	0,028	0,000	0,0300	0,0081	0,5700
7262	dung pig	new	0,028	0,012	0,024	0,000	0,0280	0,0108	0,5320

Für die organischen Dünger mussten neue Definitionen ins EPIC integriert werden. Bei der Annahme von 1 m³ Gülle = 1 t Gülle und 8 % Trockensubstanz in Rindergülle (6-10 %) bzw. 6 % in Schweinegülle (3-9 %) wurden mit Hilfe der Nährstoffgehalte nach KTBL (2005) die in Tabelle 15 festgelegten Kennwerte errechnet. Für die Berechnung des Gehalts an organischem Kohlenstoff wurde ein C/N Verhältnis von 8:1 für flüssigen und 19:1 für festen Dünger (= Mist) angenommen. Da tierischer Dünger kaum Nitrat enthält, wurde der Gehalt an organischem Stickstoff aus dem Gesamtstickstoffgehalt abzüglich des NH₄-N berechnet. Für Festmist waren keine Daten verfügbar über NH₄-N, aber es werden sehr geringe Gehalte angenommen. Auch für organischen Phosphor gibt es in üblichen Düngertabellen keine Werte, aber man kann grob annehmen, dass in tierischem Dünger 90% des P in organischer Form vorliegt. Die auf dem Feld ausgebrachte Düngermenge muss als kg Trockensubstanz / ha ins Modell eingegeben werden (alle Faustzahlen nach Schilling, 2000 und KTBL, 2005).

Kalk kann in EPIC nicht manuell eingegeben werden, sondern wird bei Bedarf nach Aktivierung einer entsprechenden Vorgabe automatisch simuliert.

5.2.5.4 Ergebnisse zur Modellkalibrierung: Abgleich simulierter mit gemessenen Werten

Neben den o.g. Bewirtschaftungsfaktoren kann eine Modellkalibrierung, auch an die südwestdeutschen Bedingungen durch Anpassung von Kulturpflanzen- und Standort-Kennwerten geschehen.

Parameter für Kulturpflanzen

Das simulierte Wachstum ist ein Kennwert der Kulturpflanzen mit erheblicher Wirkung auf den Ertrag (IZAURRALDE ET AL. 2006), also auf die Entwicklung von Pflanzenmaterial incl. der Wechselwirkungen mit dem Humushaushalt. Maßgebliche Steuergröße hierfür ist im EPIC-Modell die Eingangsgröße „**potential Heat unit**“. Hierbei handelt es sich um die tägliche Temperatursumme, die eine Pflanze zum Wachstum bis zur Reife braucht. Allerdings konnten im Untersuchungsraum keine Informationsquellen hierfür erschlossen werden. Deshalb wurden die vom EPIC simulierten und im zentralen output file namens „epic0001.out“ zur Verfügung gestellten Werte verwendet. Aus den Pflanzzeitpunkten, Reifezeitpunkten/Erntezeitpunkten, Basistemperaturen für die Früchte und Tagesdurchschnittstemperaturen berechnete EPIC die tatsächliche „heat unit“. Die Eingabewerte wurden ähnlich der simulierten „heat unit“ gewählt um das simulierte Pflanzenwachstum bis zur Reife zu sichern. Für die gleiche Frucht kann es an verschiedenen Standorten unterschiedliche Werte je nach Klimasituation geben, wodurch z.B. standortgerechte Sortenzüchtungen berücksichtigt werden kön-

nen. Mit dieser Methode sind die Werte für die „potential heat units“ einerseits zwar Ergebnisse der Simulation, aber gleichzeitig auch wichtige Input-Informationen. Aufgrund dieser Vorgehensweise basieren die Zahlen nicht nur auf dem Klima, sondern auch auf Informationen über die Bewirtschaftung und Ertragsmengen. Die letztendlich gewählten und in Tabelle 16 dargestellten „potential heat units“ sind das Ergebnis fortlaufend-wiederholender Simulationsprozesse mit dem Endziel, eine möglichst gute Übereinstimmung zwischen den Humusveränderungen gemäß Messungen und Simulation sowie zwischen den Ertragsdaten gemäß Abfrageergebnissen und Simulation zu erreichen.

Tabelle 16: Standortangepasste „Potential Heat Units“ als Eingangsdaten bei den „Field Operations“ für die EPIC-Modellierung (Leerstellen = nicht geprüft, weil nicht angebaut)

ID	EPIC label	Feldfrucht	Biberach	Untergrombach	Edelweiler	Hechingen	Weikersheim	Ihinger Hof	Eisighof	Odenheim	Kirchhausen-HIN	Efringen-Kirchen	Oberndorf	Grünfeld	Dossenheim
2	Corn	Körnermais (+Sonnenblume)	n.g.	1300			800	900				1100			1000
10	WWHT	Winterweizen (+Triticale+Durum)	2200	2000	2100	2100	1900	1900	2000	2000	2000		1900		2000
14	BARL	Gerste (Sommer+Winter)	1800	1700	1600	1600	1100		1600	1600	1600		1600	1600	1600
16	OATS	Hafer (Sommer)			1600			1000	1300				1300		
19	RYE	Roggen (Winter)				2000				2000					
23	CANA	Canola ≈ Raps / Senf	1600	1500	1600	1100	1200	1300	1300	1300	1300		1300	1300	1300
29	CSIL	Silomais	1000		900	1000			1000						
38	WPAS	≈ Dauergrünland	1000	1000	1000	1000	1000	1000		1000		1000	1000	100	1000
62	SGBT	Zuckerrübe								2000	2000				
33 + 78	CLVR + FESC	Rotklee + Schwingel (abwechselnd für Kleegrassgemenge)	2000												

In Anlehnung an die Ergebnisse zum Vergleich der simulierten und erhobenen Ertragsdaten ist die Konfiguration weiterer Eingangsdaten möglich wie beispielsweise:

- biomass energy ratio
- harvest index und minimum harvest index sowie
- seeding rate.

Im Gegensatz zum standortbezogenen „Potential Heat Unit“ werden diese Parameter aber unter den Eigenschaften der einzelnen Kulturpflanzen geführt und sind somit für alle Standorte und Bewirtschaftungsverfahren gleichermaßen gültig. Sie sind in Tabelle 17 dargestellt. Bei Zuckerrüben wurde zusätzlich der Parameter PWPC2 maturity (Anteil Wurzelmasse im Reifestadium) auf 0.63 gesetzt.

Tabelle 17: Konfiguration entscheidender Parameter für das Pflanzenwachstum und Wassergehalt.

ID	EPIC label	Feldfrucht	Biomass Energy Ratio	Harvest Index	Minimum Harvest Index	Wassergehalt
2	Corn	Körnermais (+Sonnenblume)	40	0.5	0.4	0.15
10	WWHT	Winterweizen (+Triticale+Durum)	35	0.45	0.21	0.12
14	BARL	Gerste (Sommer+Winter)	30	0.4	0.21	0.12
16	OATS	Hafer (Sommer)	30	0.42	0.21	0.1
19	RYE	Roggen (Winter)	35	0.42	0.21	0.12
23	CANA	Canola ≈ Raps / Senf	28	0.3	0.21	0.12
29	CSIL	Silomais	40	0.5	0.01	0.15
38	WPAS	≈ Dauergrünland	35	0.02	0.05	0.1
62	SGBT	Zuckerrübe	40	2	0.3	0.8
33 + 78	CLVR + FESC	Rotklee + Schwingel (abwechselnd für Kleegrassge- menge)	25 30	0.02 0.42	0.01 0.05	0.12 0.12

Die Erträge werden in EPIC als Trockensubstanz berechnet. Somit werden für alle Fruchtarten Anpassungen entsprechend der ebenfalls in Tabelle 17 angegebenen Wassergehalte nötig. Ein Vergleich der Ertragssimulationen mit den erwarteten Erträgen kann als erste Validierung der Simulation herangezogen werden, da das Pflanzenwachstum auch den Input an Biomasse für die Speicherung von organischem Kohlenstoff bestimmt. Eine vergleichende Darstellung der simulierten und erwarteten Erträge zeigt Abbildung 24. Im Gegensatz zu den Untersuchungen von Izaurralde et al. (2006) wichen die simulierten Erträge in 49 % aller Fälle um mehr als 20 % von den Angaben der Flächenbewirtschafter ab. Dies kann aber u.a. auf die ungenauen Schätzungen der Erträge durch die Flächenbewirtschafter, die teilweise unzuverlässigen Informationen zum Management, und die recht kurze Simulationsdauer, wodurch sich kein konstanter durchschnittlicher Ertrag einstellen konnte, zurückgeführt werden. Für Fruchtarten, die im Modell mit Substituten berechnet worden sind, oder z.B. für Gerste, bei der in EPIC nicht zwischen Winter- und Sommergerste unterschieden wird, sind Ertragsabweichungen nicht überraschend.

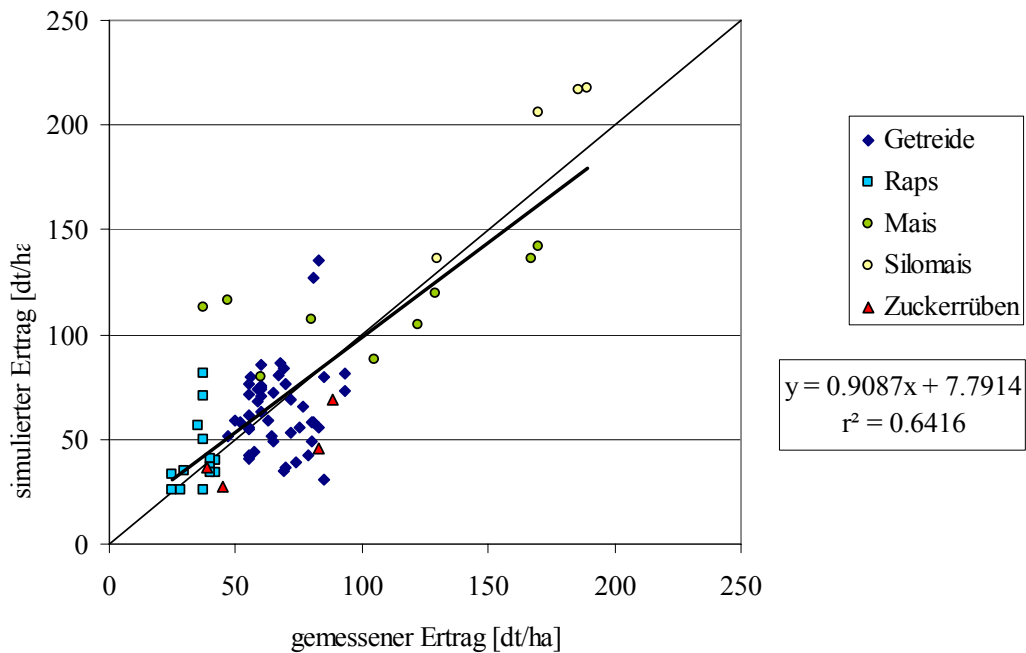


Abbildung 24: Vergleich mit EPIC simulierter Erträge mit gemessenen/geschätzten Erträgen.

Zusätzliche Stickstoffquellen

Bei begrünten Brachen ohne Düngung sind die Stickstoffeinträge aus anderen Quellen von erhöhter Bedeutung für die Biomasseentwicklung (Billen 1996) und somit auch für die potenzielle Anreicherung von Kohlenstoff im Humus. Dieses war in dem Vorhaben von Relevanz, weil 2/3 der untersuchten Grünlandstandorte begrünte Brachen waren.

Die **N-Depositionen** sind im EPIC-Modell auf 0,8 ppm des Niederschlages eingestellt. Dieses entspricht bei 800 mm Jahresniederschlag einem Eintrag von ca. 6 kg N/ha*a. Gemäß Führer et al. (1988) betragen in Südwestdeutschland die N-Einträge aber 7-19 kg N/ha*a und im Durchschnitt 13 kg N/ha*a. Bei 800 mm Jahresniederschlag resultieren daraus ca. 1,5 ppm die somit auch als Eingangsgröße im EPIC für alle Standorte und Varianten festgelegt wurde.

Durch **asymbiotische N₂-Fixierung** können nach Haynes (1986) begrünten Brachen oder extensiv bewirtschaftetem Grünland bis zu 15 kg N/ha*a zugeführt werden. Um dieses Eintragungspotenzial zu berücksichtigen, wurde auf den acht untersuchten Bracheflächen eine „N-Düngung“ mit 10 kg Rein-N/ha*a in den entsprechenden Management-Datensätzen im EPIC definiert.

Durch **symbiotische N₂-Fixierung** (Leguminosen) wird begrünten Brachen oder extensiv bewirtschaftetem Grünland weiterer Stickstoff zugeführt. Bei durchschnittlich 40 dt TM/ha*

Bracheertrag (Junge & Marschner 1992, Over & Nussbaum 2003) enthält der Pflanzenbestand von Brachen in Südwestdeutschland bei einem Anteil von 10 % Leguminosen 4 dt Leguminosen-TM/ha*a. Häufig verbreitete Kleesorten besitzen in Südwestdeutschland unter weniger günstigen Standortbedingungen ein N-Bindungspotenzial von ca. 2,5 kg/dt (Kahnt 1983), so dass mit einer Zufuhr von ca. 10 kg N/ha*a durch Leguminosen in Brachen gerechnet werden kann. Weil die Berücksichtigung eines derart geringen Leguminosenanteils im EPIC praktisch nicht möglich ist, wurde auf den acht untersuchten Bracheflächen eine „N-Düngung“ mit 10 kg Rein-N/ha*a in den entsprechenden Management-Datensätzen im EPIC integriert. Insgesamt wurde somit also eine düngerunabhängige Zufuhr von **20 kg N/ha*a** durch N₂-Fixierung in Bracheböden berücksichtigt.

5.2.5.5 Ergebnisse und Kontext der simulierten Humus-C Veränderungen

Vergleich der Messergebnisse mit der EPIC Simulation

Unter Einbeziehung aller Wertepaare, d.h. des unkorrigierten Datenkollektivs, wurde zwischen den Messeergebnissen von Böden mit Pflugbewirtschaftung (Referenz = Ø 39,6 Mg C/ha Vorrat) und den Ergebnissen von reduzierter Bodenbearbeitung eine Differenz von Ø +2,6 Mg C*ha⁻¹ ermittelt. In den Böden mit Grünlandetablierung betrug die entsprechende Differenz Ø +13,4 Mg C*ha⁻¹ (Referenz = Ø 40,9 Mg C*ha⁻¹, siehe Abbildung 25, Details siehe Tabelle A1_2 im Anhang 1). Ähnliche Ergebnisse ergab die Simulation mit EPIC bei reduzierter Bodenbearbeitung (simulierte Pflug-Referenz = Ø 41,9 C*ha⁻¹ Vorrat) mit Ø +3,7Mg C*ha⁻¹ bzw. bei Grünland-/Bracheetablierung (simulierte Pflug-Referenz = Ø 45,6 Mg C*ha⁻¹ Vorrat) mit Ø +14,9 Mg C*ha⁻¹. Auf der Grundlage des korrigierten Datensatzes ergab sich bei der reduzierten Bodenbearbeitung eine gemessene Vorratsänderung von Ø +3,0Mg C*ha⁻¹ und eine simulierte von Ø +3,4Mg C*ha⁻¹, bei der Grünland-/Bracheetablierung eine gemessene Vorratsänderung von Ø +11,0 Mg C*ha⁻¹ gegenüber einer simulierten von Ø +13,7 Mg C*ha⁻¹. Eine Korrektur des Datenkollektivs war erforderlich, sofern simulierte und gemessene Ergebnisse gegenläufige Veränderungen ohne Erklärungsmöglichkeit aufzeigten oder die Informationen zum Flächenmanagement nicht nachvollziehbar waren.

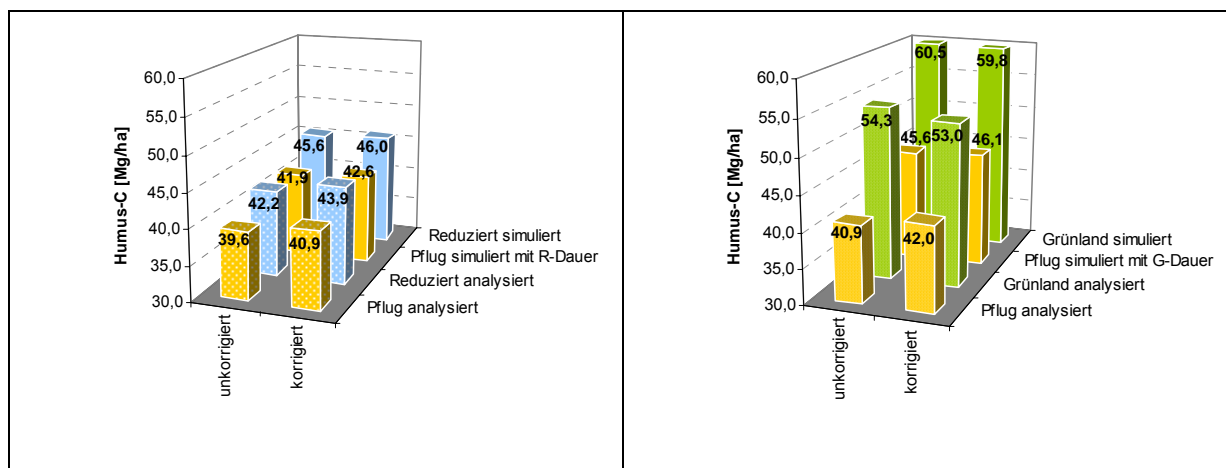


Abbildung 25: Mittlere C-Humus Vorräte in repräsentativen Böden Baden-Württembergs gemäß Messungen und EPIC-Simulation auf Grundlage von unkorrigierten und korrigierten Datenkollektiven unter Pflugbewirtschaftung und nach Umstellung auf reduzierte (= pfluglose) Bodenbearbeitung (R) bzw. Etablierung von Grünland (G = begrünte Brachen oder Weiden)

Tabelle 18: Mittlere Humus-C Anreicherung in repräsentativen Böden Baden-Württembergs gemäß Messungen und EPIC-Simulation nach Umstellung auf reduzierte (= pfluglose) Bodenbearbeitung (R) bzw. Etablierung von Grünland (G = begrünte Brachen oder Weiden) gegenüber Pflugbewirtschaftung (P_{ref}).

Betrachtungsebene	Statistischer Kennwert	Reduziert		Grünland	
		gemessen	simuliert	gemessen	simuliert
Humus-C Vorrat [$Mg\ C*ha^{-1}$]					
unkorrigierte Datenbasis ¹⁾	Mittelwert	42,2	45,4	54,3	60,5
	Standardabweichung	18,8	18,5	20,4	23,3
	Anzahl	13	13	12	12
	Ø Dauer in Jahren	11,2	11,2	15,6	15,6
korrigierte Datenbasis ¹⁾	Mittelwert	43,9	46,0	53,0	59,8
	Standardabweichung	18,5	19,2	20,8	24,3
	Anzahl	12	12	11	11
	Ø Dauer in Jahren	11,3	11,3	10,6	10,6
Humus-C Veränderung versus $Pflug_{simuliert}$ [$Mg\ C*ha^{-1}*a^{-1}$]					
unkorrigierte Datenbasis ¹⁾	Mittelwert	0,300	0,361	1,278	1,182
	Standardabweichung	0,419	0,418	1,425	0,780
	Anzahl	13	13	12	12
	Ø Dauer in Jahren	11,2	11,2	15,6	15,6
korrigierte Datenbasis ¹⁾	Mittelwert	0,343	0,345	1,342	1,253
	Standardabweichung	0,406	0,433	1,746	0,776
	Anzahl	12	12	11	11
	Ø Dauer in Jahren	11,3	11,3	10,6	10,6

1) Korrektur der Datenbasis = Verwerfen von Wertepaaren, falls gemessene und simulierte Wertepaare gegenläufig sind und falls Bewirtschaftungsinformationen nicht nachvollziehbar sind

Die akzeptable Übereinstimmung der gemessenen und simulierten Humus-C Vorräte wird bestätigt durch entsprechende Regressionskoeffizienten von $r^2 \geq 0,82$ und relativen Abweichungen von $mrf \leq 0,126$ (siehe Abbildung 26). Hierbei ist in den Pflugvarianten die tenden-

zielle Überschätzung durch EPIC bei niedrigen und die Unterschätzung bei hohen Humus-C-Vorräten erkennbar, so wie auch von Izaurralde et al. (2006) beschrieben.

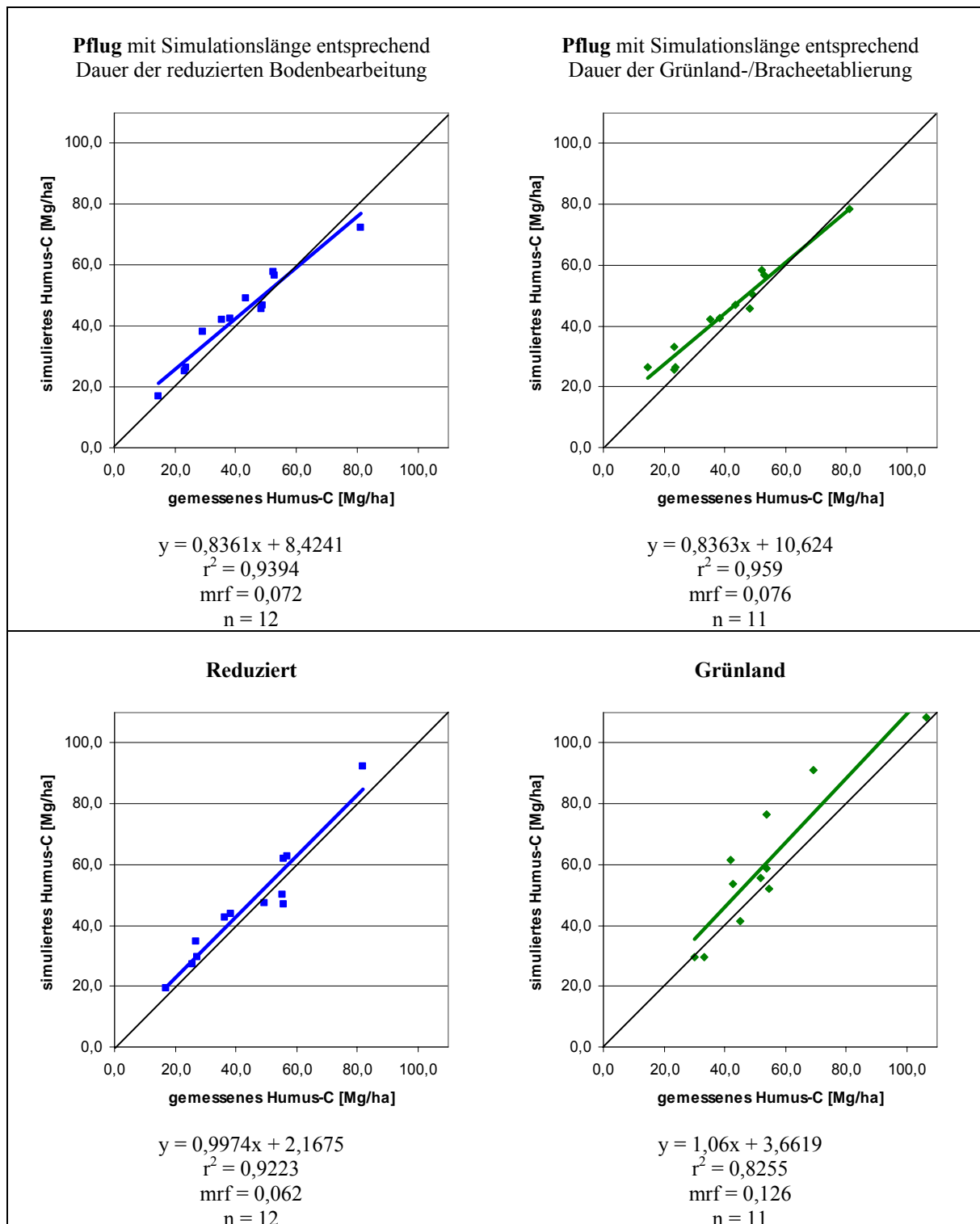


Abbildung 26: Vergleich der gemessenen und simulierten Humus-C Vorräte in Oberböden repräsentativer Ackerstandorte Baden-Württembergs mit unterschiedlicher Flächenbewirtschaftung
mrf = Mittlerer relativer Fehler, n = Anzahl der Wertepaare im korrigierten Datenkollektiv

Die akzeptable Übereinstimmung der gemessenen und simulierten Humus-C Vorräte wird bestätigt durch entsprechende Regressionskoeffizienten von $r^2 \geq 0,82$ und relativen Abweichungen von $mrf \leq 0,126$ (siehe Abbildung 26). Hierbei ist in den Pflugvarianten die tendenzielle Überschätzung durch EPIC bei niedrigen und die Unterschätzung bei hohen Humus-C-Vorräten erkennbar, so wie auch von Izaurrealde et al. (2006) beschrieben. Bei der Simulation von reduzierter Bodenbearbeitung oder Grünland-/Bracheetablierung kann diese Tendenz allerdings nicht bestätigt werden. Hier kommt es zumeist zu einer geringfügigen Überschätzung, die sich bei der Verrechnung mit den simulierten Pflugwerten zwecks Ermittlung der C-Anreicherungsrate allerdings zu einer tendenziellen Unterschätzung umkehrt (siehe Abbildung 26).

Letztendlich entscheidende Bedeutung für das Potenzial und somit auch die Anrechenbarkeit haben die jährlichen Anreicherungsraten der untersuchten Szenarien. Aber auch hier zeigen sich auf Grundlage der korrigierten Datensätze im Mittel akzeptable Übereinstimmungen zwischen Messung und Simulation mit EPIC. Bei Einführung der reduzierten Bodenbearbeitung ist gemäß Messungen mit einer jährlichen Speicherung von $\varnothing 0,343 \text{ Mg C*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ ($= \varnothing 1,26 \text{ Mg CO}_2\text{*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$) zu rechnen. Nahezu gleich ist das Speicherpotenzial gemäß EPIC-Simulation mit $\varnothing 0,345 \text{ C*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ ($= \varnothing 1,26 \text{ Mg CO}_2\text{*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$, siehe Tabelle 18), was einer Überschätzung von 0,6 % entspricht. Bei der Grünland-/Bracheetablierung unterscheiden sich gemessenes Anreicherungs-potenzial mit $\varnothing 1,342 \text{ C*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ ($= \varnothing 4,92 \text{ Mg CO}_2\text{*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$) und simuliertes mit $\varnothing 1,253 \text{ C*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ ($= \varnothing 4,59 \text{ Mg CO}_2\text{*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$) um 6,6 %. Allerdings deuten die Standardabweichungen auf große Schwankungen der Mess- und Simulationswerte hin, so dass in keinem Fall eine Signifikanz der mittleren Humuszunahmen vorliegt (siehe Tabelle 18).

In Einzelfällen wurden im Feld sogar höhere Humusmengen unter Pflugbewirtschaftung gegenüber langjähriger, reduzierter Bodenbearbeitung oder Grünland-/Bracheetablierung beobachtet. Dieses Phänomen wurde auch schon an anderen Orten beobachtet (z.B. West & Post 2002, s.a. Kapitel 5.2.2). Ursachen hierfür können gemäß den Befragungsergebnissen zur Flächenbewirtschaftung beispielsweise sein:

- große Unterschiede im Bewirtschaftungsmanagement wie z.B. regelmäßige organische Düngung, vermehrter Anbau von Zwischenfrüchten oder konsequenter Verbleib von Ernteresten auf dem gepflügten Feld
- keine konsequente, d.h. nicht jährliche Bodenbearbeitung mit dem Pflug

- vieljähriges, humuszehrendes Management vor der Umstellung auf reduzierte Bodenbearbeitung bzw. Grünlandetablierung

Insgesamt liefert die EPIC-Simulation im Vergleich mit der gemessenen C-Anreicherung für südwestdeutsche Böden akzeptable C-Speicherprognosen sofern einige Input-Größen der südwestdeutschen Situation angepasst werden. Allerdings zeigte sich trotz sorgfältiger Standortauswahl eine eingeschränkte Nutzbarkeit falscher Zeitreihenanalysen zur Abbildung von Humusveränderungen durch Umstellung der Flächenbewirtschaftung, worauf die großen Abweichungen der Einzelwerte mit z.T. mehr als 100 % vom Mittelwert hinweisen. Ein präziser Nachweis von Veränderungen und mithin eine entsprechende Kalibrierung von Simulationsmodellen lässt sich demnach nur mit echten Zeitreihenanalysen führen, die aufgrund fehlender Versuchsanordnungen mit langfristigen Perspektiven jedoch kaum möglich sind. Unabhängig von der Erfassungsmethode für gemessene Vergleiche werden immer die Nettoveränderungen im Humus-C Vorrat beschrieben, d.h. mögliche Erosionsverluste haben schon stattgefunden und entziehen sich somit als C-Anreicherungsgröße der Gesamtbilanz (Gaiser et al. 2007, siehe auch Kapitel 6.1).

Vergleich verschiedener Szenarien und Ermittlungsmethoden

Eine überschlägige Qualitätsprüfung der gemessenen und simulierten Anreicherungs potenziale für Südwestdeutschland kann durch den Vergleich mit der internationalen Prognose nach IPCC (2003) erfolgen. Bei der reduzierten Bodenbearbeitung weicht das gemessene Anreicherungs potenzial lediglich um -0,6 % von der IPCC-Prognose ab, das simulierte um 0 % (siehe Abbildung 27). Aufgrund dieser guten Übereinstimmungen wird davon ausgegangen, dass das IPCC-Prognosetool das C-Anreicherungs potenzial in Böden bei zusätzlicher organischer Düngung, welche einem Teil der ökonomischen Berechnungen zugrunde liegt (siehe Kapitel 6.1), in akzeptabler Güte vorhersagt.

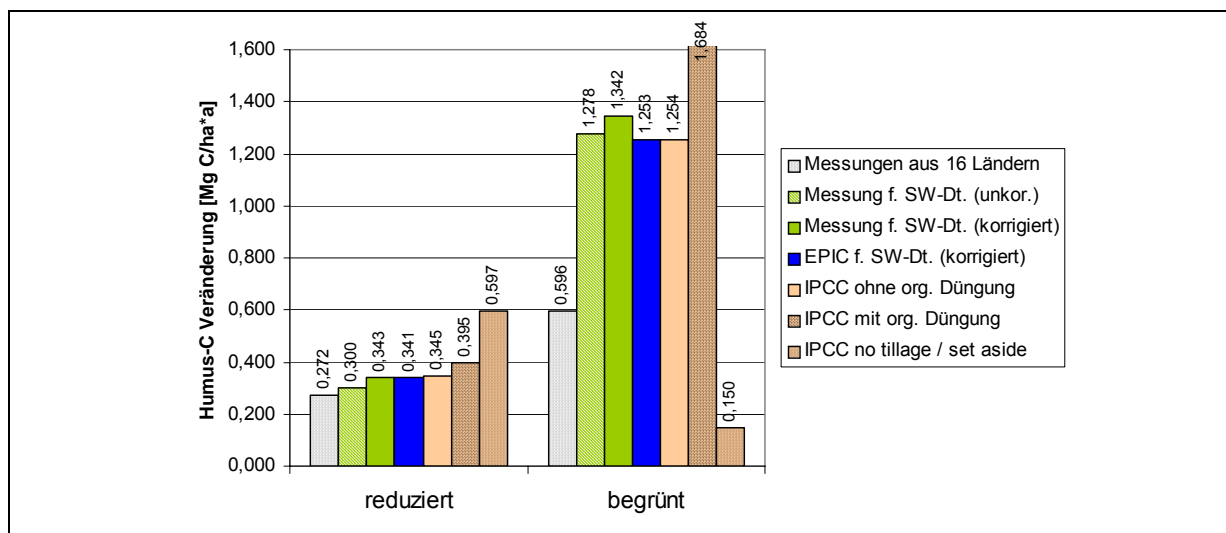


Abbildung 27: Vergleich der mittleren C-Anreicherungen nach verschiedener Erhebungsmethoden aufgrund einer Umstellung der Flächenbewirtschaftung (Messung und EPIC für 0-20 cm, IPCC für 0-30 cm)

Den regionalen Prognosen in Kapitel 6.1 wurde die Direktsaat als optimiertes Szenario bei Beibehaltung des Ackerbaus zugrunde gelegt. Das hierfür simulierte Anreicherungspotenzial beträgt $\varnothing 0,94 \text{ Mg C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ also beinahe das dreifache des simulierten bzw. analysierten Anreicherungspotenzials mit reduzierter Bodenbearbeitung. Allerdings berücksichtigte die Simulation der Direktsaat mit Einsatz von organischen Düngern einerseits nicht die Steingehalte, beinhaltete andererseits aber die Pflanzenreste („Structural Litter Pool“), welche noch nicht den Bodenkohlenstoffvorräten zugerechnet werden können. Beide Aspekte wirken vermindern auf die Anreicherungsprognose, so dass sich die flächengewichtete Simulation für regionale Effekte der Direktsaat dem entsprechenden IPCC-Wert von $0,75 \text{ Mg C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ annähert. Die regionalen Prognosen wurden letztendlich aber nicht mit dem o.g. Anreicherungspotenzial bei Direktsaat berechnet, sondern zusätzlich wurden auch die C-Mengen angerechnet, die im Feld durch Bodenerosion verloren gehen und insbesondere bei den gepflügten Referenzstandorten nicht vernachlässigt werden sollten (Gaiser et al. 2007, s.a. Kapitel 6.1).

Diese Betrachtungsweise zeigt die tatsächlich erfolgte C-Festlegung auf. Demgegenüber spiegelt der Vergleich einer gepflügten Referenz, die erhebliche Mengen Humus-C durch Erosion in der Vergangenheit verloren haben kann, mit der reduzierten Bodenbearbeitung nur die „restliche“ C-Festlegung wider, die nach erfolgter Erosion im Feld noch messbar ist. Hierzu ist in Tabelle 19 eine schematisierte Hochrechnung dargestellt. Gemäß der falschen Zeitreihenanalyse auf den Untersuchungsstandorten kam es zu einer rechnerischen Anreicherung von $\varnothing 0,30 \text{ Mg C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ bei reduzierter Bodenbearbeitung. Werden allerdings die durch Bodenerosion verlorenen C-Mengen, die bei Bodenbearbeitung mit Pflug höher sind als ohne,

mit berücksichtigt, verringert sich die C-Anreicherung gegenüber Pflug auf $\varnothing 0,12 \text{ Mg C*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$. Gleichgerichtete Verschiebungen wurden auch mit der simulierten Direktsaat auf regionaler Ebene festgestellt (s. Kapitel 6.1). Bei vergleichbaren Untersuchungen auf globaler Ebene wird dieser Effekt jedoch nur in Einzelfällen berücksichtigt wie z.B. von Grace et al. 1998, die von Schätzungen berichten, denen zufolge auf ungeschützten Flächen in über 100 Jahren bis zu 39 % des organischen Kohlenstoffs durch Erosion in Australien verloren gingen. Fast immer bleibt jedoch ungeklärt, wie stark bei den weltweiten Untersuchungen (siehe Kapitel 5.2.2), die zumeist den Erosionsanteil und prozesssteuernde Standortfaktoren nicht thematisieren, das ermittelte Anreicherungspotenzial von Humus-C teilweise auf den C-Verlust durch Bodenerosion gegenüber der Pflugbewirtschaftung zurückzuführen ist und nicht auf eine tatsächliche Anreicherung bei reduzierter Bodenbearbeitung. Die Größenordnungen der IPCC-Prognosewerte weisen ebenso auf die Datenbasis „falsche Zeitreihenanalysen“ ohne Berücksichtigung möglicher Erosionsprozesse hin.

Durch Einbeziehung der C-Mengen, die im Feld durch Erosion verloren gehen, ergibt sich bei der auf regionaler Ebene simulierten Direktsaat ein korrigiertes C-Anreicherungspotenzial von $\varnothing 0,48 \text{ Mg C*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$. Wird nun das Verhältnis des Anreicherungspotenzials von reduzierter Bodenbearbeitung zur Direktsaat gemäß IPCC mit $(0,40 \text{ Mg C*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}) / (0,60 \text{ Mg C*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}) = 0,667$ als Korrekturfaktor gesetzt, ergibt sich ein korrigiertes C-Anreicherungspotenzial von $\varnothing 0,32 \text{ Mg C*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ für die C-Anreicherung bei reduzierter Bodenbearbeitung auf regionaler Ebene bzw. für die agrarökonomischen Modellberechnungen, denen das Anreicherungspotenzial bei reduzierter Bodenbearbeitung mit organischer Düngung gemäß IPCC ($\varnothing 0,40 \text{ Mg C*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$) als Initialwert zugrunde gelegt wurde (siehe Kapitel 7).

Bei der angestrebten Präzisierung südwestdeutscher C-Anreicherungspotenziale in Böden durch die Umstellung der Flächenbewirtschaftung muss allerdings berücksichtigt werden, dass bei IPCC nur auf nationaler, also bundesdeutscher Ebene Voreinstellungen vorgenommen werden können. Somit sind die südwestdeutschen Potenziale hinsichtlich Klima nicht differenzierbar und mithin besitzen die ermittelten IPCC-Werte auch nur bedingte Gültigkeit für den südwestdeutschen Raum, obwohl bei der Ermittlung der IPCC-Werte die badenwürttembergische Bodenverteilung gemäß Neufeldt (2005) im Rahmen der IPCC Möglichkeiten berücksichtigt wurden.

Bei Aufrechnung der Messergebnisse mit den als „EPIC-Nebenprodukt“ simulierten Erosions-

ergebnissen von den Untersuchungsstandorten ist der Unterschied zwischen den reinen Messwerten und den aufgerechneten Messwerten jedoch gering (vgl. Tabelle 19). Eine der Ursachen hierfür kann die zumeist geringe Erosionsneigung z.B. aufgrund geringer Hangneigung sein. Somit sind alle die in Abbildung 27 genannten mittleren Anreicherungspotenziale als tragfähig anzusehen, sofern die Erosion auf den Referenzstandorten (Pflug) nur eine untergeordnete Rolle spielt, also die Hangneigung z.B. 2 % unterschreitet.

Tabelle 19: Schematisierte Hochrechnung einer Humus-C-Anreicherung auf Schlagenebene durch reduzierte Bodenbearbeitung auf Basis einer falschen Zeitreihenanalyse mit Berücksichtigung von Bodenerosion

		Messung / Simulation			Hochrechnung		
		C-Vorrat	C-Erosionsse- diment ²⁾	Summe C-Vorrat	C-Vorrat gemessen	C-Erosionsse- diment ²⁾	Summe C-Vorrat
		gemessen ³⁾	simuliert ⁴⁾	gesamt	gemessen ³⁾	geschätzt	gesamt
Reduziert	Mg C*ha ⁻¹	43,9	1,8	45,7	43,9	1,9 ⁵⁾	45,8
Pflug	Mg C*ha ⁻¹	40,9	2,1	43,0	40,9	3,7 ⁶⁾	44,6
Anreicherung ¹⁾	Mg C*ha ⁻¹	3	-0,3	2,7	3,0	-1,8	1,2
Jährliche Anreicherung ²⁾	Mg C*ha ⁻¹ *a ⁻¹	0,30	-0,03	0,27	0,30	-0,18	0,12

1) Differenz (Reduziert - Pflug)

2) bei 10 jähriger Dauer der Maßnahme

3) Mittelwert aus den Analysen (siehe Kapitel 5.2.3)

4) EPIC-Simulationsergebnis zu Untersuchungsstandorten

5) Bei 10 Mg*ha⁻¹*a⁻¹ Bodenverlust ($\approx \frac{1}{2}$ Erosion bei Reduziert, z.B.n. Nitzsche et al. 2000) mit \varnothing 1,93 % C_{org}

6) Bei 20 Mg*ha⁻¹*a⁻¹ Bodenverlust mit \varnothing 1,86 % C_{org} im Oberboden der Untersuchungsstandorte

5.2.5.6 Zusammenfassung

Im Zusammenhang mit der Anrechenbarkeit von landwirtschaftlichen Maßnahmen zur CO₂-Speicherung beim globalen Emissionshandel galt es, mit einer exemplarischen Simulation von Extensivierungsszenarien eine zuverlässige Abschätzung mit dem EPIC-Simulationsmodell für Südwestdeutschland zu gewährleisten. Hierzu wurde eine EPIC-Kalibrierung mit den Ergebnissen aus den Boden- und Managementanalysen von 13 repräsentativen Standorten Baden-Württembergs mit jeweils drei unterschiedlichen Flächenbewirtschaftungen (Pflugbewirtschaftung, Reduzierte Bodenbearbeitung und Grünland-/Bracheetablierung) vorgenommen und abschließend mit der kleinmaßstäbigen IPCC-Prognose verglichen. In einem ersten Schritt mussten die niederschlagsgebundenen N-Depositionen von 0,8 ppm auf 1,5 ppm angehoben, eine Anreicherung von 20 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ durch N₂-fixierende Bakterien in Brachen festgesetzt werden und organische Dünger wie Mist oder Gülle entsprechend der für Südwestdeutschland typischen Nährstoffgehalte definiert werden. In einem zweiten Schritt wurden im Zuge des fortlaufend-wiederholenden Simulationsprozesses, der das Endziel eine möglichst gute Übereinstimmung zwischen den Humusveränderungen gemäß Messung und Simulation hatte, die Durchmischungswirkung der je zur Hälfte aktiv zapfwellenbetriebenen

und passiv gezogenen Bodenbearbeitungsgeräte auf 0,3 sowie die maßgeblich wachstumssteuernde „Potential Heat Unit“ kulturpflanzen- und standortspezifisch eingestellt. Mit diesen Einstellungen simulierte EPIC für durchschnittlich 11,3 Jahre bei reduzierter Bodenbearbeitung eine Zunahme von $\varnothing 0,345 \text{ Mg Humus-C } \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ gegenüber einer gleichlang simulierten Pflugbewirtschaftung. Im Vergleich dazu ergab die messanalytische Untersuchung eine Zunahme von $\varnothing 0,343 \text{ Mg Humus-C } \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und der IPCC-Prognosetool $0,354 \text{ Mg Humus-C } \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Für durchschnittlich 10,6 Jahre Grünland-/Bracheetablierung simulierte EPIC eine Zunahme von $\varnothing 1,253 \text{ Mg Humus-C } \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ gegenüber $\varnothing 1,342 \text{ Mg Humus-C } \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ gemäß messanalytischer Untersuchung und $1,254 \text{ Mg Humus-C } \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ gemäß IPCC-Prognosetool. Obwohl der Regressionskoeffizient beim Vergleich von simulierten und analysierten Humus-C Vorräten bei allen Varianten $r^2 \geq 0,825$ ist, unterliegen die Ergebnisse sehr starken Schwankungen, so dass keine Signifikanzen existieren. Trotzdem vermag EPIC im Durchschnitt die zu erwartenden Veränderungen durch reduzierte Bodenbearbeitung oder Grünland-/Bracheetablierung unter südwestdeutschen Standortbedingungen akzeptabel abbilden.

6 Modellierung auf regionaler Ebene

Nachfolgend sollen die verwendeten Modellansätze zur Abschätzung des Kohlenstoffakkumulationspotenzials von landwirtschaftlichen Böden beschrieben werden. Hierzu wurden im vorliegenden Forschungsprojekt zwei verschiedene Modellansätze genutzt:

1. das Landressourceninformationssystem SLISYS-BW, und
2. das ökologisch-ökonomischen Regionalmodell EFEM.

Beide Modellansätze können sowohl unabhängig voneinander genutzt, als auch iterativ miteinander gekoppelt werden.

6.1 Regionale Modellierung mit dem Landressourceninformationssystem SLISYS-BW (T. Gaiser, H. Bakara)

Mit einer Fläche von 35,742 km² ist Baden Württemberg der drittgrößte Flächenstaat in der Bundesrepublik Deutschland. Um die Kohlenstoffbindung in den Ackerböden und die CO₂-Reduktionspotentiale mit einem dynamischen Modell für die Gesamtfläche des Landes abbilden zu können, musste zuerst eine Einteilung der Landesfläche in quasi-homogene Einheiten mit ähnlichen Boden-, Klima- und Nutzungsbedingungen (LUSACs) vorgenommen werden. Für jede dieser LUSACs wurden dann Simulationsläufe über 30 Jahre mit dem Agrarökosystemmodell EPIC (Version3060) durchgeführt. Anschließend wurden die Simulationsergebnisse auf die Ebene der Vergleichsgebietsgruppen (VGG) aggregiert, damit sie als Eingangsgröße für das Ökonomische Modell EFEM verwendet werden konnten. Die einzelnen Schritte der Erstellung der Eingabedateien für das Modell, das Durchführen der Simulationsläufe sowie die Algorithmen zur Verarbeitung und Aggregation der Modellergebnisse sind Bestandteile des Landressourceninformationssystem SLISYS-BW (Soil and Land Resources Information System for the state of Baden-Württemberg). Das Informationssystem ist eine Weiterentwicklung von SLISYS-Neckar, das im Rahmen des EU Projektes RIVERTWIN in Zusammenarbeit mit der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg aufgebaut wurde (Gaiser et al. 2006a und b).

SLISYS-BW besteht aus einer relationalen Datenbank und mehreren Anwendungen, die auf den in der Datenbank vorgehaltenen Primärdaten (Daten zu Klima, Boden, Geländeeigenschaften, Landnutzung etc.) zugreifen. Zu den Primärdaten zählen auch digitale Rauminformationen (Boden- und Landnutzungskarten, Lage der Verwaltungseinheiten usw.) (vgl. Abbildung 28). Wichtig ist zu erwähnen, dass die hier dargestellten Modellläufe mit einer Mo-

dellversion durchgeführt wurden, die bisher nur für die Ernteerträge im Neckareinzugsgebiet kalibriert wurde. Ursprünglich war vorgesehen, das Modell anhand von Ernteerträgen, Biomasseerhebungen und Kohlenstoffmessungen an verschiedenen Standorten und für unterschiedliche Kulturpflanzen auf der Feldebene zu kalibrieren und dann auf die gesamte Landesfläche anzuwenden. Wegen zeitlicher Engpässe verzögerten sich die Arbeiten auf der Feldebene und konnten erst gegen Ende des Vorhabens abgeschlossen werden.

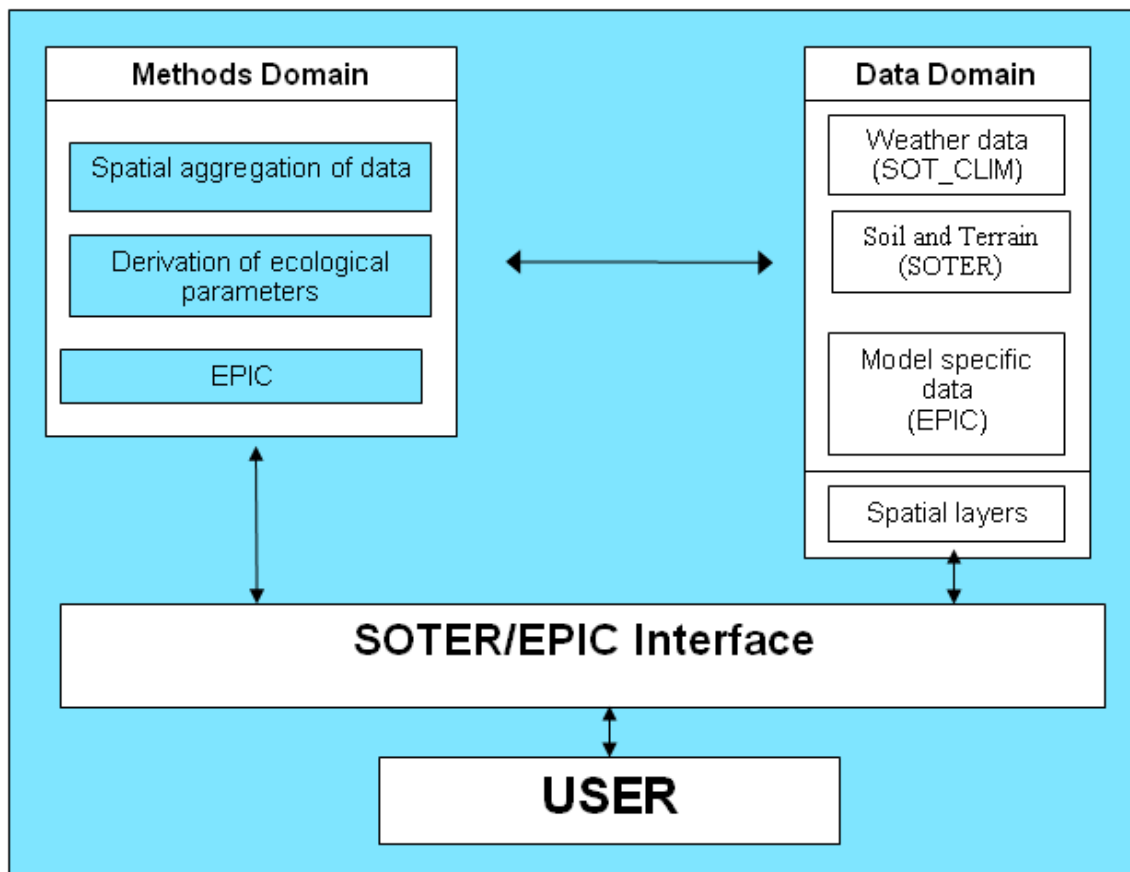


Abbildung 28: Struktur des Landressourceninformationssystems SLISYS-BW

6.1.1 Abgrenzung der räumlichen Einheiten für die Simulation (LUSAC Einheiten)

Um die langfristigen Veränderungen der C-Gehalte in den Ackerböden auf der gesamten Landesfläche abschätzen zu können, wurde Baden-Württemberg in quasi-homogene räumliche Einheiten unterteilt, die durch ähnliche klimatische Bedingungen, gleiche Nutzung und dieselbe Bodenvergesellschaftung charakterisiert sind (vgl. Abbildung 29). Die Einteilung erfolgte in drei Schritten.

1. Räumliche Definition von Regionen mit ähnlichen klimatischen Bedingungen
2. Räumliche Definition der Landnutzung

3. Verschneidung der obigen Geometrien mit der Bodenübersichtskarte für Baden-Württemberg (BÜK200, LGRB 1995)

Da die Vergleichsgebietsgruppen unter anderem durch ähnliche klimatische Verhältnisse definiert sind, wurden diese für die Abgrenzung von Regionen mit ähnlichen klimatischen Bedingungen herangezogen. In jeder VGG wurde eine repräsentative Klimastation ausgewählt, die möglichst über langjährige, statistisch abgesicherte Mittelwerte für die monatlichen Minimum- und Maximumtemperaturen, sowie für die monatlichen Niederschlagssummen verfügt (Tabelle 20).

Tabelle 20: Repräsentative Wetterstationen für die einzelnen Vergleichsgebietsgruppen in Baden-Württemberg

Vergleichsgebietsgruppe	Wetterstation
Unterland/Gäue	Heilbronn
Rhein/Bodensee	Offenburg
Schwarzwald	Schwarzwald Süd
Alb/Baar	Münsingen-Apfelstetten
Allgäu	Kempten
Oberland/Donau	Biberach
Albvorland/Schwäbischer Wald	Friedrichshafen ¹⁾
Bauland/Hohenlohe	Künzelsau

1) vergleichbarer Datensatz mit erforderlichem Datenumfang

Die landwirtschaftlich genutzte Fläche in jeder VGG wurde weiter unterteilt nach der Nutzung in Einheiten von ≥ 1 ha unter Verwendung von zwei Datenquellen:

1. Landnutzungskarte aus dem Jahr 2000 mit 16 Landnutzungsklassen (LfU,2002).
2. Bodennutzungshaupterhebung des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg (StaLa 2003)

In der durch Interpretation von Satellitenbildern entstandenen Landnutzungskarte von Baden-Württemberg für das Jahr 2000 (LfU 2002), wurde die landwirtschaftlich genutzte Fläche grob Ackerland, Grünland, Brache und Dauerkulturen (Obst- und Weinbau sowie Streuobst) eingeteilt. Da die unterschiedlichen Feldfrüchte und die damit verbundenen Anbaumaßnahmen entscheidenden Einfluss auf die Festlegung von Kohlenstoff in Böden haben, muss auch die Verteilung der Feldfrüchte auf den als Ackerland ausgewiesenen Flächen berücksichtigt werden. Dazu wurden die Ergebnisse der Bodennutzungshaupterhebung des Statistischen Landesamtes von 2003 auf der Ebene der Vergleichsgebietsgruppen herangezogen. Die Land-

nutzung entspricht der vom Ökonomischen Modell zur Kalibrierung genutzten „Referenzsituation“.

Für die Verteilung der Feldfrüchte wurde im Auftrag des Instituts für Bodenkunde und Standortslehre von der Firma IT-Solutions ein Randomizer entwickelt der eine gesteuerte Zufallsverteilung (Restricted Random Distribution) der Feldfrüchte auf den als Ackerland ausgewiesenen Flächen der einzelnen VGGs ermöglicht. Um die Rechenzeit zu minimieren wurde der Randomizer als eine .Net Multi Threading Anwendung programmiert. Die Zufallsverteilung gewährleistet eine gleichmäßige Verteilung der Feldfrüchte und stellt zugleich sicher, dass die Fruchtfolgeanteile in den einzelnen Vergleichsgebieten erhalten bleiben. Für die Zufallsverteilung war ein Preprocessing des Landnutzungs-Rasterfiles notwendig. Zuerst wurde das Ackerland extrahiert. Dann wurde die Rastergröße von 900 m² auf 1 ha erhöht. Danach wurde diese 1 ha-Rastergeometrie in eine Punktgeometrie im Vektorformat umgewandelt, wobei jeder Punkt dem Rastermittelpunkt entsprach. Somit wurde jeder Rasterpunkt eindeutig eine ID zugeordnet. Nun konnte der Randomizer jedem Rasterpunkt eine Feldfrucht zuordnen. Im letzten Schritt wurden die Punkte wieder in Raster umgewandelt und die Raster mit gleicher Landnutzung mit der Option „Generalization“ in Polygone zusammengefasst. Die so entstandene Karte im Vektorformat konnte nun für jedes VGG mit der BÜK200 (mit insgesamt 394 Einheiten oder Bodengesellschaften) verschnitten werden. Das Ergebnis waren die LUSAC Einheiten, denen als Attribut den aus den ID der einzelnen Komponenten (Klimastation, Landnutzung, Bodengesellschaft) zusammengesetzten Namen (LUSAC ID) gegeben wurde. Die Zahl der LUSAC Einheiten in den einzelnen VGGs ist in Tabelle 21 ersichtlich.

Tabelle 21: Tabelle 2: Zahl der räumlichen Simulationseinheiten pro Vergleichsgebietsgruppe in Baden-Württemberg

Vergleichsgebietsgruppe	Zahl der LUSACs
Unterland/Gäue	1675
Rhein/Bodensee	2886
Schwarzwald	1220
Alb/Baar	1908
Allgäu	397
Oberland/Donau	1911
Albvorland/Schwäbischer Wald	1574
Bauland/Hohenlohe	746
Gesamt BW	12317

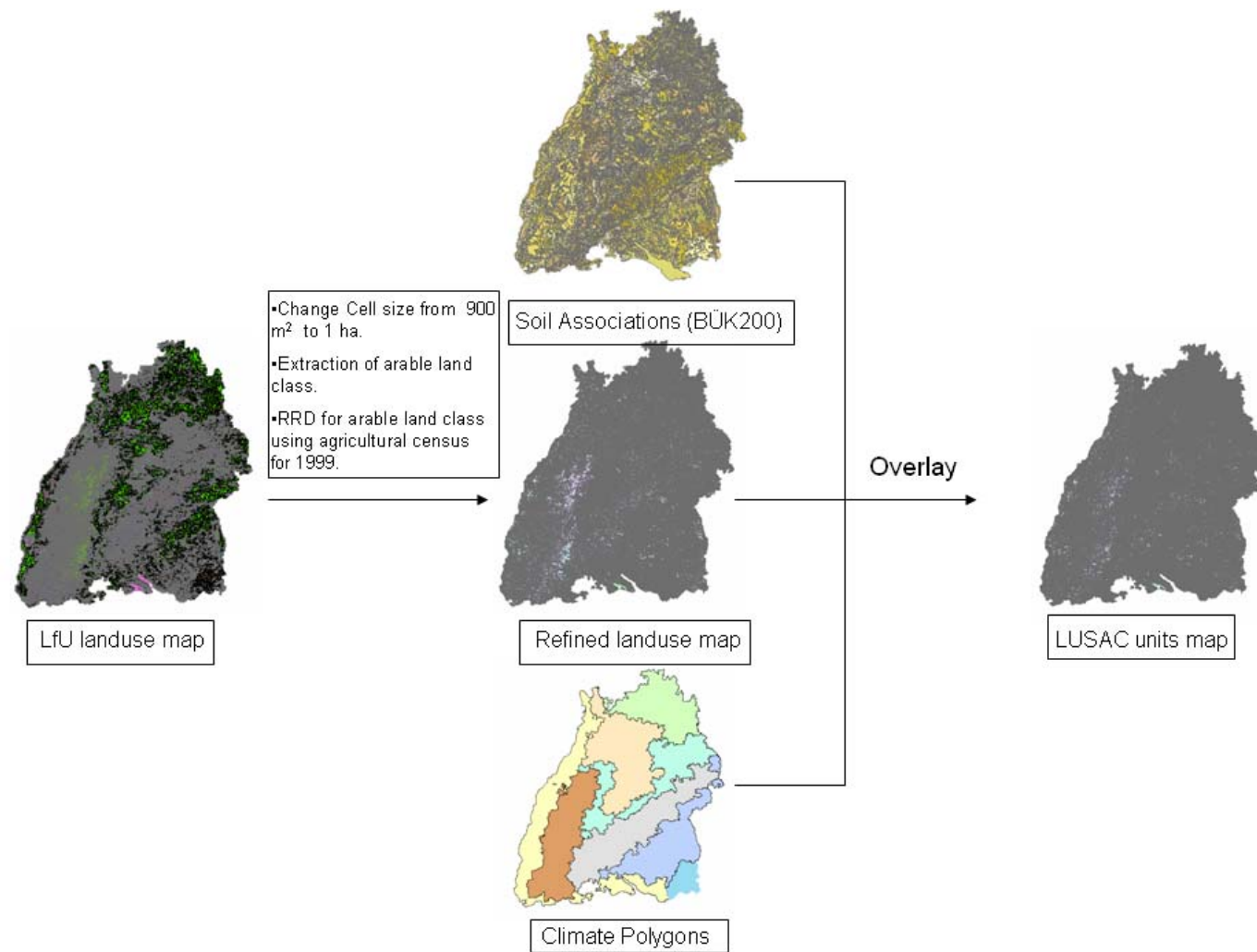


Abbildung 29: Übersicht über die Vorgehensweise zur Ausweisung der räumlichen Simulationseinheiten (LUSAC)

6.1.2 Simulation der Kohlenstoffbindung bzw. CO₂-Freisetzung in Abhängigkeit von Bodenbearbeitung und Feldfrucht in den einzelnen VGGs

Die Abschätzung der Veränderungen des C-Gehalts in den Ackerböden in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung und der Feldfrucht wurde mit dem Agrarökosystemmodell EPIC (US-DA, 1990) nach einer leicht veränderten Form der von GASSMAN et. al (2003) empfohlenen Methode durchgeführt. Eine eingehende Beschreibung zum Modell ist im Kapitel 5.2.5 und auf der Webseite <http://www.brc.tamus.edu/epic>) zu finden. EPIC berechnet in Tagesschritten das Pflanzenwachstum sowie die Wasser-, Kohlenstoff-, Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen im System Boden-Pflanze. Im Gegensatz zu Gassman et al. (2003) waren die Bodendaten in der SOTER Datenstruktur vorgehalten (ISRIC, 1993) und die Simulationsergebnisse wurden mit einer speziellen Anwendung aus den Ausgabedateien extrahiert.

Die Berechnungen erfolgten in folgenden Schritten:

1. Simulation
 - Erzeugung der EPIC Eingabedateien für alle LUSAC Einheiten
 - Durchführung der Simulationen für jede LUSAC Einheit
2. Extraktion der Simulationsergebnisse für jede LUSAC Einheit und Transfer in die Datenbank
3. Auswertung der Ergebnisse und Aggregation auf die Ebene der VGGs
4. Visualisierung mit ArcGIS.

Einen Überblick über die Vorgehensweise gibt Abbildung 3.

Für die Durchführung der einzelnen Schritte mussten Schnittstellen zwischen der Datenbank (SOTER) und dem Simulationsmodell (EPIC) erstellt werden. Für die Erstellung der Eingabedateien mit dem speziell für EPIC entwickelten Interface IEPIC (http://www.public.iastate.edu/~elvis/i_epic_main.html) wurden die Bodendaten in der SLISYS-BW Bodendatenbank durch eine zu diesem Zweck erstellte SQL Anwendung in das von IEPIC vorgegebene Format umgewandelt. Eine zweite Schnittstelle für die Extraktion der Simulationsergebnisse aus den Ausgabedateien wurde von der Firma IT Solution as VBA Anwendung bereitgestellt. Der Transfer der Simulationsergebnisse in die SLISYS-BW Datenbank erfolgte mit der in IBM-DB2 8.2 implementierten Data Warehouse Anwendung.

Im Folgenden sind die einzelnen SLISYS-BW Systemkomponenten, die für die Simulationsläufe verwendet wurden aufgeführt (Abbildung 30):

1. Die DB2 Datenbank für die Verwaltung der Boden- und Klimadaten als Eingabegrößen für EPIC3060 sowie für die Auswertung und Aggregation der Simulationsergebnisse
2. Die ACCESS Frontend Datenbank, die mit den Tabellen der Eingabedaten in der DB2 Datenbank verknüpft ist. Daneben enthält die ACCESS Datenbank modellspezifische Eingabegrößen zu den Anbaumaßnahmen.
3. Die I_EPIC Schnittstelle für die benutzerfreundliche Veränderung von Klimaparametern oder von Anbaumaßnahmen interface.
4. Die EPIC-Extract Schnittstelle für die Extraktion der Simulationsergebnisse
5. Das DB2 Data Warehouse Modul zum Transfer der Simulationsergebnisse in die DB2 Datenbank
6. ArcGIS mit den entsprechenden Geometrien der LUSAC bzw. Vergleichsgebietsgruppen, die über eine ODBC-Verbindung mit den Ausgabedaten bzw. den dazugehörigen Abfragen verknüpft sind

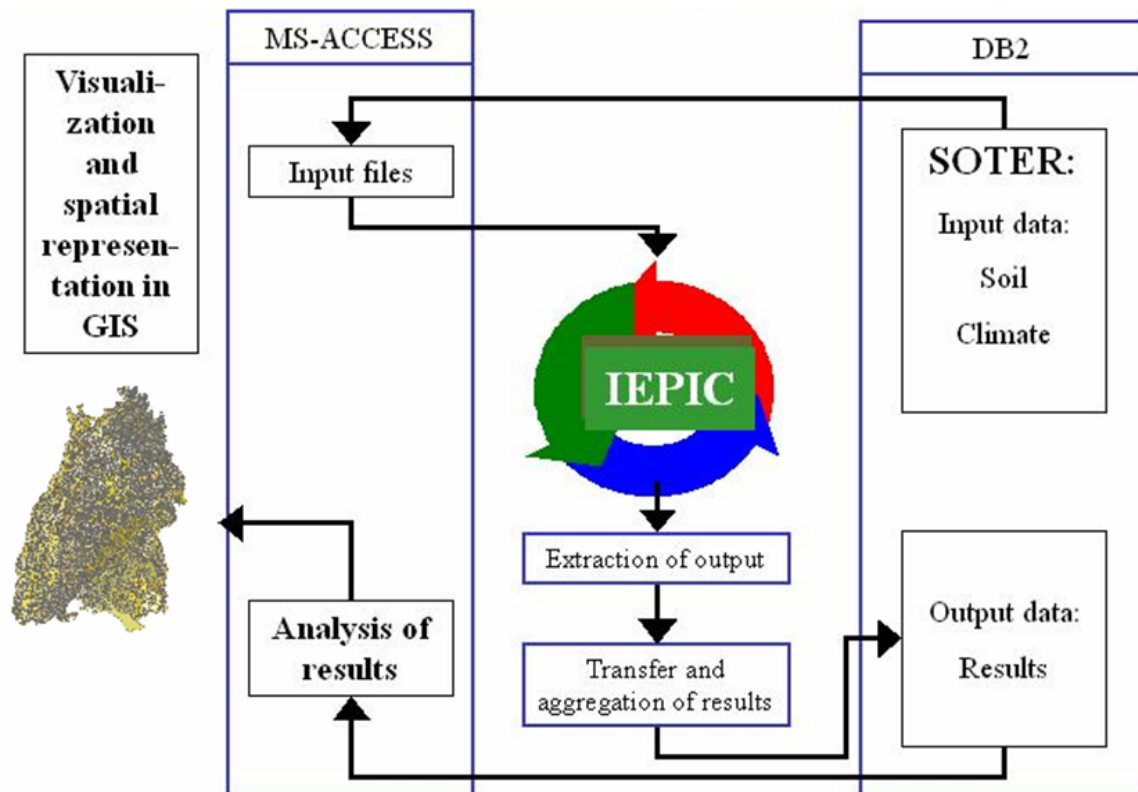


Abbildung 30: Übersicht über das Vorgehen zur Simulation der Veränderungen der Kohlenstoffvorräte in Ackerböden in Abhängigkeit von Feldfrüchten und Anbaumaßnahmen

Für die Erstellung der Eingabefiles mit I_EPIC wurden für jede LUSAC so genannte CONTROL RECORDS erstellt, wobei jede LUSAC durch einen (wenn die der LUSAC zu-

geordneten Bodengesellschaft in der Datenbank nur durch ein Bodenprofil vertreten ist) oder mehrere (wenn die Bodengesellschaft durch mehrere Beispielprofile vertreten ist) Control Records repräsentiert ist.

Im Folgenden seien noch spezifische Modelleinstellungen erläutert, die für die Interpretation der Simulationsergebnisse von Bedeutung sind:

a. Boden – und Klimadaten

Insgesamt wurden für die Abbildung der Gelände- und Bodeneigenschaften in den Einheiten der BÜK200 333 Bodenprofile, die mit ihren physikalischen und chemischen Eigenschaften in SLISYS-BW vorgehalten werden sowie 6 Hangneigungsstufen herangezogen. An Bodendaten wurden verwendet: Tiefenlage und Mächtigkeit der einzelnen Bodenhorizonte, Trockenraumdichte, Körnung, Gesamtkohlenstoff- und Stickstoffgehalte, pH, Skelettanteil, und Kationenaustauschkapazität.

Zur Charakterisierung des Klimas wurden die langjährigen Monatsmittelwerte für Maximum- und Minimumtemperatur, deren Standardabweichungen sowie die Niederschlagssumme und die Zahl der Regentage pro Monat der in Tabelle 1 aufgeführten Wetterstationen herangezogen. Während der Simulationsläufe über 30 Jahre erzeugt ein Wettergenerator aus den Monatsmittelwerten Tageswerte nach einem statistischen Disaggregierungsverfahren. Da nur Maximum- und Minimumtemperaturen sowie Niederschlagssummen vollständig für alle Klimastationen zur Verfügung standen, wurde die Methode nach Hargreaves (1995) zur Abschätzung der potenziellen Evapotranspiration verwendet. Nach Williams (1995), liefert die Hargreaves Methode zuverlässige Ergebnisse wenn Informationen über die Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchtigkeit und/oder Globalstrahlung nicht verfügbar sind.

b. Anbaumaßnahmen

Für die Simulation des Ackerbaus ist in EPIC3060 eine breite Palette von Anbaumaßnahmen verfügbar. Für jede Feldfrucht werden die Einzelmaßnahmen in chronologischer Reihenfolge zu einem „Management Set“ kombiniert. Insgesamt wurden in jeder VGG 36 Management Sets definiert. Zwei Bodenbearbeitungsmaßnahmen wurden unterschieden:

1. Konventionelle Bodenbearbeitung
2. Minimalbodenbearbeitung

und mit den Feldfrüchten Sommerweizen, Winterweizen, Zuckerrüben, Klee gras, Kartoffeln und Maisanbau kombiniert.

In allen Simulationen wurde angenommen, dass die Ernterückstände auf dem Feld verbleiben. Zur Abschätzung der Boden(und Kohlenstoff)verluste durch Wassererosion wurde die modifizierte universale Bodenabtragungsgleichung (ABAG) nach Williams (1995) verwendet. In der veränderten ABAG wird die Erosivität der Niederschläge durch den simulierten täglichen Oberflächenabfluss ersetzt und erlaubt daher eine bessere zeitliche Auflösung der Erosionsereignisse.

5.1.3 Auswertung der Ergebnisse und Statistik

Ziel der Simulationen war es die CO₂-Bindung bzw. -freisetzung im Boden in Abhängigkeit von verschiedenen Feldfrüchten und Bodenbearbeitungsvarianten abzuschätzen. Die CO₂-Bindung bzw. -Freisetzung (SOCC) entspricht der Veränderung der Gesamtmenge an Kohlenstoff über das Bodenprofil während der Simulationsperiode (in diesem Fall 30 Jahre) zuzüglich des Kohlenstoffverlustes durch Erosion.

1. Berechnung der mittleren jährlichen Veränderung der Gesamtkohlenmenge in Mg C/ha/a für jede LUSAC

$$TOCC_{LUSAC} = (Av_WOC_{26-30} - Av_WOC_{1-5})/25$$

mit

TOCC _{LUSAC}	Veränderung der Gesamtkohlenstoffmenge in Mg C/ha/a
Av_WOC ₂₆₋₃₀	Mittelwert der Gesamtkohlenstoffmenge in Mg C/ha/a in den letzten fünf Jahren der Simulation
Av_WOC ₁₋₅	Mittelwert der Gesamtkohlenstoffmenge in Mg C/ha/a in den ersten fünf Jahren der Simulation

Für die Berechnung der Veränderung der Gesamtkohlenstoffmenge im Boden wurden als Anfangs- und Endwert die Mittelwerte der ersten bzw. letzten fünf Jahre gewählt um den Einfluss von größeren jährlichen Schwankungen (z.B. durch extreme Erosionsereignisse oder hohe Kohlenstoffzufuhr) zu vermeiden.

2. Berechnung des mittleren, jährlichen Kohlenstoffverlustes durch Erosion in Mg C/ha/a für jede LUSAC

Da eine Veränderung der Bodenbearbeitungsintensität auch eine Veränderung im Erosionsverhalten nach sich zieht, und dies in den Simulationen abgebildet ist, wurde dieser Prozess in die Berechnungen mit einbezogen. Der jährliche Verlust an Kohlenstoff durch Wassererosion (YOC) ist ein in EPIC definierter Ausgabeparameter. Nach Extraktion der Ausgabedateien und Transfer in die Datenbank wurde der mittlere jährliche Kohlenstoffverlust durch:

$$OCES_{LUSAC} = \sum_i^N YOC_i / N$$

berechnet mit:

$OCES_{LUSAC}$ Mittlerer jährlicher Verlust an Kohlenstoff durch Wassererosion in Mg C/ha/a für jede LUSAC

YOC_i Jährlicher Verlust an Gesamtkohlenstoff in Mg C/ha/a

N Dauer der Simulation in Jahren (30 Jahre)

3. Berechnung der jährlichen Kohlenstoffbindung bzw. -freisetzung in Mg C/ha/a für jede LUSAC

$$SOCC_{LUSAC} = TOCC_{LUSAC} + OCES_{LUSAC}$$

mit:

$SOCC_{LUSAC}$ Mittlere jährliche Kohlenstoffbindung bzw. -freisetzung in Mg C/ha/a

4. Aggregation auf der Ebene der Vergleichsgebietsgruppen für jede Feldfrucht bzw. jeden Bodentyp

Für die Aggregation der Ergebnisse wurden verschiedene Aggregierungsstufen gewählt:

- a. Vergleichsgebietsgruppen (insgesamt 8)
- b. Innerhalb der Vergleichsgebietsgruppen für jede Feldfrucht (maximal neun Feldfrüchte pro VGG)
- c. Bodentypen (insgesamt 14)

Beispielhaft sei hier die Berechnung der Gesamtkohlenstofffreisetzung ($SOCC$) angeführt:

$$SOCC_L = \sum_i^N SOCC_{LUSAC_i} * Area_{LUSAC_i}$$

$SOCC_L$ Summe der Kohlenstoffbindung pro Aggregationsebene L in Mg C/a

$Area_{LUSAC_i}$ Gesamtfläche der LUSAC i in ha

Die Aggregationsebenen werden in den Suffixen nach Feldfrucht ($SOCC_C$), Vergleichsgebietsgruppe ($SOCC_{AEZ}$) und Bodentyp ($SOCC_S$) unterschieden.

6.1.3 Statistische Analysen

Für die statistische Analyse wurde das Softwarepaket SAS 9.0 (SAS Institute, 2002) verwendet. Für die Diskriminierung von Unterschieden zwischen konventioneller und Minimalbodenbearbeitung wurde das Verhältnis $SOCCR$ auf der Ebene der LUSACs herangezogen, da

alle anderen Methoden zur Normalisierung der Daten für die statistische Analyse erfolglos waren.

$\text{SOCCR}_{\text{LUSAC}}$ wurde wie folgt berechnet:

1. Berechnung des Gesamtkohlenstoffverhältnisses für die konventionelle Variante (CT):

$$\text{SOCCR}_{\text{CT}} = \text{Av_WOC}_{\text{CT26-30}} / (\text{Av_WOC}_{\text{CT1-5}} + \text{OCES}_{\text{CT}})$$

N.B. OCES_{CT} wurde zum Anfangsgehalt addiert, um Veränderungen durch Wassererosion zu eliminieren.

2. Berechnung des Verhältnisses für Minimalbodenbearbeitung (SOCCR_{NT})
3. $\text{SOCCR}_{\text{LUSAC}} = \text{SOCCR}_{\text{NT}} / \text{SOCCR}_{\text{CT}}$

$\text{SOCCR}_{\text{LUSAC}}$ steht für die relative Veränderung der Gesamtkohlenstoffmenge in den einzelnen LUSACs durch Minimalbodenbearbeitung im Vergleich zur konventionellen Bodenbearbeitung. Die verschiedenen Aggregierungsebenen sind wie oben durch die entsprechenden Suffixe ausgedrückt. Da in den einzelnen VGGs nicht alle Faktorkombinationen vorhanden waren konnte keine dreifaktorielle Varianzanalyse durchgeführt werden. Deshalb wurde die Varianzanalyse für jeden Faktor getrennt angewendet.

6.2 Modellierung mit dem ökologisch-ökonomischen Regionalmodell EFEM (S. Triebe, E. Angenendt)

Zur Abschätzung der klimarelevanten Gase aus der Landwirtschaft auf regionaler Ebene wird neben SLISYS-BW das ökonomisch-ökologische Regionalmodell EFEM (Economic Farm Emission Model) eingesetzt (vgl. Abbildung 31).

EFEM wurde im Rahmen verschiedener Forschungsvorhaben eingesetzt und dabei kontinuierlich der Fragestellung entsprechend weiter entwickelt. Als Ausgangsmodell diente das ökonomisch-ökologische Regionalmodell von KAZENWADEL (1999). Das Modell basiert auf statisch linearer Programmierung (LP). Mit Hilfe dieses Modells können alle für die Landwirtschaft bedeutenden Betriebsformen Baden-Württembergs und deren Produktionsverfahren in der Pflanzen- und Tierproduktion abgebildet werden. Das Modell wurde von ANGENENDT (2003) weiterentwickelt. Durch die Integration von Emissionsfaktoren konnten mit diesem EFEM-Modell (Economic Farm Emission Model) klimarelevante Gase extensiver Futterbaubetriebe auf einzelbetrieblicher Ebene modelliert werden. Durch diesen Modellansatz ist es möglich, Effektivität und ökologische Konsequenzen verschiedener Minderungsmaßnahmen und deren Wechselwirkungen für alle Treibhausgase simultan zu berechnen.

SCHÄFER (2006) erweiterte das EFEM-Modell indem er weitere Betriebstypen und Emissionsfaktoren ergänzte. Im Gegensatz zu ANGENENDT (2003) modellierte SCHÄFER (2006) die klimarelevanten Gase der Landwirtschaft in Baden-Württemberg sowohl auf einzelbetrieblicher als auch auf regionaler Ebene. TRIEBE (2007) erweiterte EFEM um wichtige Modellteile zur Abschätzung der Abschätzung der Kohlenstoffakkumulation in und auf landwirtschaftlich genutzten Böden. Die von ihm entwickelte Modellversion wurde für die Berechnungen dieses Forschungsprojektes eingesetzt. Die nachfolgenden Beschreibungen von EFEM wurden im Wesentlichen den Arbeiten von Angenendt (2003), Schäfer (2006) und Triebe (2007) entnommen¹.

Kernstück von EFEM ist das **Produktionsmodul**. Hiermit werden alle für die deutsche Landwirtschaft relevanten Produktionsverfahren der Tier- und Pflanzenproduktion abgebildet. Diese lassen sich hinsichtlich Erträgen, Intensitäten, Leistungen und Kosten regional unterscheiden. Im Produktionsmodul sind auch die Komponenten zur Ermittlung der produktionsbedingten Emissionen integriert.

Mit Hilfe des Teilmodells Betriebsstruktur lassen sich alle für die Untersuchungsregionen flächenhaft bedeutenden Betriebsformen abbilden. Durch die Verknüpfung der beiden Teilmodelle „Produktion“ und „Betriebsstruktur“ erhält man monetäre Erfolgsgrößen, wie den betrieblichen Deckungsbeitrag, den Faktoreinsatz, die Struktur und Mengen der landwirtschaftlichen Produktion sowie die hierbei entstehenden Treibhausgasemissionen auf einzelbetrieblicher Ebene.

Für die Projektion der einzelbetrieblichen Ergebnisse auf die regionale Ebene, wurde ein **Hochrechnungsmodul** entwickelt. Die Ergebnisse lassen sich durch den gewählten Modellansatz differenziert nach Betriebsformen, den Vergleichsgebietsgruppen (VGG) als regionale Untereinheit und für Baden-Württemberg insgesamt darstellen.

¹ Die Autoren sind bzw. waren alle wissenschaftliche Mitarbeiter am Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre und maßgeblich an dem hier beschriebenen Forschungsprojekt beteiligt.

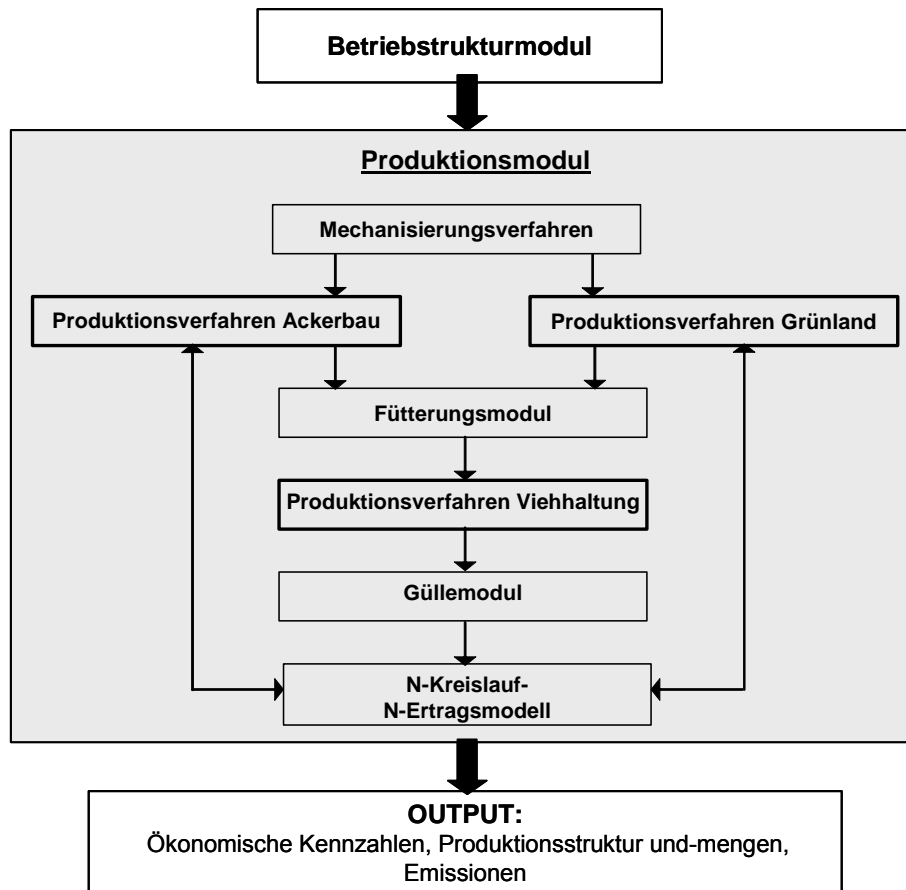


Abbildung 31: Aufbau von EFEM

Nachfolgend sollen die für das Verständnis der Modellergebnisse wichtigen Module, das Produktions- und das Hochrechnungsmodul genauer beschrieben werden.

6.2.1 Produktionsmodul

6.2.1.1 Bezugs- und Absatzaktivitäten

Den verschiedenen Verfahren der Pflanzen- und Tierproduktion liegen für die Modellierung die Tabelle 22 aufgeführten Erzeuger- und Betriebsmittelpreise zugrunde. Um Preisschwankungen auszugleichen werden überwiegend Durchschnittspreise über drei Jahre verwendet. Bei allen Berechnungen wird von einem gleich bleibenden Preisniveau ausgegangen.

Tabelle 22 Durchschnittliche Erzeugerpreise für das Referenzjahr 2003

Produkt	Einheit	€/Einheit**	Zeitspanne	Quelle
Pflanzenproduktion - Konsum				
Weizen	dt	12,78	2000/01-2002/03	ZMP 2004a
Roggen	dt	10,84	2000/01-2002/03	ZMP 2004a
Futtergerste	dt	10,76	2000/01-2002/03	ZMP 2004a
Braugerste	dt	14,54	2000/01-2002/03	ZMP 2004a
Hafer	dt	10,80	2000/01-2002/03	ZMP 2004a
Winterraps	dt	23,62	2000/01-2002/03	ZMP 2004a
Kartoffeln ¹⁾	dt	10,16	2000/01-2002/03	ZMP 2004b
Zuckerrüben (A)	dt	5,09	2002/03-2003/04	VdZ 2003, ZMP 2004a
Zuckerrüben (B)	dt	3,14	2002/03-2003/04	VdZ 2003, ZMP 2004a
Ackerbohnen	dt	13,87	2000/01-2002/03	KTBL 2004/05
Sonnenblumen	dt	25,39	2000/01-2002/03	KTBL 2004/05
Obst (Apfel) ²⁾	ha	8 715,48	2000/01-2002/03	KTBL 2004/05
Pflanzenproduktion - NaWaRo				
Non-Food Raps	dt	23,21	2000/01-2002/03	ZMP 2004a
Silomais	dt	2,14	2000/01-2002/03	KTBL 2004/05
Grasgemenge ³⁾	dt	5,23	2000/01-2002/03	KTBL 2004/05
Getreidestroh ⁴⁾	dt	4,00	2005	LANDWIRTSCHAFTLICHE WOCHENBLÄTTER
Tierproduktion				
Bullenkalb	St.	150,09	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Kuhkalb	St.	118,96	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Ferkel (25kg)	St.	50,54	2000/01-2002/03	ZMP 2004c
Milch	l	0,35	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Eier	St.	0,08	2000/01-2002/03	ZMP 2004d
Kücken	St.	0,34	2000/01-2002/03	KTBL 2004/05
Leghenne	St.	4,14	2000/01-2002/03	KTBL 2004/05
Masthähnchen	St.	0,80	2000/01-2002/03	ZMP 2004d
Mastbulle	kg SG	2,53	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Färse	kg SG	2,10	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Schlachtkuh	kg SG	1,76	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Mastschwein	kg SG	1,55	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Schaf	kg SG	4,29	2000/01-2002/03	ZMP 2004c

** inklusive Mehrwertsteuern

¹⁾ Mittelwert aus Speise und Industriekartoffeln, ²⁾ Bruttoleistung in €/ha, ³⁾ bezogen auf TM, ⁴⁾ LANDWIRTSCHAFTLICHES WOCHENBLATT WESTFALEN LIPPE (2004-2006), BWAGRAR - SCHWÄBISCHERBAUER (2004-2006)

Tabelle 23: Durchschnittliche Betriebsmittelpreise für das Referenzjahr 2003

Produkt	Einheit	€/Einheit **	Zeitspanne	Quelle
Futtermittel				
Futterweizen	dt	12,88	2000/01-2002/03	ZMP 2004a
Futtergerste	dt	10,76	2000/01-2002/03	ZMP 2004a
Sojaextraktionsschrot	dt	24,29	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Weizenkleie	dt	8,13	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Milchleistungsfutter	dt	16,53	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Milchaustauscher	dt	152,65	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Geflügelalleinfutter Legehennen	dt	22,41	2000/01-2002/03	ZMP 2004a
Geflügelalleinfutter Masthähnchen	dt	24,90	2000/01-2002/03	ZMP 2004a
Düngemittel				
Stickstoff	kg	0,62	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Phosphor	kg	0,66	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Kali	kg	0,35	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Energieträger				
Diesel	l	0,68	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Heizöl, leicht	l	0,36	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004
Strom	kWh	0,12	2000/01-2002/03	STAT. JAHRBUCH 2004

** inklusive Mehrwertsteuern

6.2.1.2 Produktionsverfahren

1. Ackerbau

In EFEM sind insgesamt 12 verschiedene Ackerbaukulturen integriert: Winter-, Sommerweizen, Winter- und Sommergerste, Hafer, Roggen, Winterraps, Zuckerrüben, Kartoffeln, Körner- und Silomais sowie Klee gras. Zusätzlich sind mehrere Stilllegungsvarianten formuliert. Somit werden alle für Baden-Württemberg wichtigen Ackerkulturen berücksichtigt. Die Erträge für die ackerbaulichen Produktionsverfahren wurden der Datensammlung Standarddeckungsbeiträge von SAUER und UHTE (2002) entnommen. Hierbei werden die zwischen den einzelnen Vergleichsgebietsgruppen bestehenden Ertragsunterschiede berücksichtigt. Um witterungsbedingte Schwankungen auszugleichen, wurde zur Ermittlung der Ertragswerte zudem ein Mittelwert über drei Jahre gebildet.

Um für die Referenzsituation die Anbauverhältnisse möglichst genau abbilden zu können, ist die Formulierung der Fruchtfolgerestriktionen sehr wichtig (vgl. Tabelle 24).

Tabelle 24: Fruchtfolgerestriktionen

Kultur/Kulturgruppe	max. Anbauanteil	Kultur/Kulturgruppe	max. Anbauanteil
Getreide insgesamt	75 %	Ackerbohnen	15 %
Wintergetreide	67 %	Winterraps	20 %
Sommergetreide	30 %	Sonnenblumen	25 %
Weizen gesamt	50 %	Zuckerrüben	33 %
Gerste gesamt	30 %	Kartoffeln	15 %
Mais gesamt	60 %	Klee gras	25 %

Der Kartoffelanbau wird durch begrenzte Vermarktungsmöglichkeiten, der Zuckerrübenanbau durch einzelbetriebliche Lieferquoten eingeschränkt.

Ein Schwerpunkt der Untersuchungen liegt darin, welche Auswirkungen die Umstellung der Bodenbearbeitungsverfahren, von traditioneller Bewirtschaftungsweise mit dem Pflug auf eine pfluglose Bodenbearbeitung, hat. Hierfür wurden grundsätzlich für jede Kultur die Verfahren der reduzierten Bodenbearbeitung in das Modell integriert. Durch die Umstellung der Bewirtschaftungsweise können bei den meisten Kulturen Einsparungen bei den Maschinenkosten erzielt werden. Weiterhin sind der verringerte Kraftstoffverbrauch und niedrigere Maschinenstunden (Mh) pro Hektar von Bedeutung. Exemplarisch werden diese Aspekte für die Kulturen Winterweizen und Zuckerrüben dargestellt (vgl. Tabelle 25). Die Aussaat von Zuckerrüben und Mais bei reduzierter Bodenbearbeitung erfolgt bei der Modellierung durch spezielle Mulchsaatgeräte. Der Arbeitszeitaufwand wird bei der Modellierung nicht berücksichtigt, da bei den Berechnungen unterstellt wird, dass auf den jeweiligen Betrieben hinreichend Arbeitskräfte zur Verfügung stehen.

Tabelle 25: Vergleich von Bodenbearbeitungsverfahren bei Winterweizen und Zuckerrüben

	Winterweizen					
	mit Pflug			pfluglos		
	Kosten	Diesel	Zeit	Kosten	Diesel	Zeit
	€/ha	l/ha	Mh/ha	€/ha	l/ha	Mh/ha
Stoppelbearbeitung	28	16	1,1	28	16	1,1
Grundbodenbearbeitung	40	30	1,7	14	10	0,6
Saatbettbereitung und Saat	29	18	1,5	19	11	1,0
Düngung/Pflanzenschutz	26	10	1,8	26	10	1,8
Ernte/Transport	90	21	1,1	90	21	1,1
Summe	213	95	7,2	177	68	5,6
	Zuckerrüben					
	mit Pflug			pfluglos		
	Kosten	Diesel	Zeit	Kosten	Diesel	Zeit
	€/ha	l/ha	Mh/ha	€/ha	l/ha	Mh/ha
Stoppelbearbeitung	14	8	0,6	14	8	0,6
Grundbodenbearbeitung	40	30	1,7	14	10	0,6
Saatbettbereitung und Saat	60	21	1,4	82	16	0,9
Düngung/Pflanzenschutz	37	15	2,7	37	15	2,7
Ernte/Transport	389	51	2,1	389	51	2,1
Summe	539	125	8,6	535	99	7,0

Nach umfangreicher Auswertung von Literaturangaben wird für die Modellierung bei der Umstellung der Bodenbearbeitungsverfahren von einem gleich bleibenden Ertragsniveau ausgegangen (MÄRLÄNDER, 1978; SOMMER und ZACH, 1993; HOFFMANN et al., 1996; CANNELL et al., 1980; CHRISTIAN und BACON 1990; EHLERS und CLAUPEIN, 1994; TEBRÜGGE, 1994). Der Aufwand für Pflanzenschutzmittel steigt bei den pfluglosen Verfahren jeweils um 20 % an (LAP, 2001; HOLLMANN, 1994; GROTHAUS et al., 1996).

Weiterhin wird unterstellt, dass eine Umstellung der Bodenbearbeitungsverfahren weder zu einem Anstieg, noch zu einer Abnahme der N₂O- und CH₄-Emissionen führt (KESSAVALOU et al., 1998; CHOUDHARY et al., 2002; VINTEN et al., 2002).

2. Grünland

Die Grünlandnutzung spielt in Baden-Württemberg eine bedeutende Rolle und wird aus diesem Grund ebenfalls sehr disaggregiert abgebildet. Im Einzelnen werden die vier verschiedenen Bewirtschaftungsverfahren Weide, Heu- und Silagenutzung sowie die Nutzung für die Grünfütterung unterschieden, die je nach Verfahren eine bis fünf verschiedene Nutzungsintensitäten aufweisen (vgl. Tabelle 26). Niedrige Indizes stehen hierbei für niedrige Intensitäten (z.B. Heu 1: Heu mit einer Schnittnutzung; Silage 3: drei Schnitte Silage) und hohe Indizes für sehr hohe Intensitäten (z.B. Silage 5: fünf Schnitte Silage). Die Grünlandbaserträge wur-

den ausgehend von standortunabhängigen Erträgen ermittelt, die mit regionalen Ertragsfaktoren gewichtet wurden (vgl. KAZENWADEL, 1999).

Tabelle 26: Basiserträge der verschiedenen Formen der Grünlandnutzung

	VGG 1	VGG 2	VGG 3	VGG 4	VGG 5	VGG 6	VGG 7	VGG 8
	dt TM/ha							
Weide 1	33,9	33,9	30,3	33,9	42,8	37,5	33,9	33,9
Weide 2	56,5	56,5	50,6	56,5	71,4	62,5	56,5	56,5
Weide 3	68,6	68,6	61,4	68,6	86,7	75,9	68,6	68,6
Weide 4	77,5	77,5	69,4	77,5	97,9	85,7	77,5	77,5
Weide 5	82,4	82,4	73,7	82,4	104,0	91,0	82,4	82,4
Heu 1	31,9	31,9	28,6	31,9	40,3	35,3	31,9	31,9
Heu 2	53,2	53,2	47,6	53,2	67,2	58,8	53,2	53,2
Heu 3	64,6	64,6	57,8	64,6	81,6	71,4	64,6	64,6
Silage 3	68,7	68,7	61,5	68,7	86,8	75,9	68,7	68,7
Silage 4	77,5	77,5	69,4	77,5	97,9	85,7	77,5	77,5
Silage 5	82,4	82,4	73,7	82,4	104,0	91,0	82,4	82,4
Grünfutter 2	59,9	59,9	53,6	59,9	75,6	66,2	59,9	59,9
Grünfutter 3	72,7	72,7	65,0	72,7	91,8	80,3	72,7	72,7
Grünfutter 4	82,1	82,1	73,4	82,1	103,7	90,7	82,1	82,1
Grünfutter 5	87,3	87,3	78,1	87,3	110,3	96,5	87,3	87,3

Quelle: Eigene Berechnungen nach KAZENWADEL (1999)

3. Tierhaltung)

Im EFEM-Modell können die wesentlichen landwirtschaftlichen Tierhaltungsverfahren in Baden-Württemberg abgebildet werden. Es sind dies die Rinderhaltung (Milchvieh- und Mutterkuhhaltung, Färsenaufzucht und -mast, Bullenmast), die Schweineproduktion (Schweinemast und Zuchtsauenhaltung mit Ferkelproduktion), die Geflügelhaltung (Legehennen und Masthähnchen) sowie die Schafhaltung. Die Tierhaltung ist insbesondere hinsichtlich der Fütterung disaggregiert formuliert und bei den bedeutendsten Produktionsverfahren sind zudem verschiedene Leistungsstufen formuliert (vgl. Tabelle 27), um Anpassungsreaktionen an veränderte Rahmenbedingungen hinreichend abbilden zu können. Die Formulierung der einzelnen Produktionsverfahren mit den dazugehörigen Leistungsdaten und Bedarfswerten beruhen auf KAZENWADEL (1999). Die ökonomischen Kennzahlen wurden an das Referenzjahr 2003 nach KTBL (2004/05) angepasst.

Tabelle 27: Produktionszweige und Verfahren der Tierhaltung

Produktionszweig	Produktionsverfahren	Intensitäten bzw. Verfahren	abhängig von:
Rinderhaltung	Milchkuhhaltung	3	Milchleistung
	Mutterkuhhaltung	1	-
	Färsenaufzucht	2	tägl. Zunahmen
	Färsenmast	2	tägl. Zunahmen
	Absetzer (baby beef)	1	-
	Bullenmast	2	tägl. Zunahmen
Schweinehaltung	Mastschweinehaltung	3	tägl. Zunahmen
	Zuchtsauenhaltung	3	erzeugte Ferkel
Geflügelhaltung	Masthähnchenproduktion	1	-
	Legehennenhaltung	2	Haltungsform
Schafhaltung	Lammfleischproduktion	3	Haltungsform

Die Haltung von Milchkühen stellt für den Großteil der Betriebe in Baden-Württemberg aus ökonomischer Sicht den wichtigsten Produktionszweig der Tierhaltung dar. Auswertungen der Buchführungsabschlüsse nach Milchleistung auf Ebene der Vergleichsgebietsgruppen zeigen, dass regional unterschiedliche Leistungsspektren erzielt werden. Daher werden in EFEM mit 5000, 6000 und 7000 kg FCM durchschnittlicher jährlicher Milchleistung je Kuh und Jahr drei Intensitäten unterschieden, um das regional unterschiedliche Leistungsspektrum abzubilden. Bei allen Leistungsstufen beträgt die Nutzungsdauer der Milchkühe vier Jahre. Je Milchkuh und Jahr werden 0,93 Kälber erzeugt. Zur Fütterung können Silomais, Getreide, Weizenkleie, Sojaschrot und Stroh sowie die Produkte der Grünlandnutzung in Form von Heu, Grassilage, Grünfütter im Rahmen der vergebenen Fütterungsrestriktionen verwendet werden. Die Mutterkuhhaltung ist insbesondere auf extensiven Grünlandstandorten ein geeignetes Verfahren. Die Nutzungsdauer der Tiere beträgt 10 Jahre und im Gegensatz zu den Verfahren der Milchviehhaltung steht zur Fütterung in den Sommermonaten nur Weide, Heu und Stroh als Grundfutter zur Verfügung. Die Kälber aus der Milchvieh- und Mutterkuhhaltung können zur Weitermast oder als Schlachttiere („rotes Kalbfleisch“) verkauft oder zur Färsen- bzw. zur Bullenmast genutzt werden.

Bei der Färsenmast und der Färsenaufzucht werden jeweils zwei Verfahren unterschieden. Bei der Färsenmast sind dies zum einen die Ausmast der weiblichen Absetzer aus der Mutterkuhhaltung und zum anderen die Mast von Kuhkälbern aus der Milchviehhaltung. Bei beiden

Verfahren werden Tageszunahmen von jeweils 800 g angenommen. Die Färsenaufzucht erfolgt zum einen für die Milchproduktion ausgehend von einem weiblichen Kalb mit 125 kg und zum anderen für die Mutterkuhhaltung ausgehend von einem weiblichen Absetzer mit 275 kg.

Für die Abbildung der Bullenmast sind zwei Mastverfahren formuliert. Das Bullenmastverfahren 1 stellt ein extensives Mastverfahren mit einer Tageszunahme von knapp unter 1000 g und einer Mastdauer von mehr als 15 Monaten dar. Bullenmastverfahren 2 repräsentiert ein intensiveres Verfahren mit Tageszunahmen von etwas mehr als 1 kg und einer Mastdauer von knapp 14 Monaten. Bei der Bullenmast und der Milchviehhaltung wird davon ausgegangen, dass die Tiere ganzjährig in Laufställen mit Flüssigmistverfahren gehalten werden.

Verfahren der Veredlungsproduktion sind Schweine- und die Geflügelhaltung. Bei der Schweinehaltung werden im Modell die Schweinemast, die Zuchtsauenhaltung (Ferkelproduktion) und die Jungsauenaufzucht unterschieden. Sowohl die Mastschweine- als auch die Ferkelproduktion wird modellintern jeweils durch drei verschiedene Intensitätsstufen berücksichtigt. Die täglichen Zunahmen der drei Mastschweineverfahren liegen bei 600, 650 und 700 g, wobei bei allen Varianten vom gleichen Anfangs- und Mastendgewicht (25 kg bzw. 100 kg Lebendgewicht) ausgegangen wird. Je Stallplatz und Jahr können somit je nach Verfahren zwischen 2,4 und 2,8 Tiere erzeugt werden. Bei der Ferkelproduktion werden verfahrensbedingt 16,5 Ferkel, 18 Ferkel bzw. 20 abgesetzte Ferkel pro Sau und Jahr erzielt.

Bei der im Modell abgebildeten Geflügelhaltung wird die Legehennenhaltung und die Masthähnchenproduktion unterschieden. Bei der Legehennenhaltung kann die Eierproduktion in Käfig- und/oder Bodenhaltung stattfinden, wobei die pro Henne und Jahr erzeugten Eier den Haltungssystemen entsprechend bei 270 bzw. bei 235 liegen. Bei der Schafhaltung wurden mit der stationären Hüteschafhaltung, der Koppelschafhaltung und der Wanderschäferei drei Verfahren formuliert, die sich hauptsächlich durch die Weidetage (233, 245 und 305 Tage/Jahr) und die Anzahl der aufgezogenen Lämmer unterscheiden.

Wichtige Faktoren zur Bestimmung der Emissionen sind die Tierhaltungsformen, die Entmischungsverfahren sowie die Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. Hierfür wurden folgende Annahmen getroffen (vgl. Tabelle 28, Tabelle 29).

Tabelle 28: Annahmen für die Tierhaltungsformen und Entmistungsverfahren

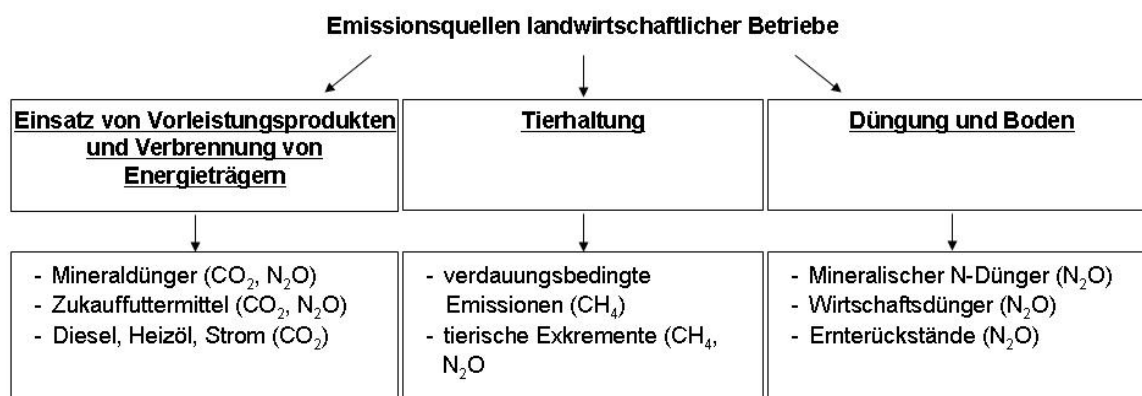
	Rinderhaltung	
Haltungsformen	Laufstall, Spaltenboden	
Entmistungsverfahren	flüssig	
	Schweinehaltung	
Haltungsformen	Voll- und Teilspaltenboden	
Entmistungsverfahren	flüssig	
	Geflügelhaltung	
	Legehennen	Masthähnchen
Haltungsformen	Käfig	Boden
Entmistungsverfahren	fest	fest
	Schafhaltung	
Haltungsformen	stationäre Hüteschafhaltung	

Tabelle 29: Annahmen für die Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger

	Wirtschaftsdünger - Festmist
Lagerung	Mistplatte (Stapelmist)
Ausbringungsverfahren Acker/Grünland	Festmiststreuer Standard
	Wirtschaftsdünger - Gülle
Lagerung	Güllegrube
Lagerabdeckung	Strohhäcksel
Ausbringungsverfahren Acker/Grünland	Pumptankwagen mit Schleppschlauchverteiler

6.2.1.3 Emissionskomponenten

Nachfolgend werden die bereits im Modell integrierten Emissionsquellen dargestellt (vgl. Abbildung 32).



Quelle: ANGENENDT (2003)

Abbildung 32: Darstellung der im EFEM-Modell bereits integrierten Emissionsquellen

Für die Bestimmung des Ausstoßes der klimarelevanten Gase N₂O, CH₄ und CO₂ sind den Produktionsverfahren des Pflanzenbaus und der Tierhaltung verschiedene Emissionsfaktoren zugeordnet. Die Vorgehensweise bei der Berechnung der Lachgas und Methan Emissionen basieren auf den Grundannahmen von ANGENENDT (2003) und SCHÄFER (2006).

Lachgas

Nach IPCC (1997) werden die Lachgasemissionen zunächst in direkte und indirekte Emissionen unterteilt. Bei den direkten Emissionen wird unterschieden zwischen den bodenbürtigen und den bei der Lagerung von tierischen Exkrementen auftretenden Lachgasemissionen. Die indirekten Emissionen werden differenziert nach den Bereichen leaching (Auswaschung) und runoff (Oberflächenabfluss) sowie den entstehenden Emissionen durch atmosphärische Deposition gasförmiger Stickstoffverbindungen. Die zur Modellierung verwendeten Emissionsfaktoren zur Bestimmung der Lachgasemissionen sind in Tabelle 30 aufgeführt.

Tabelle 30: Integrierte Faktoren zur Bestimmung der Lachgasemissionen

Quelle Gas	Ursache	Berechnung in EFEM	Literatur
1. Direkt Boden	Input [kg N/ha] MD = Min. Dünger WD = Wirtschaftsdünger Nf = Biolog. N-Fixierung Er = Ernterückstände	Output Emission [kg N ₂ O-N/ha] $N_2O-N \text{ (direkt)} = [NMD \times (1 - \text{FracGasMD}) + NWD \times (1 - \text{FracGasWD}) + NNf + NEr] \times 0,0125$	nach IPCC (1997)
2. Indirekt (leaching/runoff)	MD = Min. Dünger WD = Wirtschaftsdünger	$N_2O-N \text{ (indirekt)} = [(NMD + NWD) \times \text{FracLeach}] \times 0,025$	IPCC (1997)
3. Indirekt (Deposition)	MD = Min. Dünger WD = Wirtschaftsdünger	$N_2O-N \text{ (indirekt)} = [(NMD \times (1 - \text{FracGasMD}) + (NWD \times (1 - \text{FracGasWD})))] \times 0,01$	nach IPCC (1997)
4. Direkt Lager/Ausbringung	WDfl = Gülle	$N_2O-N \text{ (Lager)} = (WDfl) \times 0,001$	IPCC (1997)
	WD Fest = Festmist	$N_2O-N \text{ (Lager)} = (WDFest) \times 0,02$	
	WD Weide = Weide	$N_2O-N \text{ (Lager)} = (WDWeide) \times 0,02$	

FracGasMD/WD = jeweiliger Verlustkoeffizient in Form von NH₃-N

Quelle: nach IPCC (1997) - zitiert aus SCHÄFER (2006), S. 48

Methanemissionen

Bei der Ermittlung der Methanemissionen wird unterschieden zwischen den verdauungsbedingten Emissionen und den bei der Lagerung tierischer Exkremente entstehenden Emissionen. In Tabelle 31 sind die Grundlagen zur Berechnung der verdauungsbedingten Methanemissionen dargestellt. Den Bereichen der Rinder und Schweinehaltung liegen die fütterungsabhängigen Emissionsfaktoren nach KIRCHGESSNER et al. (1994) zugrunde. Die Bestimmung der Emissionsfaktoren bei der Schafhaltung basiert auf den Angaben von IPCC (1997).

Tabelle 31: Integrierte Faktoren zur Bestimmung der verdauungsbedingten Methanemissionen

Tierart	Ursache	Berechnung in EFEM	Literatur
	Input [kg/d]	Output Emission [g CH ₄ /d]	
Rinder	XP = Rohprotein XF = Rohfaser NfE = N-freie Extraktstoffe XL = Rohfett	$CH_4 = 63 + 26 \times XP + 79 \times XF + 10 \times NfE - 212 \times XL$	nach KIRCHGESSNER (1994)
Mastschweine	BFS = bakteriell fermentierbare Substanz	$CH_4 = 2,85 + 13 \times BFS$	
Zuchtsauen		$CH_4 = 16 \times BFS$	
		Output Emission [kg CH ₄ /Tier/a]	
Schafe	pauschal	8	IPCC (1997)

Quelle: nach IPCC (1997), KIRCHGESSNER (1994)

Die bei der Lagerung von tierischen Exkrementen entstehenden Methanemissionen werden bei Rindern und Schweinen abhängig von der organischen Substanz und der Lagerungsart nach HEYER (1994) berechnet. Bei der Schafhaltung werden die aufgeführten Emissionsfaktoren nach IPCC (1997) verwendet (vgl. Tabelle 32).

Tabelle 32: Integrierte Faktoren zur Bestimmung der Methanemissionen bei der Lagerung tierischer Exkremente

Tierart	maximale Methanproduktionskapazität [kg CH ₄ /kg org. Substanz]	Lagerungsart	Methankonversionsfaktor [%]	Literatur
Milchkuh	0,172	Flüssigmist	15,0	HEYER (1994)
Rind	0,122	Festmist	1,5	
Schwein	0,322	Weidehaltung	1,5	
	Output Emission [kg CH ₄ /Tierplatz/a]			
Schaf	0,19			nach IPCC (1997b)
Legehennen/ Masthähnchen	0,078			

Quelle: nach IPCC (1997), HEYER (1994)

Kohlendioxid

Bei der Berechnung der Kohlendioxidemissionen werden zunächst die Herstellung der Vorleistungsprodukte Düngemittel, Futtermittel und Pflanzenschutzmittel betrachtet. Die bei der Produktion von stickstoffhaltigen Mineraldüngermitteln anfallenden Lachgasemissionen (PATYK und REINHARDT, 1997) werden anhand des Treibhausgaspotenzials in CO₂-Äquivalenten umgerechnet und zu einem gemeinsamen Emissionsfaktor aggregiert (vgl. Tabelle 33).

Tabelle 33: CO₂-Emissionsfaktoren des vorgelagerten Bereichs

	Einheit	CO ₂ -Emissionsfaktoren [kg CO ₂ -Äquivalente ¹⁾ je Einheit]
Düngemittel		
Stickstoffdünger	kg N	7,67
Phosphatdünger	kg P ₂ O ₅	1,17
Kaliumdünger	kg K ₂ O	0,67
Zukauffuttermittel		
Winterweizen	dt	50,0
Wintergerste	dt	43,0
Hafer	dt	43,0
Weizenkleie	dt	55,0
Sojaschrot	dt	79,5
Milchaustauscher	kg	2,1
Pflanzenschutzmittel	€	0,55

¹⁾ Berechnet mit dem GWP für 100 Jahre (N₂O=310 und CH₄=21)

Quelle: PATYK und REINHARD (1997), LÖTHE (1999), REINHARDT (1993), GREEN (1987), SHAHBAZI und GOSWAMI (1986) - zitiert aus ANGENENDT (2003), S. 58

Für den Bereich Landwirtschaft werden die entstehenden Emissionen der Mechanisierungsverfahren der pflanzlichen und tierischen Produktion berücksichtigt (vgl. 0).

Tabelle 34: CO₂-Emissionsfaktoren der verwendeten Energieträger

	Einheit	CO ₂ -Emissionsfaktoren [kg CO ₂ -Äquivalente je Einheit]
Energieträger		
Heizöl (leicht)	kg	3,079
Dieselmotorkraftstoff	kg	3,598
Strom	kWh	0,761

Quelle: eigene Berechnungen nach KALTSCHMITT und REINHARDT (1997)

6.2.1.4 Integration der Kohlenstoffsinken

Der Humuspool im Boden setzt sich bei der Modellierung aus zwei wesentlichen Bestandteilen zusammen. Zum einen beinhaltet die Kohlenstoffsenke „Boden“ (KSS „Boden“) die Erhöhung des Kohlenstoffgehaltes durch die Umstellung der Bodenbearbeitungsverfahren. Zum anderen werden der Humusverbrauch bzw. die Humusproduktion verschiedener Kulturen und Ernterückstände sowie die Ausbringung von Wirtschaftsdünger berücksichtigt.

Zunächst wird die **Umstellung der Bodenbearbeitungsverfahren** betrachtet. Zur Ermittlung der Kohlenstoffanreicherung in Böden wird auf das Tool „Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry“ zurückgegriffen (IPCC, 2003). Anhand des folgenden Schaubildes erfolgt eine Erläuterung der zugrunde liegenden Annahmen (vgl. 0).

The screenshot shows the 'IPCC Soil Carbon Tool - [Calculate Soil Carbon Stocks]' interface. It is titled 'Tool for Estimation of Changes in Soil Carbon Stocks associated with Management Changes in Croplands and Grazing Lands based on IPCC Default Data'. The interface is divided into several sections:

- Country:** A dropdown menu with 'Georgia' selected.
- Climate Region:** A dropdown menu with 'Cold temperate, dry' selected.
- Native Soil Type:** A dropdown menu with 'Aquic' selected. There are buttons for 'Select from WRB soil classifications' and 'Select from USDA soil classifications'.
- FROM System (highlighted in blue):**
 - Land Use Type: Grassland, Long-term cultivated, Native ecosystem/nominal mgmt, Set aside (<20 yrs)
 - Mgmt System: Full Tillage, Reduced Tillage, No Tillage
 - Inputs: Low, Medium, High-without manure, High-with manure
 - Land Use Factor: 0,82
 - Predicted Carbon Stock: 37,4 MgC/ha
- TO System (highlighted in green):**
 - Land Use Type: Grassland, Long-term cultivated, Native ecosystem/nominal mgmt, Set aside (<20 yrs)
 - Mgmt System: Full Tillage, Reduced Tillage, No Tillage
 - Inputs: Low, Medium, High-without manure, High-with manure
 - Land Use Factor: 0,82
 - Predicted Carbon Stock: 38,5 MgC/ha
- Existing Carbon Stock:** 34 MgC/ha
- Annual Carbon Stock Change:** 0,05 MgC/ha/yr
- Buttons:** Help, Exit
- Default Settings:** Management Factors, C_Stocks, Systems, Input Factors

Abbildung 33: Veränderung des Kohlenstoffgehaltes durch reduzierte Bodenbearbeitung nach IPCC (2003)

Die Abbildung zeigt, dass die Umstellung von wendender auf nicht wendende Bodenbearbeitung unter den gegebenen Bedingungen zu einer Erhöhung des Humuskohlengehaltes um 50 kg pro Hektar und Jahr führt. Den Berechnungen liegen folgende Formeln zugrunde:

$$[I]: \text{Predicted Carbon Stock} = (\text{Existing Carbon Stock (Mg C/ha)} \times \text{Management Factor} \times \text{Input Factor} \times \text{Land Use Factor})$$

$$[II]: \text{Annual Carbon Stock change} = [\text{Predicted Carbon Stock (Full Tillage)} - \text{Predicted Carbon Stock (Reduced Tillage)}] / 20 \text{ years}$$

Um die jährliche Veränderung des Humusgehaltes bestimmen zu können, müssen zunächst die Eingangsparameter zur Vorhersage des jeweiligen Humusgehaltes bei unterschiedlichen Bewirtschaftungssystemen erläutert werden.

1. Existing Carbon Stock

Die Bestimmung des vorhandenen Humusgehaltes im Boden basiert auf den Auswertungen von BERNOUX et al. (2002) sowie JOBBAGY und JACKSON (2000). Die Angaben beziehen sich auf eine Bodentiefe von 0-30 cm und werden in Tonnen pro Hektar angegeben. Grundlage der Berechnungen bilden drei zu unterscheidende Klimaregionen und insgesamt fünf verschiedene Hauptbodentypen.

2. Management Factor

Dieser Faktor definiert die möglichen Bodenbearbeitungsverfahren, wobei zwischen der Bewirtschaftung mit Pflug, reduzierten Bodenbearbeitungsverfahren und Direktsaatverfahren unterschieden werden kann.

3. Input Factor

Die verschiedenen Möglichkeiten der Zufuhr von mineralischem Dünger und organischen Materialien inklusive Wirtschaftsdüngern sind durch den Input Factor definiert. Je nach Intensität werden vier verschiedene Stufen unterschieden. „High with manure“ beschreibt die in den Untersuchungsregionen angewandten Bewirtschaftungsmethoden, welche sowohl die Ausbringung von Wirtschaftsdünger, die mineralische Düngung als auch den möglichen Anbau von Zwischenfrüchten und die Einarbeitung von Ernterückständen umfassen.

4. Land Use Factor

Der Land Use Faktor setzt die jeweilige Bewirtschaftungsweise ins Verhältnis zu „Native Ecosystems“. Für ebensolche naturbelassenen Flächen beläuft sich dieser Faktor auf 1. Bei Ackerflächen, die schon über einen längeren Zeitraum bewirtschaftet werden, liegt sich dieser Wert, abhängig von Klimazone und Boden, zwischen 0,58 und 0,82.

Der Betrachtungszeitraum beträgt 20 Jahre. Nach Gleichung [II] erhält man somit die jährliche Veränderung des Humusgehaltes im Boden. Die Umrechnung von Humuskohlenstoff in CO₂-Äquivalenten erfolgt anhand der Summenformeln durch die Multiplikation mit dem Faktor 3,67.

Weitere Aussagen hinsichtlich der CO₂-Senken- bzw. CO₂-Quellenfunktion des Bodens setzen die Bewertung verschiedener Fruchtfolgen sowie einzelner Kulturen hinsichtlich deren Humuswirkung voraus. In diesem Zusammenhang kommt den Faktoren **Zwischenfruchtanbau, Strohmanagement und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern** eine besondere Bedeutung zu. Durch die Umrechnung des sich ändernden Kohlenstoffvorrates im Boden in CO₂-Äquivalenten können die erwähnten Punkte in die Gesamtbilanzierung mit aufgenommen werden. Um den Anforderungen an die Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand nachzukommen, wird eine Humusbilanz in das Modell integriert. Unabhängig von den Fruchtfolgen und den Flächenanteilen wird unterstellt, dass diese Bilanz mindestens ausgeglichen sein muss. Es darf daher im Bereich Ackerbau nicht mehr Humus verbraucht werden als gleichzeitig reproduziert wird. Die Bilanz

beinhaltet den Bereich der Pflanzenproduktion und die Humuswirkung von auf Ackerfläche ausgebrachtem Wirtschaftsdünger. Im Rahmen der Überkreuzverpflichtungen (Cross Compliance) liegen Werte vor, die zur Bilanzierung der einzelnen Posten im Modell herangezogen werden (STMLF, 2005).

6.2.2 Hochrechnungsmodul

Für die Projektion der einzelbetrieblichen Ergebnisse auf die regionale Ebene, wurde ein Hochrechnungsmodul entwickelt. Die Ergebnisse lassen sich durch den gewählten Modellansatz differenziert sowohl nach Betriebsformen als auch regional (Regierungsbezirke) darstellen.

Das Grundprinzip besteht darin, eine Reihe von typischen Modellbetrieben zu ermitteln bzw. festzulegen und diese so zu gewichten, dass die Struktur der Modellbetriebe bestmöglich an die tatsächliche regionale Betriebs- und Produktionsstruktur angepasst wird und zudem die Regionskapazitäten exakt abgebildet werden (KAZENWADEL, 1999). Der Modellansatz lässt sich für i Kennzahlen und j Betriebe wie folgt darstellen: die Variablen $x_1, x_2, \dots, x_n, y_1, y_2, \dots, y_n, z_1, z_2, \dots, z_n$ sollen so bestimmt werden, dass sich für die Funktion (1) unter den Nebenbedingungen (2 bis 4) ein Minimum ergibt.

$$B = \sum_{i=1}^m c_i \times y_i + \sum_{i=1}^m d_i \times z_i \quad (i = 1, 2, \dots, m) \quad (1)$$

Nebenbedingungen:

$$s_i \times r_i = s_i \times \left(\sum_{j=1}^n a_{ij} \times x_j \right) + y_i - z_i \quad (j = 1, 2, \dots, n) \quad (2)$$

$$x_i \geq 0, y_i \geq 0, z_i \geq 0 \quad (3)$$

$$\text{und} \quad m \geq n \quad (4)$$

B	Summe des Betrages der Abweichungen
c_i, d_i	Zielfunktionswerte
r_i	regionale Faktorkapazitäten
x_j	Gewichtungsfaktoren
y_i, z_i	Unterschätzungen, Überschätzungen
a_{ij}	einzelbetriebliche Kennzahlen
s_i	Standarddeckungsbeitrag

Um zu gewährleisten, dass Kapazitäten, die für die betrachtete Region von untergeordneter Bedeutung sind, nicht überschätzt werden, wird jede erfasste Kapazität zusätzlich mit ihrem jeweiligen Standarddeckungsbeitrag s_i gewichtet. Durch den Optimierungsansatz werden die monetären Abweichungen, d.h. die Summe der absoluten Unter- und Überschätzungen der

einzelnen Kapazitäten minimiert. Die ermittelten Hochrechnungsfaktoren x_j der Modellbetriebe entsprechen dabei der Anzahl an Betrieben einer bestimmten Betriebsform. Weniger wichtige einzelbetriebliche Kapazitäten werden somit bei der Optimierung angepasst. Eine genaue Beschreibung der dem Hochrechnungsmodell zugrunde liegenden mathematischen Strukturen und der Vorgehensweise liefern KAZENWADEL et al. (1998).

Durch die Hochrechnungsmodellierung wird die Faktorausstattung der Region (Statistik) über Multiplikation der angepassten einzelbetrieblichen Kapazitäten mit den ermittelten Gewichtungsfaktoren exakt abgebildet. Als Datenbasis zur Identifizierung regional typischer Betriebsmodelle wurden die einzelbetrieblichen Buchführungsabschlüsse der Testbetriebe Baden-Württembergs für das Referenzjahr 2003 verwendet. Die Testbetriebsdaten wurden auf Ebene der acht betrachteten Vergleichsgebietsgruppen ausgewertet und nach Betriebsformen zu Durchschnittsbetrieben zusammengefasst. Aus dem Datensatz wurden darauf für jede Vergleichsgebietsgruppe bis zu sechs existente typische Betriebe selektiert, deren Faktorausstattung nahe an den Durchschnittsergebnissen der regional typischen Betriebsformen liegen.

Bei dieser Vorgehensweise muss darauf geachtet werden, dass man Kapazitäten verwendet, die sowohl in den Buchführungsdaten als auch in der Regionalstatistik enthalten sind. Es sind dies die nach Betriebsform untergliederten Flächenanteile für verschiedene Nutzungen (Ackerland; Grünland; Wein und Obstflächen), Tierbestände (Milchkühe, Mutterkühe, Mastbulen, Schafe, Mastschweine, Zuchtsauen; Legehennen und Masthähnchen) sowie Produktionsumfang und Quoten (Milch, Zuckerrüben, Kartoffeln) der wesentlichen Produkte. Durch diesen Hochrechnungsansatz kann sichergestellt werden, dass sowohl die tatsächliche Betriebsstruktur und aber auch die gesamten landwirtschaftlichen Kapazitäten der betrachteten Region gut abbildet werden. Erstes ist zur Analyse der Anpassungsmöglichkeiten der landwirtschaftlichen Betriebe von großer Bedeutung. Letzteres für eine bestmögliche Erfassung der Menge an landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen für das Land Baden-Württemberg wichtig.

7 Modellergebnisse auf regionaler Ebene

7.1 Regionale Modellierung mit dem Landressourceninformationssystem SLISYS-BW (T. Gaiser, M. Abdel-Razek, H. Bakara)

7.1.1 Referenzsituation: Vergleich der simulierten Ernteerträge mit der offiziellen Ertragsstatistik

Erste Voraussetzung für die Fixierung von Kohlenstoff in Ackerböden ist die Bindung von CO₂ in den Feldfrüchten und die Einarbeitung der Ernterückstände (einschließlich der Wurzelmasse) in den Boden. Daher ist für eine Abschätzung der Kohlenstoffbindung bzw. der Reduzierung der CO₂-Freisetzung im Boden die Quantifizierung der Kohlenstoffzufuhr durch die Feldfrüchte von entscheidender Bedeutung. Die durch die Pflanzen akkumulierten Kohlenstoffmengen können über die Trockenmassebildung (einschließlich Wurzelmasse) abgeschätzt werden. Leider gibt es auf regionaler Ebene keine Daten über die tatsächliche Gesamttrockenmassebildung von Kulturpflanzen. Es gibt lediglich statistische Erhebungen der verwertbaren Erträge (Körner- oder Wurzelfrischmasse), die auf die Ebene von Landkreisen oder Vergleichsgebietsgruppen aggregiert sind. Daher wurde zur Überprüfung der simulierten Trockenmasseproduktion der Feldfrüchte die Ertragsstatistik der Jahre 2000 bis 2003 herangezogen (Schäfer, 2006). Abbildung 34 zeigt eine gute Übereinstimmung der simulierten und gemessenen Ertragsdaten für die Landesfläche. Lediglich der Maissilageertrag wird durch EPIC um ca. 15% unterschätzt. Die Regressionsanalyse ergab ein Bestimmtheitsmaß von 0.85 (Abbildung 35).

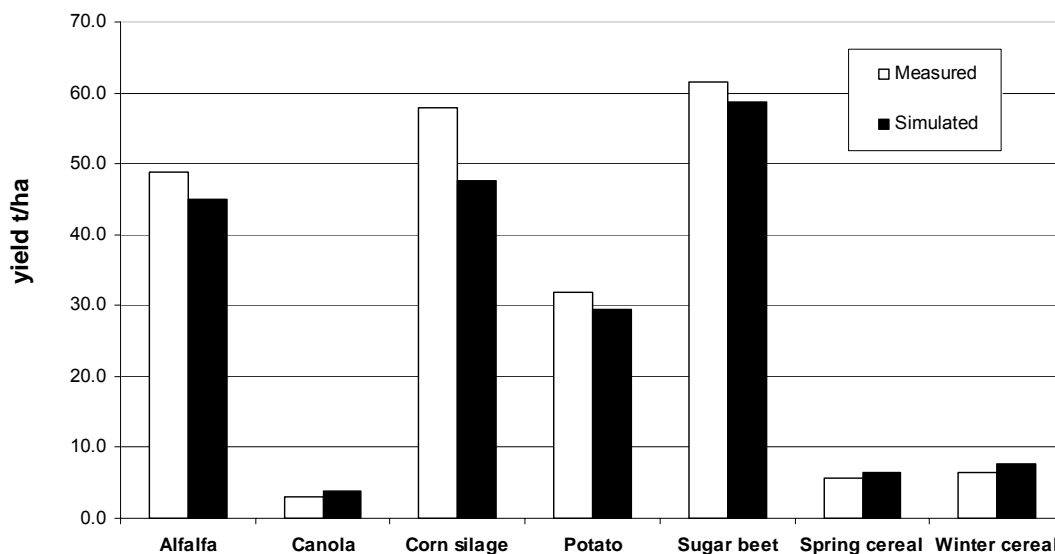


Abbildung 34: Vergleich zwischen berechneten und statistisch erhobenen Ernteerträgen in Baden-Württemberg

Allerdings gibt es je nach Feldfrucht auf der Ebene der Vergleichsgebietsgruppen noch erhebliche Unterschiede zwischen simulierten und gemessenen Werten. Die Winterweizenerträge werden zum Beispiel in den Simulationen außer in den VGG Bauland/Hohenhohe und Schwarzwald systematisch überschätzt (Abbildung 36). Dies trifft auch, außer bei Raps, für die meisten Hackfrüchte zu.

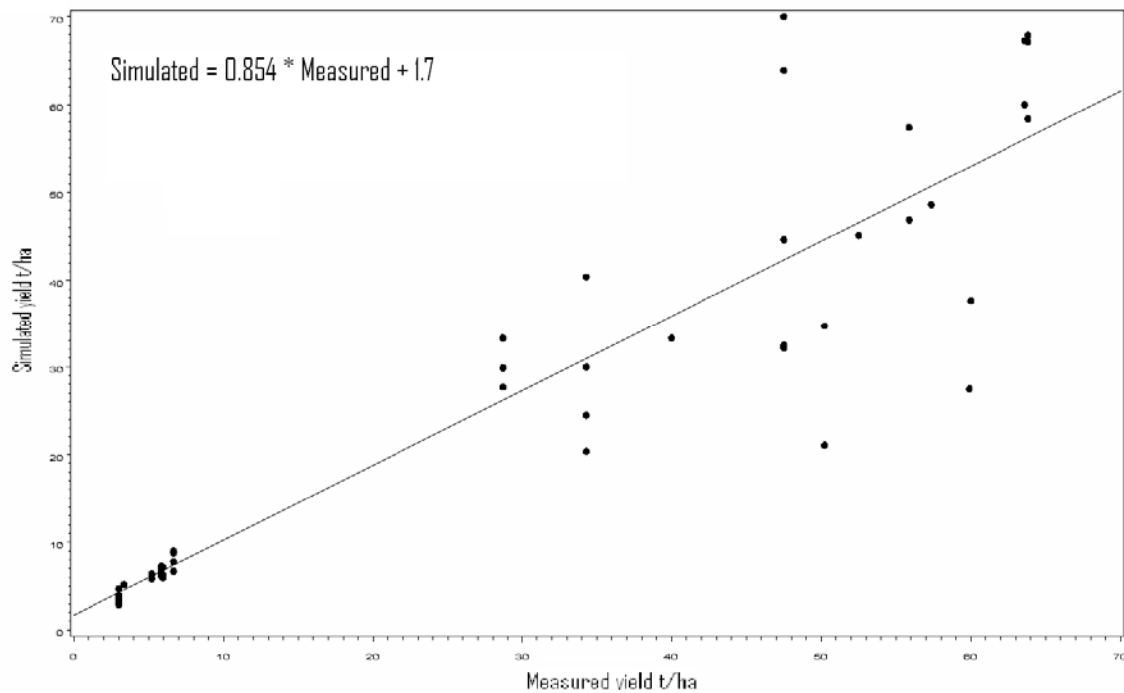


Abbildung 35: Regression zwischen berechneten und statistisch erhobenen Ernterträgen

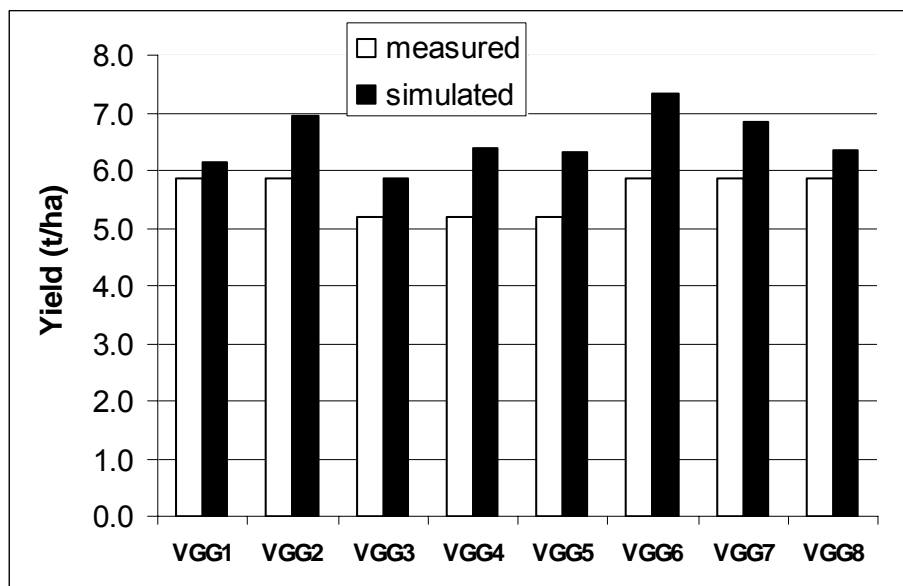


Abbildung 36: Vergleich der berechneten mittleren Winterweizenerträge mit der Ertragsstatistik in den einzelnen Vergleichsgebietsgruppen

7.1.2 Ergebnisse zur regionalen Modellierung der umgestellten Bodenbearbeitung

7.1.2.1 Vergleich der simulierten Ernteerträge bei unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten

Im Vergleich der verschiedenen Bodenbearbeitungsvarianten wurden in den Simulationen nur geringe Ertragsunterschiede festgestellt. Je nach VGG und Feldfrucht waren die Erträge in der konventionellen Variante oder in der Minimalbodenbearbeitungsvariante etwas höher. Beispielhaft ist ein Vergleich für die VGG Allgäu in Abbildung 37 dargestellt.

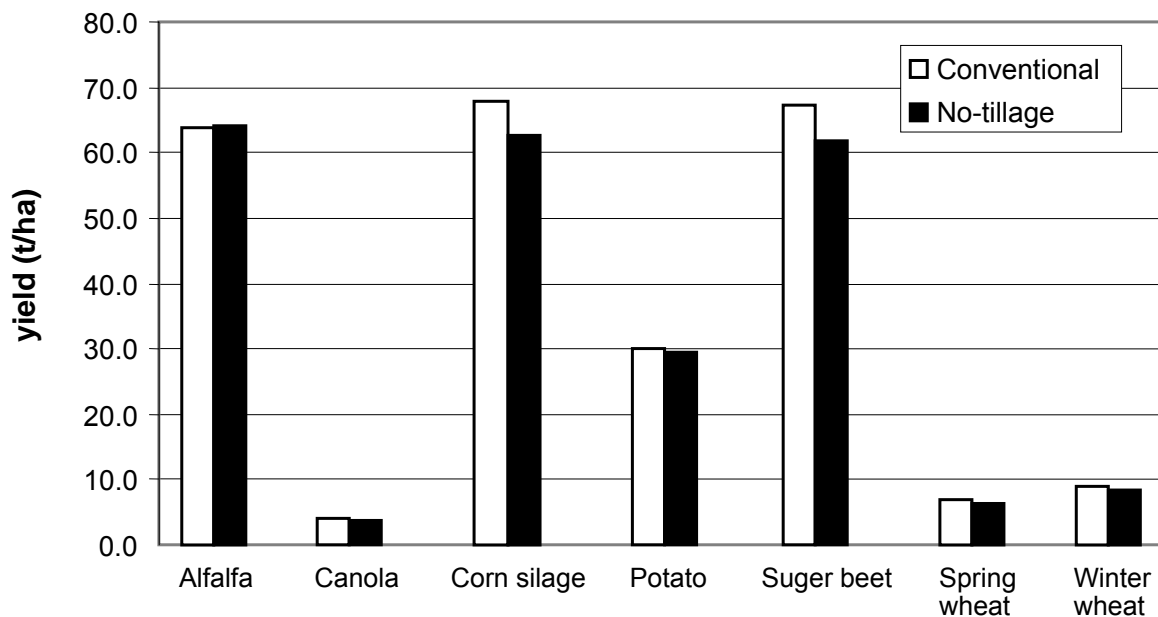


Abbildung 37: Vergleich der berechneten Ernteerträge bei konventioneller und Minimalbodenbearbeitung

7.1.2.2 Abschätzung der feldfurchtabhängigen Reduktion der CO₂-Emissionen

Für die Abschätzung der CO₂-Reduktionspotentiale wurden in Baden-Württemberg die sieben wichtigsten Feldfrüchte unterschieden. Die Umstellung auf Grünland blieb auf der regionalen Simulationsebene unberücksichtigt, weil dies in der Praxis auch zukünftig nur von geringer ökonomischer Bedeutung sein wird. Zur Vereinfachung wurden alle Sommergetreidearten als Sommerweizen zusammengefasst, während alle Wintergetreidearten als Winterweizen dargestellt sind. Für die Maisfläche wurde stellvertretend der Silomais herangezogen. Die Abschätzung der mittleren, jährlichen CO₂-Reduktionsspotentiale für die einzelnen Feldfrüchte zeigt deutliche Unterschiede sowohl in der Hektarleistung als auch in der Gesamtreduktion der CO₂-Freisetzung für die in der Fläche (Abbildung 38 und Abbildung 39). Winterweizen, Raps und Zuckerrüben verzeichnen als einzige Feldfrüchte unter konventioneller Bodenbearbeitung

eine Bruttokohlenstoffzunahme im Boden (ca. 180 bis 350 kg pro Hektar und Jahr, Abbildung 38). Bei den meisten anderen Feldfrüchten führt die Minimalbodenbearbeitung im Vergleich zum konventionellen Pflügen zu einer deutlichen Verringerung der Kohlenstoffverluste und damit zu einer Verminderung der CO₂-Emissionen aus den Ackerböden. Dabei haben Winterweizen und Raps die höchsten Potentiale pro Hektar (540 bis 540 kg pro Hektar und Jahr, Tabelle 35). Dies ist u.a. mit den relativ großen Ernterückstandsmengen dieser beiden Kulturen begründbar, die bei pflugloser Bodenbearbeitung den CO₂ bindenden Humusaufbau fördern. Bei Silomais und Sommergetreide sind die Rückstandsmengen hingegen geringer, so dass auch weniger Material für den CO₂ bindenden Humusaufbau verfügbar ist. Bei Zuckerrüben und Kartoffeln führt hingegen die bodenbewegende und mischende Ernte zu günstigen mineralisierungsbedingungen, die einen CO₂ Humusaufbau ebenfalls hemmen.

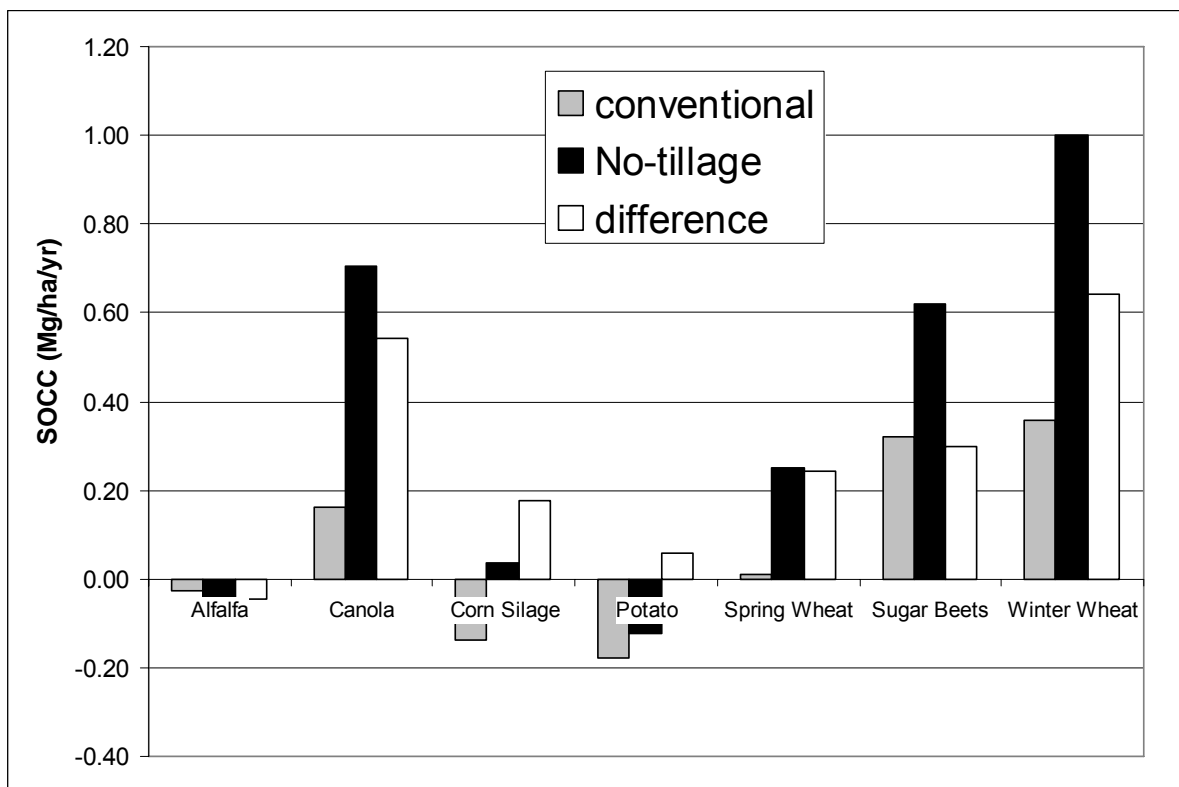


Abbildung 38: Mittlere jährliche Reduktion der CO₂-Freisetzung (SOCC_c) unter verschiedenen landwirtschaftlichen Nutzungen in Baden-Württemberg durch die Umstellung von konventioneller Bodenbearbeitung auf Minimalbodenbearbeitung

Die Verringerung der Kohlenstoffemissionen würde bei einer landesweiten Umstellung von konventioneller auf Minimalbodenbearbeitung über 30 Jahre allein auf der Winterweizenfläche (Anbaufläche wie im Jahr 2003) über 200 Gg C pro Jahr (über 700 Gg CO₂ pro Jahr) betragen (Abbildung 39).

Tabelle 35: Vergleich der mittleren jährlichen Reduktion der CO₂-Freisetzung (SOCC_C) unter verschiedenen landwirtschaftlichen Nutzungen in Baden-Württemberg durch die Umstellung von konventioneller Bodenbearbeitung auf Minimalbodenbearbeitung

Feldfrucht	Reduktion der CO ₂ -Freisetzung (Mg C/ha/yr)
Winterweizen	0.64
Raps	0.54
Zuckerrüben	0.30
Sommerweizen	0.24
Maissilage	0.18
Kartoffeln	0.06
Klee gras	-0.05

Die relativen Hektarleistungen der Feldfrüchte unterscheiden sich zwischen den Vergleichsgruppen kaum, jedoch ist die absolute Höhe variabel (Abbildung 38 und Abbildung 40, siehe auch Abschnitt „Abschätzung der Reduktion der CO₂-Emissionen in den Vergleichsgruppen“). Zum Beispiel ist in der VGG Unterland/Gäue die Hektarleistung der einzelnen Feldfrüchte geringer als im Landesmittel. Da die Ernteerträge und damit die Kohlenstoffzufuhr sich kaum vom Landesdurchschnitt unterscheiden, könnte dies mit den dort vorherrschenden lehm- bzw. tonreichen Böden aus Löss zusammenhängen, die den Kohlenstoff auch unter der konventionellen Variante stark binden.

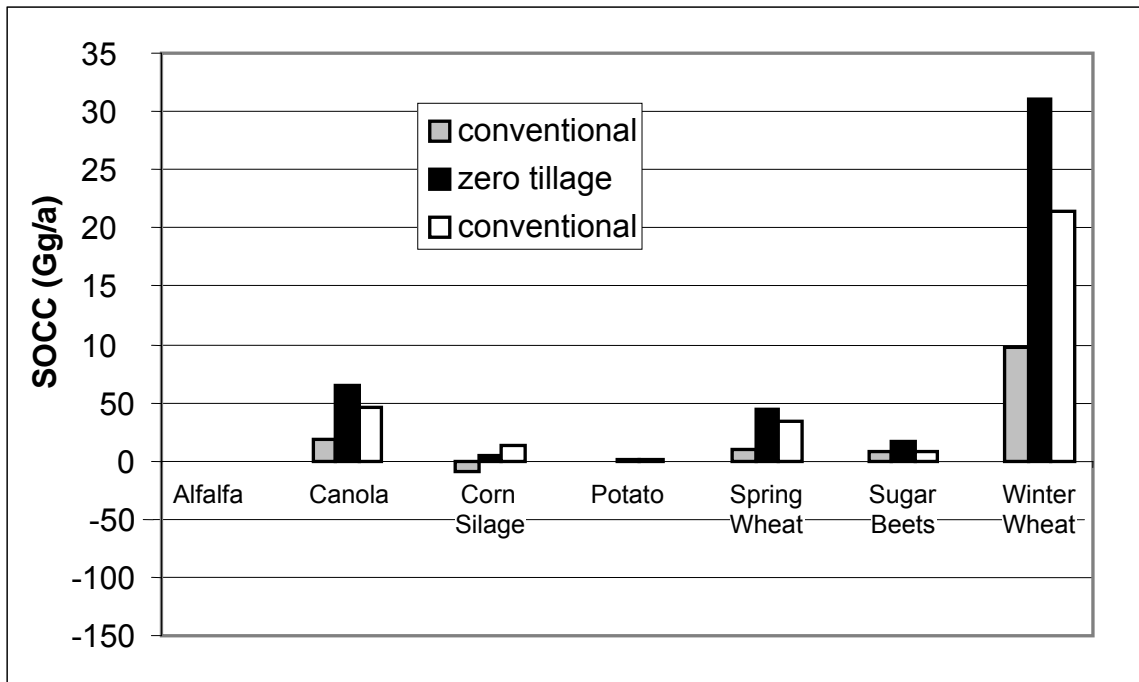


Abbildung 39: Gesamtreduktion der CO₂-Freisetzung pro Jahr unter verschiedenen landwirtschaftlichen Nutzungen in Baden-Württemberg durch die Umstellung von konventioneller Bodenbearbeitung auf Minimalbodenbearbeitung (Referenzjahr 2003)

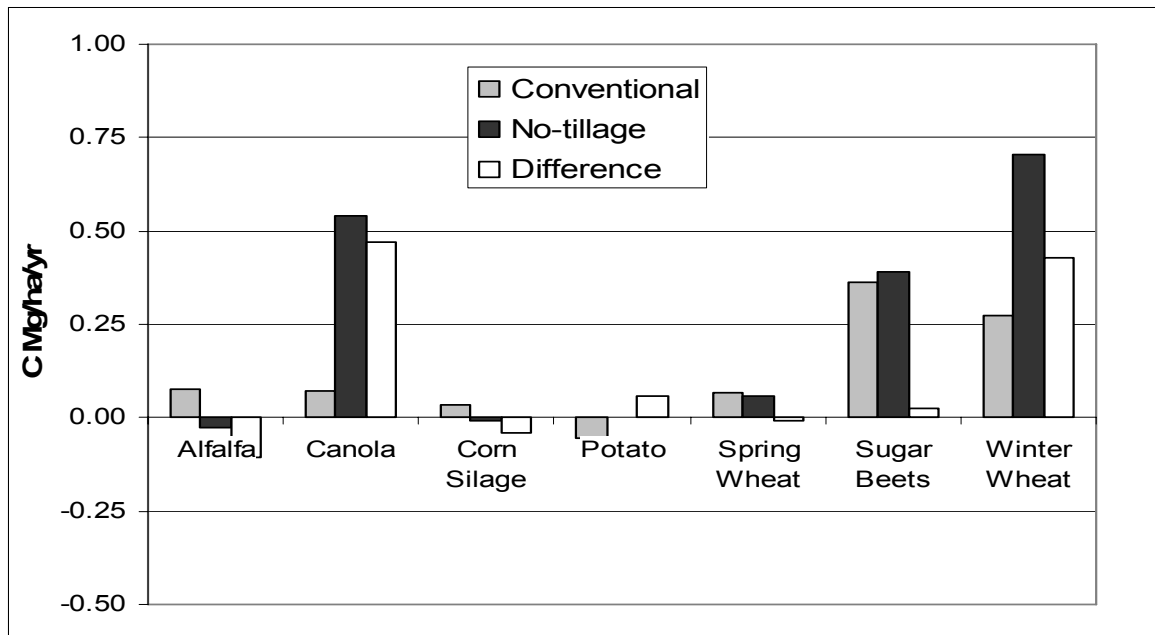


Abbildung 40: Mittlere jährliche Reduktion der CO₂-Freisetzung unter verschiedenen landwirtschaftlichen Nutzungen in der Vergleichsgebietsgruppe Unterland/Gäue durch die Umstellung von konventioneller Bodenbearbeitung auf Minimalbodenbearbeitung

7.1.2.3 Abschätzung der bodentypenabhängigen Reduktion der CO₂-Emissionen

Die BÜK200 unterscheidet nach der deutschen Bodenklassifikation in Baden-Württemberg 14 vorherrschende Bodentypen. Mit 39.7, 20.9, bzw. 17.5 Tg C ist etwas mehr als die Hälfte des Kohlenstoffs in den Ackerböden Baden-Württembergs in Parabraunerden, Braunerden und Mooren gebunden (Tabelle 37). Für die Parabraunerden entspricht dies den Werten nach Neufeldt et al. 2005. Allerdings haben Neufeldt et al 2005 die Kohlenstoffmengen in den Mooren geringer und die in den Braunerden höher eingeschätzt.

Den Simulationsergebnissen zufolge ist in Tschernosemen und Kolluvisolen mit den größten Veränderungen der Kohlenstoffgehalte (680 und 600 Mg C/ha/a) bei Umstellung von konventioneller auf Minimalbodenbearbeitung zu rechnen (Tabelle 36). Landesweit haben jedoch wegen der höheren Flächeanteile die Parabraunerden mit 195 Gg C/a (44% des Gesamtpotentials) das höchste Reduktionspotential.

Tabelle 36: Vergleich der einzelnen Bodentypen bezüglich ihrer Gesamtkohlenstoffvorräte

WRB	German classification	Land area km²	SOC Tg C	SOC kg C/m²
Anthrosols	Kolluvisol	205	2.9	14.4
Calcaric Regosols	Pararendzina	982	7.4	7.6
Cambisols	Braunerde	2055	20.9	10.2
Chernozems	Tschernosem	21	0.4	18.4
Chromic Luvisols	Terra fusca	233	2.3	10
Fluvisols	Auenboden	1055	18	17.1
Gleysols	Gley ^a	650	8.8	13.5
Histosols	Moor	200	17.5	87.4
Luvisols	Parabraunerde	3990	39.7	10
Planosols/Stagnic Luvisols	Stagnogley ^b	355	4.1	11.5
Podzols	Podsol	34	0.4	11.6
Regosols	Rigosol	38	0.3	7.8
Rendzic Leptosols	Rendzina	1011	11.5	11.3
Vertisols/Vertic Luvisols	Pelosol	1231	14.5	11.7
Total		12060	149	12.3

a Inkl. Gley, Nassgley, and Anmoorgley.

b Inkl. Stagnogley and Psudogley

Tabelle 37: Mittlere jährliche Reduktion der CO₂-Freisetzung geordnet nach den einzelnen Bodentypen durch die Umstellung von konventioneller Bodenbearbeitung auf Minimalbodenbearbeitung

Bodentyp	Mittlere CO₂-Reduktion (t/ha/a)
Tschernoseme	0.68
Kolluvisole	0.60
Terra fusca	0.45
Pararendzinen	0.40
Auenpararendzinen	0.40
Parabraunerden	0.38
Rendzinen	0.35
Auenbraunerden	0.30
Moore	0.29
Gleye	0.27
Gleye	0.27
Braunerde	0.25
Stauwasserböden	0.24
Pelosoile	0.23
Podsole	0.03

7.1.2.4 Abschätzung der Reduktion der CO₂-Emissionen in den Vergleichsgebietsgruppen

Da eine Veränderung der Bodenbearbeitung nicht nur die CO₂-Freisetzung aus der organischen Substanz sondern auch die Intensität der Erosion beeinflusst, wurde in den Vergleichsgebietsgruppen untersucht, inwieweit die Berücksichtigung der Kohlenstoffverluste durch Erosion einen Einfluss auf die Abschätzung der Reduktion der CO₂ Emissionen hat. Da EPIC auch die Menge an Kohlenstoff in dem erodierten Bodenmaterial pro Jahr berechnet, konnte die jährlich erodierte Kohlenstoffmenge wieder auf die Veränderung der Gesamtkohlenstoffmenge zugeschlagen werden. In der Regel ist die Erosion unter Minimalbodenbearbeitung im Vergleich zur konventionellen Bodenbearbeitung geringer, so dass auch die Differenz der Veränderung der Gesamtkohlenstoffmenge und damit die tatsächliche Reduktion der CO₂-Freisetzung im Vergleich zur konventionellen Bodenbearbeitung geringer wird (Abbildung 41).

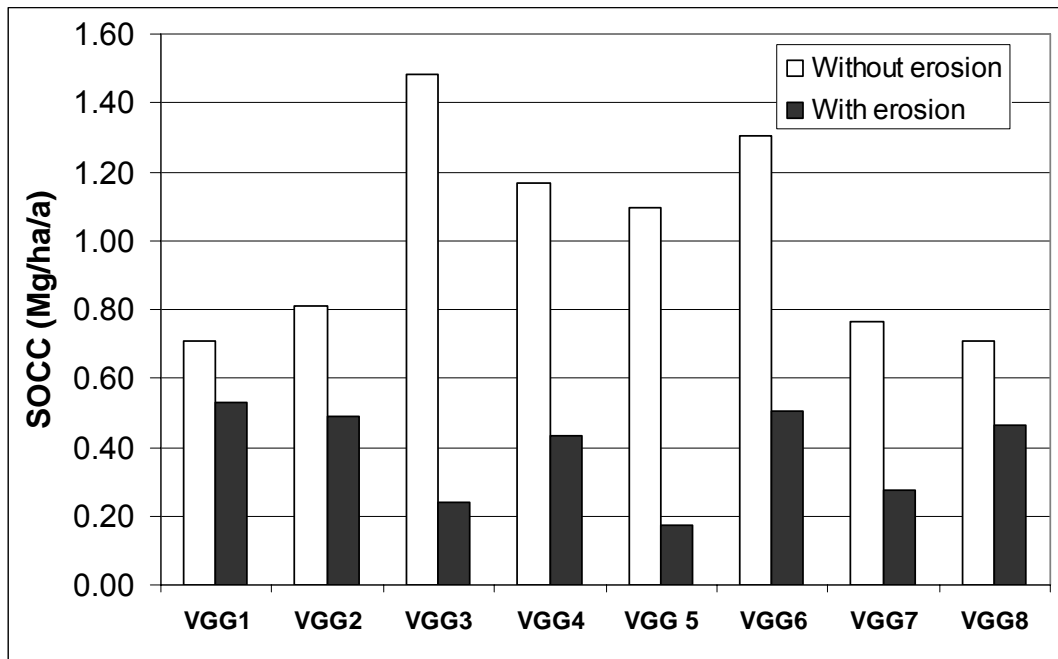


Abbildung 41: Auswirkung der Berücksichtigung der Bodenbearbeitungseffekte auf die Erosionsintensität bei der Berechnung der mittleren jährlichen Reduktion der CO₂-Freisetzung (Mg C/ha/yr) in den einzelnen Vergleichsgebietsgruppen bei der Umstellung von konventioneller Bodenbearbeitung auf Minimalbodenbearbeitung (ohne Grünlandflächen)

Abbildung 41 zeigt sowohl mit Berücksichtigung der Erosion (tatsächliche Reduktion der CO₂-Freisetzung) als auch ohne Berücksichtigung der Erosion (scheinbare Reduktion der CO₂-Freisetzung) deutliche Unterschiede in der Reduktion der CO₂-Freisetzung pro Hektar zwischen den Vergleichsgebietsgruppen. Ohne Berücksichtigung der Erosion (scheinbare Reduktion der CO₂-Freisetzung) erreichen neben der VGG Oberland/Donau die kühl-feuchten Gebiete (Schwarzwald, Alb/Baar und Allgäu) die höchsten Werte. Wenn Veränderungen in den Kohlenstoffverlusten durch Erosion eingerechnet werden (tatsächliche Reduktion der CO₂-Freisetzung), verringern sich die Unterschiede deutlich.

Da der Einfluss der Erosionsintensität in den üblichen Schätzverfahren für die Reduktion der CO₂-Freisetzung durch Veränderung der Bodenbearbeitung nur indirekt eingeht (durch Bodenart bzw. Klimaregime), ist es schwierig, die hier ermittelten Werte mit beispielsweise den Werten aus der IPCC Methode zu vergleichen. Insbesondere deshalb, weil die IPCC Methode den Faktor Hangneigung, der wesentlich zur positiven Wirkung der Minimalbodenbearbeitung auf die Erosionsminderung beiträgt, nicht berücksichtigt wird. Neufeldt et al. (2005) geben für Baden-Württemberg einen Mittelwert von 0.6 Mg C/ha/a nach der IPCC Methode an. Dieser Wert entspricht in etwa dem Durchschnitt der von SLISYS berechneten flächenge-

wichteten Mittelwerte der Reduktion der CO₂-Freisetzung mit Berücksichtigung der Erosion (0,94 Mg C/ha/a) und ohne Berücksichtigung der Erosion (0,48 MgC /ha/a) (Abb. 12). Der von SLISYS-BW berechnete Wert ohne Berücksichtigung der Effekte der Erosion (0,48 Gg C/ha/a) ist mit dem von Smith et al. (2001) veröffentlichten Minderungspotential von 0,493 Gg C/ha/a vergleichbar.

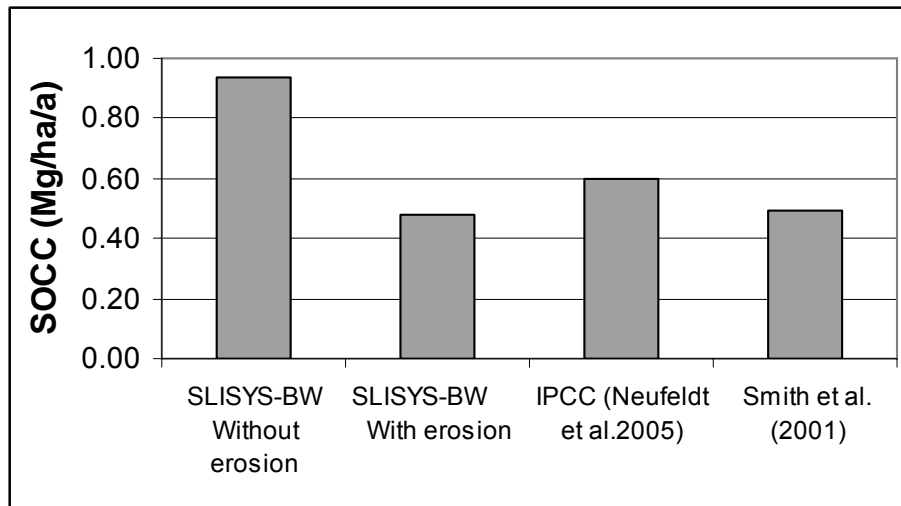


Abbildung 42: Auswirkung der Berücksichtigung der Bodenbearbeitungseffekte auf die Erosionsintensität bei der Berechnung der mittleren jährlichen Reduktion der CO₂-Freisetzung (Mg C/ha/yr) in Baden-Württemberg bei der Umstellung von konventioneller Bodenbearbeitung auf Minimalbodenbearbeitung (ohne Grünlandflächen)

Vergleicht man die Vergleichsgebietsgruppen allerdings bezüglich der Gesamtreduktion der CO₂-Freisetzung bei Umstellung der Bodenbearbeitung (ohne Berücksichtigung der Erosion), so hat die Vergleichsgebietsgruppe Oberland/Donau mit großer Ackerlandausdehnung und gleichzeitig hohem Getreideanteil das höchste Potential, gefolgt von den anderen Ackerbaueregionen mit höherem Hackfruchtanteil (Unterland/Gäue, Rhein/Bodensee, Bauland/Hohenlohe, Alb/Baar) (Abbildung 43). Wird die Auswirkung der Umstellung der Bodenbearbeitung auf die Erosion mitberücksichtigt, so hat die Vergleichsgebietsgruppe Unterland/Gäue das höchste Reduktionspotential, gefolgt von den VGG Oberland/Donau, Bauland/Hohenlohe, Rhein/Bodensee und Alb/Baar. Diese fünf VGGs erbringen fast 90% des CO₂-Reduktionspotentials auf Ackerflächen in BW.

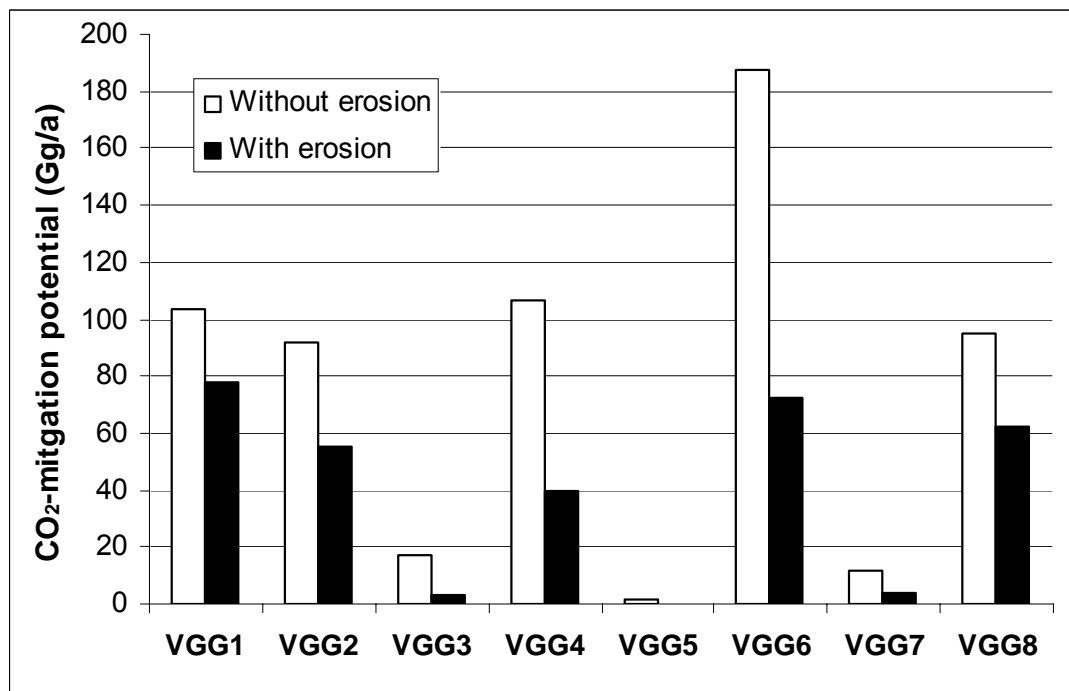


Abbildung 43: Auswirkung der Berücksichtigung der Bodenbearbeitungseffekte auf die Erosionsintensität bei der Berechnung des Gesamtpotentials der Reduktion der CO₂-Freisetzung (Mg C/ha/yr) in den einzelnen Vergleichsgruppen bei der Umstellung von konventioneller Bodenbearbeitung auf Minimalbodenbearbeitung (nur Ackerflächen)

7.2 Ergebnisse der ökonomisch-ökologischen Modellierung mit EFEM (S. Triebe, E. Angenendt)

Bei der Betrachtung der klimarelevanten Gase aus der Landwirtschaft werden die entstehenden Treibhausgasemissionen durch Lachgas, Methan und Kohlendioxid untersucht und die wichtigsten Teilkomponenten aufgezeigt. Um die Ergebnisse regional als auch einzelbetrieblich vergleichen zu können, wird als Bezugseinheit das Global Warming Potential (GWP) herangezogen. Der Betrachtungszeitraum beläuft sich auf 100 Jahre (GWP 100). Lachgas hat dabei die 310fache, Methan die 21fache Klimawirksamkeit im Vergleich zu Kohlendioxid. Humuskohlenstoff (Humus-C) wird gemäß den Summenformeln mit dem Faktor 3,67 in CO₂-Äquivalente umgerechnet. Das im Boden gebundene Kohlendioxid wird als vermiedene Treibhausgasemissionen betrachtet und bei der Erstellung der Treibhausgassalden mit einem negativen Vorzeichen versehen und den verursachten Emissionen gegen gerechnet.

7.2.1 Referenzsituation

Neben den Produktionsstrukturen des Jahres 2003 werden bei der Erstellung der Referenzsituation bereits die agrarpolitischen Rahmenbedingungen des Jahres 2013 (z. B. Entkoppelung der Direktzahlungen, Stilllegungsverpflichtungen, Zuckerrübenpreise) berücksichtigt. Um die

untersuchten Vermeidungsstrategien hinsichtlich ihrer Effektivität und Effizienz ohne den Einfluss agrarpolitischer Gegebenheiten beurteilen zu können erfolgt daher eine Projektion des Bezugsjahres 2003 auf das Jahr 2013. Inwiefern sich die unterschiedlichen agrarpolitischen Rahmenbedingungen auf die Veränderung der Deckungsbeiträge und die Treibhausgasemissionen in der Referenzsituation auswirken wird nachfolgend kurz beschrieben.

Tabelle 38 zeigt, dass es unter den agrarpolitischen Rahmenbedingungen des Jahres 2013 im Vergleich zu denen des Jahres 2003 in Regionen mit hohen Ackerflächenanteilen (VGG1) zu einem Einkommensrückgang kommt, was auf die geringeren Flächenzahlungen im Jahr 2013 und die sinkenden Zuckerrübenpreise zurückzuführen ist. Demgegenüber steigen die Deckungsbeiträge aufgrund des hohen Grünlandanteils in VGG5 um 10 % (213 €/ha) an. Diese Region profitiert von den agrarpolitischen Rahmenbedingungen des Jahres 2013. Zwar entfällt ein Großteil der Tierprämien, diese Verluste werden jedoch durch die Grünlandprämien überkompensiert. Landesweit ist ein geringer Anstieg der Deckungsbeiträge (+2 % (28 €/ha) festzustellen.

Tabelle 38: Auswirkungen der verschiedenen agrarpolitischen Rahmenbedingungen in den Untersuchungsregionen Baden-Württembergs

	Einheit	VGG1 ²	VGG2	VGG3	VGG4	VGG5	VGG6	VGG7	VGG8	BW
2 003										
Deckungsbeitrag	€/ha	1 254	1 513	1 197	1 089	1 901	1 576	1 334	1 336	1 358
Saldo GWP (100)	kg/ha	3 070	2 616	3 822	3 147	7 660	4 417	3 946	3 483	3 640
2 013										
Deckungsbeitrag	€/ha	1 209	1 531	1 310	1 152	2 114	1 596	1 381	1 310	1 386
Saldo GWP (100)	kg/ha	3 153	2 643	3 839	3 176	7 491	4 484	3 979	3 498	3 674

Hinsichtlich der Emissionen kommt es in Baden-Württemberg nur zu einer geringfügigen Änderung der Treibhausgassalden (+1 %). In VGG1 steigen die Emissionen um 3 % (+82 kg CO₂-Äquivalente/ha) an, in VGG5 hingegen verringert sich unter den agrarpolitischen Rahmenbedingungen des Jahres 2013 der Saldo um rund 2 % (-170 kg CO₂-Äquivalente/ha).

Für die Modellierung der Referenzsituation wird unterstellt, dass reduzierte Bodenbearbeitungsverfahren und der Anbau von Zwischenfrüchten nicht stattfinden. Sämtliche Ernterückstände werden auf dem Feld belassen und eingearbeitet.

Im landesweiten Durchschnitt werden in Baden Württemberg saldierte Treibhausgasemissionen in Höhe von 3 674 kg CO₂-Äquivalenten pro Hektar verursacht (Tabelle 39). Durch

² VGG1=Unterland/Gäue, VGG2=Rhein/Bodensee, VGG3=Schwarzwald, VGG4=Alb/Baar, VGG5=Allgäu, VGG6=Oberland/Donau, VGG7=Albvorland/Schwäbischer Wald, VGG8=Bauland/Hohenlohe

landwirtschaftliche Produktionsverfahren entstehen 4 370 kg CO₂-Äquivalenten pro Hektar. Gleichzeitig werden durch den im Boden gebundenen Kohlenstoff 696 kg CO₂-Äquivalenten pro Hektar vermieden.

Tabelle 39: Regionale Treibhausgassalden in Baden Württemberg

	Einheit	VGG1	VGG2	VGG3	VGG4	VGG5	VGG6	VGG7	VGG8	BW
Deckungsbeitrag pro ha LF	€	1 209	1 531	1 310	1 152	2 114	1 596	1 381	1 310	1 386
Emissionen nach Einzelgasen										
N ₂ O gesamt	kg/ha	6	5	3	4	5	6	5	7	5
CH ₄ gesamt	kg/ha	44	36	112	76	223	105	102	54	79
CO ₂ gesamt	kg/ha	1 175	914	636	825	1 279	1 325	933	1 395	1 070
Gesamtemissionen in CO ₂ -Äquivalenten										
Summe THGE (GWP 100)	kg/ha	3 920	3 278	4 034	3 738	7 559	5 394	4 658	4 538	4 370
vermiedene THGE in CO ₂ -Äquivalenten										
Summe KSS (GWP 100)	kg/ha	-768	-635	-194	-563	-68	-910	-678	-1 039	-696
Gesamtbilanz in CO ₂ -Äquivalenten										
Saldo THGE (GWP 100)	kg/ha	3 153	2 643	3 839	3 176	7 491	4 484	3 979	3 498	3 674

Die höchsten saldierten Gesamtemissionen sind in der Vergleichsgebietgruppe 5 zu verzeichnen. In der viehbesatzstarken Grünlandregion werden mit rund 7 500 kg CO₂-Äquivalente pro Hektar überdurchschnittlich viele Treibhausgasemissionen verursacht. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in der Region 98 % der Betriebe Futterbaubetriebe mit hohen Methanemissionen aus der Milchviehhaltung sind. Außerdem werden mit 84 kg CO₂-Äquivalenten pro Hektar landesweit am wenigsten Emissionen vermieden, was auf den hohen Grünlandanteil zurückzuführen ist. Weiterhin werden im Allgäu mit 1 951 €/ha die höchsten Deckungsbeiträge erwirtschaftet. Demgegenüber werden in der von Dauerkulturbetrieben stark geprägten Region Rhein/Bodensee (VGG2) mit saldierten Treibhausgasemissionen von rund 2 600 kg CO₂-Äquivalenten pro Hektar deutlich geringere Emissionen verursacht. Die geringsten Deckungsbeiträge werden in der Vergleichsgebietsgruppe 4 erzielt.

7.2.2 Treibhausgasreduktion durch Humusakkumulation im Boden

Bei der Umstellung der Bodenbearbeitungsverfahren wurden die Humusakkumulationsraten nach IPCC (2003) den ermittelten Werten nach SLYSIS-BW (regionale EPIC-Modellierung) gegenüber gestellt und die jeweiligen Auswirkungen auf die Gesamtemissionen betrachtet. Darüber hinaus erfolgt eine ökonomische Bewertung der Ergebnisse.

Mit Szenario Boden_I soll dargestellt werden, welche Mengen an Humuskohlenstoff maximal im Boden akkumuliert werden können. Ziel ist es, unter den gegebenen Rahmenbedingungen und unter realistischen Annahmen im Bereich der Pflanzenproduktion, die technisch machbaren Einsparungspotenziale durch den Boden als Kohlenstoffsенke aufzuzeigen. Hierzu wird

unterstellt, dass sämtliche Flächen nur mit reduzierten Bodenbearbeitungsverfahren bewirtschaftet werden dürfen. Zudem muss vor dem Anbau von Sommerfrüchten auf den hierfür vorgesehenen Flächen die Aussaat einer Zwischenfrucht erfolgen. Für beide Maßnahmen erhält der Landwirt keine finanzielle Förderung. Weiterhin wird unterstellt, dass sämtliche anfallende Ernterückstände auf dem Feld belassen und eingearbeitet werden. Auf Stilllegungsflächen findet durch die Aussaat eines Grasgemenges eine gezielte Begrünung statt. Der Aufwuchs wird einmal jährlich durch Mulchen zerkleinert und auf der Fläche belassen. Bei der Modellierung werden die agrarpolitischen Rahmenbedingungen des Jahres 2013 unterstellt.

In einem weiteren Szenario (Szenario_Boden_II) wird die gezielte finanzielle Förderung von Zwischenfruchtanbau und reduzierten Bodenbearbeitungsverfahren untersucht. Bei diesem Szenario bestehen insofern keine Restriktionen, als das der Landwirt über die Bodenbearbeitungsverfahren und den Zwischenfruchtanbau unter der Prämisse des maximal erzielbaren Deckungsbeitrages entscheidet. Als Anhaltspunkt dient das Agrarumweltprogramm MEKA. Der Zwischenfruchtanbau wird mit einer Prämie von 70 €/ha bezuschusst. Bei der Anwendung reduzierter Bodenbearbeitungsverfahren wird eine Prämie in Höhe von 60 €/ha gewährt.

7.2.2.1 Auswirkungen auf die Treibhausgasemissionen

Verglichen mit der Referenzsituation sinken durch die Restriktionen des Szenarios Boden_I die Salden der Treibhausgasemissionen landesweit um 32 % (IPCC) bzw. 52 % (EPIC) (Abbildung 6, Abbildung 7). Unter der Prämisse, dass über Bodenbearbeitungsverfahren und Zwischenfruchtanbau frei entschieden werden kann, reduzieren sich die Emissionen um 26 % (IPCC) bzw. 46 % (EPIC).

In Regionen mit vielen Ackerflächen können die Emissionen am stärksten gesenkt werden. Bei der Bewertung der Humusakkumulation nach IPCC sind die höchsten Vermeidungspotenziale unter den restriktiven Annahmen in VGG 8 vorhanden. Dort kommt es zu einer Verringerung der saldierten Treibhausgasemissionen zwischen 45 % (vgl. Abbildung 44). In den Regionen Unterland/Gäue (VGG 1) und Rhein/Bodensee (VGG 2) werden die Emissionen gegenüber der Referenzsituation um jeweils rund 40 % reduziert. Die geringsten Vermeidungspotenziale sind im Allgäu vorhanden. Aufgrund des geringen Ackerflächenanteils kommt es dort nur zu einer Verringerung um ca. 1 %.

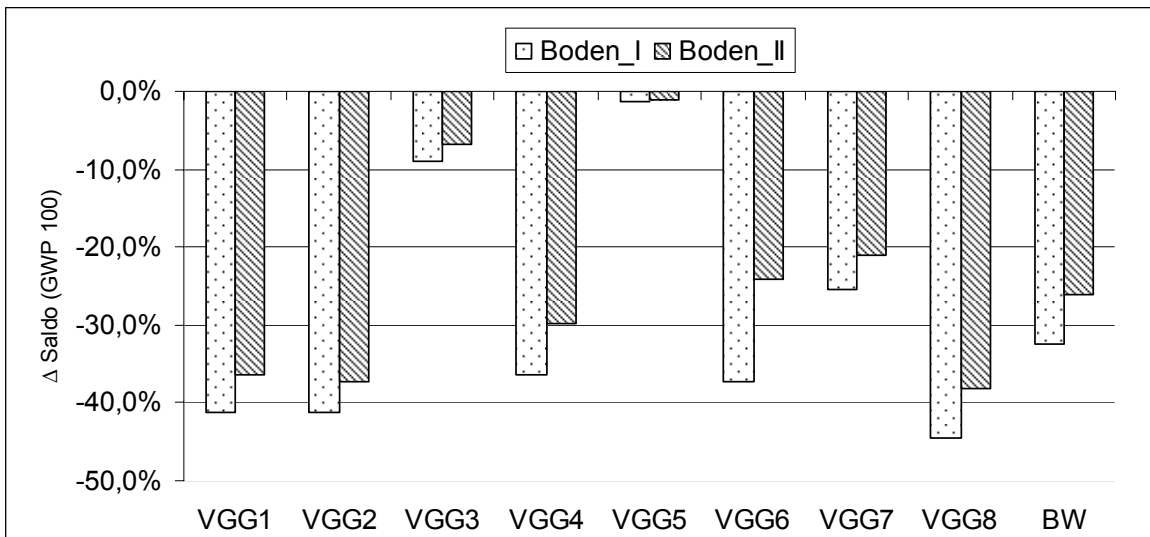


Abbildung 44: Veränderung der regionalen Treibhausgassalden im Vergleich zur Referenzsituation bei den Szenarien der Humusakkumulation (nach IPCC)

Bei der Bilanzierung der Humusakkumulation mit den bei der EPIC-Modellierung ermittelten C-Faktoren weist die Region Oberland/Donau (VGG 6) die größten Vermeidungspotenziale auf. Gegenüber der Referenzsituation werden die Treibhausgassalden dort um fast 80 % reduziert (vgl. Abbildung 45). In den Vergleichsgebietsgruppen 2, 4 und 8 kommt es zu einer Emissionsverringerung von jeweils rund 60 %. Im Allgäu hingegen werden die Emissionen nur um rund 3 % gesenkt.

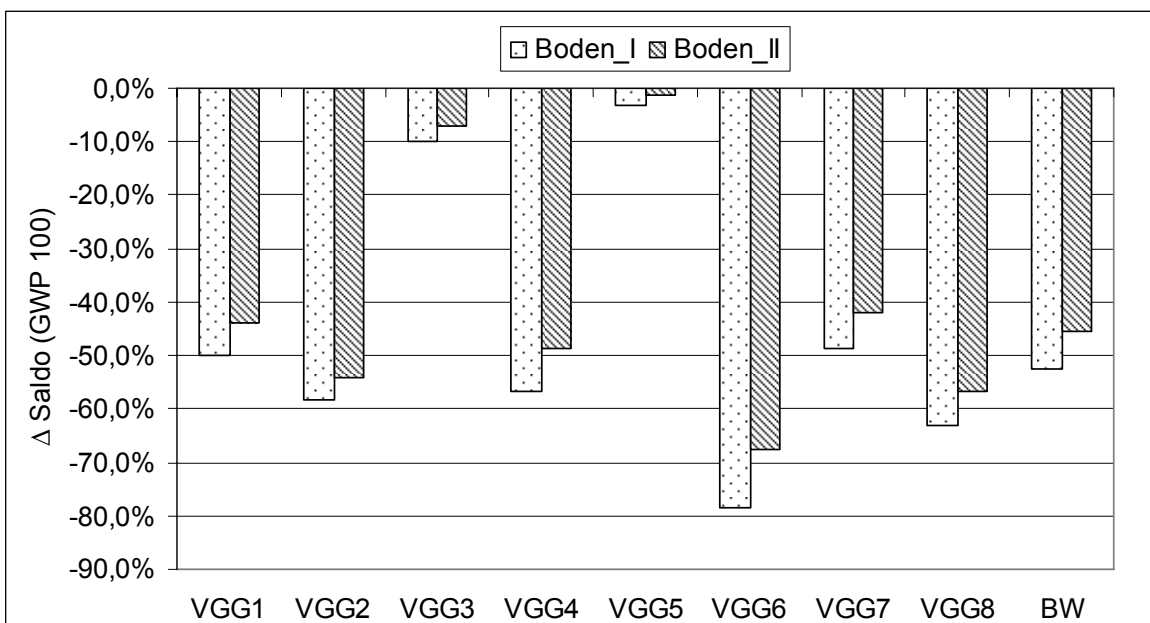


Abbildung 45: Veränderung der regionalen Treibhausgassalden im Vergleich zur Referenzsituation bei den Szenarien der Humusakkumulation (nach EPIC)

Unabhängig von den zur Bilanzierung herangezogenen C-Faktoren werden unter den Annahmen des Szenarios Boden_II vor allem Silomais, Kartoffeln und zum Teil auch Zuckerrüben mit dem Pflug als Grundbodenbearbeitungsgerät angebaut. Hierbei wurde unterstellt, dass sich bei der Umstellung der Bodenbearbeitungsverfahren der Pflanzenschutzmittelaufwand um 20 % erhöht, so dass nicht wendende Bodenbearbeitungsverfahren, trotz der Förderung in Höhe von 60 €/ha nicht rentabel sind. Dadurch nimmt die Humusakkumulation im Boden ab und die Emissionsreduktion wird verringert.

Abbildung 46 zeigt, dass die Einführung der reduzierten Bodenbearbeitung und der Zwischenfruchtanbau die anderen betrachteten landwirtschaftlich bedingten Treibhausgasemissionen nur unwesentlich beeinflussen. So sinken bspw. die CO₂-Emissionen durch den mit der reduzierten Bodenbearbeitung verbundenen geringeren Dieserverbrauch geringfügig. Die Lachgasemissionen hingegen steigen beim Szenario Boden_II durch das veränderte Anbauspektrum leicht an. Eine ausführliche Darstellung der Treibhausgasbilanzen nach Regionen ist in Anhang 1 (Tabelle A1_3 und Tabelle A1_4) zu finden.

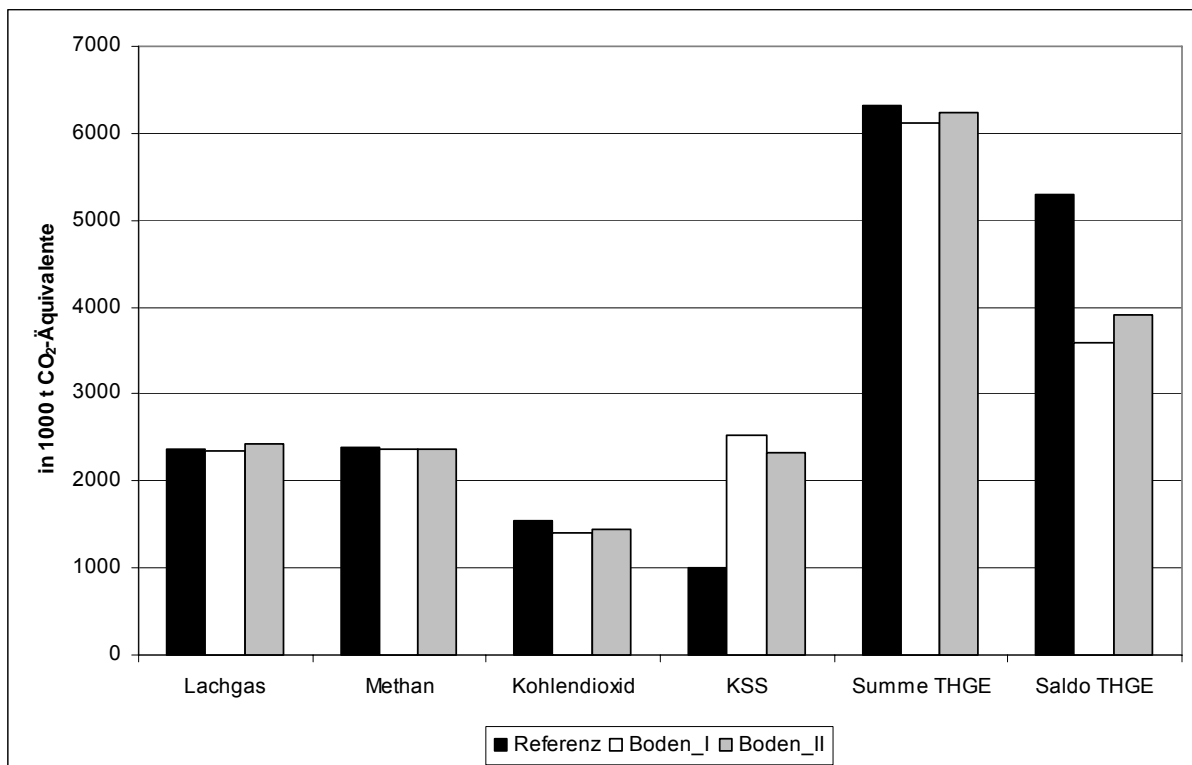


Abbildung 46: Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft in Baden-Württemberg (IPCC-Methode)

7.2.2.2 *Darstellung der Humusakkumulation*

Nachfolgend sollen die Potenziale der einzelnen Posten der Kohlenstoffbilanz näher erläutert werden. In der Referenzsituation trägt in den Ackerbauregionen wie z.B. bei dem VGG 1 (Unterland/Gäue) oder aber VGG 2 (Rhein/Bodensee) die Stroheinarbeitung den größten Anteil zur C-Akkumulation bei (vgl. Tabelle 40 und Tabelle 41). In Regionen mit einem großen Anteil von Vieh haltenden Betrieben (Schwarzwald, Oberland/Donau) spielt zudem der Kohlenstoffeintrag durch Wirtschaftsdünger eine große Rolle. Die gerechneten Szenarien führen insbesondere zu einem Anstieg des Kohlenstoffeintrags durch reduzierte Bodenbearbeitung. Je nach Szenario, Region und Bewertungsmethode kann der Kohlenstoffpool im Boden bis zu 723 kg Kohlenstoff pro Hektar erhöht werden (Boden_I, VGG 6, Berechnung mit EPIC). Der Anbau von Zwischenfrüchten erhöht den Kohlenstoffpool im Boden hingegen nur gering. Die Ergebnisse zeigen auch, dass sich die anderen Kohlenstoffbilanzposten durch eine Ausweitung der reduzierten Bodenbearbeitung und den Zwischenfruchtanbau nicht wesentlich ändern würden. Insgesamt könnte in Baden-Württemberg je nach Bewertungsmethode und Modellszenario der Kohlenstoffpool im Boden um mehr als 2 500 000 Tonnen erhöht werden (Boden_I, EPIC). Dies entspricht einem Anteil der gesamten Treibhausgasemission Baden-Württembergs von 3 %.

Tabelle 40: Humuskohlenstoffanreicherung nach Regionen bei den Szenarien der Humusakkumulation in Baden-Württemberg nach IPCC

		Δ Humus-C red. Bodenbearbeitung	Δ Humus-C Zwischenfrucht	Δ Humus-C Stroheinarbeitung	Δ Humus-C Gülle/Festmist	Δ Humus-C Sonstiges	Δ Humus-C Boden gesamt	Vermiedenen THGE
		in kg Humus-C je ha						kg CO ₂ -Äqui./ha
VGG1	Referenz	0	0	157	77	-24	210	768
	Boden_I	250	25	147	85	32	539	1972
	Boden_II	222	44	137	86	26	515	1885
VGG2	Referenz	0	0	123	44	6	174	635
	Boden_I	188	33	122	46	88	478	1749
	Boden_II	180	35	123	46	53	436	1597
VGG3	Referenz	0	0	23	60	-30	53	194
	Boden_I	60	8	24	70	-8	154	565
	Boden_II	37	8	23	67	-8	127	466
VGG4	Referenz	0	0	77	75	2	154	563
	Boden_I	164	22	76	90	76	428	1565
	Boden_II	147	25	78	89	45	384	1406
VGG5	Referenz	0	0	12	33	-26	19	68
	Boden_I	31	8	5	40	-17	68	247
	Boden_II	18	2	7	35	-15	47	173
VGG6	Referenz	0	0	131	126	-8	249	910
	Boden_I	218	21	120	153	70	583	2132
	Boden_II	188	31	121	133	47	521	1908
VGG7	Referenz	0	0	100	101	-16	185	678
	Boden_I	164	19	104	110	28	425	1554
	Boden_II	144	23	97	112	16	392	1433
VGG8	Referenz	0	0	176	99	9	284	1039
	Boden_I	262	35	161	109	120	686	2512
	Boden_II	255	36	169	109	73	642	2349
BW	Referenz	0	0	115	83	-8	190	696
	Boden_I	191	24	109	95	59	478	1751
	Boden_II	171	30	109	92	37	439	1605

Tabelle 41: Humuskohlenstoffanreicherung nach Regionen bei den Szenarien der Humusakkumulation in Baden-Württemberg nach EPIC

		Δ Humus-C red. Bodenbearbeitung	Δ Humus-C Zwischenfrucht	Δ Humus-C Stroheinarbeitung	Δ Humus-C Gülle/Festmist	Δ Humus-C Sonstiges	Δ Humus-C Boden gesamt	Vermiedene THGE
		in kg Humus-C je ha						kg CO ₂ -Äqui./ha
VGG1	Referenz	0	0	157	77	-24	210	768
	Boden_I	326	25	147	85	32	614	2247
	Boden_II	294	44	135	86	26	586	2145
VGG2	Referenz	0	0	123	44	6	174	635
	Boden_I	314	33	122	44	88	601	2201
	Boden_II	302	35	123	46	53	558	2044
VGG3	Referenz	0	0	23	60	-30	53	194
	Boden_I	68	8	24	70	-8	163	595
	Boden_II	47	9	25	72	-18	135	494
VGG4	Referenz	0	0	77	75	2	154	563
	Boden_I	339	22	76	90	76	604	2209
	Boden_II	311	25	78	89	45	548	2005
VGG5	Referenz	0	0	12	33	-26	19	68
	Boden_I	73	8	5	40	-17	110	401
	Boden_II	40	2	7	35	-15	69	254
VGG6	Referenz	0	0	131	126	-8	249	910
	Boden_I	723	21	120	153	70	1087	3980
	Boden_II	653	30	121	133	48	985	3606
VGG7	Referenz	0	0	100	101	-16	185	678
	Boden_I	415	20	103	110	28	675	2470
	Boden_II	372	23	97	112	16	620	2269
VGG8	Referenz	0	0	176	99	9	284	1039
	Boden_I	441	35	161	109	120	865	3168
	Boden_II	430	36	169	109	74	818	2993
BW	Referenz	0	0	115	83	-8	190	696
	Boden_I	391	24	109	95	59	678	2483
	Boden_II	358	30	108	92	37	625	2288

7.2.2.3 Einkommensentwicklung in den Untersuchungsregionen

Zur ökonomischen Bewertung der Akkumulationsszenarien wird der einzelbetriebliche Deckungsbeitrag herangezogen. Da die Kohlenstoffanreicherung nicht monetär bewertet wird, sind die Deckungsbeitragsentwicklungen im Hinblick auf die verwendeten Humusakkumulationsraten nach IPCC bzw. EPIC identisch.

Die restriktiven Annahmen des Szenarios Boden_I führen landesweit zu einem prozentualen Rückgang der Deckungsbeiträge von nur 0,7 % bzw. 10 €/ha (vgl. Abbildung 47). Generell kommt es in Regionen mit einem hohen Ackerflächenanteil zum Rückgang der Deckungsbeiträge zwischen 0,3 % und 1,4 %. Die durch den Anbau von Zwischenfrüchten vor jeder Sommerfrucht entstehenden Kosten ohne zusätzliche finanzielle Förderung können als Hauptgrund für die Einkommensrückgänge gesehen werden. Zudem wirken sich die Kostennachteile vor allem beim pfluglosen Anbau von Silomais und Kartoffeln negativ auf die Deckungsbeitragsentwicklung aus. In den Vergleichsgebietgruppen 4 und 5 kommt es zu einer Erhöhung des Deckungsbeitrages im Vergleich zur Referenzsituation um 0,4 % und 2,1 %. Neben den Kostenvorteilen bei der Umstellung der Bodenbearbeitungsverfahren können die Einkommenserhöhungen auch durch die Substitution von Silomais durch das in der Produktion günstigere Klee gras begründet werden.

Eine finanzielle Förderung im Rahmen des Agrarumweltprogramms MEKA (Szenario Boden_II) bewirkt in allen Untersuchungsregionen einen Anstieg der Deckungsbeiträge pro Flächeneinheit. Landesweit kommt es zu einer Erhöhung der Deckungsbeiträge um rund 3 % (45€/ha). In den Vergleichsgebietsgruppen 1, 4 und 8 erhöhen sich die Deckungsbeiträge um bis zu 5 %, im Schwarzwald dagegen nur um 1 %.

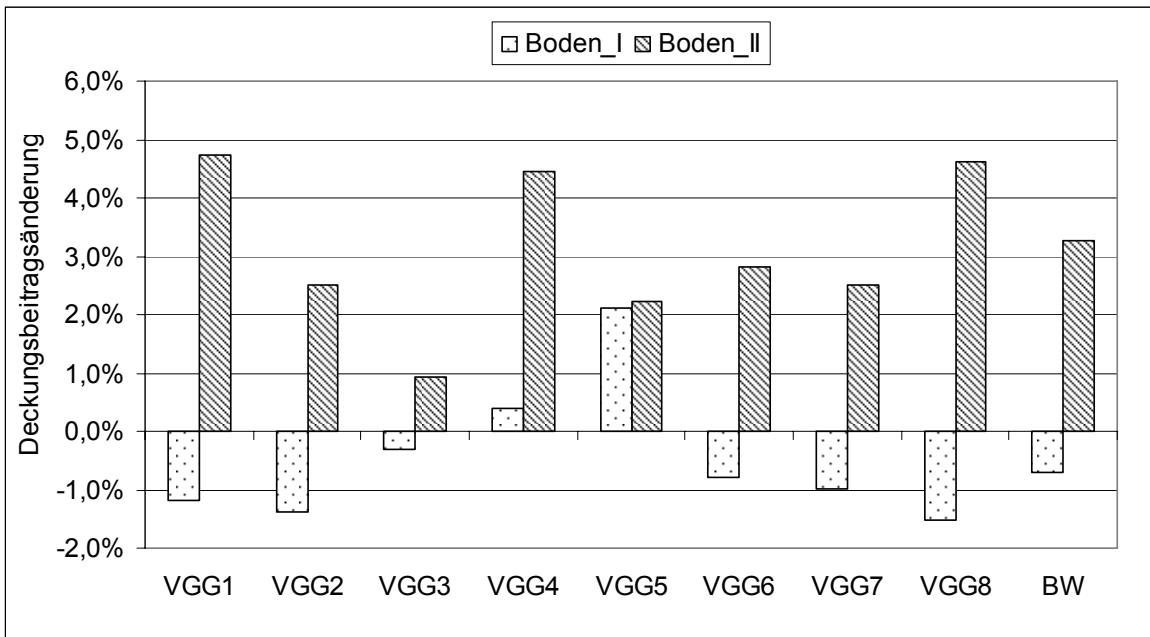


Abbildung 47: Veränderung der regionalen Deckungsbeiträge im Vergleich zur Referenzsituation bei den Szenarien der Humusakkumulation

8 Bewertung der CO₂-Vermeidungsstrategien

8.1 Bewertung der CO₂-Minderungsstrategien auf lokaler Ebene (N. Billen)

8.1.1 Kompensierung der CO₂-Vermeidung

Ökologische Bewertungen dienen in der Regel der Einstufung von Umweltzuständen oder Umweltgefährdungen, zumeist für gesellschaftliche Zwecke. Sie sollten sich an schädlichen Obergrenzen orientieren und verschiedene Abstufungen ermöglichen. Dabei können verschiedene Maßstäbe angelegt werden, deren Wahl letztlich abhängig ist von

- der Sichtweise bzw. den Zielen der Bewertung (ökonomisch, ökologisch, soziokulturell)
- von der räumlichen Orientierung (Global bis Lokal)
- von der zeitlichen Orientierung (Jahrhunderte bis Sekunden)
- von der Empfindlichkeit des Schutzgutes (Mensch, Tier, Pflanzen, Biozöosen...)

So kann z.B. relativ einfach die Wirkung von CO₂-Emissionen bzw. deren Vermeidung direkt auf die Gesundheit von Menschen bewertet werden, die Wirkung auf das Weltklima unterliegt jedoch sehr komplexen Wechselwirkungen und ist deshalb nur unter größtem Aufwand möglich.

Deshalb ist eine klimawirksame Bewertung der Ergebnisse im Rahmen des Vorhabens nicht möglich, und die Ergebnisse sollen mit Werten verglichen werden, die in der aktuellen klimapolitischen Diskussion als relevante Orientierungsgrößen genannt werden.

Hierzu werden zunächst die Ergebnisse der C-Anreicherungen im Humus auf CO₂ umgerechnet (1 Mg C = 3,667 Mg CO₂, siehe Tabelle 42) In einem zweiten Schritt kann dieses Anreicherungspotenzial z.B. der Fahrstrecke von Pkws gegenübergestellt werden, die möglich ist, um das Anreicherungspotenzial wieder zu neutralisieren (siehe Tabelle 42).

Mit Einführung der reduzierten Bodenbearbeitung oder der Wiedervernässung besteht häufig die Gefahr von N₂O und CH₄ Emissionen, die wiederum negativ auf die Bilanz der klimaschädlichen Treibhausgase wirken (Freibauer et al. 2004, siehe auch Kapitel 5.1.1), so dass die CO₂-Bilanzen dieser Untersuchungen auf regionaler Ebene nur einen Ausschnitt des tatsächlichen Wirkungspotenzials der Maßnahmen darstellen können. In dem auf regionaler Bewertungsebene eingesetzten ökonomisch-ökologischen EFEM-Modell werden die Treibhausgase jedoch umfassend bilanziert.

Ebenfalls negativ auf die CO₂ Bilanz soll die Einbeziehung der Bodenschichten unterhalb der Ackerkrume wirken (Baker et al. 2006). Die Autoren zitieren hierzu ausgewählte Untersuchungen, ohne allerdings die Rahmenbedingungen zu Standort und Bewirtschaftung zu erläutern. Auch die Literaturanalyse im Rahmen dieses Vorhabens umfasste Standorte mit tieferen Beprobungen, wobei in Einzelfällen zwar auch (geringfügig) höhere C-Mengen im Unterboden der Pflugvarianten gegenüber der Reduzierten Bodenbearbeitung festgestellt wurden (Angers et al. 1997), allerdings bei sehr kühlem Klima, ohne Berücksichtigung der Lagerungsdichte und nicht bei Direktsaat. Aufgrund der Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen und den IPCC-Prognosen erscheint deshalb die Beschränkung auf die Tiefe des Pflughorizontes gerechtfertigt.

Tabelle 42: CO₂-Bilanzen der geprüften Maßnahmen Vergleich der Anreicherungs-potenziale mit Pkw-Emissionen

Methode	Standort	Referenz	Maßnahme	CO ₂ -Bilanz Mg ha ⁻¹ a ⁻¹	Pkw km ¹⁾	Pkw An- zahl ²⁾
Gasemissionen <i>echte Zeitreihenana- lyse</i>	Niedermoor	Drainiert ⁵⁾	Wiedervernässt	2,31 ³⁾	13393	1,0
Gasemissionen <i>echte Zeitreihenana- lyse</i>	Parabraunerde- Pseudogley	Pflugbewirt- schaftung ⁵⁾	Dauergrünland (Weide)	2,51 ⁴⁾	14562	1,1
Gasvorräte	Niedermoor	Drainiert	Wiedervernässt	1,54	8928	0,7
Gasvorräte	Gley-Kolluvium	Wiedervernässt (frisch)	Wiedervernässt (nass)	0,237	1374	0,1
Humusveränderung <i>falsche Zeitreihen- analyse</i>	repräsentative Ackerböden in SW-Deutschland	Pflug- bewirtschaftung	Reduzierte Bo- denbearbeitung	1,26	7304	0,6
Humusveränderung <i>falsche Zeitreihen- analyse</i>	repräsentative Ackerböden in SW-Deutschland	Pflug- bewirtschaftung	Etablierung von Grünland bzw. begrüntem Brachen	4,92	28522	2,2
Humusveränderung <i>falsche Zeitreihen- analyse</i>	repräsentative Ackerböden in SW-Deutschland	Pflug- bewirtschaftung	Dirkeksaat	3,26	18899	1,5
Humusveränderung <i>Simulation</i>	repräsentative Ackerböden in SW-Deutschland	Pflug- bewirtschaftung	Reduzierte Bo- denbearbeitung	1,25	7246	0,6
Humusveränderung <i>Simulation</i>	repräsentative Ackerböden in SW-Deutschland	Pflug- bewirtschaftung	Etablierung von Grünland bzw. begrüntem Brachen	4,59	26609	2,1
Humusveränderung <i>Simulation</i>	Alle Ackerstand- orte SW- Deutschlands	Pflug- bewirtschaftung	Direktsaat	3,45	20000	1,6

1) bei 172,5 g CO₂/km = Durchschnittswert für Neuwagen nach Kraftfahrtbundesamt 2006

2) bei 12900 km Jahresfahrleistung je Pkw = Durchschnittswert für 2004 nach Statistisches Landesamt BW 2007

3) nach Verrechnung mit klimaschädlichen CH₄-Emissionen

4) über 20-jähriges, ökologisch bewirtschaftetes Grünland, siehe Kapitel 5.2.1

5) Bilanz ist keine Differenz zur Referenz, da Messung mit echter Zeitreihe

Ob die C-Tiefenanreicherung auch unter Südwestdeutschen Bedingungen eine Rolle spielt, müsste mit einer neuen umfassenden Untersuchung repräsentativer Böden geklärt werden.

8.1.2 Beziehung der Maßnahmen zu anderen Schutzziele

Neben dem CO₂-Minderungspotenzial besitzen die beiden Maßnahmen Reduzierte Bodenbearbeitung und Grünlandetablierung auch mindernde Wirkung auf weitere Schutzziele mit Umweltrelevanz, was bei der Lastenverteilung zukünftiger Ausgleichszahlungen oder Anrechenbarkeiten eine zunehmende Rolle spielen sollte. Dies zeigen einige Beispiele aus Südwestdeutschland. Hierzu ist in der Abbildung 48 die relative Reduktion der Indikatoren-Kennwerte gegenüber der Pflugbewirtschaftung als Referenz dargestellt. Die reduzierte CO₂-Freisetzung resultiert aus der C-Festlegung im Humus und verzehnfacht sich z.B. in 10 Jahren. Die Minderung von Erosion und Nitratauswaschung kann nahezu 100 % gegenüber den Ereignissen unter Pflugbewirtschaftung erreichen. Der Wasserabfluss kann den Beispielen zufolge durch die Maßnahmen bis zu ca. 30 % verringert werden. Allerdings können die positiven Wirkungen beim Gewässerschutz wieder durch den häufig erhöhten Pestizidaufwand bei der reduzierten Bodenbearbeitung (Arman 2003, Freibauer et al. 2004) eingeschränkt werden, sofern dem keine pestizidfreie Bewirtschaftung extensiven Grünlands gegenübersteht. Letztendlich ist das Minderungspotenzial aber stark abhängig von Bewirtschaftungs- und Standortfaktoren, so dass für regionale, flächenscharfe Aussagen zu Wechselbeziehungen mit einzelnen Schutzziele quantitative Untersuchungen stattfinden müssten bzw. mittels einer landwirtschaftlichen Ökobilanz wie z.B. bei Arman (2003) zu bewerten sind.

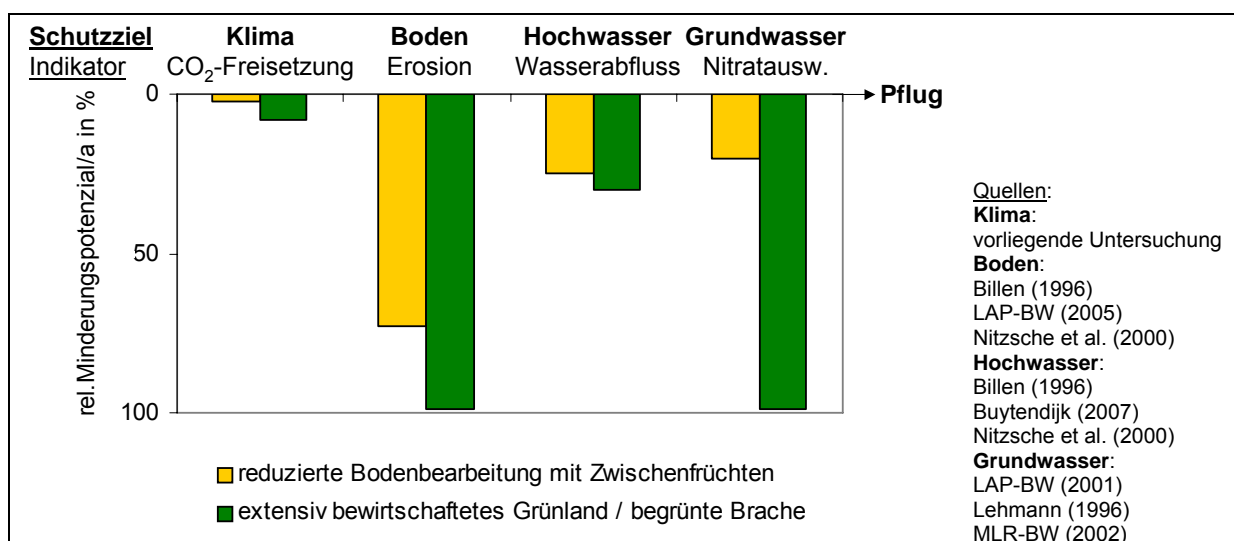


Abbildung 48: Umweltrelevantes Minderungspotenzial landwirtschaftlicher Maßnahmen im Jahresdurchschnitt anhand von südwestdeutschen Beispielen

8.2 Bewertung der CO₂-Minderungsstrategien auf regionaler Ebene Ebene (T. Gaiser, E. Angenendt)

Im nachfolgenden Kapitel sollen die zwei verschiedenen regionalen Modellansätze zur Abschätzung der CO₂-Minderungsmaßnahmen beurteilt werden. Dabei sollen die Stärken, aber auch die noch vorhandenen Schwachpunkte des Modellverbundes aufgezeigt werden. Im Anschluss daran werden die CO₂-Minderungsstrategien auf regionaler Ebene ökonomisch bewertet.

8.2.1 Beurteilung der verwendete Modellansätze SLISYS-BW und EFEM

SLISYS-BW

Der Vorteil der Berechnung von CO₂-Bindungs- bzw. Freisetzungspotentialen mit dem Informationssystem SLISYS-BW liegt gegenüber der Abschätzung nach konventionellen Methoden, in der höheren räumlichen und zeitlichen Auflösung und der Möglichkeit der Berücksichtigung von dynamischen Veränderungen der Rahmenbedingungen (Klimawandel, neue Technologien zur Bodenbearbeitung, Anbau von nachwachsenden Rohstoffen, Verlust von Kohlenstoff durch Erosion). Beispielsweise liefert das bisher international angewendete IPCC Verfahren (IPCC 1997) lediglich einen einzelnen Wert (400 kg C pro ha und Jahr) für das CO₂-Reduktionspotential bei Umstellung von konventioneller Bodenbearbeitung auf Minimalbodenbearbeitung für die gesamte Landesfläche (wenn man Baden-Württemberg als ganzes zur gemäßigt-feuchten Klimazone zählt). Es wird weder nach klimatischen noch acker- und pflanzenbaulichen Kriterien unterschieden, noch werden Kohlenstoffverluste durch Erosion berücksichtigt. Auch auf europäischer Ebene sind Bestrebungen im Gange mit Hilfe von Agrarökosystemmodellen verbesserte Schätzmethode, welche die Dynamik der Kohlenstoffumsetzungen im Boden erfassen, zu entwickeln. Dabei wird ebenfalls das Simulationsmodell EPIC eingesetzt (Schmid et al. 2006).

Die von SLISYS-BW berechneten mittleren CO₂-Reduktionsraten für die einzelnen Vergleichsgebietsgruppen wurden an das ökonomische Modell EFEM übergeben und bilden die entscheidende Schnittstelle zwischen agrarökologischem und ökonomischem Modell (siehe Kapitel 6.2.2). Spezifische CO₂-Reduktionsraten für einzelne Vergleichsgebietsgruppen sind eine der Grundlagen für eine räumlich differenzierte ökonomische Bewertung der CO₂-Reduktionsmaßnahmen in der Landwirtschaft. Dabei hängt das Ausmaß der CO₂-Reduktionsraten u.a. von der Verteilung und dem Umfang der angebauten Kulturen sowie von der Bodenvariabilität ab. Die lokalen Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass die Variabilität zwischen den einzelnen Standorten auch mit umfangreicheren Management- und Stand-

ortinformationen nicht erklärbar ist, so dass eine Fehleranalyse zu möglichen Veränderungen mit weniger Wirkungsvariablen keine fundierteren Erkenntnisse aufzeigen kann.

Abschließend sei nochmals darauf hingewiesen, dass die hier vorgestellten Berechnungsergebnisse des Informationssystems SLISYS-BW auf Simulationen mit einer noch nicht vollständig kalibrierten Version des Agrarökosystemmodells EPIC3060 beruhen. Das Modell wurde zeitgleich mit den Berechnungen auf der Landesfläche auf Schlagebene überprüft und mit standort- und pflanzenspezifischen Anpassungen kalibriert (siehe Kapitel 5.2.5).

EFEM

Die Grundlage zur Interpretation verschiedener Maßnahmen zur Reduktion der Treibhausgasemissionen durch die Landwirtschaft bildet die Modellierung der Referenzsituation. Neben der Verwendung von abgesicherten Emissionsfaktoren müssen die für die Landwirtschaft in Baden-Württemberg wichtigsten Produktionsverfahren des Ackerbaus und der Grünlandwirtschaft sowie der Tierhaltung möglichst genau abgebildet werden.

Die Berechnungen der CO₂-Emissionsfaktoren für den Einsatz von Produktionsmitteln und Energieträgern beruhen auf etablierten Werten, die durch einen Abgleich verschiedener Literaturangaben ermittelt wurden. Hierbei konnte auf die sehr umfangreichen Studien von Kaltschmitt und Reinhardt (1997) und Reinhardt (1993) sowie auf Literaturlauswertungen von Löthe (1999), Angenendt (2003) und Schäfer (2006) zurückgegriffen werden. Die Bewertung der CO₂-Fixierung im Boden durch die Humusakkumulation erfolgte nach STMLF (2005) und nach von IPCC ausgewiesenen Maßnahmen in den Richtlinien zu „land-use change and forestry“ (LCUF).

Die Annahmen bei der Berechnung der Methanemissionen beruhen auf Regressionsgleichungen von KIRCHGESSNER et al. (1994), Heyer (1994) und auf IPCC-Faktoren. Die ruminalen Methanemissionen, die in diesem Forschungsprojekt zwar eine untergeordnete Rolle spielen, die aber für eine ganzheitliche Betrachtung der Emission durch die Landwirtschaft außerordentlich wichtig sind, werden durch das im EFEM-Modell verwendete Fütterungsmodul sehr genau abgebildet (vgl. Angenendt, 2003). Ebenso hinreichend abgesichert sind die im Modell integrierten Faktoren zur Bestimmung der Methan- und Lachgasemissionen während der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern.

Der Boden als Quelle für Lachgasemissionen kann mit dem EFEM-Modell nur bedingt abgebildet werden (vgl. ANGENENDT (2003)). Die bodenbürtigen Emissionen werden auf Basis

durchschnittlicher Emissionsfaktoren nach IPCC berechnet. Dabei werden nur die direkt und indirekt düngungsinduzierten Emissionen berücksichtigt, natürliche Standortparameter jedoch nicht.

Im Hinblick auf den Humusverbrauch bzw. die Humusreproduktion einzelner Kulturen sowie die Humuswirkung von Wirtschaftsdüngern können durch die Vorgaben der Cross Compliance Verordnungen allgemeine Aussagen getroffen werden. Die vorgegebenen Werte sind jedoch nur als Richtwerte zu verstehen und können von den Landesanstalten auf die jeweiligen Standortgegebenheiten und Bewirtschaftungssysteme regional angepasst werden (STMLF, 2005). Momentan gibt es diese regionale Differenzierung der Werte allerdings noch nicht.

Die Auswirkungen reduzierter Bodenbearbeitungsverfahren auf den Humuskohlenstoffgehalt im Boden sind nach den IPCC-Richtlinien aufgezeigt worden. Mit Hilfe der Angaben können standortspezifische Aussagen aber nur vergleichsweise einfach dargestellt werden, da die Disaggregationsgrade sehr niedrig sind. Werden in EFEM die mit EPIC modellierten C-Akkumulationsfaktoren die reduzierte Bodenbearbeitung integriert, so kann durchschnittlich auf den Böden in Baden-Württemberg fast doppelt soviel Kohlenstoff gebunden werden, wie sich durch die IPCC-Methode errechnen ließ. Die Ergebnisse verdeutlichen, wie wichtig eine regional differenzierte Betrachtung landwirtschaftlich genutzter Böden ist. Die Verknüpfung von Ökosystemmodellen mit ökonomischen Modellen, wie es hier in diesem Forschungsvorhaben durchgeführt wurde, ist aus zwei Gründen von großem Vorteil:

1. Landwirtschaftliche Treibhausgasemissionen stammen überwiegend aus biologischen Prozessen, sind nur bedingt steuerbar und stark von naturräumlichen Gegebenheiten abhängig sind. Rein faktorielle Abschätzungen z.B. durch die IPCC-Methode führen somit zwangsläufig zu Fehleinschätzungen.
2. Vermeidungsmaßnahmen lassen sich nicht umsetzen, wenn sie ökonomisch nicht effizient sind.

8.2.2 Ökonomische Bewertung der CO₂-Vermeidungsstrategien

Im Folgenden wird auf die Effizienz der verschiedenen Vermeidungsszenarien auf Landesebene eingegangen. Hierzu erfolgt je Tonne CO₂-Äquivalent eine Kosten-Nutzen-Gegenüberstellung sowohl auf privat- wie auch auf volkswirtschaftlicher Ebene.

Bei den Szenarien der Humusakkumulation werden neben der Einkommensentwicklung im Sektor Landwirtschaft die finanzielle Förderung des Zwischenfruchtanbaus und die Anwendung reduzierter Bodenbearbeitungsverfahren im Rahmen von MEKA berücksichtigt. Weitere Transaktionskosten (z. B. Administrations-, Kontroll- und Beratungskosten) sind nicht berücksichtigt.

Je nach Anteil der Betriebstypen innerhalb der Untersuchungsregionen unterscheiden sich die Ergebnisse. Durch einen obligatorischen Pflugverzicht und den konsequenten Anbau von Zwischenfrüchten ohne Förderung der jeweiligen Maßnahmen könnte in Baden-Württemberg die Vermeidung jeder Tonne CO₂-Äquivalente eine Einkommensverringerung zwischen 7 € (EPIC) und 11 € (IPCC) bewirken (vgl. Tabelle 43). Durch die finanzielle Förderung des Zwischenfruchtanbaus mit 70 €/ha und der reduzierten Bodenbearbeitung mit 60 €/ha stiegen zwar die Deckungsbeiträge in der Landwirtschaft um 42 €/ha, dem stünden Gesamtausgaben für Fördermittel von nur 40 €/ha gegenüber, wodurch insgesamt ein volkswirtschaftlicher Nutzen in Höhe von 1 € (EPIC) bzw. 3 € (IPCC) pro Tonne CO₂-Äquivalent entstünde.

Tabelle 43: Vergleich der Effizienz durch Humusakkumulation im Boden

	Einheit	Baden-Württemberg			
		Boden I		Boden II	
Fläche gesamt	ha	1 443 892		1 443 892	
Ackerflächen	ha	838 798		838 798	
davon Fläche red. Bodenbearbeitung	ha	773 289		725 798	
davon Fläche mit Zwischenfrucht	ha	171 955		203 872	
Förderung red. Bodenbearbeitung	€/ha	0		60	
Förderung Zwischenfruchtanbau	€/ha	0		70	
		EPIC	IPCC	EPIC	IPCC
Rückgang Treibhausgasemissionen	kg CO ₂ -Äq./ha	1 929	1 192	1 681	959
Deckungsbeitragsänderung (Landwirt)	€/ha	-13	-13	42	42
Fördermittel (Gesamt)	€/ha	0	0	40	40
Differenz	€/ha	-12,5	-12,5	2,4	2,4
	€/t CO₂-Äq.	-6,5	-10,5	1,4	2,5

Geht man von der IPCC Methode aus, die wahrscheinlich bei der Anrechnung von Kohlenstoffsenken durch die Landwirtschaft an der nationalen Treibhausgasinventaren angewandt würde, so zeigen die Modellrechnungen, dass bis zu knapp 2 % der Gesamtemissionen an Treibhausgasen in Baden-Württemberg durch reduzierte Bodenbearbeitung und Zwischenfruchtanbau eingespart werden könnte. Die Ergebnisse von EFEM zeigen auch, dass sich unter den getroffenen Annahmen die Emissionen der anderen landwirtschaftlich bedingten Treibhausgase nicht wesentlich verändern würden (Abbildung 46).

9 Ausblick

9.1 Lokale Ebene (N. Billen)

9.1.1 *Tatsächliche CO₂-Bilanz von Böden*

Bei der tatsächlichen CO₂-Bilanz von Böden sollten die Erosionsprozesse berücksichtigt werden (siehe Kapitel 5.2.5 und 7.1), so dass insbesondere bei größerer Hangneigung, von denen die Ackerflächen in Südwestdeutschland mehrheitlich betroffen sind, „Erosionskorrekturen“ vorgenommen werden müssten. Gesicherte Aufklärung über die tatsächliche C-Anreicherung können aufgrund fehlender Informationen aber letztendlich nur folgende Untersuchungen liefern:

- langfristige Analyse echter Zeitreihen mit Erfassung von C_{org}-Anfangs-/Endwerten und gleichzeitiger Erfassung der Erosion bei verschiedenen Maßnahmenszenarien
- Kontinuierliche Ermittlung und Bilanzierung des tatsächlichen CO₂-Efluges in und aus Böden mit Gaskammermessungen (siehe Kapitel 5.2.1) bei verschiedenen Maßnahmenszenarien.

Wird die lokale Schlagebene in Richtung regionaler oder überregionaler Landschaftsebene verlassen, wird das Humus-C des erodierten Bodens letztendlich als Kolluvium oder als Gewässersediment durch Begrabung gespeichert, so dass das zuvor auf dem Feld gespeicherte CO₂ ebenfalls der Atmosphäre dauerhaft entzogen wird. Dieser Prozess wird mit der angewendeten Methode für die Regionalisierung (siehe Kapitel 6.1 und 7.1) allerdings nicht abgebildet und bedarf deshalb einer weitergehenden Betrachtung.

Zum letztendlich entscheidenden CO₂-Efflux aus Böden wurden in diesem Vorhaben mit den Gaskammermessungen erste Orientierungswerte gewonnen. Aufgrund der äußerst aufwändigen Methodik konnte aber lediglich der Bodenbearbeitungs- und Aussaatrelevante Zeitraum von Spätsommer bis Mitte November in einem Jahr auf einem Standort analytisch erfasst werden (siehe Kapitel 5.2.1). Somit ist eine Hochrechnung dieser stark bewirtschaftungsbeeinflussten Ergebnisse auf Jahresmengen mittels Multiplikation von durchschnittlichen Tagesraten problematisch. Deshalb wurde in Anlehnung an die Modellierungsergebnisse von Glatzel (1999) eine bereinigte Hochrechnung durchgeführt, die sich aufgrund fehlender Einzelergebnisse jedoch auf grafische Angaben stützen musste (siehe Tabelle 44). Weiterhin mussten folgenden Annahmen für die Pflugvariante getroffen werden, weil Glatzel (1999) nur niederschlagreiche Grünlandstandorte (ungedüngt, viermaliger Schnitt, keine ökologische Bewirtschaftung) im Allgäu bearbeitet hat:

- Januar-März: unwesentliches Wachstum beider Varianten aufgrund geringer Durchschnittstemperaturen, deshalb Efflux Pflug mit Wintergetreide = Grünland
- April-August: stärkstes Wachstum bei Pflug mit Wintergetreide und Grünland, deshalb vergleichbarer CO₂-Efflux
- August-November: Ernte, Bodenbearbeitung und Aussaat von Wintergetreide in der Pflugvariante lassen stärkere Unterschiede im CO₂-Efflux gegenüber Grünland erwarten, was durch die Messergebnisse bestätigt wird
- November bis Dezember: Durch die Abkühlung und einsetzende Bodenruhe gleichen sich das Wachstum von Wintergetreide und Grünland an und somit auch der CO₂-Efflux

Die somit ermittelte Differenz zwischen Grünland und Pflugbewirtschaftung als Anreicherungsindikator für Humus-C entspricht mit rund 1,1 Mg C ha⁻¹a⁻¹ tendenziell der mittleren Differenz zwischen diesen Bewirtschaftungsformen gemäß der falschen Zeitreihenanalysen (rund 1,3 Mg C ha⁻¹a⁻¹). Die Tragfähigkeit dieser Hochrechnung kann allerdings nur mittels ganzjähriger Gaskammermessungen geprüft werden, am besten auf verschiedenen Standorten in verschiedenen Jahren.

Tabelle 44: Schematisierte Hochrechnung der CO₂-C Abgabe von Böden unter Pflugbewirtschaftung und Grünland aus simulierten und gemessenen Daten

Maß-Nahme	Jan.-März 90 Tage <i>Glatzel (1999)</i>	Apr.-Aug.,Mitte 140 Tage <i>Glatzel (1999)</i>	Aug.,Mitte-Nov.,Mitte 90 Tage <i>Chen(Kap.##)</i>	Nov.,Mitte-Dez. 45 Tage <i>Glatzel (1999)</i>	Summe 365 Tage
	<i>Tagesraten in Mg C*ha⁻¹</i>				
Grünland	ca. +0,005	ca. -0,020	Ø +0,015	ca. 0,007	-
Pflug	ca. +0,005	ca. -0,020	Ø +0,027	ca. 0,007	-
	<i>Saisonraten Mg C*ha⁻¹</i>				
Grünland	+0,450	-2,800	+1,350	+0,315	<i>Jahresrate</i> -0,685
Pflug	+0,450	-2,800	+2,430	+0,315	+0,395

9.1.2 Nachhaltigkeit der Maßnahmen

Zur Nachhaltigkeit der Maßnahmen gehört u.a. deren standortgerechte Durchführbarkeit. So ist grundsätzlich bei einem wärmeren Klima mit höheren Niederschlägen die CO₂-Bindung durch Humus aufgrund verstärkter Mineralisierungsprozesse geringer als bei kühleren Klima mit feuchten Bedingungen (Freibauer et al. 2004). Ferner wird die Humus Anreicherung durch höhere Tongehalte gefördert (Anderson et al. 1985). Das bedeutet insbesondere für Gebiete mit einer ungleichmäßigen Verteilung geringer Jahresniederschläge und tonärmeren Böden wie z.B. in Teilen des VGG 1 (Unterland) oder VGG 2 (nördl. Rheinebene) ein eingeschränktes Wachstum und mithin auch eine Reduktion der CO₂ akkumulierenden Wirkung. In niederschlagsreichen und kühlen Gebieten mit tonreichen Böden wie z.B. VGG 4 (Alb/Baar)

ist die pfluglose Bodenbearbeitung jedoch häufig eingeschränkt, weil sich hierbei im Frühjahr die Aussaat durch verzögerte Abtrocknung und Aufwärmung der Böden verspätet, was für Landwirte nicht akzeptabel ist (z.B. Estler 1987, Billen et al. 2001). Darüber hinaus ist die CO₂ akkumulierende Wirkung eingeschränkt, wenn auch die Zufuhr von organischer Substanz limitiert ist (Freibauer et al. 2004).

Neben der Durchführbarkeit muss auch die Dauerhaftigkeit von Maßnahmen berücksichtigt werden. Die untersuchten Maßnahmen bieten kurz- bis mittelfristig einen begrenzten CO₂-Speicher, der letztendlich jedoch sehr empfindlich auf unvorhersehbare Eingriffe reagiert. So nennt Sauerbeck (2001) einen Zeitraum von 50 bis 100 Jahren bis zur Sättigung der C-Bindung, mit stärkster Akkumulation im ersten Viertel des Zeitraumes (siehe Abbildung 49). Die vorliegenden Untersuchungen konnten sich im Durchschnitt auf eine Maßnahmendauer von 11 Jahren stützen, das IPCC-Bewertungstool legt seinen Prognosen eine Maßnahmendauer von 20 Jahren zugrunde. Nach diesen Zeiträumen ist sicherlich mit einer merklichen Einschränkung der C-Akkumulation zu rechnen. Allerdings ist bei diesen Formen der Nutzungsänderung auch zu berücksichtigen, dass aus betriebswirtschaftlichen und standortkundlichen Gründen keine flächenhafte Umsetzung erreicht werden kann. Einen umgekehrten Verlauf der Humusentwicklung beschreibt Sauerbeck (2001) bei Störung des Systems, so dass bei Nutzungsänderung durch Wiederaufnahme der Pflugbewirtschaftung oder durch Grünlandumbruch merklicher Humusabbau und CO₂-Freisetzung stattfinden werden (z.B. Strebel et al. 1988, Stockfisch 1999, Smith 2005), der Boden also zur CO₂-Quelle wird.

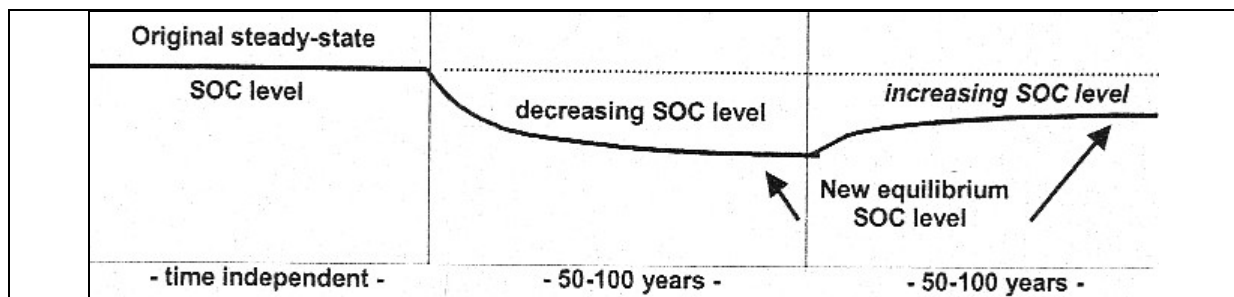


Abbildung 49: Langfristige Entwicklung des organischen Bodenkohlenstoffs (SOC) ohne Störung des natürlichen Gleichgewichts, nach Kultivierung und nach Renaturierung (Sauerbeck 2001)

9.2 Regionale Ebene (E. Angenendt, T. Gaiser)

Neben dem Beitrag der Landwirtschaft zur Kohlenstoffsénke durch reduzierte Bodenbearbeitung, spielt derzeit insbesondere der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen bzw. Energiepflanzen eine große Rolle. Die Bewertung dieses Verminderungspotenzials von Treibhaus-

gasemissionen durch die Landwirtschaft ist durch die Integration weiterer Kulturen und Emissionsfaktoren in das EFEM-Modell möglich. Hierdurch können zusätzliche Verwertungsalternativen von landwirtschaftlichen Produkten aufgezeigt werden. Um beispielsweise einseitige Maisfruchtfolgen zu vermeiden, kommt es vermehrt zur Nutzung von Ganzpflanzensilage (GPS). Die zusätzliche Kombination mit einer Grasuntersaat liefert ein gut strukturiertes und energiereiches Koferment für die Biogaserzeugung. Da aufgrund sinkender Tierzahlen die alleinige Nutzung von Grünland durch die Rinderhaltung abnimmt, gewinnt auch Grünland als nachwachsender Rohstoff für die Methanerzeugung in Biogasanlagen an Bedeutung. Durch eine Erweiterung des Modellansatzes auf den Einsatz zusätzlicher Gärsubstrate wie Gülle, Festmist und Futterreste können weitere Potenziale aufgezeigt werden. Hinsichtlich der Verwendungsalternativen steht derzeit die Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz sowie die Verwendung als Kraftstoff zur Diskussion. Da bei vielen Anlagen die anfallende Wärme oftmals kaum genutzt wird, kann dadurch die Primärenergieausnutzung bzw. der Wirkungsgrad von Biogasanlagen erhöht werden. Durch den Vertragsanbau von Zuckerrüben und die Produktion von Körnermais zur Bioethanolgewinnung entstehen auch für diese Kulturen alternative Verwertungsmöglichkeiten. Weiterhin wäre es möglich mehrjährige Kulturen wie Miscanthus und die Nutzung von Kurzumtriebsplantagen zur Wärmebereitstellung in EFEM einzubauen. Da auch bei der Abschätzung des Reduktionspotenzials durch den Anbau von nachwachsenden Rohstoffen die räumliche Verteilung der landwirtschaftlichen Kulturen eine große Rolle spielt, könnte auch hier der Modellverbund EFEM – SLYSIS-BW eingesetzt werden. Dies gilt insbesondere für eine Abschätzung möglicher Wechselwirkungen mit anderen Umweltzielen wie z.B. Stickstoffauswaschung, die mit einem vermehrten Anbau von nachwachsenden Rohstoffen verbunden sein könnten.

Unter Einbeziehung der in Kapitel 5.2.5 genannten Verbesserungsmöglichkeiten zur Standortanpassung werden noch folgende Modellanpassungen für einen weiteren Einsatz von SLYSIS-BW empfohlen:

1. Verbesserung der Ertragssimulationen für einzelne Kulturpflanzen (Weizen, Mais) sowie für Grünland durch weitere Kalibrierungen auf Schlagebene und auf regionaler Ebene,
2. Kalibrierung der Kohlenstoffdynamik an weiteren Standorten.

Für die Regionalisierung der Simulationen wurde auf die Bodendatenbank von SLISYS-BW zugegriffen, die noch einen hohen Anteil an Musterbodenprofilen aus Waldbeständen vorhält. Außerdem wurde in den für diesen Bericht durchgeführten Simulationen in den einzelnen

Bodengesellschaften der BÜK200 aus Zeitgründen nur der dominierende Bodentyp berücksichtigt. Daher wird für weitere Anwendungen von SLISYS-BW folgendes empfohlen:

- a. Verbesserung der Datenbasis für die Ackerböden (Bodendatenbank enthält vorwiegend Bodenprofile unter Wald),
- b. Überprüfung der Bedeutung der Bodenvariabilität in den Bodengesellschaften.

Wenn die vorgeschlagenen Schritte zur Modellanpassung und zur Verbesserung der Datenbasis auf regionaler Ebene durchgeführt worden sind, könnten weitere Maßnahmen zur Reduktion der CO₂-Freisetzung im Ackerbau wie zum Beispiel (1) weitere Bodenbearbeitungsvarianten oder (2) Nutzungsänderungen (Umwandlung von Ackerland in Grünland oder Stilllegungsflächen, Nutzung von Stilllegungsflächen für Erzeugung nachwachsender Rohstoffe) mit SLISYS-BW landesweit und vergleichgebietsspezifisch quantifiziert und als Eingabegrößen für ökonomische Modellrechnungen zur Verfügung gestellt werden.

Ebenso könnte auch die Wirkung möglicher Klimaveränderungen (höhere CO₂-Konzentrationen, höhere Lufttemperaturen, veränderte Niederschlagsverteilung) mit EPIC im SLISYS_BW simuliert werden, was auch für einen ausgewählten Standort bereits von der Arbeitsgruppe Kandeler & Marhan (BW-PLUS Vorhaben BWK 23003) durchgeführt wird.

10 Literatur

- Abrahamsen P. and Hansen S. (2000): Daisy: an open soil-crop-atmosphere system model. *Environmental Modelling & Software*, 15, 313-330
- Al-Kaisi, M. M., Yin, X. & Licht, M. A. (2005): Soil carbon and nitrogen changes as influenced by tillage and cropping systems in some Iowa soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105, 635-647.
- Anderson, D.W. & D.C. Coleman (1985): The dynamics of organic matter in grassland soils. - *Journal of Soil and Water Conservation*, March-April 1985, 211-215.
- Angenendt, E. (2003): Entwicklung eines ökologisch-ökonomischen Modells für extensive Futterbaubetriebe zur Abbildung der Emissionen klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft und zur Bewertung von Vermeidungsstrategien. *Agrarwirtschaft Sonderheft Nr. 176*.
- Angers, D. A., M.A: Bolinder, M.R. Carter, E.G. Gregorich, C.F. Drury, B.C. Liang, R.P. Voroney, R.R. Si-mard, R.G. Donald, R.P. Beyaert & J. Martel (1997): Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. - *Soil & Tillage Research* 41, 191-201.
- Arman, B: (2003): Die Ökobilanz zur Abschätzung von Umweltwirkungen in der Pflanzenproduktion - dargestellt anhand von Praxisversuchen zur konservierenden Bodenbearbeitung und von unterschiedlich intensiv wirtschaftenden konventionellen Betrieben. – Diss. Univ. Hohenheim, 260 S.
- Arshad, M. A., Schnitzer, M., Angers, D. A. & Ripmeester, J. A. (1990): Effects of Till vs No-till on the Quality of Soil Organic Matter. *Soil Biol.Biochem.* 22, 595-599.
- Bajracharya, R. M., Lal, R. & Kimble, J. M. (1998): Long-Term Tillage Effects on Soil Organic Carbon Distribution in Aggregates and Primary Particle Fractions of Two Ohio Soils. In *Management of carbon Sequestration in Soil*, ed. R. Lal, J. M. Kimble, R. F. Follett & B. A. Stewart, pp. 113-123. CRC Press, Boca Ran-ton.
- Balakrishna, K., Probst, J.L. (2005): Organic carbon transport and C/N ratio variations in a large tropical river: Godavari as a case study, India. *Biogeochemistry*, 73: 457-473.
- Bauer, A. & Black, A. L. (1981): Soil Carbon, Nitrogen, and Bulk Density Comparisons in Two Cropland Till-age Systems after 25 Years and in Virgin Grassland. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 45, 1166-1170.
- Beale, O. W., Nutt, G. B. & Peele, T. C. (1955): The Effects of Mulch Tillage on Runoff, Erosion, Soil Proper-ties, and Crop Yields. *Soil Sci.Soc.Am.J.* ?, 244-247.
- Beare, M. H., Hendrix, P. F. & Coleman, D. C. (1994) Water-Stable Aggregates and Organic Matter Fractions in Conventional- and No-Tillage Soils. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 58, 777-786.
- Bernoux, M., Carvalho, M. D. S., Volkoff, B. und C. C. Cerri (2002): Brazil' s soil carbon stocks. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, S. 888-896.
- Billen, N. (1996): Standortsabhängigkeit der Bodenveränderungen durch Brachlegung (Flächenstilllegung) von Äckern in Südwestdeutschland. 37. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte*. Stuttgart. 255 S.

- Billen, N., B. Arman, A. Thomas, S. Sprenger & G. Häring (2001): Wissenstransfer für eine nachhaltige Landwirtschaft – Zusammenarbeit von Praxis und Forschung am Beispiel des Erosionsschutzes. – *Landnutzung und Landentwicklung* 42, 166-172
- Black, A. L. & Tanaka, D. L. (1997): A conservation tillage-cropping systems study in the Northern Great Plains of the United States. In *Soil organic matter in temperate agroecosystems-Long-term experiments in North America*, ed E. A. e. al. Paul, pp. 335-342. New York.
- Black, C.A. (1965): *Methods of soil analysis*, American Society of Agronomy, Inc., Madison, Wisconsin, USA.
- BMBF (2003): GLOWA – Global Change in the Hydrological Cycle. <http://www.glowa.org/>. Last update: 20.1.2003
- Borresen, T. & Njos, A. (1994): The effect of ploughing depth and seedbed preparation on crop yields, weed infestation and soil properties from 1940 to 1990 on a loam soil in south eastern Norway. *Soil & Tillage Research* 32, 21-39.
- Bristow, A.W. & S.C. Jarvis (1991): Effects of grazing and nitrogen fertilizer on the soil microbial biomass under permanent pasture. *Journal of the science of Food and Agriculture* 54, 9-21
- Bruce, J.P., Frome, M., Haites, E., Janzen, H., Lal, R., Paustian, K. (1999): Carbon sequestration in soils. *Journal of Soil Water Conservation* 54, 382-389.
- Buytendijk, N., H. Winteraeken, N. Billen & J. Orson (2007): Measures against erosion and run-off - An international overview. In: Herrmann, S., S. Dabbert, T. Krimly (Eds): *Flood protection with stakeholders in small catchments* (submitted)
- Cannell, R. Q., Ellis, F. B., Christian, D. G., Graham, J. P. und J. T. Douglas (1980): The growth and yield of winter cereals after direct drilling, shallow cultivation and ploughing on non-calcareous clay soils, 1974, 8. *J. agric. Sci., Camb.* 94, S. 345-359.
- Carter, M. R. (2005): Long-term tillage effects on cool-season soybean in rotation with barley, soil properties and carbon and nitrogen storage for fine sandy loams in the humid climate of Atlantic Canada. *Soil & Tillage Research* 81, 109-120.
- Carter, M. R., White, R. P. & Andrew, R. G. (1990): Reduction of secondary tillage in mouldboard-ploughed systems for silage corn and spring cereals in medium-textured soils. *Can.J.Soil Sci.* 70, 1-9.
- Chagas, C. I., Santanatoglia, O. J., Castiglioni, M. G. & Marelli, H. J. (1995): Tillage and cropping effects on selected properties of an Argiudoll in Argentina. *Commun.Soil Sci.Plant.Anal.* 26, 643-655.
- Chan, K. Y., Roberts, W. P. & Heenan, D. P. (1992): Organic carbon and associated soil properties of a red earth 10 years of rotation under different stubble and tillage practices. *Australian J.of Soil Research* 30, 71-83.
- Choudhary, M. A., Akramkhanov, A. und S. Sagar (2002): Nitrous oxide emissions from a New Zealand cropped soil: tillage effects, spatial and seasonal variability. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93, S. 33-43.
- Christian, D. G. und E. T. G. Bacon (1990): A long-term comparison of ploughing, tine cultivation and direct drilling on the growth and yield of winter cereals and oilseed rape on clayey and silty soils. *Soil and Tillage Research* 18, S. 311-331.

- Dabbert S., Hermann S., Kaule G. und Sommer M. (Hrsg) (1999): Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung (Landscape modelling for environmental planning). - Springer Verlag, Berlin Heidelberg.
- Dao, T. H., Stiegler, J. H., Banks, J. C., Borngen, L. B. & Adams, B. (2002): Post-Contract Land Use Effects on Soil Carbon and Nitrogen in Conservation Reserve Grasslands. *Agron.J.* 94, 146-152.
- Dawson, J.J.C., Billet, M.F., Hope, D., Palmer, S.M., Deacon, C.M. (2004): Sources and sinks of aquatic carbon in a peatland stream continuum. *Biogeochemistry*, 70: 71-92.
- Deen, W. & Katakai, P. K. (2003): Carbon sequestration in a long-term conventional versus conservation tillage experiment. *Soil & Tillage Research* 74, 143-150.
- Dersch, G. & Böhm, K. (2001): Effects of agronomic practices on the soil carbon storage potential in arable farming in Austria. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 49-55.
- Dick, W. A. (1983): Organic Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Concentration and pH in Soil Profiles as Affected by Tillage Intensity. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 47, 102-107.
- Ding, G., Novak, J. M., Amarasiriwardena, D., Hunt, P. G. & Xing, B. (2002): Soil Organic Matter Characteristics as Affected by Tillage Management. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 66, 421-429.
- Dolan, M. S., Clapp, C. E., Allmaras, R. R., Backer, J. M. & Molina, J. A. E. (2006): Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage, residue and nitrogen management. *Soil & Tillage Research* 89, 221-231.
- Doran, J. W. (1987): Microbial biomass and mineralizable nitrogen distributions in no-tillage and plowed soils. *Biol.Fertil.Soils* 5, 68-75.
- Duiker, S. W. & Beegle, D. (2006): Soil Fertility distribution in long-term, no-till, chisel/disk and moldboard plow/disk systems. *Soil & Tillage Research* 88, 30-41.
- Düring, R.-A., Hoß, T. & Gäth, S. (2002): Depth distribution and bioavailability of pollutants in a long-term differently tilled soils. *Soil & Tillage Research* 66, 183-195.
- Edwards, N.T. (1982): The use of soda lime for measuring respiration rates in terrestrial systems. - *Pedobiologica* 23, 321-330
- Ehlers, W. und W. Claupein (1994): Approaches towards conservation tillage in Germany. In: Carter, M. R. (Hrsg.): *Conservation tillage in temperate agroecosystems*. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, S. 141- 145.
- Ekeberg, E. & Riley, H. C. F. (1997): Tillage intensity effects on soil properties and crop yields in a long-term trial on morainic loam soil in southeast Norway. *Soil & Tillage Research*. 42, 277-293.
- Ekeberg, E. & Riley, H. C. F. (1997): Tillage intensity effects on soil properties and crop yields in a long-term trial on morainic loam soil in southeast Norway. *Soil & Tillage Research* 42, 277-293.
- Estler, M. (1987): Verfahrenstechnische Lösungen zur Verminderung der Bodenerosion. – *Landtechnik* 4, 166-170
- Etana, A., Hakansson, I., Zagal, E. & Bucas, S. (1999): Effects of tillage depth on organic carbon content and physical properties in five Swedish soils. *Soil & Tillage Research* 52, 129-139.

- Etiopio, G. (1994): Subsoil CO₂ and CH₄ and their advective transfer from faulted grassland to the atmosphere. *Journal of Geophysical Researches*, 104: 16889-16894.
- European Environment Agency – EEA (2006): The European Community's initial report under the Kyoto Protocol. EEA Technical report, No 10/2006.
- Fettell, N. A. & Gill, H. S. (1995): Long-term effects of tillage, stubble and nitrogen management on properties of a red-brown earth. *Aust.J.Exp.Agric.* 35, 923-928.
- Francis, G. S. & Knight, T. L. (1993): Long-term effects of conventional and no-tillage on selected soil properties and crop yields in Canterbury, New Zealand. *Soil & Tillage Research* 26, 193-210.
- Franzluebbers, A. J. & Arshad, M. A. (1996): Soil organic matter pools during early adoption of conservation tillage in north-western Canada. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 60. 1427.
- Franzluebbers, A.J., Hons, F.M., Zuberer, D.A. (1995): Tillage and crop effects on seasonal dynamics of soil CO₂ evolution, water content, temperature, and bulk density. *Appl. Soil Ecol.* 2, 95-109.
- Freibauer, A., M.D.A. Rounsevell, P. Smith & J. Verhagen (2004): Carbon Sequestration in the agricultural soils of Europe. - *Geoderma* 122, 1-23.
- Führer, H.-W., H.-M. Brechtel, H. Ernstberger & C. Erpenbeck (1988): Ergebnisse von neuen Depositionsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland und im benachbarten Ausland. - *DVWK Mitt.* 14, 1-85.
- Gaiser, T. und Stahr, K. (2006): Einführung in das Projekt RIVERTWIN. In: Regierungspräsidium Stuttgart (Hrsg.), *Zukunftsperspektiven für ein integriertes Wasserressourcen-Management im Einzugsgebiet Neckars*, Tagungsdokumentation, 18.7.2006, Stuttgart-Hohenheim. Regierungspräsidium Stuttgart, Stuttgart, Deutschland. S. 12-17.
- Gaiser, T., Lange, F.-M., Weippert, H., Henseler, M. und Stahr, K. (2006): Grundwasserbelastungen durch Nitrat - Einfluss der GAP Reform. In: Regierungspräsidium Stuttgart (Hrsg.), *Zukunftsperspektiven für ein integriertes Wasserressourcen-Management im Einzugsgebiet Neckars*, Tagungsdokumentation, 18.7.2006, Stuttgart-Hohenheim. Regierungspräsidium Stuttgart, Stuttgart, Deutschland. S. 49-54.
- Gaiser, T., M. Abdel-Razik, N. Billen (2007): effects of soil erosion on the Estimation of CO₂-Mitigation potentials under zero tillage at the regional scale. – *J. Plant Nut. Soil Sci.* (eingereicht)
- Gassman, P. W.; T. Campbell; C. Izaurralde; A.M. Thomson; and J.D. Atwood. (2003): *Regional Estimation of Soil Carbon and Other Environmental Indicators Using EPIC and I_EPIC*. A Technical Report presented to, Center for Agriculture and Rural Development, Iowa State University.
- Gebhart, D. L., Johnson, H. B., Mayeux, H. S. & Polley, H. W. (1994): The CRP increases soil organic carbon. *J.of Soil and Water Conservation* 49, 488-492.
- Glatzel, S. (1999): The greenhouse gas exchange of grassland agroecosystems (Umsatz klimarelevanter Gase in Agrar-Ökosystemen unter Grünland). Univ. Hohenheim.
- Grace, P. R., Post, W. M., Godwin, D. C., Bryceson, K. P., Truscott, M. A. & Hennessy, K. J. (1998) Soil Carbon Dynamics in Relation to Soil Surface Management and Cropping Systems in Australian Agroecosystems. In *Management of carbon Sequestration in Soil*, ed. R. Lal, J. M. Kimble, R. F. Follett and B. A. Stewart, pp. 175-193. CRC Press, Boca Ranton.

- Green (1987): Energy in Pesticide Manufacture, Distribution and Use. In: Helsel (Ed.): Energy in Plant Nutrition and Pest Control. Energy in World Agriculture, 2, Amsterdam.
- Grothaus, H. P., Ladewig, E. und W. Lücke (1996): Vergleich von Anbauverfahren mit und ohne Pflug bei Zuckerrüben anhand von Schlagkarteien und Anbaustatistiken. In: KTBL- Arbeitspapier 233: Aktuelle Arbeiten aus Landtechnik und landwirtschaftlichem Bauwesen: BML- Arbeitstagung '96. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt, S. 43-49.
- Hargreaves, G. H.; and Z. A. Samani (1985): Reference crop evaporation from temperature. Appl. Engr. in Agric. 1: 96-9.
- Harrach, T. (1993): Abschlußbericht zum Projekt Ökologische Begleituntersuchungen zur Flächenstilllegung. 120S. (unveröffentlicht)
- Haynes, R.J. (1986): The decomposition process: Mineralization, Immobilization, Humus, Formation, and Degradation. - In: Haynes, R.J. (Hrsg.): Mineral nitrogen in the plant-soil system. - Academic Press, Orlando, S. 52-126.
- Heyer, J (1994): Methan, Studie C. In: Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Bundestages (Hrsg.): Studienprogramm Landwirtschaft. Band 1, Economia Verlag, Bonn.
- Hinterthür, H., Gaiser, T. and Gaese, H. (1999): Simulation of the effects of water supply changes on the agricultural sector with respect to income and labor of rural families in the states of Ceará and Piauí. In: Knowledge Partnership: Challenges and perspectives for Research and education at the turn of the millenium Conference on Tropical and Subtropical Agriculture and Forestry, 14-15 October 1999, Abstracts. Berlin, Germany.
- Hoffer-French, K.J., Herman, J.S., (1989): Evaluation of Hydrological and Biological Influences on CO₂ Fluxes from a Karst Stream. Journal of Hydrology, 108: 189-212.
- Hoffmann, C., Lindén, S. und H.-J. Koch (1996): Influence of soil tillage on net N-mineralisation under sugar beet. Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde 159, S. 79-85.
- Höll, B. (2007): Die Rolle des Porenraums im Kohlenstoffhaushalt anthropogen beeinflusster Niedermoore des Donaurieds. Dissertation. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 79.
- Hollmann, P. (1994): Ökonomische Bewertung der Ergebnisse. In: Abschlußbericht des FuE-Vorhabens 87 UM 01 – Einführung von Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung in die Praxis, Institut für Betriebstechnik der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig, S. 137-153.
- Hooker, B. A., Morris, T. F., Peters, R. & Cardon, Z. G. (2006): Long-term Effects of Tillage and Corn Stalk Return on Soil Carbon Dynamics. Soil Sci.Soc.Am.J. 69, 188-196.
- Hope, D., Billett, M.F., Cresser, M.S. (1997): Exports of organic carbon in two river systems in NE Scotland. Journal of Hydrology, 1993: 61-82.
- Hope, D., Palmer, S.M., Billett, M.F., Dawson, J.J.C. (2004): Variations in dissolved CO₂ and CH₄ in a first-order stream and catchment: an investigation of soil-stream linkages. Hydrological Processes, 18: 3255-3275.
- Horne, D. J., Ross, C. W. & Hughes, K. A. (1992): Ten years of a maize/oats rotation under three tillage systems on a silt loam in New Zealand. 1. A comparison of some soil properties. Soil & Tillage Research 22, 132-143.

- Hudgens, D.R., Yavitt, J.B. (1997): Land use effects on soil methane and carbon dioxide fluxes in forests near Ithaca, New York. *Ecoscience*, 4(2): 214-222.
- Hussain, I., Olson, K. R. & Ebelhar, S. A. (1999): Long-term tillage effects on soil chemical properties and organic matter fractions. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 63, 1335-1341.
- Huston, M.A. (2001): Critical issues for improving predictions. In: Scott et al. (ed.). *Prediction species occurrences: Issues of accuracy and scale*. Island Press. Covelo: 7-21.
- IEOS (2002): User's Guide for the DNDC Model. (Version 7.7). Institute for Study of Earth, Oceans and Space, University of New Hampshire, NH, USA.
- IPCC – Intergovernmental Panel of Climate Change (1997): Revised 1996 IPCC Guidelines for National Green-house Gas Inventories. Reference Manual (Volume 3), Paris.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change- (2003): Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Institute for Global Environmental Strategies, Japan
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2003): Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry.
In: <http://dev.aspen.grida.no/jm/gpg/tool.htm>.
- IPCC. (1997): Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories reporting instructions (Vol. 1). In: Houghton, J.T.; L.G. Meira Filho; B.Lim; K. Treanton; I. Mamaty; Y. Bonduki; D.J.Griggs; B.A. Callender (Eds.) Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Izaurrealde, R.C., Williams, J.R., McGill, W.B., Rosenberg, N.J. & Quiroge Jakas, M.C. (2006). Simulating soil C dynamics with EPIC: Model description and testing against long-term data. *Ecological Modelling*, 192: 362-384.
- Jarecki, M. K. & Lal, R. (2005): Soil organic carbon sequestration rates in two long-term no-till experiments in Ohio. *Soil Science* 170, 280-291.
- Jitareanu, G., Ailincai, C. & Bucur, D. (2006): Influence of tillage systems on soil physical and chemical characteristics and yield in soybean and maize grown in the Moldavian Plain (North-Eastern Romania). International Soil Tillage Research Organisation 17th Triennial Conference – Kiel.1083-1088.
- Jobbagy, E. G. und R. G. Jackson (2000): The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.* 10, S. 423-436.
- John, B., Yamashita, T., Ludwig, B. & Flessa, H. (2005): Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma* 128, 63-79.
- Jones J.W., Tsuji G., Hoogenboom G., Hunt L.A., Thornton P.K., Wilkens P.W., Imamura D.T., Bowen, W.T. (CIP) and Singh U. (1998): Decision support system for agro-technology transfer: DSSAT v3. In: Tsuji G.Y. et al. (eds.), *Understanding Options for Agricultural Production*. Kluwer Academic Publishers, Boston. Pp. 157-177.
- Junge, A. & H. Marschner (1992): Begleitforschung zur Flächenstilllegung - Auswirkung von Flächenstilllegung auf Stickstoffdynamik in Böden, Nährstoffkreislauf und -bilanzen. – Endbericht Projektbereich „Pflanzen-ernährung“ am Institut für Pflanzenernährung, Universität Hohenheim, 36 + Anhang (unveröffentlicht)
- Kahnt, G. (1983): *Gründüngung*. - DLG-Verl., Frankfurt am Main, 2. verb. Aufl., 146 S.

- Kammann, C., Grünhage, L., Jäger, H.-J. (2001): A new soil air sampling technique to monitor concentrations of CH₄, N₂O and CO₂ at well defined depth in soils with heterogeneous water saturation. *European Journal of Soil Science*, 52: 297-303.
- Karlen, D. L., Kumar, A., Kanwar, R. S., Cambardella, C. A. & Colvin, T. S. (1998): Tillage systems on 15-year carbon-based and simulated N budget in a tile-drained Iowa field. *Soil & Tillage Research* 48, 155-165.
- Kazenwadel, G. (1999): Ökonomisch/ökologische Beurteilung von regionalen Agrar- und Umweltprogrammen in der Europäischen Union. *Agrarwirtschaft Sonderheft* 162, Agrimedia Verlag, Bergen/Dumme.
- Kazenwadel, G. und R. Doluschitz (1998): Modellierung auf Regionsebene durch Hochrechnung auf der Basis einzelbetrieblicher Kennzahlen. *Zeitschrift für Agrarinformatik* 1/98, S. 2-8.
- Kessavalou, A., Mosier, A. R., Doran, J. W., Drijber, R. A., Lyon, D. J., und O. Heinemeyer (1998): Atmospheric Pollutants and Trace Gases. Fluxes of Carbon Dioxide, Nitrous Oxide, and Methane in Grass Sod and Winter Wheat-Fallow Tillage Management. *J. Environ. Qual.* 27, S. 1024-1104.
- Kirchgessner, M., Windisch, W. und H.-L. Müller (1994): Methane release from dairy cows and pigs. In: *Publication – European Association for Animal Production*, Vol. 76.
- Knowles, R. (1993): Methane: Processes of production and consumption. In: Harper, L.A., Mosier, A.R., Dux-bury, J.M. (Hrsg) *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*. ASA Special Publication (55). 145-156.
- Koch-Rose, M.S., Reddy, K.R., Chanton, J.P. (1994): Factors Controlling Seasonal Nutrient Profiles in a Sub-tropical Peatland of the Florida Everglades. *Journal of Environmental Quality*, 2: 526-533.
- Kraftfahrtbundesamt (2007): CO₂-Emission - Benziner auf gutem Kurs. - Pressemitteilung Nr. 08 / 2007, 1 S.
- Kraska, P., Palys, E. & Jedruszczak, M. (2006): Conservation Tillage Systems and chemical Properties of sandy soil under Crops in Crop Rotation. *International Soil Tillage Research Organisation 17th Triennial Conference – Kiel*. 566-570
- KTBL – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft: (2004/05): *Daten für die Betriebskalkulation in der Landwirtschaft*, 19. Auflage, Darmstadt
- KTBL (2005). *Faustzahlen für die Landwirtschaft*. Darmstadt, 13. Auflage.
- Lal, R. (2004): Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1-22.
- Landwirtschaftliches Wochenblatt – Westfalen-Lippe (2004-2006): *Preise für Heu und Stroh an Handel*. H 4446, Heft 50, 2004 – H 4446, Heft 15, 2006, Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster.
- Landwirtschaftliches Wochenblatt – Westfalen-Lippe (2006): *Stufenplan für Biosprit-Steuern*. H 4446, Heft 27, 2006, Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster, S. 13.
- LAP – Landesanstalt für Pflanzenbau (2001): *Systemvergleich Bodenbearbeitung 1995-2000*, Forchheim, 3/2001.

- LAP-BW - Landesanstalt für Pflanzenbau Baden-Württemberg, Hrsg. (2001): Einfluss verschiedener Verfahren der Bodenbearbeitung auf Bestandesentwicklung, Pflanzenschutz, Ertrag, Qualität, Nitratgehalte im Boden sowie auf die Wirtschaftlichkeit im Ackerbau - Versuchsbericht über das Forschungsprojekt "Ökologische Auswirkungen von Verschiedenen Bodenbearbeitungsverfahren - Teilbereich Pflanzenbau". - Informationen für die Pflanzenproduktion, Sonderheft 3/2001, 55 S.
- LAP-BW - Landesanstalt für Pflanzenbau Baden-Württemberg, Hrsg. (2005): Der heimliche Verlust der Boden-fruchtbarkeit durch Wassererosion. - Arbeitshilfen für die Umweltgerechte Landbewirtschaftung, Nr. 1, 29 S.
- Lehmann, A. (1996): Charakterisierung von Wasser- und Stofftransport in verschiedenen strukturierten Böden Südwestdeutschlands. - Hoh. Bodenkundl.Hefte 34
- LfU (2002): Landnutzungskarte (LANDSAT 2000). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, Germany.
<http://www2.lfu.baden-wuerttemberg.de/wwwudk/UDKServlet>
- LGRB (1995): Bodenübersichtskarte Baden-Württemberg. Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg, Freiburg i.B., Germany.
- Löthe, K. (1999): Strategien zur Vermeidung von Gasemissionen aus verschiedenen landwirtschaftlichen Betriebssystemen. Wissenschaftsverlag Vauk, Kiel.
- Lundegardh, H. (1927): Carbon dioxide evolution of soil and crop growth. -Soil Sci. 23, 417-453
- Madejon, E., Moreno, F., Murillo, J. M. & Pelegrin, F. (2006): Long Term impact of conservation tillage under semi-arid mediterranean conditions: effect on soil biochemical properties. International Soil Tillage Research Organisation 17th Triennial Conference – Kiel. 663-668.
- Magnusson T. (1994): Studies of the soil atmosphere and related physical characteristics in peat forest soils. For-est Ecology and Management, 67: 203-224.
- Mahboubi, A. A., Lal, R. & Faussey, N. R. (1993): Twenty-eight years of tillage effects on two soils in Ohio. Soil Sci.Soc.Am.J. 57, 506-512.
- Märländer, B. (1978): Wirkung reduzierter Grundbodenbearbeitung auf die Ertragsbildung von Zuckerrüben. Dissertation, Göttingen.
- Marschner, B & Stahr, K. (1992): Auswirkungen von Flächenstillegungen auf Bodeneigenschaften - Literaturübersicht. Informationen zur Raumentwicklung 7.1992 (Flächenstillegung), 579-600.
- Meudt M. (1999): Weiterentwicklung und Anwendung eines Umweltindikatoren- und Politikinformationssystems für die Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland: Dargestellt am Beispiel der Treibhausproblematik. Shaker Verlag, Aachen.
- Meybeck, M., Helmer, R. (1989): The quality of rivers: from pristine stage to global pollution Global Planet Change, 1: 283-309.
- MLR-BW = Ministerium für ländlichen Raum Baden-Württemberg, Hrs. (2002): Nitratverluste vom Acker durch Auswaschung. - Arbeitshilfen für die Umweltgerechte Landbewirtschaftung, 31 S. (Druckvorlage)
- Moreno, F., Murillo, J. M., Pelegrin, F. & Giron, I. F. (2006): Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss of total CaCO₃. Soil & Tillage Research 85, 86-93.

- Mosier, A.R. (1998): Soil processes and global change. *Biology & fertility of soils*. 221-229.
- Motz; I., I. Koch, H.D. Kutzbach und K. Stahr (2001): Erfassung klimarelevanter Spurengase – Klimatisierte Plexiglaskammern zur Messung von Bodenatmung und Spurengasen in ungestörten Pflanzenbeständen. *Landtechnik*, 56, Heft 1, S. 34-35.
- Mühlbachova, G., Ruzek, P. & Kralova, M. (2006): The effects of conventional, reduced and no-tillage practices on the microbial and physical soil characteristics. *International Soil Tillage Research Organisation 17th Tri-ennial Conference – Kiel*. 629-634
- Murillo, J. M., Moreno, F., Pelegrin, F. & Fernandes, J. E. (1998): Responses of sunflower to traditional and conservation tillage under rainfed conditions in southern Spain. *Soil & Tillage Research* 49, 233-241.
- Neufeldt (2005): Carbon Stocks and Sequestration Potentials of Agricultural Soils in the Federal State of Baden-Württemberg, SW Germany. – *J Plant Nurt. Soil Sci.* 168: 202-211
- Nitzsche, O. & Schmidt, W. (2002): Entwicklung bodenphysikalischer Parameter sowie der Humus- und Nähr-stoffverteilung in Ackerböden bei dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung. *Infodienst für Beratung und Schule der Sächsischen Agrarverwaltung* 10/02, 62-72.
- Nitzsche, O., W. Schmidt & W Richter (2000): Minderung des P-Abtrags von Ackerflächen durch konservierende Bodenbearbeitung. *Mittlg. Bodenkdl. Ges.* 92, 178-181
- Norman, J., R. Garcia & S. Verma (1992): Soil surface CO₂-Fluxes and the carbon budget of a grassland. - *Journal of Geophysical Research* 97D, 18845-18853
- Over, R. & H. Nussbaum (2003): Kalkulationsdaten Futterbau - Grünland / Ackerfutter Ernte 2003: Deckungs-beiträge Vollkosten. - *Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der Ländlichen Räume Baden-Württemberg*, 48 S.
- Ozpinar, S. & Cay, A. (2006): Effect of different tillage systems on the quality and crop productivity of a clay-loam soil in semi-arid north-west Turkey. *Soil & Tillage Research* 88, 95-106.
- Parton W.J. (1996): The CENTURY model. In D.S. Powlson, P. Smith, and J.U. Smith, editors. *Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets*. NATO ASI Series, Vol. I 38, Springer-Verlag, Berlin, Germany. S. 283-293
- PARTON, W.J.; D.S. OJIMA; C.V. COLE; AND D.S. SCHIMEL (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.
- Patyk, A. und G. A. Reinhardt (1997): *Düngemittel - Energie und Stoffstrombilanzen*. Vieweg Verlag, Braunschweig/Wiesbaden.
- Paul, E. A., Collins, H. P., Paustian, K., Elliott, E. T., Frey, S., Juma, N., Janzen, H., Campbell, C. A., Zentner, R. P., Lafond, G. P. & Moulin, A. P. (2004): Managmet effects on the dynamics and storage rates of organic matter in long-term crop rotations. 27. *Can.J.Soil Sci.* 49-61.
- Pierce, F. J., Fortin, M.-C. & Staton, M. J. (1994): Periodic Plowing Effects on Soil Properties in a No-Till Farming System. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 58, 1782-1787.

- Post, W.M., Peng, T.H., Emanuel, W.R., King, A.W., Dale, V.H., DeAngelis, D.L. (1990): The global carbon cycle. *American Scientist* 78, 310-326.
- Potter, K. N., Torbert, H. A., Jones, O. R., Matocha, J. E., Morrison, J. E. & Unger, P. W. (1998): Distribution and amount of soil organic C in long-term management systems in Texas. *Soil & Tillage Research* 47, 309-321.
- Puget, P., Lal, R., Izaurralde, C., Post, M. & Owens, L. (2005): Stock and Distribution of Total and Corn-Derived Soil Organic Carbon Aggregate and Primary Particle Fractions for Different Land Use and Soil Management Practices. *Soil Science* 170, 256-279.
- Pumpanen, J., Ilvesniemi, H., Perämäki, M., Hari, P. (2003b): Seasonal patterns of soil CO₂ efflux and soil air CO₂ concentration in a Scots pine forest: comparison of two chamber techniques. *Global Change Biology*, 9: 371-382.
- Rasmussen, P. E. & Rohde, C. R. (1988): Long-term tillage and nitrogen fertilisation effects on organic nitrogen and carbon in a semiarid soil. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 52, 1114-1117.
- Reicosky, D.C., Kemper, W.D., Langdale, G.W., Douglas, C.L., Rasmussen, P.E. (1995): Soil organic matter changes resulting from tillage and biomass production. *J. Soil Water Conserv.* 50, 253-261.
- Reinhardt, G. A. (1993): Energie- und CO₂-Bilanzierung nachwachsender Rohstoffe. Theoretische Grundlagen und Fallstudie Raps. Friedr. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH, Braunschweig/Wiesbaden, S. 63 ff.
- Riley, H. C. F., Bleken, M. A., Abrahamsen, S., Bergjord, A. K. & Bakken, A. K. (2005): Effects of alternative tillage systems on soil quality and yield of spring cereals on silty loam and sandy loam soils in the cool, wet climate of central Norway. *Soil & Tillage Research* 80, 79-93.
- Ritchie J.T. (1997): CERES Wheat 2.0. http://nowlin.css.msu.edu/wheat_book/
- Röder, C (2007): Carbon Sequestration in S-W German Soils as affected by Agricultural Management – Validation of the EPIC Model Environmental. Master Thesis in “Protection and Agricultural Food Production ENVIROFOOD” at the University of Hohenheim / Germany, Institute for Soil Science and Land Evaluation, 114 p. (unpublished)
- Rusu, T., Gus, P., Bogdan, I. & Rusu, A. (2006): Influence of minimum tillage systems on different soil properties. *International Soil Tillage Research Organisation 17th Triennial Conference – Kiel.* 540-545.
- Sa, J. C. d. M., Cerri, C. C., Dick, W. A., Lal, R., Filho S.P.V., Piccolo, M. C. & Feigl, B. E. (2001): Organic Matter Dynamics and Carbon Sequestration Rates for a Tillage Chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 65, 1486-1499.
- Sainju, U. M., Singh, B. P. & Whitehead, W. F. (2002): Long-term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilisation on organic carbon and nitrogen concentration in sandy loam soils in Georgia, USA. *Soil & Tillage Research.* 63. 167-179.
- Salinas-Garcia, J. R., Hons, F. M. & Matocha, J. E. (1997): Long-Term Effects of Tillage and Fertilisation on Soil Organic Matter Dynamic. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 61, 152-159.
- SAS (1998):. SAS System for Windows, Version 6.12. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- SAS Institute. 2002. SAS/STAT. Version 9.0 for Windows. SAS Institute, Inc., Cary, NC, USA.

- Sauer, N. und R. Uhte (2002): Standarddeckungsbeiträge 2000/2001. KTBL Arbeitspapier.
- Sauerbeck, D.R. (2001): CO₂ emissions and C sequestration by agriculture – perspectives and limitations. - *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 253-266.
- Schäfer, M. (2006): Abschätzung der Emissionen klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft Baden-Württembergs und Bewertung von Minderungsstrategien unter Nutzung eines ökonomisch-ökologischen Regionalmodells. Shaker Verlag, Aachen.
- Schilling, G. (2000). Pflanzenernährung und Düngung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Schlichting, E., Blume, H.P., Stahr, K. (1995): *Bodenkundliches Praktikum*, 2nd edn. Blackwell, Berlin
- Schmid, E., Balkovic, J., Moltchanova, E., Skalsky, R., Poltarska, K., Müller, B., and Bujnovsky, R. (2006): BIOPHYSICAL PROCESS MODELING FOR EU25: CONCEPT, DATA, METHODS, AND RESULTS. International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria. 76p.
- Schultz, R. (2005): Ecosystem respiration of restored and degraded fen sites in the Donauried, Southern Germany. Masterarbeit, TU München, Freising-Weihenstephan. p. 64.
- Schulze, E.-D. (2007): Kyoto-Protokoll: Untersuchung von Optionen für die Weiterentwicklung der Verpflichtungen für die 2. Verpflichtungsperiode, Teilvorhaben „Senken in der 2. Verpflichtungsperiode“. Bundesumweltamt (Hrsg.): *Climate Change 02/07*. ISSN 1862 – 4359.
- Schürer, E., Plessner, J. (1997): Geschlossene Meßkammer zur Bestimmung von Spurengasemissionen. *Landtechnik*, 2, p. 80-81.
- Shahbazi, A. und Y. Goswami (1986): On-Farm and Off-Farm Energy Use. In: GOSWAMI (Ed.): *Alternative Energy in Agriculture*. Vol. 1, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Sigfusson, B., Paton, G.I., Gislason, S.R. (2006): The impact of sampling techniques on soil pore water carbon measurements of an Icelandic Histic Andosol. *Science of the Total Environment*, 396: 203-219.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K. (2000): Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.* 32, 2099-2103.
- Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S.M., Sa, J.C.D., Albrecht, A. (2002): Soil organic matter, biota, and aggregation in temperate and tropical soils-Effects of no-tillage. *Agronomie* 22, 755-775.
- Smith, P. (2005): An overview of the permanence of soil organic carbon stocks: influence of direct human-induced, indirect and natural effects. - *European Journal of Soil Science* 56, 673-680.
- Smith, P., Goulding, K.W., Smith, K.A., Powlson, D.S., Smith, J.U., Falloon, P., Coleman, K. (2001): Enhancing carbon sink in European soils: including trace gas fluxes in estimates of carbon mitigation potential. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 60, 237-252.
- Sommer, C. und M. Zach (1993): Grundbodenbearbeitung mit nicht wendender Lockerung. In: KTBL-Arbeitspapier 190: Ergebnisse von Versuchen zur Bodenbearbeitung und Bestellung. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt, S. 35-42.
- Sorrell, B.K., Downes, M.T., Stanger, C.L. (2002): Methanotrophic bacteria and their activity on submerged aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, 72: 107-119.

- StaLa (2003): Bodennutzung in den Gemeinden und Bezirken der Ämter für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur Baden-Württemberg 1999. Statistische Berichte Baden-Württemberg, Agrarwirtschaft 16/00. Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, Stuttgart, Germany. 63 S.
- Staley, T. E., Edwards, W. M., Scott, C. L. & Owens, L. B. (1988): Soil Microbial Biomass and Organic Component Alterations in a No-Tillage Chronosequence. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 52, 998-1005.
- Statistisches Jahrbuch (2004): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Hrsg.: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (2007): Umwelt, Verkehr, Energie – Die wichtigsten Fakten auf einen Blick. - <http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de/UmweltVerkehr/Landeskennzahlen.asp>, (13.2.2007), 4 S.
- STMLF – Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten (2005): Cross Compliance 2005. Infobroschüre.
- Stockfisch, N., T. Forstreuter, W. Ehlers (1999): Ploughing effects on soil organic matter after twenty years of conservation tillage in Lower Saxony, Germany. - *Soil & Tillage Research* 52, 91-101.
- Strack, M., Waddington, J.M., Tuittila, E.-S. (2004): Effect of water table drawdown on northern peatland methane dynamics. Implications for climate change. *Global Biogeochemical Cycles*, 18. GB4003.
- Strebel, O., J. Bötcher & H.M. Duynisveld (1988): Quantitative und qualitative Veränderungen im A-Horizont von Sandböden nach Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland. - *Z.Pflanzenähr.Bodenk.* 151, 341-347
- Tebrügge, F. (1994): Beurteilung von Bodenbearbeitungssystemen unter den Aspekten von Bodenschutz und Ökonomie. In: Tebrügge, F. & M. Dreier (Hrsg.): Beurteilung von Bodenbearbeitungssystemen hinsichtlich ihrer Arbeitseffekte und deren langfristigen Auswirkungen auf den Boden. Wiss. Fachverlag Dr. Fleck, Gießen.
- Torbert, H. A., Prior, S. A. & Runion, G. B. (2004): Impact of the return to cultivation on carbon (C) sequestration. *J.of Soil and Water Conservation* 59, 8.
- Triebe, S. (2007): Möglichkeiten zur Verminderung von Treibhausgasen aus der Landwirtschaft in den Bundesländern Brandenburg und Niedersachsen. Dissertation, Hohenheim (im Druck).
- Ulrich, S., Hofmann, B., Tischer, S. & Christen, O. (2006): Influence of tillage on soil quality in a long-term trial in Germany. *International Soil Tillage Research Organisation 17th Triennial Conference – Kiel.* 534-539
- USDA (1990): EPIC - Erosion/Productivity Impact Calculator. 1. Model Documentation. U.S. Department of Agriculture. Technical Bulletin No. 1768. Washington D.C., USA, 235 S.
- VDZ – Verein der Zuckerindustrie (2003): Jahresbericht 2003, Bonn, S.115.
- Vinten, A. J. A., Ball, B. C., O'Sullivan, M. F. und J. K. Henshall (2002): The effects of cultivation method, fertilizer input and previous sward type on organic C and N storage and gaseous losses under spring and winter barley following long-term leys. *Journal of Agricultural Science*, 139, S. 231-243.

- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G. (1997): Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecol. Appl.* 7, 737-750.
- West, T. O. & Post, W. M. (2002): Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation: A Global Data Analysis. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 66. 1930-1946.
- West, T.O. & W.M. Post (2002): Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation: A Global Data Analysis. – *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1930-1946
- 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
- Williams, J.R., P.T. Dyke & C.A. Jones (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.
- Wright, A. L. & Hons, F. M. (2005): Soil Carbon and Nitrogen Storage in Aggregates from Different Tillage and Crop Regimes. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 69, 141-147.
- Yang, X. M. & Kay, B. D. (2001): Rotation and tillage effects on soil organic carbon sequestration in a typical Hapludalf in Southern Ontario. *Soil & Tillage Research* 59, 107-114.
- Yang, X. M. & Wander, M. M. (1999): Tillage effects on soil organic carbon distribution and storage in a silt loam soil in Illinois. *Soil & Tillage Research* 52, 1-9.
- Young, R., Wilson, B. R., McLeod, M. & Alston, C. (2005): Carbon storage in the soils and vegetation of contrasting land uses in northern New South Wales, Australia. *Australian J.of Soil Research* 43, 21-31.
- Yu, K., Faulkner, S.P., Patrick, W.H. Jr. (2006): Redox potential characterization and soil greenhouse gas concentration across a hydrological gradient in a Gulf coast forest. *Chemosphere*, 62: 905-914.
- Zhang, S., Gan, W.-B., Ittekkot, V. (1992): Organic matter in large turbid rivers: the Huanghe and its estuary. *Marine Chemistry*, 38: 53-68.
- ZMP – Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle (2004a): ZMP-Marktbilanz Getreide, Ölsaaten, Futtermittel. Bonn.
- ZMP – Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle (2004b): ZMP-Marktbilanz Kartoffeln. Bonn.
- ZMP – Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle (2004c): ZMP-Marktbilanz Vieh und Fleisch. Bonn.
- ZMP – Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle (2004d): ZMP-Marktbilanz Eier und Geflügel. Bonn.

Anhang 1: Materialien zum Bericht

Tabelle A1_1: Organische Bodensubstanz (SOC) und gesamt N Konzentrationen sowie pH und Lagerungsdichte für die drei Beprobungstiefen im Oberboden unter Pflugbewirtschaftung (PT) reduzierter Bodenbearbeitung (RT) und Grünland/Brache (GL) von den Untersuchungsstandorten der lokalen Arbeitsebene in Baden-Württemberg. Die Buchstaben a, b, c kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Maßnahmen bei $\alpha=0,05$

Name / No. of Site	Dep. (cm)	SOC (g kg ⁻¹)			Total N (g kg ⁻¹)			pH			Bulk Density (g/cm ³)		
		PT	RT	GL	PT	RT	GL	PT	RT	GL	PT	RT	GL
Edelweiler / 311	0-5	21.1 c	26.2 b	29.9 a	1.79 c	2.24 b	2.57 a	5.31 a	4.60 c	4.97 b	1.19 a	1.19 a	1.16 a
	5-10	21.1 c	25.7 a	22.6 b	1.79 c	2.27 a	2.07 b	5.31 a	4.83 b	4.75 b	1.19 b	1.07 c	1.26 a
	10-20	21.1 b	24.3 a	20.4 b	1.79 b	2.24 a	1.89 b	5.31 a	4.99 b	4.84 b	1.19 b	1.16 b	1.26 a
Biberach / 602	0-5	14.0 c	20.3 b	30.0 a	1.35 c	1.78 b	2.57 a	5.94 b	6.30 a	5.57 c	1.34 a	1.07 c	1.19 b
	5-10	14.0 c	17.9 b	20.3 a	1.35 c	1.64 b	1.89 a	5.94 b	6.42 a	5.34 c	1.34 a	1.38 a	1.34 a
	10-20	14.0 b	12.1 c	15.8 a	1.35 b	1.22 c	1.53 a	5.94 a	6.08 a	5.28 b	1.34 b	1.44 a	1.49 a
Hechingen / 711	0-5	40.8 b	45.5 b	57.0 a	3.94 c	4.49 b	5.28 a	7.30 a	7.20 a	6.49 b	1.03 a	0.87 b	1.03 a
	5-10	40.8 b	41.9 ab	45.7 a	3.94 b	4.33 a	4.38 a	7.30 a	7.24 a	6.46 b	1.03 b	0.98 b	1.20 a
	10-20	40.8 a	40.6 a	39.7 a	3.94 a	3.92 a	3.99 a	7.30 a	7.27 a	6.53 b	1.03 b	1.09 b	1.25 a
Oberndorf / 712	0-5	18.9 c	27.1 b	31.5 a	2.00 b	2.91 a	3.06 a	7.33 a	7.16 b	7.10 b	1.28 a	0.97 c	1.14 b
	5-10	18.9 b	23.2 a	19.4 b	2.00 b	2.61 a	2.14 b	7.33 a	7.14 b	7.20 ab	1.28 ab	1.31 a	1.21 b
	10-20	18.9 a	19.6 a	18.6 a	2.00 a	2.14 a	2.08 a	7.33 a	7.16 b	7.21 b	1.28 b	1.40 a	1.30 b
Ihinger hof / 105	0-5	9.9 b	12.1 a	12.9 a	1.11 b	1.30 a	1.35 a	7.11 a	7.23 a	6.47 b	1.19 b	1.01 c	1.42 a
	5-10	9.7 b	11.0 a	9.4 b	1.09 ab	1.24 a	1.00 b	7.15 a	7.28 a	6.86 b	1.16	1.17	1.49
	10-20	9.6 a	9.1 a	9.3 a	1.12 a	1.01 a	0.93 a	7.18 a	7.12 a	7.01 a	1.22 b	1.44 a	1.48 a
Odenheim / 103	0-5	6.0 c	8.0 b	18.8 a	0.65 c	0.88 b	1.97 a	7.62 a	7.54 b	7.24 c	1.21 a	1.10 a	1.16 a
	5-10	6.0 b	7.5 b	13.2 a	0.65 b	0.82 b	1.51 a	7.62 a	7.58 a	7.34 b	1.21 b	1.28 ab	1.36 a
	10-20	6.0 b	5.6 b	9.3 a	0.65 b	0.61 b	1.08 a	7.62 a	7.62 a	7.40 b	1.21 b	1.42 a	1.45 a
Untergrombach / 211	0-5	10.1 b	11.4 b	42.0 a	1.07 b	1.13 b	4.43 a	7.23 a	7.18 a	6.79 a	1.49 a	1.03 b	0.96 b
	5-10	10.1 b	10.5 b	34.4 a	1.07 b	1.07 b	3.81 a	7.23 a	7.21 a	6.87 a	1.49 a	1.49 a	1.06 b
	10-20	10.1 b	8.0 c	27.4 a	1.07b	0.84 c	3.34a	7.23 a	7.30 a	7.05 a	1.49 b	1.68 a	1.19 c
Dossenheim / 101	0-5	11.6	12.2	19.6	1.2	1.3	2.00	7.20	7.10	7.16	1.17	1.18	1.41
	5-10	12.2	12.2	14.2	1.2	1.2	1.49	7.20	7.10	7.25	1.17	1.18	1.60
	10-20	12.8	10.5	12.1	1.2	1.1	1.37	7.20	7.10	7.26	1.46	1.30	1.64
Efringen-Kirchen / 201	0-5	25.0	29.1	39.0	2.4	2.7	3.89	6.1	6.2	5.37	1.06	1.02	0.92
	5-10	25.0	29.7	31.8	2.4	2.7	3.38	6.1	6.2	5.34	1.06	1.02	1.06
	10-20	25.0	28.5	27.7	2.4	2.7	3.05	6.3	6.0	5.37	1.14	1.06	1.19
Weikersheim / 811	0-5	16.5 b	18.2 b	24.0 a	1.78 b	1.73 b	2.57 a	6.71 ab	6.37 b	6.95 a	1.32 a	1.22 b	1.12 c
	5-10	16.5 a	12.5 b	18.5 a	1.78 a	1.39 b	2.05 a	6.71 a	6.63 a	6.98 a	1.32 b	1.49 a	1.17 c
	10-20	16.5 a	10.8 b	12.6 b	1.78 a	1.21 b	1.51 ab	6.71 a	6.68 a	7.07 a	1.32 b	1.46 a	1.43 a
Grünsfeld / 801	0-5	17.4	27.3	27.8	1.9	2.9	2.86	7.30	7.30	7.24	1.07	1.05	1.07
	5-10	19.8	26.2	18.8	2.1	2.7	2.23	7.20	7.30	7.33	1.07	1.05	1.25
	10-20	19.8	19.8	15.7	2.2	2.1	1.92	7.20	7.30	7.38	1.15	1.35	1.32
Eisighof / 411	0-5	22.5 b	24.2 b	27.5 a	2.26 b	2.31 b	2.86 a	6.55 b	7.15 a	6.69 ab	1.20 b	1.27 b	1.53 a
	5-10	22.5 a	23.4 a	18.2 b	2.26 a	2.25 a	1.96 a	6.55 b	7.19 a	6.83 ab	1.20 c	1.36 b	1.47 a
	10-20	22.5 a	20.0 a	16.3 b	2.26 a	2.10 a	1.91 a	6.55 b	7.25 a	7.08 a	1.20 b	1.41 a	1.34 a
Kirchhausen / 104	0-5	9.3 b	11.9 a		1.07 b	1.41 a		7.41 a	7.59 a		1.1 a	0.99 a	
	5-10	9.5 b	11.8 a		1.07 b	1.42 a		7.49 a	7.63 a		1.28 a	1.29 a	
	10-20	9.52 a	9.50 a		1.04 a	1.17 a		7.36 a	7.58 a		1.32 b	1.47 a	
Mittelwert	0-5	17.2 b	21.0 b	30.0 a	1.73 b	2.08 b	2.95 a						
	5-10	17.4 a	19.5 a	22.2 a	1.75 a	1.97 a	2.33 a						
	10-20	17.4 a	16.8 a	18.7 a	1.75 a	1.72 a	2.05 a						

Tabelle A1_2: Zusammengefasste Ergebnisse der Feldmessungen und EPIC-Simulationsergebnisse auf lokaler Ebene zwecks EPIC-Kalibrierung

Standort	Management ¹⁾	gemessen in 2004	Maßnahmen beginn	Start kultur ²⁾	Simulations- dauer	EPIC- Simulati- on mit GL- Dauer	EPIC- Simulati- on mit RT- Dauer	gemessene Differenz ³⁾ RTm-PTm bzw. GLm-PTm	simulierte Differenz ³⁾ PTs-PTm bzw. GLs-PTs	simulierte Differenz ³⁾ PTs-PTm bzw. GLs-PTs
						Mg C/ha 0-20 cm	Mg C/ha 0-20 cm	Mg C/ha*a 0-20 cm	Mg C/ha*a 0-20 cm	Mg C/ha*a 0-20 cm
		Mg C/ha 0-20 cm	Jahr		Jahre	Mg C/ha 0-20 cm	Mg C/ha 0-20 cm	Mg C/ha*a 0-20 cm	Mg C/ha*a 0-20 cm	Mg C/ha*a 0-20 cm
Biberach	PT	35,3	1995	s	s.RT/GL	42,2	42,1	-	0,69	0,68
Untergrombach	PT	29,0	1985	s	s.RT/GL	39,8	38,1	-	0,54	0,46
Eisighof	PT	52,8	2000	s	s.RT/GL	56,6	56,4	-	0,75	0,72
Edelweiler	PT	49,0	2001	s	s.RT/GL	50,7	46,7	-	0,42	-0,56
Hechingen	PT	81,2	1989	s	s.RT/GL	78,4	72,4	-	-0,18	-0,55
Weikersheim	PT	43,4	1989	s	s.RT/GL	47,0	49,0	-	0,23	0,35
Ihinger hof	PT	23,3	2001	w	s.RT/GL	25,6	25,2	-	0,58	0,46
Odenheim	PT	14,5	1985	w	s.RT/GL	26,4	16,8	-	0,60	0,12
Kirchhausen	PT	23,7	1995	s	s.RT/GL	26,5	26,3	-	0,28	0,26
Efringen-Kirchen	PT	52,4	1990	s	s.RT/GL	58,4	57,7	-	0,40	0,35
Oberndorf	PT	48,4	1992	s	s.RT/GL	45,9	45,7	-	-0,19	-0,21
Grunsfeld	PT	38,2	1995	s	s.RT/GL	42,7	42,5	-	0,45	0,43
Dossenheim	PT	23,4	2001	w	s.RT/GL	33,2	33,5	-	2,46	2,54
Biberach	RT	38,3	1995	s	10	-	44,0	0,30	-	0,18
Untergrombach	RT	26,9	1988	s	17	-	34,9	-0,12	-	-0,19
Eisighof	RT	56,0	2000	s	5	-	61,9	0,63	-	1,09
Edelweiler	RT	55,9	1990	s	15	-	46,9	0,46	-	0,01
Hechingen	RT	81,9	1987	w	19	-	92,2	0,04	-	1,10
Weikersheim	RT	36,2	1990	s	15	-	42,6	-0,48	-	-0,42
Ihinger hof	RT	25,6	1999	w	7	-	27,1	0,38	-	0,32
Odenheim	RT	17,1	1995	w	11	-	19,4	0,27	-	0,25
Kirchhausen	RT	27,4	1995	s	10	-	29,5	0,37	-	0,32
Efringen-Kirchen	RT	57,2	1995	s	10	-	62,5	0,48	-	0,49
Oberndorf	RT	55,3	1995	s	10	-	50,2	0,70	-	0,45
Grunsfeld	RT	49,3	1995	s	10	-	47,3	1,10	-	0,47
Dossenheim	RT	21,2	1995	w	11	-	39,2	-0,22	-	0,56
Biberach	GL ⁴⁾ - F0,25	52,0	1995	s	10	55,6	-	1,67	1,35	-
Untergrombach	GL	69,0	1935	s	70	67,8	-	0,57	0,40	-
Eisighof	GL	54,0	2000	s	5	58,6	-	0,22	0,40	-
Edelweiler	GL	54,5	2001	s	4	52,2	-	1,39	0,39	-
Hechingen	GL	106,4	1989	s	16	108,4	-	1,58	1,88	-
Weikersheim	GL	42,0	1989	s	16	61,4	-	-0,09	0,90	-
Ihinger hof	GL	30,0	2001	s	4	29,7	-	1,68	1,03	-
Odenheim	GL	33,4	1985	s	20	29,6	-	0,95	0,16	-
Kirchhausen	GL	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Efringen-Kirchen	GL	69,4	1990	s	15	91,1	-	1,13	2,18	-
Oberndorf	GL	53,7	1992	s	13	76,5	-	0,41	2,36	-
Grunsfeld	GL	42,7	1995	s	10	53,5	-	0,44	1,07	-
Dossenheim	GL	44,9	2001	s	4	41,5	-	5,38	2,08	-

1) PT = Pflug, RT = Reduzierte Bodenbearbeitung, GL = Grünland/ Brache

2) s = Sommerung, w = Winterung (bei Simulationsbeginn mit Winterung ist Simulationsstart auf das Vorjahr festzusetzen)

3) Xm = gemessen, Xs = simuliert

4) Wurde mit 25% Düngung des benachbarten Ackers simuliert, da Ackerrandstreifen

Tabelle A1_3: Regionale Treibhausgasemissionen - Ergebnisse der einzelnen Modellszenarien (nach IPCC)

Referenz 2013	Einheit	VGG1	VGG2	VGG3	VGG4	VGG5	VGG6	VGG7	VGG8	BW Gesamt
Fläche	ha	234719	199167	114950	228717	52790	249210	173107	191230	1443892
Deckungsbeitrag	€/ha	1.209	1.531	1.310	1.152	2.114	1.596	1.381	1.310	1.386
Emissionen nach Einzelgasen										
N ₂ O gesamt	kg/ha	5,9	5,2	3,4	4,2	5,2	6,0	5,1	6,5	5,3
CH ₄ gesamt	kg/ha	44	36	112	76	223	105	102	54	79
CO ₂ gesamt	kg/ha	1.175	914	636	825	1.279	1.325	933	1.395	1.070
Gesamtemissionen in CO ₂ -Äquivalenten										
Summe THGE (GWP 100)	kg/ha	3.920	3.278	4.034	3.738	7.559	5.394	4.658	4.538	4.370
vermiedene THGE in CO ₂ -Äquivalenten										
Summe KSS (GWP 100)	kg/ha	768	635	194	563	68	910	678	1.039	696
Gesamtbilanz in CO ₂ -Äquivalenten										
Saldo THGE (GWP 100)	kg/ha	3.153	2.643	3.839	3.176	7.491	4.484	3.979	3.498	3.674
Szenario Boden_I										
Deckungsbeitrag	€/ha	1.195	1.510	1.305	1.140	2.158	1.583	1.367	1.291	1.374
Emissionen nach Einzelgasen										
N ₂ O gesamt	kg/ha	6,0	5,4	3,4	4,1	5,3	5,6	5,0	6,5	5,3
CH ₄ gesamt	kg/ha	43	35	115	74	227	102	99	55	78
CO ₂ gesamt	kg/ha	1.073	893	608	758	1.243	1.044	870	1.282	966
Gesamtemissionen in CO ₂ -Äquivalenten										
Summe THGE (GWP 100)	kg/ha	3.827	3.300	4.059	3.584	7.641	4.943	4.522	4.455	4.233
vermiedene THGE in CO ₂ -Äquivalenten										
Summe KSS (GWP 100)	kg/ha	1.972	1.749	565	1.565	247	2.132	1.554	2.512	1.751
Gesamtbilanz in CO ₂ -Äquivalenten										
Saldo THGE (GWP 100)	kg/ha	1.855	1.552	3.493	2.019	7.394	2.811	2.968	1.943	2.482
Szenario Boden_II										
Deckungsbeitrag	€/ha	1.266	1.567	1.316	1.203	2.157	1.640	1.415	1.370	1.430
Emissionen nach Einzelgasen										
N ₂ O gesamt	kg/ha	6,1	5,2	3,4	4,2	5,3	6,2	5,1	6,6	5,4
CH ₄ gesamt	kg/ha	43	35	113	75	226	104	101	56	78
CO ₂ gesamt	kg/ha	1.085	888	617	762	1.201	1.210	894	1.297	1.000
Gesamtemissionen in CO ₂ -Äquivalenten										
Summe THGE (GWP 100)	kg/ha	3.891	3.252	4.045	3.635	7.584	5.313	4.579	4.513	4.320
vermiedene THGE in CO ₂ -Äquivalenten										
Summe KSS (GWP 100)	kg/ha	1.885	1.597	466	1.406	173	1.908	1.433	2.349	1.605
Gesamtbilanz in CO ₂ -Äquivalenten										
Saldo THGE (GWP 100)	kg/ha	2.006	1.656	3.579	2.229	7.410	3.405	3.145	2.164	2.715

Tabelle A1_4: Regionale Treibhausgasemissionen - Ergebnisse der einzelnen Modellszenarien (nach EPIC)

Referenz 2013	Einheit	VGG1	VGG2	VGG3	VGG4	VGG5	VGG6	VGG7	VGG8	BW Gesamt		
Fläche	ha	234719	199167	114950	228717	52790	249210	173107	191230	1443892		
Deckungsbeitrag	€/ha	1.209	1.531	1.310	1.152	2.114	1.596	1.381	1.310	1.386		
		Emissionen nach Einzelgasen										
N ₂ O gesamt	kg/ha	5,9	5,2	3,4	4,2	5,2	6,0	5,1	6,5	5,3		
CH ₄ gesamt	kg/ha	44	36	112	76	223	105	102	54	79		
CO ₂ gesamt	kg/ha	1.175	914	636	825	1.279	1.325	933	1.395	1.070		
Summe THGE (GWP 100)	kg/ha	3.920	3.278	4.034	Gesamtemissionen in CO ₂ -Äquivalenten		3.738	7.559	5.394	4.658	4.538	4.370
Summe KSS (GWP 100)	kg/ha	768	635	194	vermiedene THGE in CO ₂ -Äquivalenten		563	68	910	678	1.039	696
Saldo THGE (GWP 100)	kg/ha	3.153	2.643	3.839	Gesamtbilanz in CO ₂ -Äquivalenten		3.176	7.491	4.484	3.979	3.498	3.674
Szenario Boden_I												
Deckungsbeitrag	€/ha	1.195	1.510	1.306	1.156	2.158	1.583	1.367	1.290	1.377		
		Emissionen nach Einzelgasen										
N ₂ O gesamt	kg/ha	6,0	5,4	3,4	4,1	5,3	5,7	5,0	6,5	5,3		
CH ₄ gesamt	kg/ha	43	35	115	74	227	102	99	55	78		
CO ₂ gesamt	kg/ha	1.073	895	608	753	1.243	1.045	868	1.282	965		
Summe THGE (GWP 100)	kg/ha	3.827	3.304	4.058	Gesamtemissionen in CO ₂ -Äquivalenten		3.580	7.641	4.948	4.517	4.455	4.233
Summe KSS (GWP 100)	kg/ha	2.247	2.201	595	vermiedene THGE in CO ₂ -Äquivalenten		2.209	401	3.980	2.470	3.168	2.483
Saldo THGE (GWP 100)	kg/ha	1.580	1.103	3.464	Gesamtbilanz in CO ₂ -Äquivalenten		1.371	7.241	969	2.048	1.287	1.750
Szenario Boden_II												
Deckungsbeitrag	€/ha	1.266	1.569	1.322	1.203	2.161	1.640	1.415	1.371	1.432		
		Emissionen nach Einzelgasen										
N ₂ O gesamt	kg/ha	6,1	5,2	3,4	4,2	5,3	5,7	5,1	6,6	5,3		
CH ₄ gesamt	kg/ha	43	35	114	75	226	102	101	55	78		
CO ₂ gesamt	kg/ha	1.110	888	615	762	1.262	1.146	894	1.306	997		
Summe THGE (GWP 100)	kg/ha	3.916	3.252	4.065	Gesamtemissionen in CO ₂ -Äquivalenten		3.635	7.647	5.065	4.579	4.511	4.285
Summe KSS (GWP 100)	kg/ha	2.145	2.044	494	vermiedene THGE in CO ₂ -Äquivalenten		2.005	254	3.606	2.269	2.993	2.288
Saldo THGE (GWP 100)	kg/ha	1.772	1.208	3.571	Gesamtbilanz in CO ₂ -Äquivalenten		1.631	7.393	1.459	2.310	1.518	1.997

Anhang 2: Forschungstransfer

A2.1 Der Beitrag der Land- und Forstwirtschaft zur Minderung von Treibhausgasemissionen in Baden-Württemberg

Veranstaltung im Schloss der Universität Hohenheim am 27.02.2007

Programm

I. Eröffnung

Moderation: Prof. Dr. Jürgen Zeddies

9:00 Grußwort

*MR Dr. Gerhard Spilok,
Umweltministerium Baden-Württemberg*

9:15 Einführung in das Thema

*Prof. Dr. Karl Stahr, Institut für Bodenkunde und
Standortslehre, Universität Hohenheim*

9:30 Globaler Klimawandel und Kohlenstoffanreicherung im Boden

*Dr. Annette Freibauer, Max-Planck-Institut für
Biogeochemie, Jena*

II. Hotspots der C-Umsätze in der Landschaft

Moderation: Prof. Dr. Ellen Kandeler

10:00 Einfluss des globalen Klimawandels auf den C-Umsatz in Ackerböden Baden-Württembergs

*Dr. Sven Marhan, Institut für Bodenkunde und
Standortslehre, Universität Hohenheim*

10:20 Sind Niedermoore leistungsfähige C-Senken oder gefährliche C-Quellen?

*Dipl. Ing. sc. agr. Bettina Höll, Institut für Bodenkunde
und Standortslehre, Universität Hohenheim*

10:40 Kaffeepause

III. CO₂-Minderungspotenziale der Landwirtschaft in Baden-Württemberg –

Präsentationen der Projektergebnisse

Moderation: Prof. Dr. Jürgen Zeddies

11:00 Evaluierung und ökologische Modellierung von CO₂-Speicherpotenzialen in landwirtschaftlichen Böden

*Dr. Norbert Billen, M. Sc. Chen Haiqing und M.
Sc. Clara Röder, Institut für Bodenkunde und
Standortslehre, Universität Hohenheim*

11:30 Regionalisierung der CO₂-Speicherpotenziale in landwirtschaftlichen Böden

*Dr. Thomas Gaiser und Dipl.-Geogr. Heike
Bakara, Institut für Bodenkunde und Standortslehre,
Universität Hohenheim*

12:00 Ökonomische Modellierung von CO₂-Minderungspotenzialen der Landwirtschaft in Baden-Württemberg

*M. Sc. Steffen Triebe und
Dr. Elisabeth Angenendt, Institut für Landwirtschaftliche
Betriebslehre, Universität Hohenheim*

12:30 Diskussion des Gesamtprojektes

12:45 Mittagspause

IV. CO₂-Minderungspotenziale der Forstwirtschaft in Baden-Württemberg und Abschlussbetrachtungen

Moderation Prof. Dr. Karl Stahr

14:00 Die Rolle des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt des Landes Baden-Württemberg

*Dr. Christoph Hartebrodt, Forstliche Versuchsanstalt
Baden-Württemberg, Freiburg*

14:30 Vergleichende Beurteilung der CO₂-Minderungspotenziale von Land- und Forstwirtschaft

*Prof. Dr. Jürgen Zeddies, Institut für Landwirtschaftliche
Betriebslehre, Universität Hohenheim*

15:00 Abschlussdiskussion

Die Vorträge der Veranstaltung und eine Pressemitteilung der Universität Hohenheim stehen unter <http://www.uni-hohenheim.de/i410b/Veranstaltung/BWPLUS.html> der interessierten Öffentlichkeit im Internet zur Verfügung.

A2.2 Präsentation der Ergebnisse auf wissenschaftlichen Fachtagungen

Nationale Tagungen

- 2005: Billen, N., Chen, H., Höll, B., Triebe, S., Deller, B., Stahr, K.: Bewertung von Maßnahmen zur Vermeidung von CO₂-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung. Jahrestagung DBG, Marburg, Mitt. Deutsche Bodenk. Ges. 107/I: 219 - 220 (Poster)
- 2005: Gaiser, T., Weippert, H. und Stahr, K.: Probleme der Regionalisierung eines Agrarökosystemmodells im Neckareinzugsgebiet. Jahrestagung DBG, Marburg, Mitt. Deutsche Bodenk. - Ges. 107/II: 475- 476 (Vortrag)
- 2005: Höll B.S., Fiedler S. & Stahr K.: Einfluss des Wassermanagements auf den Kohlenstoffhaushalt in Niedermooren. Jahrestagung DBG, Marburg, Mitt. Deutsche Bodenk. Ges. 107/I, 243-244 (Vortrag)
- 2005: Weippert, H., Gaiser, T. und Stahr, K.: Disaggregation von Bodendaten als Beitrag zum integrierten Wassermanagement im Neckareinzugsgebiet. Jahrestagung DBG, Marburg, Mitt. Deutsche Bodenk. Ges. 107/II: 759- 760. (Vortrag)
- 2006: Höll B.S., Fiedler S. & Stahr K.: Der Porenraum der Niedermoore: Eine relevante Speichergröße im C-Haushalt? Jahrestagung des Arbeitskreises „Experimentelle Ökologie“, Reisenburg, Tagungsband (Poster)
- 2007: Adam-Schumm, K., Billen, N., Stahr, K.: Die Anreicherung organischer Substanz im Boden durch veränderte Bodenbearbeitung im globalen Kontext - Ergebnisse einer Literaturrecherche. Jahrestagung der DBG, Dresden, Mitt. Deutsche Bodenk. Ges. (Poster, eingereicht)
- 2007: Billen, N., Röder, C., Chen, H., Gaiser, T.: Messung und Simulation der klimawirksamen C-Anreicherung in Böden durch extensivierte Bewirtschaftung. Jahrestagung der DBG, Dresden, Mitt. Deutsche Bodenk. Ges. (Poster, eingereicht)
- 2007: Chen, H., Billen, N., Stahr, K., Kuzyakov, Y.: Effects of nitrogen and intensive mixing on decomposition of ¹⁴C-labelled maize (*Zea mays* L.) residue in soils of different land use types. Jahrestagung der DBG, Dresden, Mitt. Deutsche Bodenk. Ges. (Poster, eingereicht)
- 2007: Nygatere, G., Sauer, D., Billen, N., Stahr, K.: Effect of an elevated groundwater level on greenhouse gas concentrations in the pore volume of a calcareous Gleysol. Jahrestagung der DBG, Dresden, Mitt. Deutsche Bodenk. Ges. (Poster, eingereicht)

Internationale Tagungen

- 2005: Höll B.S., Fiedler S. & Stahr K.: The impact of land use change on methane profiles in peatlands of Southern Germany. Non-CO₂ Greenhouse Gases (NCGG-4) Science, Control, Policy and Implementation. Utrecht, Niederlande. In: Non-CO₂ Greenhouse Gases (Hrsg. Van Amstel), S. 179-186. Millpress Rotterdam. (**Poster**)

2007: Chen, H., N. Billen, Y. Kuzyakov & K. Stahr: Evaluation of carbon sequestration in agricultural soils in Baden-Württemberg, southwest Germany. Block seminar 6 by the First Sino-German International Research Training Group: Sustainable Resource Use in North China. German Research Council (DFG) and the Chinese Ministry of Education, Beijing/China (**Vortrag**)

A2.3 Publikation der Ergebnisse

Wissenschaftlichen Publikationen

Billen, N., Röder, C., Gaiser, T. & Stahr, K. (2007): Carbon sequestration in Soils as affected by agricultural Management - Validation of the EPIC-Model in South Germany. - J.Plant.Nutr.Soil Sc. (submitted)

Chen, H., Kuzyakov, Y., Billen, N. & Stahr, K. (2007): Effects of nitrogen and intensive mixing on decomposition of ¹⁴C-labelled maize (*Zea mays* L.) residue in soils of different land use types. - Soil Tillage Res. (accepted)

Chen, H., Marhan, S. & Billen, N. (2007): Soil organic carbon and total N sequestration as affected by different land uses in Southwest Germany. - Soil Tillage Res (submitted)

Gaiser, T., Abdel-Razek, M., Billen, N. & Stahr, K. (2007): Model based Estimation of carbon sequestration potentials under zero tillage at the regional scale (1) The effect of soil erosion. - J.Plant.Nutr.Soil Sc. (submitted)

Gaiser, T., Weippert, H. & Abdel-Razek, M. (2007): Model based Estimation of carbon sequestration potentials under zero tillage at the regional scale. (2) Crop and soil specific CO₂ mitigation rates. - J.Plant.Nutr.Soil Sc. (submitted)

Neufeldt, H., M. Schäfer, E. Angenendt, C. Li, M. Kaltschmitt und J. Zeddies (2006) : Disaggregated greenhouse gas emission inventories from agriculture via a coupled economic-ecosystem model. In: Agriculture Ecosystems and Environment, 116, S. 233-240.

Schäfer, M. (2006): Abschätzung der Emissionen klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft Baden-Württembergs und Bewertung von Minderungsstrategien unter Nutzung eines ökonomisch-ökologischen Regionalmodells. Shaker Verlag, Aachen.

Triebe, S. (2007): Möglichkeiten zur Verminderung von Treibhausgasen aus der Landwirtschaft in den Bundesländern Brandenburg und Niedersachsen. Dissertation, Hohenheim (im Druck).

In Fachzeitschriften

Anonymus (2007): Von der Quelle zur Senke – Zeddies: Landwirtschaft kann CO₂-Ausstoß senken. BWagrar 9/2007.

A2.4 Projekt-Homepage

Anfang 2006 wurde mit der Einrichtung einer Projekthomepage im Internet begonnen.

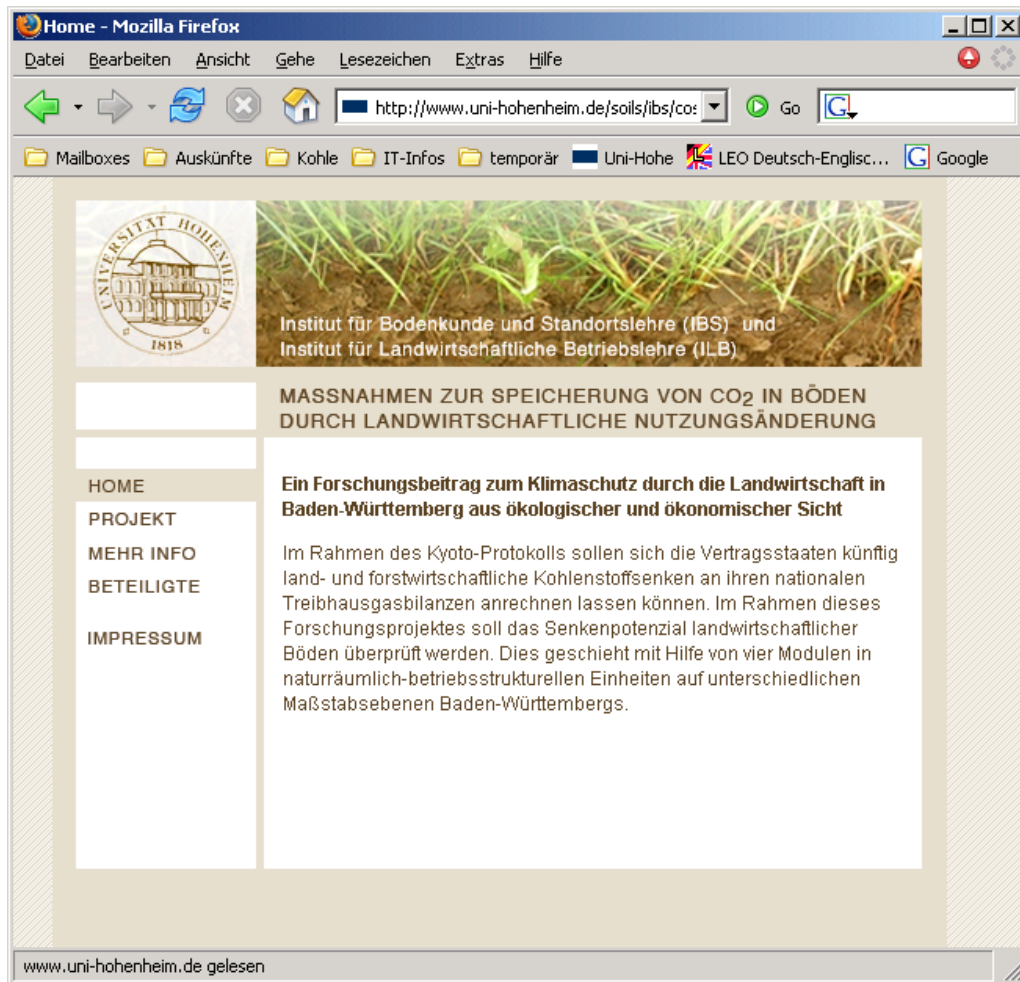
Auf der Homepage:

(http://www.uni-hohenheim.de/soils/ibs/cosebo/ibscprojekt/ibs_cprojekt/index.html)

finden sich:

- Fachinformationen zum **Projekt** (Maßnahmen, Regionen, Methoden, Ergebnisse)
- Quellenangaben für **mehr Informationen** (Publikationsliste und -downloads, Internet Links zum Thema)
- Informationen zu den **Beteiligten** Fachinstitutionen mit Personenangaben und den Förderinstitutionen (Hauptfinanzierung, Kofinanzierung)

Startseite:



A2.5 Transfer des Expertenwissens zu Ministerien, Landesanstalten, Regionalverwaltungen oder Landnutzer (auf Abruf)

Folgender informeller Wissens- und Ergebnistransfer hat stattgefunden:

- An die Landwirte und Berater, die das Projekt bei den Beprobungskampagnen für die falschen Zeitreihenanalysen auf regionaler Ebene unterstützt hatten, wurden im Februar 2006 Informationsbriefe mit den Ergebnissen der Bodenuntersuchungen zu den eigenen und zu den benachbarten Vergleichsflächen versendet:

UNIVERSITÄT HOHENHEIM
INSTITUT FÜR BODENKUNDE
UND STANDORTSLEHRE (310)

Dr. N. Billen, C. Hoffmann



Universität Hohenheim (310), D-70593 Stuttgart, GERMANY

Herrn

██████████

██████████

72285 Pfalzgrafenweiler-Edelweiler

70599 Stuttgart
Emil-Wolff-Straße 27
Germany
Telefon: 0049 (0) 711 459 2125
Telefax: 0049 (0) 711 459 3117
e-mail: clarah@uni-hohenheim.de

17.02.2006

Sehr geehrter ██████████,

sicherlich erinnern Sie sich noch, dass wir im Herbst 2004 bzw. Frühjahr 2005 mit Ihrem Einverständnis Bodenproben von einer Parzelle genommen haben. Hierfür möchten wir Ihnen mit einiger Verzögerung endlich danken. Außerdem wollen wir nun unser damaliges Versprechen einlösen, Ihnen die Ergebnisse Ihrer Umgebung mitzuteilen (die Ergebnisse Ihrer Parzelle sind grau gekennzeichnet, die Angaben beziehen sich auf 0-20cm):

<i>Bewirtschaftung</i>	<i>Humusgehalt in %</i>	<i>Kalkgehalt in %</i>	<i>pH-Wert</i>	<i>Tongehalt in %</i>	<i>Bodenart</i>
jährliche Bodenbewirtschaftung mit Pflug (seit > 20 J.)	2,11	0	5,31	19,3	Sandiger Lehm
Bodenbewirtschaftung ohne Pflug (seit ca. ? J.)	2,51	0	4,85	19,3	Sandiger Lehm
nach Umwandlung in Grünland oder Brache (seit ca. 5 J.)	2,31	0	4,85	19,3	Sandiger Lehm

Mit den Untersuchungen konnten wir zumeist die Humusanreicherung der Böden ihrer Region aufgrund pflugloser Bodenbearbeitung bzw. der Umwandlung in Grünland oder Brache aufzeigen. Dies geschieht durch die Aufnahme von CO₂-Kohlenstoff aus der Atmosphäre und trägt somit zum Klimaschutz bei. In einigen Fällen konnten wir jedoch keine Humusanreicherung feststellen. Die Ursachen versuchen wir noch zu ergründen.

In einem weiteren Schritt möchten wir mit Hilfe der Analyseergebnisse computergestützte Prognosen zur Humusanreicherung für typische Ackerstandorte in Baden-Württemberg treffen. Da die Kohlenstoffspeicherung im Boden sehr stark von Pflanzenart, Bodenbearbeitung, Düngung etc. abhängig ist, benötigen wir für die Prognose entsprechende Informationen. Deshalb hoffen wir nochmals auf Ihre Bereitschaft zur Beantwortung einiger Fragen, die Sie der Anlage entnehmen können. Hierzu würde Sie Frau Hoffmann gerne innerhalb der nächsten Wochen telefonisch kontaktieren. Wenn Sie den Fragebogen aber lieber schriftlich ausfüllen, können Sie ihn auch per Post oder Fax zurückschicken.

In der Hoffnung, Ihnen nicht zuviel Mühe zu bereiten verbleiben wir mit bestem Dank im voraus und mit freundlichen Grüßen

Norbert Billen

Clara Hoffmann

- Im gegenseitigen Austausch (Juli bis Dez. 2005) erhielt die LUFA-Augustenberg (ab 1.1.2007: LTZ Augustenberg) die Bodenuntersuchungsdaten von den falschen Zeitreihenanalysen auf den Praxisflächen der regionalen Ebene gekoppelt mit einem Erfahrungsaustausch.
- Mit dem Ortsvorsteher der Gemeinde Langenau-Göttingen fand am 26.8.2005 ein Informationsgespräch zu Strategie, Chancen und Planungsmöglichkeiten von wiedervernässten Biotopen statt
- Ein Transfer des gesammelten Expertenwissens zu Ministerien, Landesanstalten und Regionalverwaltungen fand beim Workshop am 27.2.2007 statt (siehe Kapitel 9.1)
- Die Ergebnisse zur Wiedervernässung von Mooren wurden bei der Abschlussveranstaltung „Moorschutz = Klimaschutz“ der Arbeitsgruppe „Kohlenstoffhaushalt und Treibhausgase im Langenauer Ried und Leipheimer Moos“ am 12. März 2007 in Langenau vorgestellt
- Es gab Interessensbekundungen aus dem Umweltministerium (Referat 56 - Boden, Referat 23 - Forschung, Umwelttechnik, Ökologie), gezielte Ergebnisabfragen durch das Ministerium oder nachgeordnete Behörden fanden aber nicht statt.

A2.6 Anregungen für einen Leitfaden

Ein Leitfaden sollte das Ziel haben, mit wenig Eingangsdaten auf einfachem Wege eine Prognose der CO₂-Vermeidung in Abhängigkeit von Standort und Flächenmanagement zu ermöglichen. Die Basis zur halbquantitativen, ökologisch-ökonomischen Bewertung der Umsetzung von CO₂ vermindernenden Maßnahmen in der Landwirtschaft für Administration, Berater und/oder Landwirte könnten verschiedene Bausteine bilden, die bereits für andere Schutzziele vorliegen:

- Für die Kalkulation der **C-An- oder Abreicherung** in Böden und Anbausystemen aufgrund pflanzenbaulicher Maßnahmen liegen im Zusammenhang mit den Cross-Compliance Regelungen der GAP faustzahlengestützte Bewertungstools für die Humusbilanzierung im Süddeutschen Raum vor (Capriel & Rippel 2006, Schmid & Krig 2006, Schmid et al. 2005). Zur Ermittlung einer CO₂-Wirkung wären Umrechnungen von C auf CO₂ mit dem Faktor 3.667 vorzunehmen. Eine Negative Humusbilanz weist auf das Boden-/Anbausystem als CO₂-Quelle hin, eine positive Humusbilanz auf das System als CO₂-Senke, also auf ein Vermeidungspotenzial hin.
- Für die praxisorientierte **Umsetzung** von Maßnahmen wie der reduzierten Bodenbearbeitung existieren im Zusammenhang mit dem Erosionsschutz bereits eine Vielzahl von Vorschlägen (z.B. Frielinghaus & Winnige 2002, BVB 2004), teilweise auch mit ökonomischen Aspekten (Billen et al. 2005, Frede & Dabbert 1998). Fördernd wirken hier bereits Agrarumweltprogramme wie z.B. MEKAI in Baden-Württemberg (MLR 2000) oder KULAP in Bayern (StMLF 2007). Die Etablierung von Grünland spielt allerdings

bei der Bewertung eine untergeordnete und bei den Agrarumweltprogrammen keine Rolle, so dass hier entsprechende Ergänzungen vorzunehmen wären.

Für gezieltere Prognosen müssten bei den o.g. Humusbilanzen die Effekte des Bodenbearbeitungssystems und des Standortes integriert werden. Auf der regionalen Ebene hat die Analyse der repräsentativen Standorte zwar gute Prognosemöglichkeiten der Humus-C Anreicherung mit dem EPIC Modell aufgezeigt. Standortsspezifische Ableitungen für ein Prognosetool konnten aufgrund der großen Schwankungen allerdings nicht gemacht werden. Deshalb müssten mit den erzielten EPIC-Simulationsergebnissen der regionalen Ebene Standortgruppen mit durchschnittlichem CO₂-Anreicherungspotenzial in Abhängigkeit vom Management ausgewiesen und die in diesen Einheiten entstehenden Kosten kalkuliert werden.

Sollen darüberhinaus auch Hinweise auf die tatsächliche Durchführbarkeit der Maßnahmen auf den verschiedenen Standorttypen gegeben werden, müssten die entsprechenden Voraussetzungen noch parametrisiert und systematisiert werden. Für die Maßnahme „Wiedervernässung“ ist dies aufgrund der unzureichenden Kenntnisse allerdings kaum möglich, so dass hier beim derzeitigen Kenntnisstand individuelle Prognosen zu Möglichkeiten und Potenzialen der CO₂-Bindung in Abhängigkeit von Standort und Management erforderlich sind.