



FiBL

Forschungsinstitut für biologischen Landbau
Institut de recherche de l'agriculture biologique
Research Institute of Organic Agriculture
Istituto di ricerche dell'agricoltura biologica
Instituto de investigaciones para la agricultura orgánica

ENDBERICHT

Biologische Boden- Bewirtschaftung als Schlüssel zum Klimaschutz in der Landwirtschaft

Studie im Auftrag
von Bio Austria

Dr. Thomas Lindenthal
DI Gwendolyn Rudolph
Mag.^a Michaela Theurl
DI Stefan Hörtenhuber
Mag. Günther Kraus

Wien, September 2011

EXCELLENCE FOR SUSTAINABILITY

Das FiBL hat Standorte in der Schweiz, Deutschland und Österreich
FiBL offices located in Switzerland, Germany and Austria
FiBL est basé en Suisse, Allemagne et Autriche

FiBL Österreich /Austria
Seidengasse 33-35/13, A-1070 Wien
Telefon +43 1 9076313
Fax +43 1 9076313-20
info.oesterreich@fibl.org, www.fibl.org

Inhalt

1.	Kurzzusammenfassung	6
2.	Projektbeschreibung	9
2.1	Projektziele	9
2.2	Methode	10
3.	Bedeutung der biologischen Landwirtschaft für die Bodenqualität	11
3.1	Humusgehalt und CO ₂ -Speicherung im Boden	12
3.1.1	Auswirkungen des Biolandbaus auf Humusgehalt und CO ₂ -Speicherung in Ackerböden	13
3.1.2	Grünland	18
3.1.3	Potentiale einer österreichweiten Umstellung auf biologische Bewirtschaftung auf den Humusgehalt	19
3.1.4	Veränderungen im Humusgehalt durch die Landbewirtschaftung	20
3.1.5	Exkurs: Biochar – Humusanreicherung durch Biokohle	20
3.2	Bodenerosion	24
3.2.1	Bodenerosion weltweit und in Österreich	24
3.2.2	Einfluss von Landnutzung und Bewirtschaftung auf die Bodenerosion	29
3.2.3	CO ₂ Emissionen aufgrund von Bodenerosion	32
3.2.4	Bodenerosion und Gewässerschutz	33
3.3	Wasserinfiltration, Wasserspeicherung	34
3.4	Wichtige Quellen von Treibhausgasemission in der Landwirtschaft: Biolandbau und konventionelle Landwirtschaft im Vergleich	38
3.4.1	Energiebedarf der Mineraldünger Herstellung	38
3.4.2	Lachgas (N ₂ O)-Emissionen	39
3.4.3	Auswirkungen des Stickstoff-Mineraldüngerverzichts auf Treibhausgasemissionen	41
3.4.4	Auswirkungen der Landnutzungsänderung (Land Use Change; LUC)	42
3.5	Tierhaltung und -fütterung	46
3.5.1	Tierbesatz im landwirtschaftlichen Betrieb	46
3.5.2	Rinder	47
3.5.3	Haltung von Geflügel und Schweinen	51
3.5.4	Humanernährung mit tierischen Lebensmitteln	53
3.6	Klimawandel und Klimawandelanpassung	55
3.6.1	Klimawandel in Österreich	55
3.6.2	Klimawandelanpassung durch biologischen Landbau	56
4.	Treibhausgasemissionen des Biolandbaus und der konventionellen Landwirtschaft in Österreich	58
5.	Auswirkungen des biologischen Landbaus auf Treibhausgasemissionen ausgewählter Produkte	60
6.	Synthese der Ergebnisse im Hinblick auf die Bundesländer bzw. die verschiedenen Produktionsgebiete in Österreich	66
6.1	Grünlandregionen in Österreich (Vorarlberg, Tirol, Salzburg, große Teile von Kärnten, Steiermark und Oberösterreich)	66
6.1.1	Grünlandbewirtschaftung in Österreich	66
6.1.2	Klimawirkung der Bewirtschaftung der Grünlandregionen	67
6.2	Ackerbau in Österreich (betrifft insbes. Niederösterreich, Burgenland, Oberösterreich)	68
6.3	Handlungsempfehlungen für Biobetriebe	70

6.3.1	Grünland bzw. Tierhaltung	70
6.3.2	Ackerbau	71
6.3.3	Gemüsebau	72
6.3.4	Generell Maßnahmen für alle Betriebe	72
7.	Zusammenfassung	73
8.	Literatur	79

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Treibhausgasbilanz österreichischer Modellbetriebe (Kasper et al. 2011) ...	15
Tabelle 2: Literaturwerte zu C-Gehalten in Böden bei unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen.....	16
Tabelle 3: Theoretisches CO ₂ eq-Einsparungspotenzial durch Humusaufbau in Österreich bei einer gänzlichen Umstellung der Agrarflächen Österreichs auf Biologische Landwirtschaft (eigene Darstellung nach unterschiedlichen Literaturquellen).....	19
Tabelle 4: Bodenerosion in Europa (Quelle EEA 2003)	25
Tabelle 5: Durch menschliche Aktivitäten verursachte Bodenerosion in Europa (Mio ha) (Quelle: Europäische Union 1995-2011)	26
Tabelle 6: Flächenausmaß verschiedener Erosionsgefährdungsklassen in Österreich (nach Strauss 2006:65).	27
Tabelle 7: Bodenerosion in Österreich	30
Tabelle 8: Maßnahmen des Ökologischen Landbaus und Wirkungen auf die Bodenerosion (Kainz et al. 2009:54).	31
Tabelle 9: CO ₂ -Emissionen durch Erosion (Literaturübersicht)	33
Tabelle 10: Auswirkung der Fruchtfolge auf die Aggregatstabilität in Dauerfeldversuchen (Deutschland, nach Capriel 2010)	37
Tabelle 11: Energiebedarf bei der Herstellung von Stickstoffdüngern.....	39
Tabelle 12: Minderungsmaßnahme für Treibhausgasemissionen bei Rindern (Fleischerzeugung und Milcherzeugung; nach Hörtenhuber et al. 2010a) und deren Größenordnungen von Minderungspotenzialen.	50
Tabelle 13: Treibhausgasemissionen von Schweinefleisch (in kg CO ₂ eq; nach Hörtenhuber 2010b).	51
Tabelle 14: Minderungsmaßnahmen für Treibhausgasemissionen bei Monogastriden (Schweine- und Hühnerfleischerzeugung sowie Eier; nach unpublizierten Berechnungen zu Hörtenhuber 2010b; Hörtenhuber et al. 2010b).	53
Tabelle 15: CO ₂ -Emissionen unterschiedlicher Produkte aus ökologischem und konventionellem Landbau (Quelle: Lindenthal et al. 2010a,b)	60

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Globaler Kohlenstoffkreislauf (Quelle: NASA: http://earthobservatory.nasa.gov/Features/CarbonCycle/carbon_cycle4.php).....	11
Abbildung 2: Prozentuelle Verteilung und statistische Kenngrößen der Humusgehalte in Oberböden Österreichs, gegliedert nach Landnutzung (Quelle: Umweltbundesamt 2004: Kap. 4.3.3.3)	13
Abbildung 3: Humusgehalte österreichischer Böden (Quelle BMLFUW, BFW 2011) ...	13
Abbildung 4: Feinstruktur von Biokohle abhängig von der Pyrolysetemperatur (Lehmann und Joseph 2009).....	22
Abbildung 5: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser (Strauss 2007).	28
Abbildung 6: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser in Österreich (Strauss 2007a_Darstellung in eBOD_Fachkarten).....	28
Abbildung 7: Wasserwege in der Landschaft (Hösl 2010 in Strauss 2010: 70).....	34

Abbildung 8: Einfluss des Managements und Bodenbeschaffenheiten auf die Infiltrationsrate (Quelle Rogasik et al. 2006: 868; fym = farmyard manure)	35
Abbildung 9: Vergleich der gesättigten Wasserinfiltrationsrate bei ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung (Signifikanz mit $p < 0,05$). (Quelle: Hartmann et al. 2009:33)	36
Abbildung 10: Infiltrationsrate abhängig von der Fruchtfolge (nach Capriel 2010).....	37
Abbildung 11: Jährliche Stickstoffmengen (kg) in Österreichs Böden durch den Einsatz von Mineraldünger, Klärschlamm, Leguminosen und gesamten Wirtschaftsdünger von 1990 bis 2008 (Anderl et al. 2010).....	38
Abbildung 12: Treibhausgasemissionen von 1kg Roggen aus unterschiedlichen Produktionsvarianten.....	41
Abbildung 13: Emissionen pro kg durchschnittlicher österreichischer Rohmilch in kg CO ₂ eq (Hörtenhuber et al. 2010a).....	49
Abbildung 14: Verteilung der Treibhausgasemissionen auf Emissionsquellen konventioneller Wirtschaftsweise.	52
Abbildung 15: Verteilung der Treibhausgasemissionen auf Emissionsquellen ökologischer Wirtschaftsweise.	52
Abbildung 16: Emissionen pro kg durchschnittlicher österreichischer tierischer Lebensmittel in kg CO ₂ eq (Hörtenhuber und Zollitsch 2011b).	53
Abbildung 17: Treibhausgasemissionen pro kg Protein von Milch, Fleisch und Eiern (in kg CO ₂ eq).....	54
Abbildung 18: Wiederkehrzeitraum für Trockenperioden mit einer akkumulierten nettopotentiellen Verdunstung von mehr als 100mm in Österreich (Formayer et al. 2001)	56
Abbildung 19: CO ₂ eq- Emissionen bei der Produktion von Milch in der Landwirtschaft pro Fläche; Vergleich konventionelle (Konv.) und biologische Produktion (Bio-EU Standard) (Quelle: Lindenthal et al. 2010a).....	58
Abbildung 20: Treibhausgasemissionen (%) der Landwirtschaft eines Liter Rohmilch aus einem alpinen Grünlandbetrieb (Lindenthal et al. 2010a).....	61
Abbildung 21: CO ₂ -Emissionen von 1 kg Weizenbrot aus konventionellem und ökologischem Landbau in g CO ₂ eq/kg Brot (nach Lindenthal et al. 2010b,c)	62
Abbildung 22: CO ₂ eq-Emissionen in der Landwirtschaft durch den Anbau von Weizen bei konventioneller (konv.) und biologischer Produktion (Bio-EU) (in g CO ₂ -Äquivalente/kg Weizen).....	63
Abbildung 23: Treibhausgasemissionen von 1 kg Weizenbrot und 1 kg Roggenlaib in g CO ₂ -Äquivalente/kg Gebäck; Bio-EU...Bioprodukt auf EU-VO; konv....konventionelles Produkt	63
Abbildung 24: Treibhausgasemissionen von 1 kg Kürbiskornweckerl in g CO ₂ -Äquivalente/kg Gebäck; Bio-EU...Bioprodukt auf EU-VO; konv....konventionelles Produkt (Lindenthal et al. 2010a), BMLFUW).....	64
Abbildung 25: Treibhausgasemissionen von 1 kg Zwiebeln in g CO ₂ -Äquivalente/kg Zwiebeln; Bio-EU...Bioprodukt auf EU-VO; konv....konventionelles Produkt (Lindenthal et al. 2010a und b).....	65
Abbildung 26: Landwirtschaftliche Produktionsgebiete in Österreich. (Quelle: AWI 2008)	66

1. Kurzzusammenfassung

Die vorliegende Studie analysiert auf Basis des aktuellen Wissensstandes mögliche Vorzüge der biologischen Landwirtschaft im Hinblick auf den Klimaschutz und hinsichtlich der Anpassung an den Klimawandel. Wichtige Ergebnisse der Studie sind:

- **Biologisch bewirtschaftete Ackerböden** sind als **CO₂-Senken** anzusehen und haben in Mitteleuropa durchschnittlich 0,2 - 0,3 % mehr Kohlenstoff als konventionelle Böden in Form von Humus gespeichert. Im **Bio-Ackerböden** wird durch kontinuierlichen **Humusaufbau** jährlich durchschnittlich **400-450 kg CO₂/ha gebunden**. Hingegen ist bei konventionellem Ackerbau der Humusaufbau deutlich geringer, häufig kommt es sogar zu einem Humusabbau mit einer damit verbundenen durchschnittlichen Freisetzung von jährlich bis zu 200 kg CO₂/ha.
 - Bei einer Österreich-weiten Umstellung aller Ackerflächen auf Biolandbau wäre theoretisch infolge des Humusaufbaus ein jährliches CO₂-Reduktionspotenzial von 1,1 Millionen Tonnen CO₂-eq gegeben (= ca. 31.200 Äquatorumrundungen mit einem 16-32 Tonnen-LKW bzw. 1,3 % der jährlichen Treibhausgasemissionen Österreichs). Ein derartiger Humusaufbau kann über Jahrzehnte andauern.
- **Bio-Ackerböden weisen** aufgrund bodenschonenderen und humusmehrender Bewirtschaftung neben **höheren Humusgehalten** auch eine - bis zu siebenfach - **höhere Anzahl an Regenwürmern, doppelt so hohe Wasserinfiltrationsraten** und eine **höhere Wasseraufnahmefähigkeit** auf. Bioböden können somit mehr Wasser aufnehmen (höhere H₂O-Speicherung oder - nach erreichter H₂O-Sättigung - verstärkte H₂O-Versickerung statt oberflächlicher Abfluss).
- Darüber hinaus sind **Bio-Ackerböden robuster gegenüber Bodenerosion** (Bodenabtrag durch Wasser oder Wind) infolge des höheren Humusgehaltes, einer besseren Bodenstruktur und Aggregatstabilität sowie der zahlreichen Begrünungs- und Bodenbedeckungsvarianten. **Durch biologische Bewirtschaftung von Flächen wird die Erosionsgefährdung und Verschlammungsneigung vermindert**. Immerhin sind rund 25 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen Österreichs (etwa 839.000 ha) in unterschiedlichem Ausmaß erosionsgefährdet. Etwa 245.000 ha weisen jährlich mehr als 6 t Bodenabtrag/ha auf. Bodenerosion gefährdet die langfristige Ertragsfähigkeit der Böden, insbesondere bei Extremwetterereignissen. Biolandbau hat somit gerade im Hinblick auf die Zukunft wichtige Vorteile bei der nachhaltigen Produktion von Lebensmitteln. Dies gilt nicht nur für Europa sondern insbesondere auch für Afrika, Lateinamerika und Asien.
- Einige wissenschaftliche Studien ergeben, dass mindestens 20 % des **durch Erosion** mobilisierten organischen C in **CO₂-Emissionen** umgewandelt werden. Für das gesamte Ackerland (1,5 x 10⁹ ha; FAO 1998) wurde die durch Erosion entstandene CO₂-Emission auf 1,4 Gt/a hochgerechnet, was ca. 10 % der jährlichen CO₂-Zunahme in der Atmosphäre entspricht.
- Aufgrund des Klimawandels ist weltweit und auch in Österreich mit klimatischen Änderungen zu rechnen. Von folgenden Auswirkungen des Klimawandels werden Österreich und die landwirtschaftliche Produktion voraussichtlich betroffen:

- › Hitzewellen werden in Zukunft häufiger
- › Dürreperioden werden in Süd- und Zentraleuropa im Sommer zunehmen
- › Starkniederschläge werden generell, aber speziell im Winter zunehmen
- › Sturmhäufigkeit nimmt möglicherweise zu

Bio-Ackerböden können aufgrund der beschriebenen Faktoren (Aggregatstabilität, Humusgehalt, Bodenbedeckung, höhere Wasserinfiltration etc.) eine bessere Anpassung an den Klimawandel bewirken. Das bedeutet:

- › Bioböden helfen Hochwasserereignisse bzw. deren Auswirkungen zu reduzieren
- › Die mit Starkniederschlägen verbundenen Bodenverschlümmungen und Bodenabtrag sind bei Bio-Böden geringer
- › Bioböden können zunehmende Hitze-/Trockenperioden besser abpuffern

- Insgesamt können **durch Bio-Landbau** die emittierten **Treibhausgase um 10 - 35 %** (bei Fleisch und Eier bis 50 %) **pro kg Produkt vermindert werden**. Gründe dafür sind:
 - a) der **Verzicht auf mineralische Stickstoffdünger**, für deren Herstellung sehr große Mengen an fossiler Energie (Erdöl, Erdgas) erforderlich sind. Allein durch die Herstellung von Stickstoffdüngern fallen in Österreich 907.123 t CO₂-Emissionen/Jahr an. Bei einem Umstieg der österreichischen Landwirtschaft auf 100 % Bio-Landbau könnte somit pro Jahr fast eine 1 Mio. t CO₂ eingespart werden (1,2 % der nationalen bzw. 12 % der landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen Österreichs)
 - b) **geringere direkte und indirekte Lachgas (N₂O)-Emissionen**¹ durch geringeres Stickstoff-Niveau im Boden und weitgehender Verzicht auf leicht lösliche Dünger. Die durchschnittlichen **N₂O-Emissionen** einer typischen Biolandbau-Fruchtfolge sind **um (mindestens) 20 % geringer** als die durchschnittlichen N₂O-Emissionen einer typischen konventionellen Fruchtfolge
 - c) **Ökologische Tierhaltung** kann beitragen, die **Treibhausgase tierischer Produkte um 10 - 50 % zu reduzieren**. Dies ist bedingt durch den **Verzicht auf Soja-Futtermittel aus Südamerika**, welche aufgrund der **Zerstörung von Tropenwald** und Savannenland („Land Use Change“) einen sehr großen CO₂-Rucksack aufweisen. Weiters mindern die Erhöhung der Grundfutterqualität, des Weideanteils und der Strohsysteme die Treibhausgasemissionen tierischer Bio-Produkte.

„**Nachhaltige Intensivierung**“, wie sie in der öffentliche Klimadebatte im Bereich der konventionellen Landwirtschaft mehr und mehr propagiert wird, führt weg von einer flächegebundenen Tierhaltung mit künftig gravierenden ökologischen Folgen. Denn die Kompensation von Grünfütter durch Getreide und Eiweißfuttermittel hat große CO₂-Emissionen im Ackerbau zur Folge haben, die bislang meist ignoriert oder zuwenig weitreichend in den Klimabilanzen berücksichtigt wurden. Durch zunehmende Nachfrage an Kraftfuttermittel kommt es insbesondere außerhalb Mitteleuropas dramatisch fortschreitender **Landnutzungsänderungen** (Land Use Change: Gewinnung von Ackerland durch Zerstörung von ökologisch hoch bedeutsamen Tropenwald-, Savannen- und Grünlandflächen), was u.a. **enorme CO₂-Emissionen** mit sich bringt. Zudem wird in der Milchviehhaltung durch derartige Intensivierung der **Wiederkäuer** zum **Nahrungskonkurrenten** des Menschen mit allen negativen ökologischen und sozialen Folgen. Dies wird angesichts zunehmender Weltbevölkerung, Klimawandel und zunehmender Gefahr von Missernten und Hungersnöte weiter an Brisanz gewinnen. Der „**potentielle Land Use Change**“ durch zukünftig weiter gesteigerte Nachfrage nach Kraftfuttermitteln - gerade infolge der konventionellen nicht flächegebundenen Tierhaltung - ist noch gar nicht absehbar.

¹ Lachgas (N₂O) ist 298 mal treibhauswirksamer als Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) ist 25 fach treibhauswirksamer als Kohlendioxid (CO₂) (IPCC 2007b).

Die Vorteile der Bio-Landwirtschaft hinsichtlich geringerer Treibhausgasemissionen und in Bezug auf die Anpassung an den Klimawandel werden in Zukunft noch mehr an Bedeutung gewinnen. Denn in Europa und auch global wird aufgrund des Klimawandels mit häufigeren Hitzewellen, Dürreperioden und Starkniederschlägen zu rechnen sein, an die der Biolandbau sich durch die Humusaufbauende Bodenbewirtschaftung besser anpassen kann.

2. Projektbeschreibung

2.1 Projektziele

Die Erhaltung und Förderung der Gesundheit und Fruchtbarkeit der Böden ist eines der zentralen Grundprinzipien der biologischen Landwirtschaft. Der durch entsprechende Bewirtschaftungsmaßnahmen von den BiobäuerInnen erbrachte Mehrnutzen für Umwelt und Gesellschaft soll auf Basis der aktuellen wissenschaftlichen Literatur dargestellt werden.

In dieser Arbeit werden zum einen die Wirkungen des Biolandbaus hinsichtlich des Klimaschutzes bzw. der Reduktion von Treibhausgasemissionen (THGE) analysiert. Zum anderen wird auf die Potentiale dieser Bewirtschaftungsweise für die Anpassung an den Klimawandel eingegangen wird. Zentrale Themen dieser Arbeit sind daher:

- › Speicherung von CO₂ durch Aufbau von Bodenumus insbesondere im Ackerbau: Potentiale des Biolandbaus in Österreich hinsichtlich CO₂-Speicherung durch Humusaufbau (inkl. Chancen und Risiken neuer Methoden der Humusgehaltserhöhung)
- › Die Rolle gesunder Böden in der Anpassung an Extremwetterereignisse (v.a. im Hinblick auf Trockenheit und Starkregen/Hochwasser)
- › Reduktion der Treibhausgasemissionen (THGE) durch Biolandbau insbesondere infolge des verringerten Einsatzes von Betriebsmitteln und flächengebundener, artgerechter Tierhaltung und Fütterung

Im Jahr 2008 verfassten Freyer und Dorninger eine Studie über Bio- Landwirtschaft und Klimaschutz in Österreich. Die Studie gibt einen sehr guten einführenden Überblick der Thematik und spricht die wichtigsten Stellpunkte an. Darüber hinaus werden auch eigene Berechnungen erstellt, beispielsweise zum Reduktionspotential der Treibhausgase durch geringeren Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der ökologischen Landwirtschaft.

Die Klimaforschung sowie die darin integrierte Ökobilanzierung hat sich seit dem Jahr 2008 aufgrund der Aktualität der Thematik Landwirtschaft und Klimawandel wesentlich weiterentwickelt. Zudem sind weitere Studien publiziert und neuere, zum Teil auch österreichische Daten publiziert worden (z.B. Erhart und Hartl 2009a, 2009b, Umweltbundesamt 2010, Anderl et al. 2009 und 2010, Freudenschuß et al. 2010, Hörtenhuber et al. 2010a, Kasper et al. 2010, Klik et al. 2010, Strauss 2010). Aufgrund der intensiven Auseinandersetzung der FiBL Klima-Arbeitsgruppe mit der Ökobilanzierung von Lebensmitteln ist es in der hier vorliegenden Studie möglich, bereits in Freyer und Dorninger (2008) angesprochene Punkte detaillierter zu betrachten:

- Einfluss der Düngung und Bewirtschaftungsform (Bodenbearbeitung) auf Kohlenstoff Anreicherung bzw. C-Gehalt.
- Auswirkungen (Humusveränderungen) von Landnutzungsänderungen in Europa (Grünlandumbruch) und Südamerika
- Neue Daten zur Bodenerosion, Maßnahmen der Ökolandbaus in Bezug auf Bodenerosion, Zusammenhang Bodenerosion und Gewässerschutz.
- Thematik Wasser (Infiltration etc.) wesentlich ausgebaut.
- Aktuelle Werte der Düngemittel Herstellung
- Detaillierter Exkurs zu Lachgas- (N₂O) Emissionen

- Thematik Tierhaltung und Fütterung wesentlich ausgebaut, zudem starker Österreichbezug

Darüber hinaus werden folgende weitere Fragen / Themen behandelt:

- Treibhausgasemissionen von Produkten aus österreichischer landwirtschaftlicher Produktion
- Aufzeigen von Treibhausgas-Minderungspotentialen im Biolandbau
- Klimawandel in Österreich
- Anpassung und Anpassungsvorteile des Biolandbaus an den Klimawandel

2.2 Methode

Für die Erreichung der oben angeführten Ziele bzw. Bearbeitung der angeführten Themen werden folgende Methoden angewandt:

- › Literaturrecherche und -analyse, inkl. Analyse aktuellster Arbeiten zu Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft in Österreich/Mitteleuropa sowie kritische Analyse aktueller wissenschaftlicher Arbeiten zu Treibhausgasbilanzierungen von verschiedenen Landbausystemen
- › Auswertung statistischer Daten und Ergebnisse von Umweltdaten in Österreich (u.a. Umweltbundesamt 2004, Statistik Austria 2005)
- › Zusatzauswertung aktueller Treibhausgasbilanzierungen und THGE-Daten des Forschungsinstitutes für biologischen Landbau (FiBL) Österreich (s. u.a. Hörtenhuber et al. 2010a, 2010b, 2010c, Lindenthal et al. 2010a, 2010b, 2010c)

3. Bedeutung der biologischen Landwirtschaft für die Bodenqualität

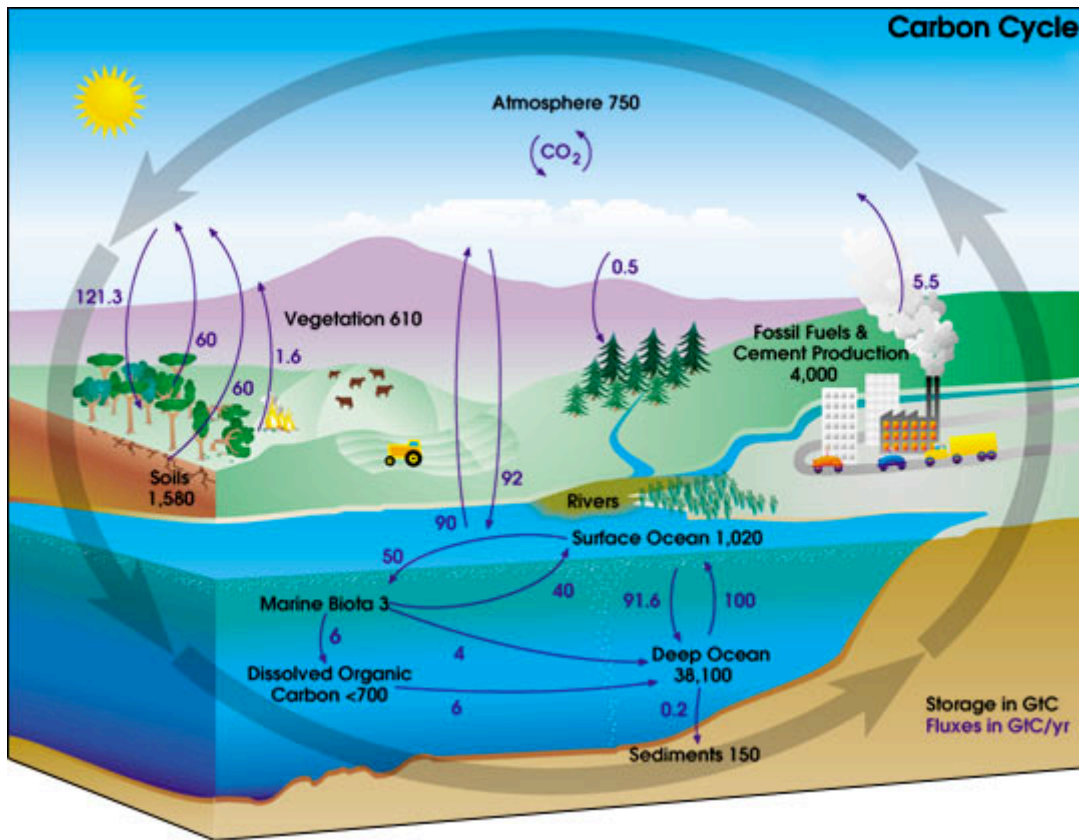


Abbildung 1: Globaler Kohlenstoffkreislauf (Quelle: NASA: http://earthobservatory.nasa.gov/Features/CarbonCycle/carbon_cycle4.php)

Böden spielen im Klimaschutz eine wesentliche Rolle, da sie einen großen Pool an terrestrisch gespeicherten Kohlenstoff darstellen. Die im Boden gebundene Kohlenstoffmenge wird auf weltweit 1.580 Gigatonnen geschätzt. Sie ist damit rund doppelt so groß wie jene in der Atmosphäre und etwa dreimal so groß wie jene in der gesamten Vegetation (Eswaran et al. 1993, Harrison 2003).

Ein gesunder, fruchtbarer „Boden“ ist Grundvoraussetzung für eine erfolgreiche Landwirtschaft. Der Boden ist ein empfindliches Ökosystem, welches u.a. auf Interaktionen zwischen Pflanzen, Tieren, Mensch und Klima basiert. Der Faktor Humus (gesamte organische Substanz im Boden) kann als Parameter fungieren, um Aufschluss über die Bodenqualität und Bodenfruchtbarkeit zu geben. Der Humusgehalt und vor allem der Humusaufbau sind stark von der Fruchtfolge, Bodenbearbeitungsmaßnahmen sowie Art der Düngemittel abhängig - die Bewirtschaftungsform stellt daher einen wesentlichen Einfluss dar. Böden können Kohlenstoff (C) bzw. CO₂ bis zu einem bestimmtem Sättigungsgrad speichern und sind daher klimawirksame Senken (C-Speicher) oder aber auch Quellen (Freisetzung des C in Form von CO₂).

3.1 Humusgehalt und CO₂-Speicherung im Boden

Der Begriff organische Substanz (C_{org}) umfasst alle im Boden vorkommenden organischen Stoffe sowohl lebendigen als auch toten Materials. Der Kohlenstoffgehalt in der organischen Substanz variiert daher, beträgt jedoch meist über 50 %. Die organische Substanz steht in Wechselwirkung mit Boden- und Umweltfaktoren und trägt wesentlich zur Bodenfruchtbarkeit und Erhaltung der Bodenfunktionen bei. Der Begriff Humus steht für die tote organische Substanz im Boden (vgl. Umweltbundesamt 2004).

Humus ist eine bislang wenig beachtete und in CO₂-Bilanzen unberücksichtigte C-Quelle bzw. C-Senke im Kohlenstoffkreislauf. Ob Kohlenstoff gebunden oder freigesetzt wird hängt u.a. von der Bewirtschaftungsweise und der Aktivität von Bodenorganismen ab. Der Humusgehalt im Boden reagiert auf geänderte (Bewirtschaftungs-) Bedingungen nur träge, wobei Humusabbau deutlich rascher geschieht als Humusaufbau und führt innerhalb etwa einer Dekade zu einem neuen (niedrigeren) Humusgleichgewicht (Niggli et al. 2009, Hülsbergen und Küstermann 2008). Diese Veränderungen verlaufen jedoch nicht linear und führen bei gleich bleibender Bewirtschaftung / Humusbilanz nach einem bestimmten Zeitraum zu einem (neuen) Humusgleichgewicht. Die jährlichen Zunahmen im Humusgehalt sind erst nach einigen Jahren bei der Bodenanalyse erkennbar. Die Dauer der Humusgehaltszunahme erstreckt sich über einen Zeitraum von etwa 30 Jahre nach Änderung der Bewirtschaftung - ein neues Humusgleichgewicht ist dann erreicht (Niggli et al. 2009, Hülsbergen und Küstermann 2008). Bodenbildung ist ein sehr langsamer Prozess; der Boden stellt somit eine begrenzte Ressource dar.

Der Humusgehalt im Boden ist ein wesentliches Qualitätskriterium für den Bodenzustand. In Österreich nimmt der Humusgehalt von Ost nach West zu, da im Osten Ackerböden überwiegen und diese weniger Humus als Wald- und Grünlandböden enthalten. Ein Viertel der Ackerböden wurde hierbei als humusarm eingestuft (Umweltbundesamt 2004). Im Rahmen der ÖPUL Evaluierung wird derzeit an der Auswertung neuer Daten gearbeitet (Umweltbundesamt 2010). Eine Auswertung zur organischen Substanz (aus BORIS) zeigt anhand von Humusgehalten in Oberböden die Verteilung für Österreich je Landnutzung (siehe Abbildung 2). Bei mehr als 50 % der Grünland- und Waldstandorte wird ein Humusgehalt von über 8 % angegeben, bei Ackerstandorten sind in dieser Humusgehaltsklasse nur 2 %. Bei einem Viertel der Ackerstandorte sind sehr geringe Humusgehalte (weniger als 2 %). In Ackerböden ist daher durchaus ein Erhöhungspotential des Kohlenstoffvorrats vorhanden (vgl. Umweltbundesamt 2004).

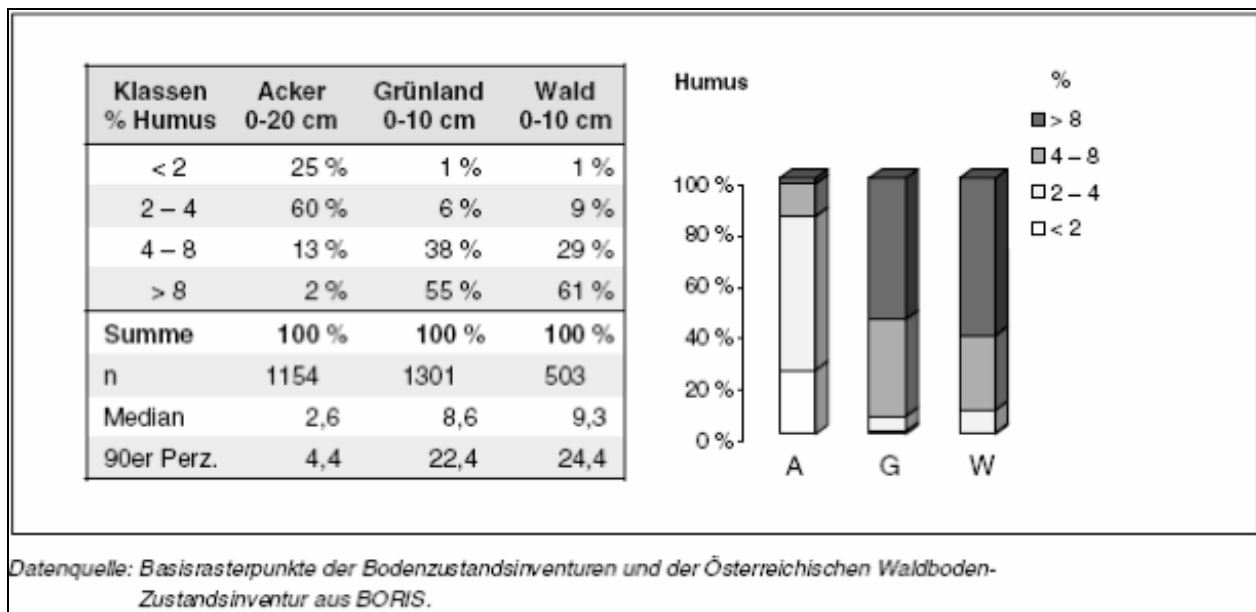


Abbildung 2: Prozentuelle Verteilung und statistische Kenngrößen der Humusgehalte in Oberböden Österreichs, gegliedert nach Landnutzung (Quelle: Umweltbundesamt 2004: Kap. 4.3.3.3)

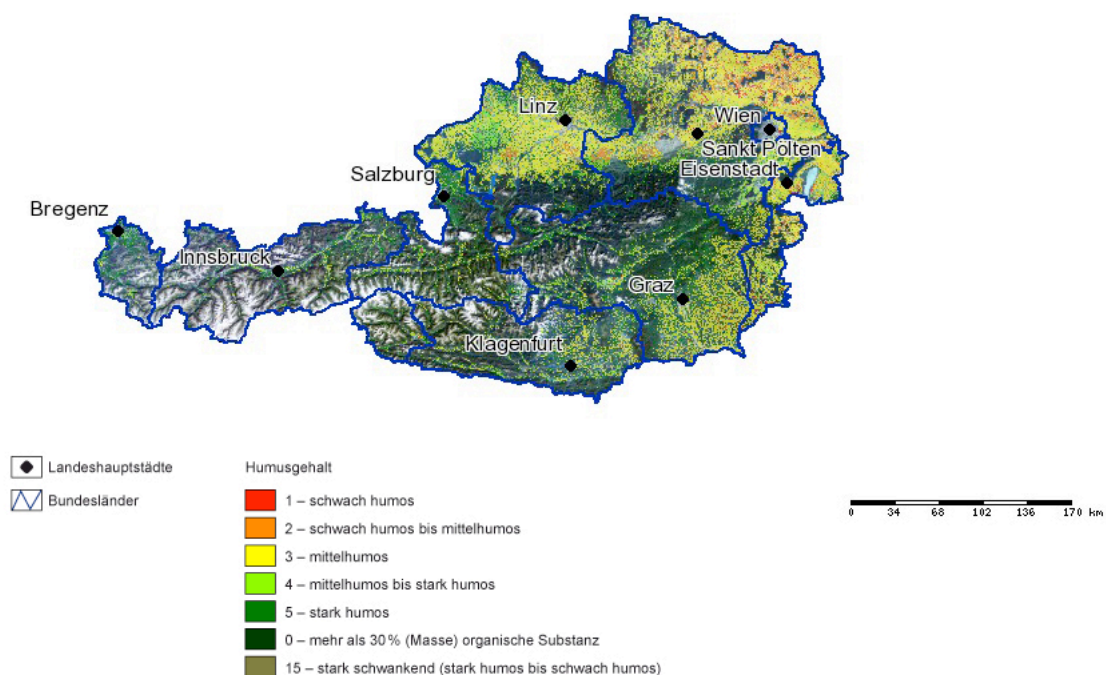


Abbildung 3: Humusgehalte österreichischer Böden (Quelle BMLFUW, BFW 2011)

3.1.1 Auswirkungen des Biolandbaus auf Humusgehalt und CO₂-Speicherung in Ackerböden

Ein großer Teil der Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft stammt aus der Bodennutzung und Düngung, die ebenfalls Einfluss haben, ob aufgrund der Bewirtschaftungsform ein Humusabbau oder Humusaufbau erfolgt. Zahlreiche Publikationen belegen hierzu, dass Biobetriebe einen höhere Humusgehalte, höhere Bodenfruchtbarkeit sowie in Folge weniger Bodene-

rosion und Bodenverdichtung haben (vgl. Mäder et al. 2002; Reganold et al. 1987; Pimentel et al. 2005; Siegrist et al. 1998; Marriott und Wander 2006; Fliessbach et al. 2007; Pullemann et al. 2003).

Wissenschaftlich vielfach belegt ist die CO₂-Bindung durch den erhöhten Humusgehalt von ökologisch bewirtschafteten Ackerböden. Die KTBL (2009) Expertenschrift gibt an, dass ökologisch bewirtschaftete Böden als CO₂-Senken anzusehen sind und 0,2-0,3 % mehr Kohlenstoff als konventionelle Böden aufweisen, was ca. 9 bis 14 t C pro ha entspricht.

Laut Hülsbergen und Küstermann (2007; 2008) findet der jährliche Humusabbau bei konventioneller Bewirtschaftung findet vor allem in den ersten 10 Jahren statt. Die jährliche Humusanreicherung bei biologischer Bewirtschaftung findet vor allem in den ersten 30 Jahren statt. Nach diesen Zeiträumen dürfte ein neues Humusgleichgewicht erreicht sein. (Niggli et al. 2009, Hülsbergen und Küstermann 2008). Hülsbergen und Küstermann (2008) zufolge werden durch biologischen Ackerbau durchschnittlich 400 kg CO₂/ha/a im Humus gebunden, durch konventionelle Bewirtschaftung kommt es dagegen zu einer Freisetzung von 202 kg CO₂/ha/a aufgrund des verursachten Humusabbaus. Diese Humus-Werte von Hülsbergen & Küstermann (2007, 2008) liegen im Literaturvergleich (Mäder et al. 2002, Fliessbach et al. 2007 und Rühling et al. 2005) im Mittelfeld der Angaben für biologische Wirtschaftsweise und diagnostizieren der konventionellen Wirtschaftsweise nur geringe Humusverluste (s. a. Niggli et al. 2009). So zeigt z.B. der renommierte DOK-Langzeitversuch in der Schweiz auf, dass im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft im Biolandbau 12-15 % mehr C im Boden angereichert wird (Mäder et al. 2002, Fliessbach et al. 2007). Pro Hektar und Jahr werden 575 bis 700 kg CO₂eq/ha und Jahr durch den Humusaufbau gebunden. Diese Anreicherung erstreckt sich bereits über einen Zeitraum von 30 Jahren (bisherige Versuchsdauer), sodass - je nach Humusausgangslage - auf vielen Standorten auch mittelfristigen Wirkungen zu erwarten sind.

Der österreichische ÖPUL-Evaluierungsbericht bewertet unterschiedliche Verfahren der agrarischen Landbewirtschaftung hinsichtlich ihrer Klimaschutzwirkung, basierend auf der Veränderung der Bodenkohlenstoffgehalte (Freudenschuß et al. 2010). Dabei wurde u.a. auf Daten aus fünf Langzeitversuchen der AGES zurückgegriffen und für die Bewertung der C_{org}-Vorräte im Boden herangezogen. Basierend auf den Messdaten wurde die Humusbilanz nach dem Modell der VDLUFA (2004) berechnet. Für die nationale Humusbilanz 2005-2007 wurde für die Maßnahme BIO die geringste Humuszehrung ermittelt. Allerdings wurde der ÖPUL-Maßnahme BIO im Gegensatz zu bisherigen Studien (Hülsbergen und Schmid 2010; Küstermann et al. 2008) in Evaluierung auf nationaler Ebene (2007) kein bzw. ein sehr geringer Humusaufbau unterstellt. Freudenschuß et al. (2010) folgern in Übereinstimmung mit dem Grundlagenwissen zur Biologischen Landwirtschaft, dass Begrünung und der Einsatz organischer Dünger einen wesentlichen Einfluss auf die Humusmehrung sowohl in Feldversuchen als auch bei den berechneten Humusbilanzen haben.

Kritisch betrachtet werden muss allerdings die Beschreibung der Ergebnisse in Freudenschuß et al. (2010), da bei der Auswertung der AGES-Versuchsdaten nicht klar angegeben ist, welche Versuchsvariante bzw. Bewirtschaftungsmaßnahmen (zB minimale Bodenbearbeitung, Abführung der Ernterückstände) in die Maßnahme „BIO“ einfließen und welche in die anderen ÖPUL-Maßnahmen. Weiters zu bemängeln ist das Fehlen eines Dauerfeldversuches mit Kompost. Kompost stellt einen wesentlichen organischen Dünger in der österreichischen – v.a. auch in der Bio-Landwirtschaft dar. Freudenschuß et al. (2010) folgern nämlich weiter, dass die ÖPUL-Maßnahmen „Bio“ (und Maßnahme „Verzicht“, hier nicht erläutert) in der Klimarelevanz eine größere Bedeutung haben als organisch/mineralische Wirtschaftsformen.

In Österreich untersuchen derzeit Kasper et al. (2011) die Effizienz konventioneller und ökologischer Bewirtschaftungssysteme in Bezug auf die C-Speicherung im Boden. Mittels des REPRO

Modells (wissenschaftlich und praktische Anwendungsagrarsoftware) werden die treibhausgasrelevanten Emissionen und Senken der wichtigsten landwirtschaftlichen Betriebstypen Österreichs in den acht Hauptproduktionsgebieten dargestellt. Um eine Aussage über die treibhausgasrelevanten Emissionen der wichtigsten Betriebstypen Österreichs zu erlangen, wurden diese auf Basis statistischer Daten identifiziert. Die Grundlage für die Modellierung betrieblicher und regionaler Landnutzungen bilden relevante Datensätze mit Informationen zu den Regionen und Betriebstypen in Bezug auf den Pflanzenbau, Tierbesatz, Maschinen und Verfahren. Derzeit (Stand März 2011) liegen erste Zwischenergebnisse zu den beiden vorherrschenden Betriebstypen „Marktfrucht“ und „Dauerkultur“ des Nordöstlichen Flach- und Hügellandes vor. Laut Kasper et al. (2011) emittieren die ökologischen Modellbetriebe weniger als die Hälfte an CO₂-Emissionen durch den Anbau als die konventionellen Betriebe. Wie bereits aus anderen Studien bekannt, beeinflussen die Nutzung von Mineraldüngern und Pflanzenschutzmitteln die Ergebnisse. Konventionelle und ökologische Betriebstypen unterscheiden sich laut Kasper et al. (2011) wesentlich in ihren Bilanzen (Tabelle 1) voneinander. Vor allem der Einsatz von Mineraldüngern in der konventionellen Landwirtschaft trägt signifikant zu den Unterschieden bei.

Tabelle 1: Treibhausgasbilanz österreichischer Modellbetriebe (Kasper et al. 2011)

Tabelle 3: Treibhausgasbilanz					
Kennzahl	Einheit	konventionell		ökologisch	
		Marktfrucht	Dauerkultur	Marktfrucht	Dauerkultur
CO ₂ -Emissionen durch den Anbau	kg CO ₂ eq ha ⁻¹ a ⁻¹	778,9	650,6	318,1	309,6
N ₂ O – Emissionen ¹⁾	kg CO ₂ eq ha ⁻¹ a ⁻¹	939,0	951,6	963,0	962,1
C -Sequestrierung ²⁾	kg CO ₂ eq ha ⁻¹ a ⁻¹	-85,1	63,9	-425,7	149,0
Treibhausgaspotential flächenbezogen	kg CO ₂ eq ha ⁻¹ a ⁻¹	1632,7	1666,1	855,4	1420,7

¹⁾N₂O-Emissionen berechnet nach IPCC (2001)
²⁾Positive Werte bedeuten einen Humusabbau, negative Werte einen Humusaufbau

Ergebnisse der CO₂-Ökobilanzierungsstudie des FiBL Österreichs, welche die Treibhausgasemissionen von Lebensmitteln aus konventioneller und biologischer Landwirtschaft bilanzierte, ergab, dass die Humusmehrung im Biolandbau eine bis zu 20 %-ige CO₂-mindernde Wirkung auf die CO₂-Bilanz von Lebensmitteln hat (Lindenthal et al. 2010a; siehe Kapitel 4 und 5).

Müller-Lindenlauf (2009) zeigt in einer umfassenden internationalen Literaturübersicht den höheren Kohlenstoffgehalt in biologisch bewirtschafteten Böden auf. Auffallend ist, dass alle Studien mit statistischer Analyse der Daten, in Bezug auf die C-Sequestrierung einen signifikanten Vorteil der biologischen Bewirtschaftungspraktiken im Vergleich zum konventionellen Standard zeigen. Im Folgenden werden im Text erwähnte Studien zuzüglich weiterer Quellen tabellarisch (Tabelle 2) dargestellt.

Tabelle 2: Literaturwerte zu C-Gehalten in Böden bei unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen.

Versuch	Systemkomponenten	Kohlenstoff – Gewinne und Verluste kg C pro ha und Jahr
Hülsbergen und Küstermann (2007)	Ökologisch (langjährige Biobetriebe)	+ 110
Deutschland	Konventionell (langjährige konventionelle Betriebe)	- 55
Mäder et al. 2006; Fließbach et al. 2007	Biodynamisch mit kompostiertem Mist (seit 1977)	+ 42
Schweiz	Integrierte Produktion mit frischem Mist und Mineraldünger (seit 1977)	- 84
Rühling et al. 2005	Ökologisch (seit 2002)	+ 180
Deutschland	Konventionell(seit 2002)	- 120
Pullemann et al. 2003	Ökologisch	
Niederlande	Konventionell	

Systemvergleichende Bodenstudien in Bezug auf den Humusgehalt zu vergleichen ist schwierig, da Bodenarten und Klima einen großen Einfluss auf die Bodenqualität haben. Erhart und Hartl (2009b) schließen eine umfassende Literaturübersicht mit der Zusammenfassung, dass bei Vergleichen von Betrieben mit denselben Boden- und Klimabedingungen meist unter ökologischer Bewirtschaftung eine höhere organische Substanz vorhanden ist. Je länger Versuche andauern, desto erkennbarer wird dieser Zusammenhang. Die Höhe des C-Gehaltes hängt hingegen immer stark von den lokalen Gegebenheiten ab.

Grundsätzlich ist die Beachtung des Bodentyps auf Nutzungsmöglichkeit bzw. Unterlassung zu empfehlen; die Nutzung organischer Böden (Moorböden, Feuchtgebiete) ist tendenziell zu unterlassen bzw. zurückzufahren. Sinnvoll wäre hier eine naturnahe Nutzung oder auch Wiedervernässung, um eine rasche Freisetzung des in den Böden gebundenen Kohlenstoffs zu verhindern. Grünlandumbruch ist grundsätzlich äußerst kritisch zu betrachten, da auch in diesem Fall erhebliche Mengen an Treibhausgasen freigesetzt werden - es dauert bis zu 20 Jahre, um den Humusverlust durch Grünlandumbruch wieder auszugleichen (KTBL 2009).

➤ Düngung

Erhart und Hartl (2009a) untersuchen in der Oberen Lobau bei Wien seit Herbst 1992 im Feldversuch STIKO die Auswirkungen der Düngung mit Biotonne-Kompost. Die Versuchsanlage umfasst Varianten mit Kompostdüngung, mineralischer Düngung, kombinierter Düngung und einer ungedüngten Nullvariante. Mit Ausnahme der Düngung werden alle Flächen nach der EU-Öko-Verordnung bewirtschaftet. In der ungedüngten Nullvariante nahm der Humusgehalt im Boden während der Versuchsdauer ab, obwohl das Stroh am Feld gelassen wurde. Der C-Verlust belief sich auf 6250 kg C/ha, somit einen jährlichen Humusabbau von 0,85 %. In den Kompostvarianten hingegen stiegen die Humusgehalte von 3,5 % auf 3,7 % an. Die Kompostdüngung mit 8t/ha/a ermöglichte eine leichte Humuserhöhung gegenüber dem Anfangszustand, mit höheren Kompostmengen wurde die Humuserhöhung stärker und statistisch signifikant. Mittels mineralischer Düngung wurde der ursprüngliche Humusgehalt erhalten. In den mit Kompost gedüngten Böden wurden zwischen 1900 und 6500 kg C_{org}/ha zusätzlich gespeichert.

Freudenschuß et al. (2010) beziehen sich auf den Internationalen Organischen Stickstoff-Dauerdüngungsversuch (IOSDV) der Ages im Marchfeld. Leider fehlte ein direkter Versuchsansatz für die biologische Bewirtschaftungsweise. Die Messergebnisse zeigten eine Steigung der C_{org} -Werte von 1986-2007 bei allen Düngungsvarianten wobei die Unterschiede zwischen Mineraldüngung, Stallmist und Einarbeitung von Ernterückständen und Zwischenfrucht lediglich minimal ausfielen, +2,57, +2,45 und +2,35 respektive.

➤ Bodenbearbeitungsmaßnahmen

Der Landwirt hat die Möglichkeit den Humusgehalt im Boden durch die Wahl geeigneter Bodenbearbeitung maßgeblich zu beeinflussen. Im Ackerbau ist ein teilweiser Verzicht auf den Pflug sowie das Vermeiden energieintensiver oder unrentabler Bearbeitungsmaßnahmen/Arbeitsgänge zu empfehlen. Konsequentes Rückführen der Erntereste erhöht den Humusgehalt im Boden und auch der Einsatz leichterer Maschinen fördert indirekt den Humusaufbau und spart zudem Energie (Lindenthal 2009).

Im semihumiden Ackerbaugebiet (Oberösterreichischer Zentralraum) ist für eine positive Humusbilanz das Bodenbearbeitungssystem noch entscheidender. Bei standortüblicher Bearbeitung kann der bestehende Humusgehalt nur bei Einarbeitung sämtlicher Ernterückstände und maximaler Winterbegrünung gehalten werden. Je tiefer die Pflugbearbeitung erfolgt, umso stärker vermindert sich der Humusgehalt im Ober- und Unterboden. Nichtwendende Varianten führten zur signifikanten Erhöhung des Humusgehaltes (Grubbervarianten auf 2,3-2,6 %). Je flacher die Bearbeitung und je geringer die Eingriffsintensität, umso stärker ist die Humusgehaltserhöhung (Liebhard 1993). Diesen Einfluss zeigen auch neuere Versuche von Liebhard et al. (2004) im österreichischen Groß-Enzersdorf ergaben, dass nach zehnjähriger unterschiedlicher Bodenbearbeitung sich bei standortüblicher Fruchtfolge und Bewirtschaftungsintensität der Humusgehalt in den oberen 25 cm Boden von 3,90 % auf 3,82 % (bei jährlichem Pflügen) verminderte. Im Gegensatz dazu erhöhte er sich bei reduzierter Bodenbearbeitung auf 4,05 %, bei Direktsaat auf 4,10 %.

Klik et al. (2010) untersuchten auf Standorten in Niederösterreich und der Steiermark die Auswirkung unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren u.a. auf die Kohlenstoffanreicherung im Boden. Es wurden die Bodenbearbeitungsvarianten: Konventionelle Bodenbearbeitung mit Pflug (CT), mit und ohne Wintergründercke; Reduzierte (pfluglose) Bodenbearbeitung mit Grubber mit Wintergründercke (RT) sowie Direktsaat mit Wintergründercke (NT) miteinander verglichen. Trotz der räumlichen und zeitlichen Schwankungen lassen sich variantenbedingte Unterschiede erkennen. Für alle Standorte zeigen sich besonders im oberflächennahen Bereich erhöhte Kohlenstoffgehalte für RT und NT im Vergleich zu CT. Meist liegen die C_{tot} - und C_{org} -Gehalte von NT noch etwas über denen von RT. In den Tiefenstufen 10-20 cm bzw. 20-30 cm sind die Unterschiede weniger stark ausgeprägt. Ähnliche Ergebnisse fanden Spiegel et al. (2007) in ihrer 19-jährigen Studie im Marchfeld. In den oberen 10 cm wurden bei Minimalbodenbearbeitung (Frässaat bis 8 cm) 31 % höhere C_{org} -Werte festgestellt als bei reduzierter (Grubber bis 15 cm) und konventioneller (Pflugvariante 25-30 cm) Bodenbearbeitung. Keine Effekte zeigten die Maßnahmen der Bodenbearbeitung in einer Tiefe von 20-30 cm, jedoch fiel auf, dass durch alle 3 Maßnahmen eine Reduktion der C-Gehalte stattfand (von 19 g auf 15,5 g SOC/kg).

Merino et al. (2004) untersuchten den Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Treibhausgasemissionen in einem humiden Klima in Südeuropa. Im Mittelpunkt der Untersuchungen standen drei Versuchsflächen. Auf der ersten Versuchsfläche wurde Getreide angebaut, bei der zweiten handelte es sich um Weideland und bei der dritten um einen Eichenwald. C_{org} war im Waldboden (37,7 g/kg) etwa doppelt so hoch wie im Ackerland (16,3 g/kg) und Weideland (17,7 g/kg).

Die höchsten Kohlendioxidemissionen ergaben sich für das Weideland. Anhand der Ergebnisse zeigte sich auch, dass die unterschiedlichen Umweltbedingungen, besonders Temperatur und Bodenfeuchte, einen großen Einfluss ausüben. Saisonale Änderungen in der CO₂-Freisetzung folgten den jährlichen Änderungen der Bodentemperatur und der Feuchtigkeit. Es erfolgte eine Zunahme der Emissionsraten bei niedriger Bodenfeuchte und eine Abnahme in Perioden mit sehr hoher Bodenfeuchte. Den größten Anstieg der CO₂-Emissionen stellten Merino et al. (2004) nach dem Ackerbau, nach Mineraldüngung und Düngemittelauftrag fest.

Nutzungsänderungen, wie zB Umbruch von Grünland und Brachen, aber auch der konzentrierte Maisanbau (C-Freisetzung von über 1 t/ha/a) wirken sich besonders negativ auf die Treibhausgasemissionen aus, wohingegen bei der Umstellung von Acker- auf Grünlandnutzung sehr hohe C-Mengen gebunden werden kann (Hülsbergen und Schmidt 2010). Die Autoren schreiben weiter, dass in den letzten Jahren die Humusanreicherung durch eine reduzierte Bodenbearbeitung unter unseren klimatischen Bedingungen überschätzt wurde, da die Umstellung auf pfluglose Bearbeitung (zB Direktsaat) eine Umverteilung der organischen Substanz im Bodenprofil bewirkt und es zu einer C-Anreicherung in den oberflächennahen Schichten kommt (siehe zB Spiegel et al. 2007), begleitet von einer C-Abreicherung in tieferen Schichten, sodass der Nettoeffekt auf die Humusmenge gering ist (Hülsbergen und Küstermann 2007 in Hülsbergen und Schmidt 2010).

➤ Fruchtfolgen und Humusgehalt

Grundsätzlich werden Biolandbau humusabbauende Fruchtfolgen (ein hoher Hackfruchtanteil oder getreidebetonte Fruchtfolgen mit Abfuhr des Stroh²) vermieden². Tiefwurzeln (Futter-) Leguminosen spielen als stark humusmehrende Kulturen und natürliche Stickstofflieferanten im Bio-Ackerbau die zentrale Rolle für den Humusaufbau. Aufgrund ihrer tief reichenden Wurzeln kann der Kohlenstoffgehalt zudem auch in tieferen Bodenschichten erhöht werden (Müller-Lindenlauf 2009).

Auch Gaiser et al. (2009) untersuchten den Einfluss von Bodenbearbeitungsmaßnahmen und Fruchtfolgen auf CO₂-Emissionen. Hierbei wurde vor allem ein Bearbeitungswechsel im Ackerland von konventioneller Bewirtschaftung und Fruchtfolge zu zero-tillage und Fruchtfolge mit Leguminosenanteil über einen Zeitraum von 30 Jahren durchgeführt. Die landwirtschaftliche Extensivierung in diesem Gebiet hat ein CO₂-Minderungspotential von 466.000 t C/a (= 1,7 Mio t CO₂). Es wurden Unterschiede von 0,48 t C/ha/a zu 0,03 t C/ha/a zwischen der extensiven und der intensiven Fruchtfolge festgestellt.

Wie zu erwarten zeigten sich die geringsten Kohlenstoffverluste bei der Einarbeitung von Ernterückständen und der Applikation von Stallmist in Fruchtfolgeversuchen im Marchfeld (1989-2004) und Alpenvorland (1989-2005). Die Autoren zeigen weiters, dass ohne Stallmistapplikation und mit Abführung der Ernterückstände die höchsten C-Verluste in den Versuchszeiträumen gemessen wurden (Dachler und Köchl 2003 in Freudenschuß et al. 2010).

3.1.2 Grünland

Dauergrünland speichert in den oberflächlichen Graspflanzen und vor allem im Boden große Mengen an Kohlenstoff. Beispielsweise wird höheres C-Sequestrierungspotential im Grünland von Smith et al. (2007) berichtet. In der ökologischen Grünlandbewirtschaftung (in Kombination

² So hat beispielsweise konzentrierter Maisanbau (C-Freisetzung von über 1 t/ha/a) besonders negativ auf die Treibhausgasemissionen (Hülsbergen und Schmidt 2010).

mit Tierhaltung) wird darüber hinaus durch den geringeren Viehbestand einer Überweidung vorgebeugt.

Der Humusgehalt im Grünland schwankt zwischen 4 und 8 % (Gisi 1990, Bohner et al. 2006). Hölzl (2009) berichtet von einem durchschnittlichen Humusgehalt von 7,1 % im oberösterreichischen Grünland. Eine Auswertung zur organischen Substanz (aus BORIS) zeigt, dass bei mehr als 50 % der Grünland- und Waldstandorte ein Humusgehalt von sogar über 8 % gemessen wurde (vgl. Umweltbundesamt 2004).

Die Umwandlung von Grünland in Ackerland kann das Klima aufgrund von entstehenden Treibhausgasemissionen stark belasten. Poeplau und Don (2011) haben hierzu knapp 100 Feldstudien zusammengefasst und ausgewertet: Wird eine Wiese in Acker umgewandelt, so führt dies durchschnittlich zu 35 % Humusverlust. Es kann Jahrzehnte dauern, bis sich bei einer Rückumwandlung von Acker- in Grünlandflächen wieder Humus angereichert habe (Poeplau und Don 2011).

3.1.3 Potentiale einer österreichweiten Umstellung auf biologische Bewirtschaftung auf den Humusgehalt

Eine österreichweite Umstellung auf biologische Bewirtschaftung hätte theoretisch ein CO₂-Reduktionspotenzial von **1,1 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente** pro Jahr für das Ackerland zur Folge. Dieses eingesparte CO₂ wäre in Form von Humus in den ökologisch bewirtschafteten Flächen gebunden. Eine derartige Humuszunahme kann über Jahrzehnte andauern (vgl. z.B. DOK Versuch in der Schweiz, Fließbach et al 2007). Die 1,1 Mt CO₂eq ergeben sich durch die Mittelung diverser Werte von Kohlenstoffsequestrierung aus der Literatur, die jedoch nicht ausschließlich auf österreichische Flächen bezogen sind, wie Tabelle 3 wiedergibt.

Tabelle 3: Theoretisches CO₂eq-Einsparungspotenzial durch Humusaufbau in Österreich bei einer gänzlichen Umstellung der Agrarflächen Österreichs auf Biologische Landwirtschaft (eigene Darstellung nach unterschiedlichen Literaturquellen)

Beschreibung	Humusaufbau pro Jahr in Österreich *	Humusaufbau	Quelle
	[t CO ₂ eq/a]**	[kg CO ₂ eq/ha/a]**	
Viehloser Bio-Ackerbaubetrieb	-987.000	-658	Freyer et al. 2010, Österreich
Bio-Betrieb	-601.500	-401	Küstermann et al. 2008, Deutschland
Bio-Ackerfläche (Minimum)	-1.099.500	-733	Niggli et al. 2009, k.A.
Bio-Ackerfläche (Maximum)	-2.200.500	-1467	Niggli et al. 2009, k.A.
Marktfrucht	-638.550	-426	Kasper et al. 2011, Nordosten Österreichs
Durchschnitt	-1.105.410	Ackerland in Österreich	

* Ackerfläche in Österreich mit 1,5 Mio. ha angenommen (BMLFUW 2010, S.9: 1,39 Mio. ha + 0,064 Mio ha Wein- und Obstbau)

** Negative Werte bedeuten einen Humusaufbau und die Rückbindung von C aus der Atmosphäre in den Boden.

Würde bei dieser Berechnung neben dem Ackerland auch das Grünland einbezogen und eine ähnliche Humusmehrende Wirkung des Biolandbaus unterstellt, dann beliefe sich das CO₂-Reduktionspotenzial auf über 2 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente pro Jahr.

3.1.4 Veränderungen im Humusgehalt durch die Landbewirtschaftung

In Österreich wurden für die Bundesländer Niederösterreich und Oberösterreich die Humusgehalte (C_{org}) der Bodenkartierungsergebnisse aus den Jahren 1958-1972 mit denen der Bodenzustandsinventuren (1994) verglichen. In diesen Bundesländern liegen etwa 70 % der Ackerflächen Österreichs. Für die Vergleichsuntersuchung wurden jeweils über 1000 Analyseergebnisse vom Oberboden (0-20 cm) herangezogen. Der gewichtete mittlere Humusgehalt (C_{org}) nahm als Folge der zunehmenden Marktfrucht- und Veredelungsbetriebe, der abnehmenden organischen Düngung und der einseitigen, getreidebetonten Fruchtfolgen mit anschließender Strohverbrennung sowohl in Niederösterreich als auch in Oberösterreich um etwa 16 % bzw. 6 % ab. Die deutlich geringere Abnahme in Oberösterreich ist auf die niedrigeren Jahresdurchschnittstemperaturen und einer daraus resultierenden niedrigeren Mineralisierungsrate, als auch auf die höheren organischen Düngegaben zurückzuführen (Dersch und Böhm, 1997). Grundsätzlich anzumerken ist bei dieser Studie allerdings, dass die Autoren von deutlich niedrigen Humusausganggehalten ausgingen. Gründlandumbruch bzw. Betriebe mit hohen Futterbauanteilen wurden nicht berücksichtigt. Die Annahme der Werte für die gesamten österreichischen Ackerflächen muss daher als fraglich angesehen werden.

In Bayern werden seit dem Jahr 1986 im Rahmen eines Boden-Monitorings regelmäßig Humusuntersuchungen auf ausgewählten repräsentativen, landwirtschaftlich genutzten Flächen (92 Acker-, 21 Grünland- und 8 Sonderkulturstandorte) durchgeführt, um Rückschlüsse zur langfristigen Entwicklung der Humusversorgung abzuleiten und Prognosen erstellen zu können. Die Ergebnisse dieser Untersuchung deuten auf eine Abnahme der mittleren C_{org} -Gehalte um rund 3 % hin. Als Hauptursache für die Humusveränderungen werden von den Autoren die Fruchtfolge und Düngung genannt (Capriel und Seiffert 2009).

Auch in Belgien wird von Rückgängen des C_{org} Vorrates im Boden berichtet. Sleutel et al. (2003) nennen eine signifikante Abnahme von 7 t C/ha im Zeitraum von 1990 bis 1999.

3.1.5 Exkurs: Biochar – Humusanreicherung durch Biokohle

Als Biokohle (engl. biochar) wird die Verkohlung von Biomasse durch Pyrolyse bezeichnet (eine Sonderform ist die hydrothermale Karbonisierung HTK). Pyrolyse ist eine thermochemische Umformung von organischem Material durch Erhitzung unter Sauerstoffabschluss.

Die Begriffe Biokohle oder Pyrokohle – wie auch die englischen Begriffe biochar und pyrochar – sind erst seit kurzer Zeit im Gebrauch und werden noch nicht einheitlich verwendet. Bio-Kohle erhielt ihren Namen, da sie aus jeder Bio-Masse hergestellt werden kann und hat mit dem Begriff Bio in der Biologischen Landwirtschaft also nichts zu tun (Lehmann und Joseph 2009, Schmidt 2010a). Zur Abgrenzung von ähnlichen Stoffen wie Holzkohle oder Aktivkohle wird im Folgenden Biokohle als poröser, kohlenstoffhaltiger Feststoff angesehen, der zum Zweck einer dauerhaften C-Speicherung (Sequestrierung) im Boden hergestellt wird und dessen physiochemische Eigenschaften zu einer Bodenverbesserung führen sollen.

Auch wenn einige historische Quellen für die Verwendung von Biokohle zur Bodenverbesserung bekannt sind (z.B. Liebig 1878; vgl. Lehmann und Joseph 2009) startete das wissenschaftliche Interesse vor wenigen Jahrzehnten mit der Erforschung der Terra Preta (portugiesisch für "schwarze Erde"; Glaser et al. 2000, Glaser et al. 2001). Präkolumbianische Indianer haben im Amazonasbecken über Jahrtausende eine ca. 1 m tiefe bis heute fruchtbare Schwarzerde

(Anthrosol) auf einer Fläche von bis zu 18.000 km² (Verheijen et al. 2010) aufgebaut. Terra Preta besitzt als Zuschlagstoff ca. 50 t C/ha (Glaser et al. 2001) in Form von Holzkohle. Der Humusgehalt, die Konzentration von Nährstoffen (P, Ca, Mg, K) und die Biomasse an Mikroorganismen ist um ein Mehrfaches höher als in Böden der Umgebung (Lehmann et al. 2003a und 2003b, Chan und Xu 2009). Die in der historischen Terra Preta vorkommenden Tonscherben haben vermutlich keinen Einfluss auf die Eigenschaften der Erde, sind aber der Beweis, dass sie von Menschen gemacht wurde. Die chemische Zusammensetzung der Terra Preta ist weitgehend geklärt, allerdings weiß man im Detail nicht wie sie hergestellt wurde. Nur durch Zusammenmischen der Bestandteile konnten Forscher bisher nicht alle positiven Eigenschaften der Terra Preta reproduzieren. Eine Metastudie von 9 Versuchen bei denen zwischen 1,5 t und 135,2 t Biokohle pro Hektar (in Kombination mit verschiedenen Düngern) in den Boden eingearbeitet wurden (Verheijen et al. 2010) zeigte eine statistisch signifikante Steigerung der Erntemengen bis zu 30 %. Blackwell et al. (2009) geben eine Übersicht von Studien mit Biokohleanwendungen in vorwiegend tropischen Regionen. Auch hier traten durchwegs Ertragssteigerungen auf – im Extremfall über 800 % (Biokohle mit Mineraldünger, Steiner et al. 2007). Die Kombination von Biokohle mit Dünger brachte die besten Ergebnisse – die Verwendung von Biokohle allein zeigte kaum Effekte. Bei einem Versuch in Deutschland erhöhte die Applikation von Biokohle und Kompost die Humusvorräte auf sandiger Braunerde signifikant und verbessert die Bodenfruchtbarkeit und den Bodenwasserhaushalt (Glaser 2010).

Die Eigenschaften der Biokohle sind vor allem vom Rohmaterial und dem Pyrolyseprozess (Höchsttemperatur, Erhitzungsrate, -dauer usw.) abhängig. Als Ausgangsmaterial kann jegliche Art von Biomasse (von Holz und Stroh bis Hühnermist und Klärschlamm) dienen. Der Pyrolyseprozess ist exotherm und liefert je nach Rohmaterial und Pyrolyseverfahren Biokohle (ca. 50 % des Ausgangs-C), Pyro-Öl (der im Englischen auch benutzte Begriff „bio-oil“ sollte nicht verwendet werden) und Synthesegase (Brown 2009, Brownsort 2009).

Die Verfahrenstechnik zur optimalen Ausbeute und Nutzung der Pyrolyseprodukte und der Abwärme steht noch am Anfang und ist noch nicht ausgereift. Vor allem die klimaschädlichen Pyrolysegase wie Methan und Kohlenmonoxid (indirektes Treibhausgas) dürfen nicht in die Atmosphäre gelangen. Neben einfachen Pyrokochern (die Synthesegase werden direkt zum Kochen rußfrei verbrannt) und Kleinanlagen für Entwicklungsländer (Bühler und Schmidt 2010a und 2010b) sind auch erste Großanlagen in Australien und den USA im Betrieb. Von der deutschen Firma PYREG GmbH gebaute Pilotanlagen (www.pyreg.de, Gerber 2010) für dezentrale Biokohleherstellung (bis zu 1200 t/a) laufen in Deutschland, Schweiz (Schmidt 2010b) und Österreich (z.B. in Kaindorf, Dunst 2011).

Der stabile Anteil von Kohlenstoff in Biokohle ist in komplexen Verbindungen (kristalline Graphenschichten und ungeordnete amorphe aromatische Strukturen), die auch von Mikroorganismen nicht abgebaut werden können, dauerhaft gebunden (Sohi et al. 2009). Wie groß der Anteil labilen Kohlenstoffs bei Biokohle die im Boden appliziert wird ist, muss noch geklärt werden (Hammes und Schmidt 2009, Lehmann et al. 2009). Neben Untersuchungen der Terra Preta stehen nur wenige Langzeitdaten für natürliche – von Feuern entstandene – Biokohle zur Verfügung. Preston und Schmidt (2006) errechneten eine Halbwertszeit für Biokohle in einem temperaten Regenwald in Vancouver von 6623 Jahren. Hammes et al. (2008) untersuchten einen Boden in der russischen Steppe von dem im Jahr 1900 Bodenproben archiviert wurden und seither keine Feuer mehr auftraten. Die Autoren schätzen die Umsetzung der Biokohle in diesem Boden auf 293 Jahren.

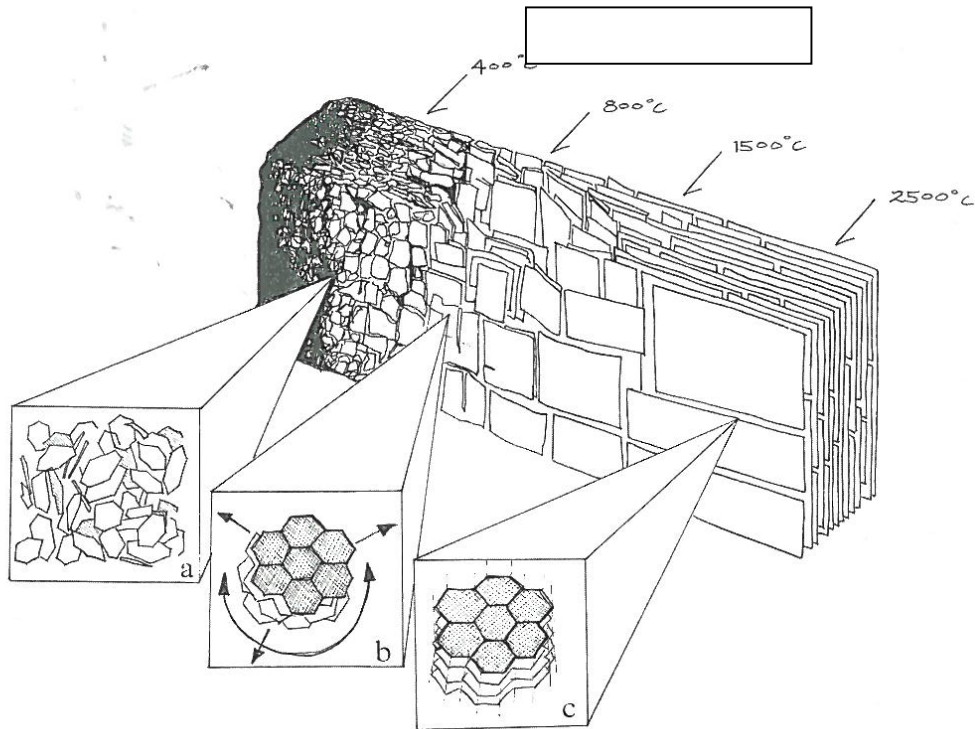


Abbildung 4: Feinstruktur von Biokohle abhängig von der Pyrolysetemperatur (Lehmann und Joseph 2009)

Wie in Abbildung 4 erkennbar, ergeben sich viele Eigenschaften der Biokohle aus seiner Feinstruktur. Die große Oberfläche und das beträchtliche Porenvolumen - ein potentielles Habitat für Mikroorganismen – entwickeln in Verbindung mit der Oberflächenchemie ein hohes Kationenaustauschpotenzial. Biokohle zeigt ein großes Adsorptionsvermögen für Wasser und Nährstoffe, aber auch für Toxine wie Pestizide und Schwermetalle (Amonette und Joseph 2009, Downie et al. 2009, Krull et al. 2009). Eine erhöhte Aktivität, Biomasse und größere Artenvielfalt von Mikroorganismen und Mykorrhiza-Pilzen ist in Böden mit Biokohle belegt (Kim et al. 2007, Thies und Rillig 2009, Warnock et al. 2010). Auch die Anzahl von Regenwürmern ist bei nicht extrem hohen Biokohlemengen (< 170 t/ha) höher als in Vergleichsböden (Liesch et al. 2010, Noguera et al. 2010). Da Biokohle meist neutral oder basisch ist, kommt es bei sauren Böden zu einer Anhebung des pH-Wertes und das Versauerungspotenzial wird abgeschwächt. Einige Studien zeigen auch eine Reduktion der Treibhausgasemissionen von Methan und N₂O bei Böden mit Biokohlezugaben (Yanai et al. 2007, Sohi et al. 2009, Van Zwieten et al. 2009, Singh et al. 2010, Zhang et al. 2010, Karhua et al. 2011).

Der potentielle Nutzen und die möglichen Gefahren durch die Anwendung von Biokohle werden kontrovers diskutiert (vgl. Verheijen et al. 2010 und Powlson et al. 2011). Das Hauptproblem der bisherigen Biokohle-Forschung ist, dass die publizierten Ergebnisse fast ausschließlich in (sub)tropischen Regionen durchgeführt wurden und nur kurzfristige Daten (Beobachtungszeitraum 1-2 Jahre) verfügbar sind. Eine generalisierte Übertragung der bisherigen Ergebnisse auf temperate Regionen ist noch nicht möglich (Glaser 2010, Verheijen et al. 2010).

Im Folgenden werden Aspekte und Maßnahmen dargestellt, die mögliche negative Auswirkungen bei der Anwendung von Biokohle vermeiden können (vgl. Shackley und Sohi 2010, Schmidt 2010a, Verheijen et al. 2010):

› Rohmaterial

Um eine Belastung der Biokohle mit toxischen Substanzen zu vermeiden, muss das Ausgangsmaterial frei von Giften wie Schwermetalle, Lösungsmittel, nichtorganischen Abfällen usw. sein. Ideale Ausgangsstoffe sind land- und forstwirtschaftliche Restmaterialien die ohne Pestizide, Herbizide und Mineraldünger angebaut werden. Biokohle aus Forstholz soll nur bei nachhaltiger Bewirtschaftung gewonnen werden – insbesondere die Abholzung von Regenwald, wie es derzeit bei der Holzkohleherstellung der Fall ist, muss verhindert werden.

› Pyrolyse

Die Biomassepyrolyse muss weitgehend energieautonom ablaufen. Die Synthesegase dürfen nicht ungenutzt in die Atmosphäre entweichen und Emissionsgrenzwerte müssen eingehalten werden.

› Eigenschaften der Biokohle

Als Qualitätsmerkmal sollten ein Mindest-C-Gehalt, -Rohdichte (Indikator des Porenvolumens) und spezifische Oberfläche eingehalten werden. Die Nährstoffgehalte der Biokohle müssen ermittelt werden, um die maximal zulässigen Mengen für die Bodeneinarbeitung laut Boden- und Düngemittelverordnung festlegen zu können. Das H/C-Verhältnis – als Indikator für die aromatische Struktur und Qualität der Biokohle sollte zwischen 0,6 und 1,0 liegen (Krull et al. 2009, Schmidt 2010a).

Der Gehalt an PAK (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe), PCB (Polychlorierte Biphenyle) und Furane ist, neben dem Ausgangsmaterial, vor allem von den Pyrolysebedingungen abhängig und muss unter den Grenzwerten der Kompostverordnung liegen. Technisch scheint dies machbar (Beesley et al. 2010, Azeeza et al. 2011, Ghosh et al. 2011), Pyrolyseanlagen müssten aber regelmäßig kontrolliert werden.

› Ausbringung der Biokohle

Hier muss eine Aerosolbildung verhindert werden, weil Biokohlestaub eine sehr hohe Treibhausgaswirkung aufweist. Dies kann durch eine Mindestgröße der Biokohle (> 5mm) oder staubverhindernder Bindestoffe (z.B. feuchter Kompost oder Erde) erreicht werden.

› Langzeitwirkungen

Abgesehen von der historisch hergestellten Terra Preta ist die Langzeitwirkung (Stabilität) von Biokohleanwendungen weitgehend ungeklärt (Bruun et al. 2011).

Daher ist es dringend erforderlich, weitere Studien bezüglich der Langzeitwirkung von Biokohle auf Pflanzen, Bodenprozesse (Abbau, Mobilität, Interaktion) und Umwelt durchzuführen, bevor Regeln über die Nutzung von Biokohle aufgestellt werden können. Zu diesem Zweck ist es sinnvoll, weltweit koordinierte Biokohle-Feldversuche in verschiedenen Ökosystemen durchzuführen (Glaser 2010).

Erste Ergebnisse aktuell laufender Versuche wie z.B. in Österreich (Kaindorf; Dunst 2011), Deutschland (Glaser 2010) und der Schweiz (Niggli und Schmidt 2010) bestätigen die bodenverbessernden Eigenschaften von Biokohle und ihr C-Sequenzierungspotential. Allerdings kann

die Verwendung von Biokohle nur ein Baustein zu Reduktion von Treibhausgasen sein wie die folgende Rechnung zeigt. Die österreichische Prokopf-Emission betrug im Jahr 2006 ca. 11,0 t CO₂eq (UNSD 2009). Das Molekulargewicht von CO₂ (44,010) dividiert durch das von C (12,011) ergibt einen Umrechnungsfaktor von ca. 3,66. Die 11 t CO₂eq entsprechen daher 3 t reinen Kohlenstoff oder 3,75 t Biokohle (80 % C-Anteil). Bei einer geschätzten Abbaurate durch chemische oder biologische Oxidation von 25 % in 100 Jahren müssten für jeden Österreicher zur Kompensation der Treibhausgasemissionen fast 4,7 t Biokohle hergestellt werden, was die Applikationskapazität unserer Böden langfristig übersteigt. Als Teil eines „Klimafarming-Konzepts“ mit biologischem Landbau, Humuswirtschaft, geschlossenen Stoffkreisläufen, Düngemittelreduktion, Gründüngung, pfluglosem Anbau, nachhaltiger Tierhaltung und Artenschutz könnte Biokohle aber eine wichtige zusätzliche Rolle spielen.

3.2 Bodenerosion

Im Bodenschutzprotokoll der Alpenkonvention hat sich Österreich grundsätzlich zur Erhaltung der Bodenfunktionen verpflichtet (Lebensministerium 2010). Je bewusster wird, welchen Einfluss die landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsformen haben, desto besser kann durch gezielte Maßnahmen diese wichtige Vereinbarung eingehalten werden.

Bodenerosion ist zwar grundsätzlich laut Strauss (2007) ein natürlicher Vorgang, der die Ausformung der Landschaft wesentlich beeinflusst. Durch menschliche Aktivitäten kann die Bodenerosion jedoch ein enormes Ausmaß annehmen, sodass die Funktionen des Bodens irreversibel gestört sind. Die organische Substanz absorbiert Wasser – sie kann etwa das Sechsfache ihres Gewichts an Wasser speichern – und ist deshalb lebenswichtig für die Vegetation auf Böden, insbesondere auf von Natur aus trockenen und sandigen Böden (EU Kommission 2009). Die Stabilität der Böden, insbesondere der organo-mineralischen Komplexe, ist vor allem von der Art der Landnutzung abhängig. Großen Einfluss haben neben der Landnutzung (Bewirtschaftungs- und Bearbeitungsintensität; Forst; Grünland oder Acker) die Fruchtfolgen (Pflanzenentwicklung, Bedeckungsverläufe, Leguminosen, humusanreichernd oder humusabbauend), das Düngungsmanagement (Stallmist, Gülle, Kompost) oder das Unkrautmanagement (Verzicht auf Pflanzenschutzmittel, mechanische Regulierung). Grundsätzlich erodieren zwar auch Böden unter Wald und Grünland, die Bodenverluste im Acker sind jedoch ungleich höher und stark von der Art der Bewirtschaftung abhängig (vgl. Strauss und Klaghofer 2006; vgl. Cerdan et al. 2010). Wie bereits erwähnt haben schon Reganold et al. (1987) durch Untersuchungen gezeigt, dass die Erosion unter ökologischer Bewirtschaftung gegenüber konventioneller deutlich reduziert ist.

3.2.1 Bodenerosion weltweit und in Österreich

Nach Untersuchungen von Pimentel et al. (1995; 2006) sind seit dem Jahr 1955 weltweit ein Drittel der landwirtschaftlichen Böden durch Erosion verloren gegangen. Laut den Autoren geht der Verlust mit 10 Mio. Hektar Ackerland (= 0,7 % des gesamten Ackerlandes) stetig weiter. In Europa (exkl. Russische Föderation) sind 17 % der Landfläche von Erosion betroffen.

Tabelle 4: Bodenerosion in Europa (Quelle EEA 2003)

Box 1 — Soil erosion in Europe

Extent of human-induced soil degradation by erosion in Europe (million hectares)						Table 1.1
	Erosion type	Light	Moderate	High	Extreme	Total
Accession countries	Water erosion	4.5	29.2	14.7	0.0	48.4
	Wind erosion	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	AC total	4.5	29.2	14.7	0.0	48.4
EFTA countries	Water erosion	0.8	1.5	0.0	0.0	2.3
	Wind erosion	0.6	1.3	0.0	0.0	1.9
	EF total	1.3	2.9	0.0	0.0	4.2
Rest of Europe	Water erosion	0.8	19.3	6.5	1.0	27.7
	Wind erosion	0.0	5.8	0.0	0.7	6.5
	ER total	0.8	25.1	6.5	1.7	34.2
European Union	Water erosion	12.8	11.9	1.4	0.0	26.2
	Wind erosion	1.0	0.1	0.0	0.0	1.1
	EU total	13.8	12.0	1.4	0.0	27.3
Europe (excl. the Russian Federation)	Water erosion	18.9	62.0	22.6	1.1	104.6
	Wind erosion	1.6	7.2	0.0	0.7	9.5
	All Europe total	20.5	69.2	22.6	1.8	114.1 (17.4 % of total land area)

Note: Any mismatch between totals and disaggregated figures is due to the rounding process.

Source: EEA data elaboration from Glasod (Oldeman, 1991; Van Lynden, 1995; data: UNEP and ISRIC through UNEP/GRID Geneva, 2001).

According to the Glasod assessment, in Europe, excluding the Russian Federation, about 114 million ha or more than 17 % of the total land area is affected by soil erosion, of which more than 24 million ha or approximately 4 % show high or extreme degradation and nearly 70 million ha or 11 % are affected by moderate degradation. The major type of degradation is erosion by water (about 16 % of the total land area), while erosion by wind interests only 1.5 % of the territory.

The various regions of Europe show different patterns, for example in the EU and EFTA countries the area subjected to soil erosion is about 9 % of the total land area. It increases to 26 % in the candidates countries and to 32 % in the rest of Europe (excluding the Russian Federation).

Die Erosion durch Wasser betrifft in Europa (exkl. Russische Föderation) schätzungsweise 115 Mio. Hektar – das ist ein Achtel der gesamten Landfläche Europas–, die Erosion durch Wind- einwirkung 42 Mio. Hektar, siehe nachfolgende Tabelle 5.

Tabelle 5: Durch menschliche Aktivitäten verursachte Bodenerosion in Europa (Mio ha) (Quelle: Europäische Union 1995-2011)

WASSEREROSION	Leicht	Mittel	Stark	Extrem	Gesamt
Verlust von Oberboden	18.9	64.7	9.2	-	92.8
Veränderung Geländedeform	2.5	16.3	0.6	2.4	21.8
Gesamt:	21.4	81.0	9.8	2.4	114.5 (52.3%)
WINDEROSION					
Verlust von Oberboden	3.2	38.2	-	0.7	42.2
Total:	3.2	38.2	-	0.7	42.2 (19.3%)

Cerdan et al. (2010) schätzen nach statistischer Analyse von Erosionsraten mehrerer Literaturangaben (auch österreichische Werte sind mit einbezogen worden) die Erosion durch Gräben (rill erosion) auf etwa 3,6 t/ha/Jahr für Ackerland. Dieser Wert ist laut den Autoren niedriger, aber dennoch realistischer als fehlerhafte Hochrechnungen von Einzelstudien mit geringer Datengrundlage. Die höchsten Bodenerosionsraten treten in Weinbaugebieten und hügeligen Lössgebieten in West- und Zentraleuropa auf.

In Österreich wird seit den frühen 1960er Jahren versucht, die Höhe und das Ausmaß der in Zusammenhang mit landwirtschaftlichen Aktivitäten auftretenden Bodenerosion durch Wasser zu erfassen. Grund hierfür waren große Erosionsschäden, die im Weinbau sowie in anderen Kulturen auftraten. Einzelne Parzellenversuche zur quantitativen Bewertung des Bodenabtrags schaffen Grundlagenwissen, für eine großräumige Bewertung des Erosionsrisikos werden allerdings Erosionsmodelle empfohlen. Als Modellkonzept wird in Österreich die Universal Soil Loss Equation (kurz USLE) herangezogen. Hierbei wird der langjährige Bodenabtrag als Produkt von erosionsbeeinflussenden Faktoren berechnet. Grundlage der Berechnung ist die Bodenbedeckungsklassifikation CORINE Landcover Projekt. Da hier allerdings nur zwischen Ackerflächen, Dauerkulturen, Grünland und heterogenen landwirtschaftlichen Flächen unterschieden werden kann, ist eine Einbeziehung der aktuellen Fruchtartenverteilung notwendig (Strauss 2007). Kritisch ist anzumerken, dass die Art der Bewirtschaftung (biologisch, konventionell) nicht berücksichtigt wurde. Dennoch kann anhand des Erosionsmodells die grundsätzliche Erosionsgefährdung der österreichischen Flächen eingeschätzt werden. Gebiete mit intensiver ackerbaulicher Tätigkeit (v.a. Niederösterreich, Oberösterreich, Steiermark, Burgenland, Teile Kärntens) sind besonders von der Bodenerosion betroffen. Die Hangneigung hat selbstverständlich auch Einfluss, allerdings werden Flächen mit starker Neigung meist als Grünland genutzt - Grünland wiederum hat im Vergleich zu ackerbaulichen Flächen einen höheren Schutzfaktor gegenüber Bodenerosion. Die größten Bodenabträge treten in Gebieten mit mittleren Hangneigungen auf (Strauss 2007). In Österreich liegen rund 60 % der Flächen im alpinen Bereich (Strauss und Klaghofer 2006). Etwa 67 % der nationalen Flächen sind entweder Teil eines Wassereinzugsgebietes (Muren, Sturzbach) oder ein allgemeines Risikogebiet. Grundsätzlich kann jede Bodenart von Erosion betroffen sein, besonders anfällig sind in Österreich jedoch die Löss-Böden in Niederösterreich. Die Bodenerosion hängt sowohl von der Stärke der Niederschläge als auch von der Bodennutzung ab. Erosion tritt auf, wenn die Regenmenge größer ist als die Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens. Abhängig vom Humusanteil und Bodeneigenschaften wie Porosität und Durchlässigkeit (Bodenverdichtung) kann nur eine bestimmte Wassermenge vom Boden aufgenommen werden. Wird die Aufnahmekapazität des Bodens überschritten, ist mit Oberflächenabfluss und Bodenerosion zu rechnen.

In den österreichischen Regionen Oberösterreich, Niederösterreich, der Südsteiermark und im südlichen Burgenland ist das Erosionsrisiko durch Wasser regional erhöht. Besonders betroffen waren im Jahr 1999 die Ebenen und Hügellgebiete im Südosten und Nordosten Österreichs, das Alpenvorland und das Klagenfurter Becken (Strauss und Klaghofer 2006).

Laut Strauss (2006) sind etwa 25 % (etwa 839.000 ha) der landwirtschaftlich genutzten Flächen Österreichs erosionsgefährdet. Diese Flächen sind von Wassererosion in unterschiedlichen Ausmaßen betroffen. Ungefähr 125.000 ha landwirtschaftlich genutzter Flächen weisen einen Bodenabtrag von mehr als 11 t/ha auf, weitere 120.000 ha weisen einen Bodenabtrag zwischen 6 t/ha und 11 t/ha auf. Für diese Flächen ist aus Sicht des Bodenschutzes eine Reduktion des Bodenabtrags notwendig, da ein Bodenabtrag mit mehr als 6 t/ha/Jahr unbedingt als kritisch zu betrachten ist (Strauss 2006; Strauss 2007).

Tabelle 6: Flächenausmaß verschiedener Erosionsgefährdungsklassen in Österreich (nach Strauss 2006:65).

Höhe (t/ha/a)	Fläche (ha)
< 6	592.000
6-11	122.000
11-22	82.000
22-33	24.000
>33	20.000
SUMME	839.000

Vor allem der Osten Österreichs ist laut Strauss und Klaghofer (2006) aufgrund sandiger oder trockener, humusreicher Böden durch Winderosion gefährdet. Auch ausgetrocknete Feuchtschwarzerden sind von der Winderosion betroffen. So schätzt Klik (2004) den Bodenverlust durch Winderosion im Marchfeld auf 0-5,4 t/ha/a.

In der folgenden Grafik sind die Gebiete Österreichs ersichtlich, die besonders von Bodenerosion durch Wasser betroffen sind und daher bei der Bewirtschaftung der Flächen besondere Aufmerksamkeit erfordern, um den Erhalt des Bodenzustandes gewährleisten zu können.

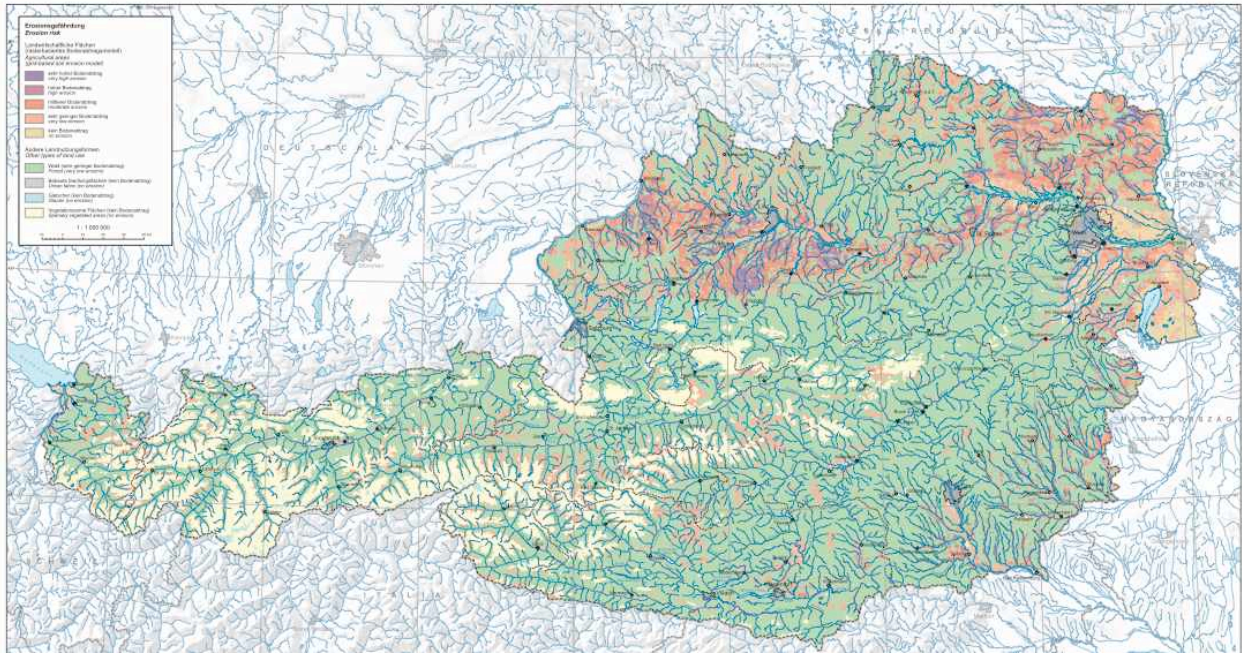


Abbildung 5: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser (Strauss 2007).

Zusätzlich wird die über eBOD öffentlich zugängliche Erosionsgefährdungskarte dargestellt, da aufgrund der unterschiedlichen Farbgebung teilweise Gebiete einfach einzuschätzen sind.

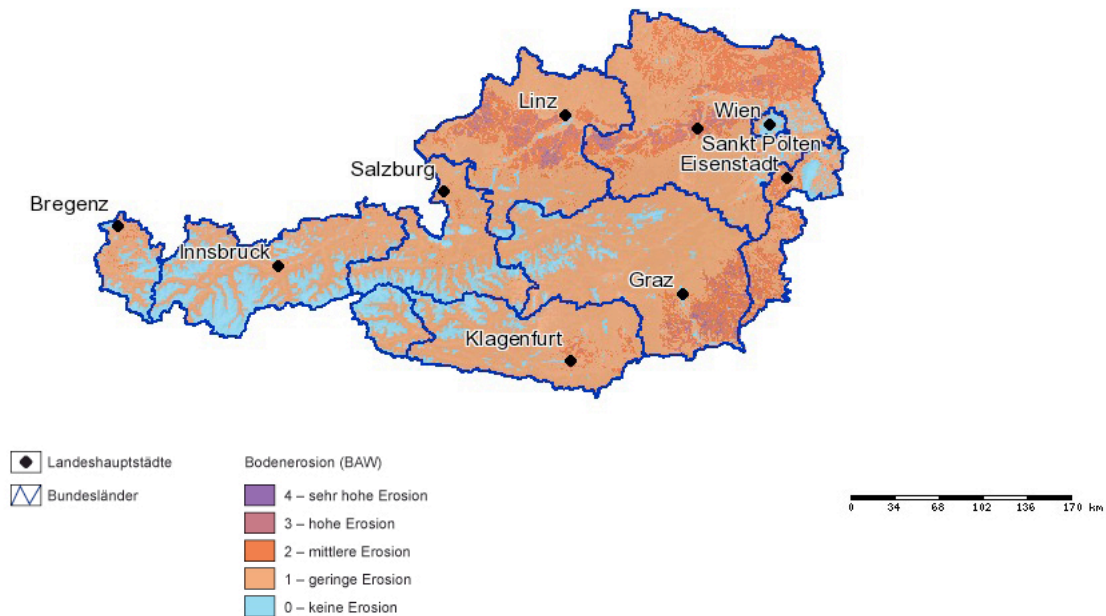


Abbildung 6: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser in Österreich (Strauss 2007a_Darstellung in eBOD_Fachkarten).

Die bodenphysikalischen Kennwerte wie Trockendichte, Wasserdurchlässigkeit und Aggregatstabilität werden von der angebauten Kultur, der Jahreszeit und der Bodenbearbeitung be-

einflusst. Eine dichte und zeitlich längere Bepflanzung wie etwa bei Luzerne und Winterweizen wirkt sich günstig auf diese Parameter aus. Eine seit dem Jahr 2003 durchgeführte Studie (MUBIL) eines biologisch bewirtschafteten Marktfruchtbetriebs im Marchfeld in Niederösterreich zeigt, dass die biologisch bewirtschafteten Flächen in allen Untersuchungsjahren höhere Aggregatstabilitätswerte als die konventionelle Parzelle aufwiesen, wodurch die Erosionsgefährdung und die Verschlammungsneigung vermindert wird (Freyer et al. 2010).

Im Evaluierungsbericht des ÖPUL (Lebensministerium 2010:51) wird die jährliche Bodenerosion mit 3,3 t/ha/Jahr im Zeitraum 2007 berechnet. Für das Jahr 2008 wird ein Wert zur Halbzeitbewertung (2009) von 3,4 t/ha/Jahr angegeben. Die Bodenerosion wird für landwirtschaftliche Flächen ohne Almen angegeben, Basis der Berechnungen ist INVEKOS³.

Im ÖPUL sind verschiedene Erosionsschutzmaßnahmen definiert, die bis zum Jahr 2006 auf etwa 750.000 Hektar praktiziert wurden. Zu Beginn der ÖPUL-Periode 2007-2013 zeigte sich allerdings eine geringere Beteiligung im Ausmaß von ca. 680.000 Hektar. Eine nationale Schätzung des Umweltbundesamtes für das Jahr 2008 ergibt, dass im Boden 815 Megatonnen Kohlenstoff gespeichert sind, was einer 35-fachen Menge der nationalen jährlichen Treibhausgas-Emissionen entspricht (Umweltbundesamt 2010).

Auch aus Bayern und Belgien sind Abnahmen des Humusgehaltes durch Bodenabtrag bei landwirtschaftlichen Flächen durch Dauerbeobachtungsflächen bekannt (Capriel und Seiffert 2009; Seutel et al. 2003).

3.2.2 Einfluss von Landnutzung und Bewirtschaftung auf die Bodenerosion

Eine kürzlich veröffentlichte Literaturstudie bestätigt nach einer umfassenden statistischen Analyse den hohen Einfluss von Landnutzung und Bodenbedeckung auf Bodenerosionsraten. Erosionsraten waren auf blankem Boden am Höchsten, unter Weingärten wird die zweithöchste Erosionsrate verzeichnet, gefolgt von weiteren Nutzungen von Ackerflächen. Permanente Bodenbedeckung (z.B. unter Grünland, Wald) verringert die Bodenabträge um bis zu einer Zehnerpotenz im Vergleich zu jenen des Ackerlandes (Cerdan et al. 2010).

Neben der Gefährdung durch Wasser- und Winderosion, kann die landwirtschaftliche Bodenbearbeitung also den Verlust an organischer Substanz vorantreiben. In den letzten Jahrzehnten hat die Bodenerosion aufgrund landwirtschaftlicher Nutzung und Zunahme der Pflugtiefe sowie Bearbeitungsgeschwindigkeit stetig zugenommen. Auch die Ausweitung der landwirtschaftlichen Flächen (Umwandlung von Primärvegetation zu Ackerland) hatte (und hat) Konsequenzen in Form von Verlusten organischer Substanz (vgl. Boardman und Poesen 2006). Strauss und Klaghofer (2006) nennen etliche Arbeiten, die den Einfluss der Bodenbearbeitung auf Bodenverluste in Österreich untersucht haben; allerdings wurde kein direkter Vergleich zwischen konventioneller und ökologischer Bewirtschaftung vorgenommen.

³ INVEKOS: Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem des BMLFUW im Rahmen des ÖPUL (Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft)

Tabelle 7: Bodenerosion in Österreich

Referenz	Systemvergleich	Bodenverlust in t/ha/Jahr	Versuchszeitraum
Klik (2003)*	Konventionell Gemulchte Flächen Direktsaat	5-39 t/ha/Jahr 2-6 t/ha/Jahr 0,5-4 t/ha/Jahr	9 Jahre
Kunisch et al. (1997)*	Konventionell Mulch, Direktsaat	6 t/ha/Jahr >1 t/ha/Jahr	3 Jahre
Pollhammer (1997)*	Pflug Grubber	8-72 t/ha/Jahr 1-46 t/ha/Jahr	1-2 Jahre; ein Extremwetterereignis während des Versuchszeitraumes

*=Quelle von Klik (2003); Kunisch et al. 1997; Pollhammer 1997; Strauss und Klaghofer (2006: 207).

Zahlreiche Studien belegen die positiven Auswirkungen des Biolandbaus auf die diversen Faktoren der Bodenfruchtbarkeit (Mäder et al. 2002; Reganold et al. 1987; Pimentel et al. 2005; Siegrist et al. 1998; Marriott und Wander 2006; Fliessbach et al. 2007, Pulleman et al. 2003. Auch Evaluierungen des österreichischen Programmes ÖPUL zeigen, dass Maßnahmen wie Begrünungsvarianten eine Steigerung des Humusgehaltes und der Erosionsverminderung bewirken (Lebensministerium 2010).

Kainz et al. (2009) fassen eine Recherche zum Stand des Wissens zu Bodenerosion die Wasser- und Bodenerosion beeinflussenden Aspekte folgendermaßen zusammen, (die sich teilweise natürlich mit Aspekten aus den vorangegangenen Kapiteln decken, da Humusaufbau und Erosionsminderung auf denselben Faktoren aufbauen):

Tabelle 8: Maßnahmen des Ökologischen Landbaus und Wirkungen auf die Bodenerosion (Kainz et al. 2009:54).

Maßnahme / Aspekt (Ursache)	Effekt auf	Wirkungsdauer, Wirkungsbereich	"Erosions-einfluss"
1) Anbau von Klee gras / mehrjährige Kulturen „Carry-over-Effekt“	Aggregatstabilität, Infiltrationskapazität mechanische Stabilisierung	Mehrere Jahre; Erodibilität, Bewirtschaftung	Abnahme
2) Verwendung Wirtschaftsdüngern (Stallmist, Gülle)	Aggregatstabilität, Infiltrationskapazität	Kurz- und langfristig; Erodibilität, Bewirtschaftung	Abnahme
2) Restriktive Verwendung Kalium- Düngern	Aggregatstabilität	Kurz- und langfristig; Erodibilität des Bodens	Abnahme
3) Verzicht auf chem. Pflanzenschutzmittel	Aggregatstabilität	Kurzfristig, evtl. auch langfristig Erodibilität des Bodens	Abnahme
4) Höhere Humusgehalte des Bodens	Aggregatstabilität	Langfristig; Erodibilität des Bodens	Abnahme
5) Abweichende Bedeckungsverläufe der angebauten Kulturen	Bedeckung	Kurzfristig, Schutz der Bodens durch Bedeckung; Bewirtschaftung	Zunahme (Abnahme)
6) Häufigere mechanische Unkrautregulierung (z.B. Striegeln)	Aggregatstabilität,	Kurzfristig, Bodendestabilisierung, Schaffung transportierbares Material	Zunahme
6) Höhere Unkrautdeckungen durch fehlenden PSM- Einsatz	Bodenbedeckung; Infiltrationskapazität	Kurzfristig, ev. auch indirekt langfristig; Bodenbedeckung, Oberflächenabfluss	Abnahme

Laut Kainz et al. (2009) erhöht (siehe; Punkt 1) Luzerne-, Klee- oder Klee gras den Erosionswiderstand einer Fläche (vgl. Kainz et al. 2009). Anhand der Literatur kann davon ausgegangen werden, dass N-reiche Wurzelrückstände und Bestandsabfälle eine erhöhte mikrobiologische Aktivität und bessere Bodenaggregation zur Folge haben. Erwähnt wird ebenfalls die Förderung anözisch lebender Regenwürmer aufgrund der andauernden Bodenruhe und Bedeckung sowie des ständigen Nahrungsangebots auf der Bodenfläche.

Der positive Einfluss der Kompostdüngung wurde bereits erwähnt (Kapitel 3.1.1; Eberhart und Hartl 2009), Kompostdüngung hat vor allem im Gemüsebau Bedeutung. Im Ökologischen Landbau wird verstärkt Stallmist eingesetzt, ein Düngemittel, dem eine Erhöhung der Aggregatstabilität und des Infiltrationsvermögens von Böden zugewiesen wird. Die höhere Bodenstabilität scheint hierbei durch die Förderung der Mikroorganismen und der Bodenmesofauna zu entstehen, weniger durch eine Erhöhung der organischen Bodensubstanzgehalte (vgl. Kainz et al. 2009). Steigende Humusgehalte aufgrund ökologischer Bewirtschaftung erhöhen die Bodenstabilität und mindern die Erosibilität, die Bodenabträge sind geringer (vgl. Kainz et al. 2009).

Insgesamt bewerten Kainz et al. (2009) nach dem derzeitigen Stand des Wissens, dass die Biobetriebe in Mitteleuropa Verfahren verwenden, welche die Erosionsgefahr gegenüber Modellannahmen grundsätzlich reduzieren.

Europaweit ist der Schutz des Bodens vielfach diskutiert - Österreich hat mit dem Beitritt zur Europäischen Union im Jahr 1995 das österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (ÖPUL) initiiert. Ziel ist, durch verschiedene Maßnahmen u.a. zum Schutz der natürlichen Ressourcen beizutragen. Strauss (2006) nahm eine Evaluierung der ÖPUL- Maßnahmen in ihren erosionsvermindernden Auswirkungen vor. Zu Beginn der ÖPUL Periode 2007-2013 gab es leider wie bereits erwähnt (Kapitel 3.2.1) eine geringere Beteiligung an Erosionsschutzmaßnahmen. Einige Maßnahmen werden als direkt erosionsvermindernd angeboten - so etwa die Förderung von Mulch- und Direktsaat.

Laut einer Literaturrecherche von Strauss (2006) unterliegt die Wirksamkeit des Einsatzes von Mulch- und Direktsaat zwar einer großen Streuung, im Durchschnitt kann aber eine Reduktion des Bodenabtrags um etwa 70 % der ursprünglichen Erosion erzielt werden. Hierbei ist auch zu erwähnen, dass die Direktsaat etwas günstiger zu bewerten ist als Mulchsaat. Die als indirekt erosionsvermindernden Maßnahmen im ÖPUL sind generell als geringer wirksam einzuschätzen, wobei aufgrund der Bandbreite der Maßnahmen eine allgemeine Beurteilung (quantitativ) schwierig ist. Auch neuere Untersuchungen aus Österreich (Mabit et al. 2009) ergeben eine signifikante Reduktion der Bodenerosion durch Anwendung von Direktsaat.

3.2.3 CO₂ Emissionen aufgrund von Bodenerosion

Weltweit werden ca. 200 Gt Erde durch Erosion verfrachtet (Lal 2003, Polyakov und Lal 2008). Jacinthe und Lal (2001) analysierten eine Reihe von weltweit durchgeführten Langzeitstudien zum Gehalt an organischen C in Ackerböden und errechneten daraus eine erosionsbedingte CO₂-Emission von ca. 25g C/m²a - dies entspricht fast 1 t CO₂-Emission/ha/a. In ihrer Berechnung wird angenommen, dass 20 % des durch Erosion mobilisierten organischen C in CO₂ umgewandelt werden. Für das gesamte weltweite Ackerland (1,5 x 10⁹ ha; FAO 1998) wurde die durch Erosion entstandene CO₂-Emission auf 1,4 Gt/a hochgerechnet, was ca. 10 % der jährlichen CO₂-Zunahme in der Atmosphäre entspricht.

Der größte Unsicherheitsfaktor bei solchen Berechnungen stellt die Rate des in CO₂ umgewandelten organischen C der durch Erosion mobilisiert wird dar. In der Wissenschaft werden hierbei die unterschiedlichsten Ansichten vertreten und in der Literatur sind Werte von 0 % – 100 % für die Umsetzungsrate zu finden (Tabelle in Lal 2003). Diese Rate ist entscheidend für die Berechnung von CO₂-Nettobilanzen, lässt sich aber experimentell nur schwer ermitteln und nur abschätzen. Manche Autoren (Berhe et al. 2006, van Oost et al. 2007) sehen Erosion sogar als C-Senke, weil ein Großteil des C_{org} langfristig stabil in Sedimenten gebunden werden soll. BodenkundlerInnen und ÖkologInnen vertreten allerdings meist die Ansicht, dass durch Erosion mobilisierter C_{org} einer höheren Mineralisationsrate (20-30 %) ausgesetzt ist als im ursprünglichen Boden und damit eine CO₂-Quelle darstellt (Lal 2005).

Eine weltweite Abschätzung bezüglich des von Erosion betroffenen C_{org} durch Lal (2003) kommt zu folgenden Ergebnissen:

- 4-6 Gt C_{org} werden pro Jahr verfrachtet und davon 0,8-1,2 Gt C_{org} zu CO₂ oxidiert (20 % Umsetzungsrate).
- 2,8-4,2 Gt C_{org} werden am Land abgelagert und 0,4-0,6 Gt C_{org} gelangen ins Meer wo er langfristig gebunden, oder teilweise mineralisiert wird.

Tabelle 9: CO₂-Emissionen durch Erosion (Literaturübersicht)

Autor	Land	Durch Erosion mobilisierte Corg	Mobilisierter C/ha	Umsetzungsrate	CO ₂ durch Erosion kg/ha/a
Jacinthe und Lal (2001)	Welt	30-260g C/m ² /a	300-2600 kg C/ha/a	20 %	220 - 1900
Quinton et al. (2006)	UK	76-312kg C/ha/10a	7,6-31 kg C/ha/a	k.A.; Annahme 20 %	6 - 23
Gaiser et al. (2008)	D	bis 0,45 Mg C/ha/a	10-450 kg C/ha/a	k.A.; Annahme 20 %	7 - 330
Polyakov und Lal (2008)	USA	117-358 kg C/ha/season	22 kg C/ha/a	15 % in 100 Tagen	12

C....Kohlenstoff, , a....Jahr, Mg....Millionen Gramm, k.A....keine Angabe

3.2.4 Bodenerosion und Gewässerschutz

Neben der Betrachtung der Bodenerosion und der Wasserinfiltration auf landwirtschaftlichen Böden ist auch der Zusammenhang der Bodenerosion und Gewässerschutz näher zu betrachten. Denn wie Strauss (2010) treffend bemerkt „die Landschaft produziert unser Wasser“ (siehe Kapitel 3.3). Flächen mit hohem Bodenabtrag haben einen erhöhten Eintrag von partikulär gebundenem Phosphor ins Gewässer zur Folge. Übermäßiger Eintrag von Phosphor hat negative Wirkungen auf Gewässer. Maßnahmen zur Phosphor Reduktion müssen in der Landwirtschaft einsetzen, da hier die primäre Quelle von Phosphor zu finden ist.

Manche Faktoren der Bodenerosion und somit auch das Ausschwemmen von Nährstoffen können nicht beeinflusst werden (Niederschlag, Hangneigung). Andere (v.a. Landnutzung) hingegen können direkt beeinflusst werden. Winterungen anstelle von Hackfrüchten, Anwendung von Mulchsaat und Gewässerrandstreifen können Phosphor und Schwebstoffen in Gewässer zurückhalten. Schutzmaßnahmen können zum einen den Bodenabtrag direkt reduzieren (z.B. Mulch- und Direktsaat), oder durch Gewässerrandstreifen als gewässernahe Maßnahmen betrachtet werden. Diese Maßnahmen können nur bei ausreichender Umsetzung wirken - dies ist allerdings aufgrund der Beitrittszahlen zu den erosionsrelevanten Maßnahmen im ÖPUL nicht gegeben (Strauss 2010).

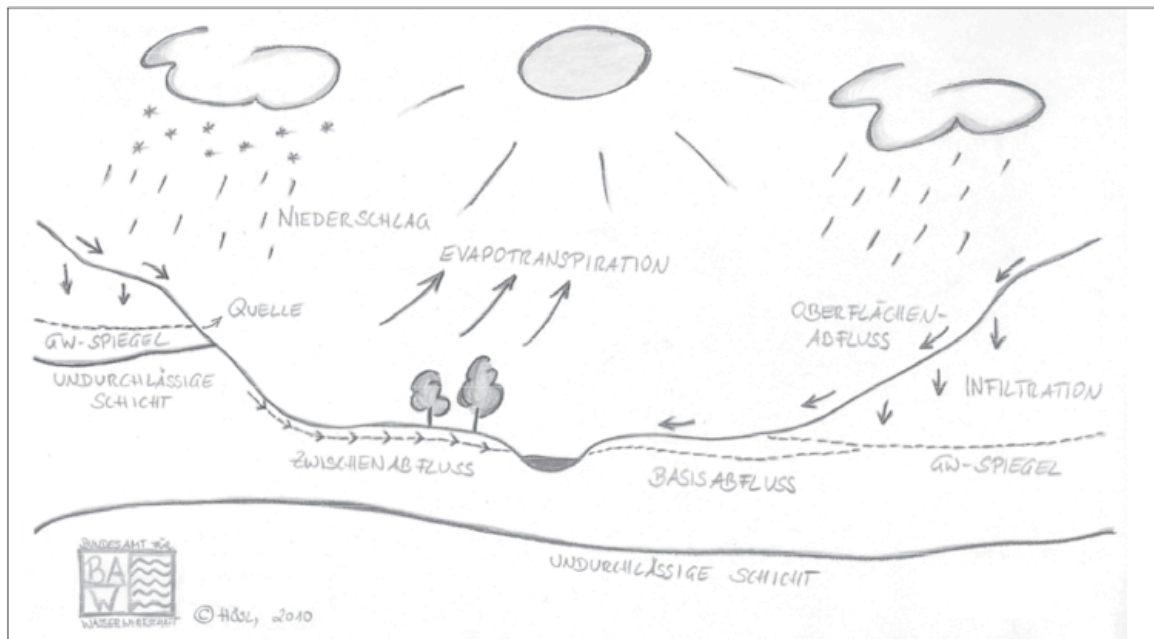


Abbildung 7: Wasserwege in der Landschaft (Hösl 2010 in Strauss 2010: 70).

3.3 Wasserinfiltration, Wasserspeicherung

Wasserinfiltration bezeichnet die Geschwindigkeit mit der Wasser in den Boden eindringt (angegeben in mm/Stunde) (vgl. Rogasik et al. 2006). Das Wasserspeichervermögen des Bodens hängt vorrangig von der Bodenmächtigkeit, Steingehalt, Bodenart und vom Humusgehalt ab. Tiefgründige, steinarmer, schluff- und vor allem humusreiche Böden speichern besonders viel Wasser. Diese Fähigkeit wird bei ungleichmäßigen Niederschlägen immer bedeutender (Bohner 2005). Nicht zu unterschätzen sind die Eindringwiderstände verdichteter Böden (vgl. Hartmann et al. 2009).

Eine hohe Wasserinfiltrationsrate des Bodens ist eine wichtige Voraussetzung um das Bodenerosionsrisiko zu reduzieren, darüber hinaus wird das Risiko des temporären Bodenüberflutens bei extremen Niederschlägen verringert. Bodenverdichtungen, Verlust von biologischer Aktivität und Abnahme von organischer Bodensubstanz haben einen ungünstigen Einfluss auf die Wasserinfiltrationsrate.

Die Infiltrationsrate sowie der Gehalt an organischer Substanz im Boden sind wesentliche Funktionen, beeinflusst von der Landnutzungsform und der Bewirtschaftungsdauer. Zwar wird in der folgenden Abbildung nicht der Einfluss der biologischen Bewirtschaftung dargestellt, der Einfluss von Management und Bodenbeschaffenheit ist jedoch erkennbar (Rogasik et al. 2006).

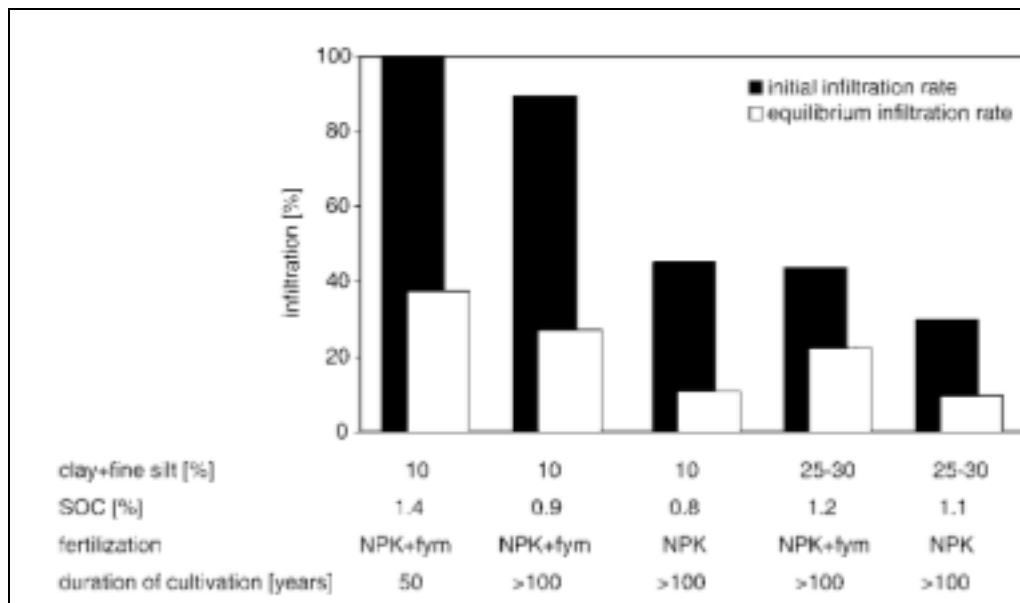


Abbildung 8: Einfluss des Managements und Bodenbeschaffenheiten auf die Infiltrationsrate (Quelle Rogasik et al. 2006: 868; fym = farmyard manure)

Landwirtschaftlich genutzte Böden haben je nach Bewirtschaftungsart ein unterschiedlich gut ausgenutztes Infiltrationspotenzial, welches in Folge bei Extremwetterereignissen aber auch bei normalen Niederschlägen eine wichtige Größe darstellt. Bei richtiger Bewirtschaftung können erhebliche Wassermengen zeitlich im Boden zwischengespeichert werden und somit Niederschläge bzw. Starkniederschläge abmildern. Hohe Infiltrationsraten können daher das Risiko lokaler Überschwemmungen (die aufgrund der vorhergesagten Klimaänderungen wahrscheinlich häufiger auftreten werden) minimieren (vgl. Hartmann et al. 2009).

➤ Einfluss biologischer Bewirtschaftung auf die Wasserinfiltrationsrate

Bodenbearbeitung, Fruchtfolgesysteme sowie Düngemittelmanagement haben Einfluss auf die Wasserinfiltrationsrate im Boden (vgl. Rogasik et al. 2006, Hartmann et al. 2009). Die Integration von Landschaftselementen und der erhöhte Humusgehalt unter biologisch bewirtschafteten Böden erhöhen die Wasserspeicherung im Boden und verringern in Folge mögliche Bodenerosion (Lotter 2003 zit. in Müller-Lindenlauf 2009).

Seit 2003 werden Flächen eines Betriebs im Marchfeld in Niederösterreich untersucht, um möglicher Veränderungen bodenphysikalischer Kennwerte bei der Umstellung von konventionellem auf ökologischen Landbau zu ermitteln. Dabei ergab sich, dass durch die biologische Anbauweise der Porenanteil in 25 cm Bodentiefe nach sechs Jahren bei mittlerer und geringerer Bodenbonität um 6 %, bei konventioneller Bearbeitung nur um 3 % erhöhte (Klik und Garcia-Meca 2010). Für die Zunahme des Porenanteils bei biologischer Bewirtschaftung zeigt sich vor allem die Fruchtfolge mit vorwiegend dicht wurzelnden Kulturen (wie z.B. Luzerne) verantwortlich. Eine Steigerung der pflanzennutzbaren Kapazität des Bodens in der obersten Bodenschicht (+7 %) konnte ausschließlich bei der Biofläche mit mittlerer Bonität festgestellt werden. Durch den höheren Porenanteil, der hohen Wasserdurchlässigkeit und der geringeren Trockendichte kann bei Starkregen mehr Wasser in den Boden infiltriert werden und oberflächlich fließt weniger ab. Die höhere pflanzennutzbare Kapazität bedeutet, dass mehr und vor allem länger Wasser zur Biomasseproduktion der Pflanzen zur Verfügung steht (Freyer et al. 2010).

Eine wichtige Rolle für die Bildung von Makroporen spielen Regenwürmer. Untersuchungen zeigten, dass deren Vorkommen in ökologisch bewirtschafteten Böden etwa siebenfach größer ist, als in konventionell bewirtschafteten. Diese Böden haben den großen Vorteil, eine etwa

doppelt so hohe Infiltrationskapazität wie herkömmliche, konventionelle Böden zu haben (vgl. Schnug und Haneklaus, zitiert nach Hartmann et al. 2009; vgl. Hartmann et al. 2009). Die deutsche Vergleichsstudie ökologischer und konventioneller Böden von Hartmann et al. (2009) zeigt deutlich eine klare Beziehung zwischen der Anzahl der Regenwürmer im Boden und der gesättigten Wasserleitfähigkeit. Die höhere Anzahl an Regenwürmern in ökologischen Böden führt zu mehr Regenwurmgängen und somit zu einer höheren Wasserinfiltration. Minimale Bodenbearbeitung wiederum, hierbei besonders der Verzicht auf Pflügen, schont diese für die Wasserspeicherkapazität des Bodens so wichtigen Regenwurmgänge. Selbstverständlich variiert die Infiltrationsrate auf einer Fläche. Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass diese kleinräumige Variation geringer ist als die Variation zwischen den Bewirtschaftungsweisen biologisch und konventionell (siehe Abbildung 9, vgl. Hartmann et al. 2009). Gründe für die geringere Infiltrationsrate und somit für die höheren Eindringwiderstände sind wie bereits angeführt Verdichtungen des Bodens, die besonders durch das Befahren des Ackers mit schweren Saat- und Erntemaschinen hervorgerufen werden.

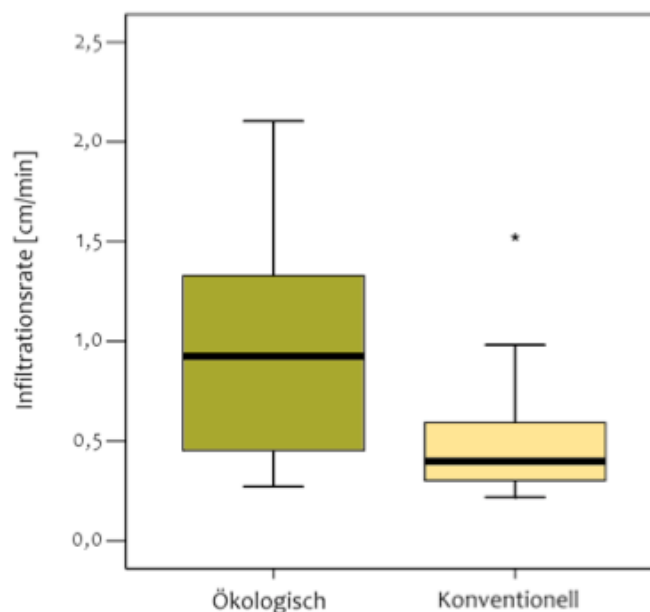


Abbildung 9: Vergleich der gesättigten Wasserinfiltrationsrate bei ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung (Signifikanz mit $p < 0,05$). (Quelle: Hartmann et al. 2009:33)

Studien zeigen deutlich erhöhte Wassergehalte in ökologisch bewirtschafteten Böden. Durchschnittlich besitzt der Boden um 2,6 % mehr Bodenwasser - immerhin entspricht das 26 Liter bei einem Meter Bodenmächtigkeit. Hartmann et al. (2009) simulierten die Veränderung des Wasserrückhaltes bei einer Umstellung der Bewirtschaftungsweise im Untersuchungsgebiet ihrer Studie. Werden die konventionellen Flächen (415 ha) auf ökologische Bewirtschaftung umgestellt, so ergibt dies einen Zugewinn beim Wasserrückhalt von 39 % (vgl. Hartmann et al. 2009).

Aus den angeführten Studien (Hartmann et al. 2009, Freyer et al. 2010) kann abgeleitet werden, dass die Infiltrationsrate bei ökologisch bewirtschafteten Flächen um bis zu 83 % höher liegt als bei vergleichbaren konventionellen Flächen.

➤ Bedeutung der Fruchtfolgenauswahl auf die Wasserinfiltration

Reganold et al. (1987) konnten durch Untersuchungen signifikante Unterschiede in den Bodenabträgen zwischen leguminosenbasierten und leguminosenfreien Fruchtfolgen aufzeigen.

Auch Langzeitversuchen in Puch (Deutschland) zufolge nahm die Aggregatstabilität, als Maß für die Verschlammungsneigung des Bodens und damit auch für seine Erosionsanfälligkeit bei einseitigen Fruchtfolgevarianten ab (Capriel 2010):

Tabelle 10: Auswirkung der Fruchtfolge auf die Aggregatstabilität in Dauerfeldversuchen (Deutschland, nach Capriel 2010)

Kennwerte der Bodenfruchtbarkeit	Weizen Fruchtfolge	Weizen Daueranbau	Silomais Fruchtfolge	Silomais Daueranbau	Schwarzbrache
C _{org}	100	92	91	83	54
Aggregatstabilität	100	82	77	59	18
Infiltrationsrate	100	46	22	3	0
Mikrobielle Biomasse	100	100	85	70	29

Die Unterschiedliche Infiltrationsrate aufgrund der Fruchtfolge soll daher besonders hervorgehoben werden:

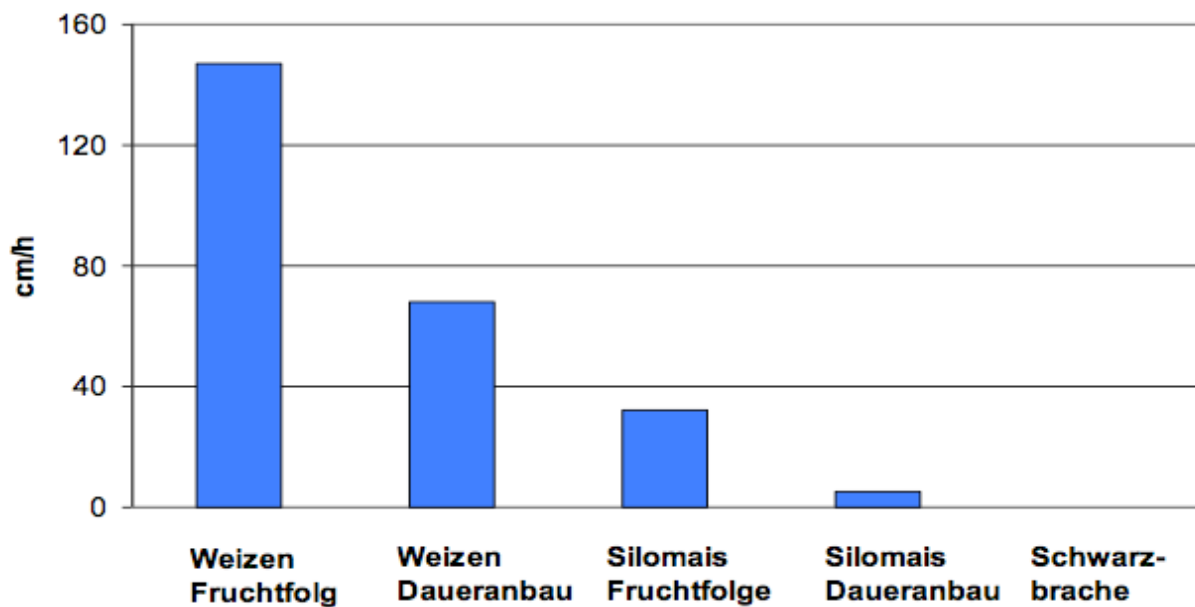


Abbildung 10: Infiltrationsrate abhängig von der Fruchtfolge (nach Capriel 2010)

3.4 Wichtige Quellen von Treibhausgasemission in der Landwirtschaft: Biolandbau und konventionelle Landwirtschaft im Vergleich

3.4.1 Energiebedarf der Mineraldünger Herstellung

Zur Herstellung von in der Landwirtschaft verwendeten Mineraldüngern (insbesondere für die mineralischen Stickstoffdünger) wird eine enorme Energiemenge benötigt, die über fossile Energieträger bereitgestellt wird und somit zu zusätzlichen beträchtlichen Treibhausgasemissionen führt. Bei der Anwendung von leichtlöslichen Stickstoff-Mineraldüngern müssen daher neben den direkten und indirekten Lachgas (N₂O)-Emissionen aufgrund der Düngemittelanwendung (und der damit auch verbundener Nitratauswaschung, siehe 2.3.2) auch die bei der Produktion der Stickstoff-Mineraldünger entstehenden CO₂-Emissionen beachtet werden. Zwischen 300 und 600 Mio. t CO₂eq werden jährlich weltweit aufgrund der Herstellung von Stickstoffdünger emittiert - immerhin 0,6-1,2 % der gesamten weltweiten Treibhausgasemissionen (vgl. Lal 2004).

In Österreich hat sich seit den 1990er Jahren der Einsatz von Stickstoff(N)-Mineraldünger reduziert, was auf die Implementierung der ÖPUL-Richtlinien entsprechend der Klimastrategie zurückzuführen ist. Der Rückgang des Viehbestandes führte zu einer Reduktion im Einsatz von Wirtschaftsdünger.

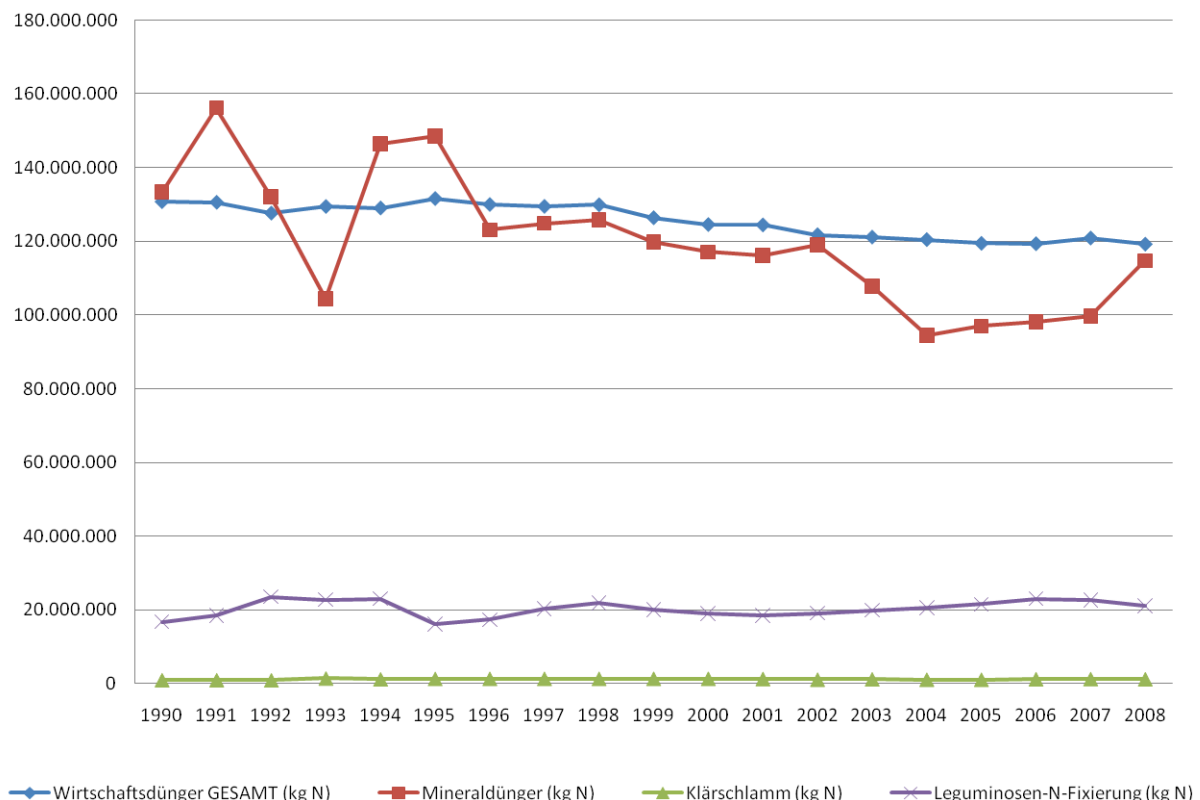


Abbildung 11: Jährliche Stickstoffmengen (kg) in Österreichs Böden durch den Einsatz von Mineraldünger, Klärschlamm, Leguminosen und gesamten Wirtschaftsdünger von 1990 bis 2008 (Anderl et al. 2010)

Tabelle 11: Energiebedarf bei der Herstellung von Stickstoffdüngern

Düngemittel	MJ/kg N	Quelle
Stickstoffdünger (Jahr 2010)	51.9	Gemis BRD v4.4
Ammonitrat	41.0	Williams et al. 2010
Harnstoff	49.0	"
Kalkammonsalpeter	43.0	"
Kalkammonsalpeter	42.0	"
Ammoniumnitrat 27.5 % N	45.6	Konshaug 1992, PEMS 1994
Ammoniumnitrat 34.5 % N	44.3	"
Ammoniumsulfat	45.0	"
Harnstoff	63.0	"

Der Energieaufwand bei der Herstellung von synthetischen Düngern ist abhängig von der Art des Düngers und der Effizienz des Produktionsprozesses (

Tabelle 11). In **Österreich** werden bei einem durchschnittlichen Jahresverbrauch von 120.000 t Stickstoffdünger (N) **6.227 TJ Energie** verbraucht bzw. **907.123 t CO₂eq** emittiert (nach GEMIS, Institut für angewandte Ökologie 2010). Im Vergleich zu Freyer und Dorninger (2008) bedeutet das einen Anstieg von 2 % seit dem Jahr 2005.

Bei einem Umstieg der österreichischen Landwirtschaft auf 100 % Bio-Landbau, könnte somit pro Jahr fast eine ganz 1 Mio. t CO₂ eingespart werden. Das sind rund 1,2 % der nationalen bzw. 12 % der landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen Österreichs (Stand 2008). Würden in weiterer Folge alle Biobetriebe das Abfallprodukt der Zuckerverarbeitung Vinasse statt Minereraldünger beziehen, würden fast 13.000 t CO₂ pro Jahr (entspricht 367 Äquatorumrundungen á 40.075 km) durch diesen organischen Dünger erreicht werden, was immer noch 99 % weniger bedeutet, als aufgrund der Produktion von herkömmlichen Minereraldüngern emittiert wird (rund 25.600 Äquatorumrundungen).

3.4.2 Lachgas (N₂O)-Emissionen

Die Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft tragen mit etwa 70 % zu den Gesamtemissionen von Lachgas bei. Das entspricht 48 % der Gesamtemissionen aus dem Sektor Landwirtschaft⁴ (Anderl et al. 2009).

Landwirtschaftlich verursachte Methan und N₂O-Emissionen sind weltweit zwischen 1990 und 2005 um 17 % gestiegen. Hochrechnungen zufolge werden die Emissionen bis zum Jahr 2030 um weitere 35-60 % steigen - hauptsächlich aufgrund des steigenden Einsatzes synthetischer Stickstoffdünger und der zunehmenden Nutztierhaltung. Lachgas (N₂O) ist mit einer 298-mal stärkeren Treibhausgas-Wirkung als CO₂ besonders klimawirksam (IPCC 2007b).

N₂O-Emissionen entstehen vor allem bei Ausbringung großer Mengen an Stickstoffdünger (N-Mineraldünger, Gülle aber auch Mist) auf landwirtschaftliche Flächen. Bei Stickstoffüberschuss gerät dieser in die Umwelt, gelangt durch Auswaschung als Nitrat ins Grundwasser, durch Abschwemmung/Bodenerosion in die Oberflächengewässer und als N₂O in die Atmosphäre. Aller-

⁴ wobei diese österreichische Statistik die Herstellung von Minereraldüngern u.a. Betriebsmitteln dem Sektor Industrie zuordnet

dings entstehen auch durch den Abbau organischer Masse im Boden (v.a. bei Böden mit schlechter Bodenstruktur und hohen Gehalten an leicht verfügbarem N im Boden) und bei der Verrottung von Mist N_2O -Emissionen (vgl. Smith et al. 2007).

Im Ökolandbau wird meist mit geringeren Stickstoffmengen gedüngt, sodass weniger N_2O freigesetzt wird. Auf leichtlösliche Mineraldünger wird innerhalb des ökologischen Landbaus grundsätzlich verzichtet. Zwischenfrüchte sowie Gründüngung nützen pflanzenverfügbaren Stickstoff im Boden, sodass dieser innerhalb des Kreislaufsystems gehalten wird (El Hage Scialabba und Müller-Lindenlauf 2010). Eine Studie aus den Niederlanden vergleicht in diesem Zusammenhang 13 Bio-Betriebe mit konventionell bewirtschafteten Betrieben und zeigt einen geringeren Gehalt an gelöstem Stickstoff in den Bio-Böden (Diepeningen et al. 2006).

In Deutschland wurden die durchschnittlichen N_2O -Emissionen biologischer und konventioneller Ackerbausysteme verglichen. Laut Flessa et al. (2002) waren die durchschnittlichen N_2O -Emissionen der ökologischen Fruchtfolge mit 4 kg N_2O /ha geringer als jene der konventionellen mit 5 kg N_2O /ha.

Weltweit besteht derzeit ein jährlicher Bedarf von 100 Megatonnen Stickstoff in Mineraldüngern; immerhin verursachen diese 10 % der von der Landwirtschaft emittierten Treibhausgasemissionen. Bezieht man darüber hinaus den Energiebedarf für die Produktion dieser Düngemittel mit ein, so verdoppelt sich dieser Betrag, d.h. es werden 20 %. Durch ökologischen Landbau und dem damit verbundenem Verzicht auf leichtlösliche Mineraldünger, können die durch die Landwirtschaft emittierten Treibhausgase um 20 % vermindert werden (El Hage Scialabba und Müller-Lindenlauf 2010).

Auch innerhalb des Bio-Landbaus kann durch Auswahl der Düngemittel die Klimabilanz beeinflusst werden: So verringert der Verzicht auf Vinasse und andere leicht lösliche organische Dünger (wie z.B. Haarmehl, Knochenmehl, Rübenspitzel) die Lachgas Emissionen deutlich (Lindenthal 2009).

Die Ökobilanzierungsstudie des FiBL Österreichs zeigt die unterschiedlichen N_2O -Emissionen konventioneller (KON) und biologischer (BiO-EU) Bewirtschaftung auf. Die N_2O Kalkulation orientiert sich an den IPCC-Richtlinien von 2006 (IPCC 2006; Tier 1; Equation 11.1.) bzw. von IPCC (2007a). Demnach wird 1 % der mineralischen (sowie der leicht verfügbaren organischen) N-Düngung als N_2O aus den Böden direkt emittiert. Idel (2010) führt aus, dass dies bis zu 3,6 % sein können. Kompost und sowie jene organische Dünger, die schwerer verfügbaren N enthalten haben nur ein N_2O -Emissionswert von 0,5 % (Lopez-Fernandez et al. 2007). Zusätzlich werden die Auswirkungen der über die EU-Öko-Verordnung hinausgehenden Regelungen einer österreichischen Bio-Premiummarke (BIO-ZZU) aufgezeigt (Theurl 2011):

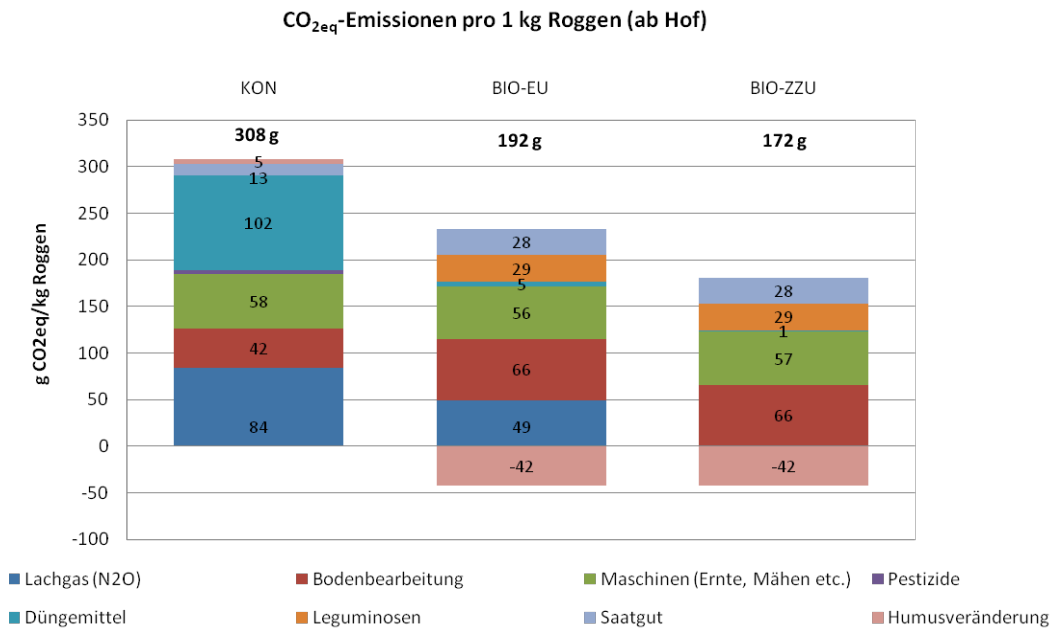


Abbildung 12: Treibhausgasemissionen von 1kg Roggen aus unterschiedlichen Produktionsvarianten

Wie aus Abbildung 12 deutlich hervorgeht, bestehen die Treibhausgasemissionen von 1 kg konventionellem Roggen zu 1/3 aus den Lachgasemissionen und zu 1/3 aus den CO₂-Emissionen, die bei der Produktion von den eingesetzten Mineraldüngemitteln verursacht werden. Allein durch den Verzicht auf Mineraldünger ersparen sich die Roggen-Varianten Bio-EU und Bio-ZZU 102 g CO₂eq pro kg Roggen. Zudem resultieren reduzierte Lachgasemissionen, da der Stickstoff in den Biovarianten hauptsächlich über Leguminosen und Kompost zugeführt wird, in den N weit stärker gebunden ist als in Mineraldüngern. Bei der Bio-ZZU-Variante können die gesamten CO₂-Emissionen pro kg Roggen im Vergleich zur Bio-EU-Variante zusätzlich reduziert werden, da gänzlich auf Vinasse verzichtet wird, wodurch der Herstellungsprozess der Vinasse und die N₂O-Emissionen der Vinasse vernachlässigt werden können.

3.4.3 Auswirkungen des Stickstoff-Mineraldüngerverzichts auf Treibhausgasemissionen

Im Biolandbau wird auf die Düngung mit leichtlöslichen Mineraldüngern und somit auf alle Arten von mineralischen Stickstoff (N)-Düngern verzichtet. Die Düngung mit mineralischen N-Düngern verursacht große ökologische und gesundheitliche Probleme (u.a. hoher Einsatz an fossiler Energie bei der Herstellung der mineralischen N-Düngern, erhöhte Nitratauswaschungen ins Grundwasser, gesteigerte Lachgas (N₂O)-Emissionen aus dem Boden, erhöhte Nitratgehalte in Lebensmitteln, Qualitätsverluste).

Cathrine Badgley und sieben Mitautoren der Universität Michigan (Badgley et al., 2007) berechneten, dass auf den 1,5 Mrd. Hektaren Ackerland bei einer konsequenten Nutzung von Leguminosen als Gründüngung (als Zwischenfrüchte und als überwinternde Deckfrüchte) mindestens 140 Mio. t Stickstoff zusätzlich produziert werden könnten, also 70 % mehr als heute in Form synthetischer Düngemittel eingesetzt werden. Die Nutzung der natürlichen Stickstofffixierung für die landwirtschaftliche Produktivität basiert auf modernster Forschung und ist im Gegensatz zur fossilen Stickstoffherzeugung auch langfristig wirtschaftlich und ergiebig. Besondere Beachtung wird in der biologischen Landwirtschaft den Leguminosen als Stickstofflieferanten gegeben. Neben der Gründüngung und Stickstofffixierung rezykliert der Ökolandbau die organi-

schen Dünger der Nutztiere im Ackerbau. Der gesamte Weltbestand von 18,3 Milliarden Tieren (Rind, Büffel, Schaf, Ziege, Schwein, Huhn) erzeugt nochmals etwa 160 Mio. t Stickstoff. In der konventionellen Landwirtschaft werden die tierischen Dünger in vielen Fällen als Abfall umwelt- und klimabelastend entsorgt, und die Grünlandflächen sind völlig überdüngt. Der Biolandbau nutzt diese wertvollen Nährstoffe aus der Tierhaltung effizient im Ackerbau und ersetzt damit synthetische Dünger (Niggli 2007).

Wie bereits erwähnt zeigte auch die Untersuchung auf südeuropäischen Flächen von Merino et al. (2004), dass im Ackerbau, nach Mineraldüngung und Gülleausbringung (Milchkühe) der größte Anstieg der CO₂-Emission festzustellen war.

3.4.4 Auswirkungen der Landnutzungsänderung (Land Use Change; LUC)

Die Ausweitung landwirtschaftlicher Flächen (v.a. Weide-/Grünland- und Ackerflächen) wird durch die Zerstörung von Primärvegetation (und auch Sekundärvegetation) vorangetrieben. Betroffen sind hierbei vor allem Tropenwaldflächen und Savannen (besonders in Brasilien und Argentinien). In Europa wird vor allem der Umbruch von Grünland vorgenommen. Dieser wissenschaftlich als „Land Use Change“ (LUC; Landnutzungsänderung) beschriebene Vorgang ist für 15-20 % der gesamten globalen CO₂-Emissionen verantwortlich - mehr als die weltweite Landwirtschaft an CO₂ verursacht (Smith et al. 2007).

➤ Faktor Landnutzungsänderung in Ökobilanzierungsstudien

In den meisten bisherigen Studien sind keine Treibhausgasemissionen (THGE) von Landnutzungsänderungen (Land Use Change, LUC) reflektiert, nachdem diese aufgrund einiger Vorbehalte als „konzeptuell“ und „methodologisch“ schwierig eingestuft wurden (siehe u.a. Dalgaard et al. 2008). Aus konzeptueller Sicht wird dazu beispielsweise die Frage aufgeworfen, ob es zulässig ist, die Bilanz eines Produkts (bspw. Sojaextraktionsschrot) mit der Vorgeschichte der Fläche, sowohl die oberirdische Biomasse als auch eine Veränderung des Humus-Kohlenstoffhaushalts im Boden betreffend, in Verbindung zu bringen. – Immerhin wurden auch alte europäische Ackerflächen einmal gerodet und deshalb könnten den Einwänden einiger Studien zur Folge (z.B. Kool et al. 2009) auch deren LUC-Emissionen berücksichtigt werden, auch wenn die Rodung schon lange zurückliegt. Dabei wird aber vergessen, besonders im Hinblick auf Bodenemissionen – auf die Dauer der tatsächlich auftretender Emissionen (Stoffflüsse; z.B. CO₂ aus Humus-Kohlenstoff) zu achten und auf die Kapazitäten der globalen C-Speicher in unterschiedlichen Zeitperioden zu achten (Hörtenhuber et al. 2011a).

In den vergangenen Jahren haben einige internationale und nationale Studien das Fehlen dieser global bedeutenden Emissionsquelle der Landnutzungsänderungen in den meisten bisherigen Bewertungen der Lebensmittelerzeugung angesprochen (z.B. Garnett 2009; Hörtenhuber und Zollitsch 2009). In weiterführender Literatur wurden auch bereits neue Methoden und Rechenwege angewendet, um Effekte auf gesamte Emissionen der Lebensmittelerzeugung bewerten zu können (siehe bspw. Hörtenhuber et al. 2010a, am Beispiel der österreichischen Rohmilcherzeugung; Cederberg et al. 2011).

➤ Treibhausgasemissionen (THGE) aufgrund Landnutzungsänderung

Für Lebens- und Futtermittel, die aus Gebieten mit hohen Landnutzungsänderungen (LUC) stammen, zeigt die Einbeziehung der LUC-Emissionen große Veränderung der Ökobilanz-Ergebnisse:

So betragen z.B die LUC-Emissionen von importiertem (nicht zertifiziertem) brasilianischem Sojaextraktionsschrot pro Gewichtseinheit (Kilogramm) die Summe an restlichen Emissionen um ein Mehrfaches! Die LUC-Emissionen sind um ein mehrfaches höher als die Summe der direkten und indirekten Boden-Lachgas-Emissionen sowie der THGE vom Bedarf an Treibstoffen und Energie für Transporte, landwirtschaftliche Aktivitäten, industrielle Verarbeitungsprozesse, Erzeugung von Mineraldüngern und Pflanzenschutzmitteln (Hörtenhuber et al. 2010a, 2011b).

Die Auswirkungen der LUC-Emissionen auf Treibhausgasbilanzen für Lebensmittel zeigen sich ganz besonders bei Tieren mit einhöhligen Mägen (Monogastriden) in der konventionellen Landwirtschaft. Üblicherweise werden für die herkömmliche Erzeugung von Geflügelprodukten und Schweinefleisch hohe Mengen an Sojaextraktionsschrot verfüttert. Während Wiederkäuer hohe Methanemissionen aus dem Vormagensystem und nachfolgend aus den Exkrementen aufweisen, spielen besonders erstere in der Schweine- und Geflügelproduktion verhältnismäßig und auch in absoluten Zahlen eine untergeordnete Rolle. Auch die THGE der Bereitstellung von Energie (für Heizen und Licht) treten im Vergleich zu THGE der Futtermittelbereitstellung nur gering in Erscheinung:

89 % (biologische Wirtschaftsweise) bis 95 % (konventionelle Wirtschaftsweise) aller THGE aus der Landwirtschaft resultieren nach einer Bilanzierung von Hühnerfleisch am FiBL (Hörtenhuber et al. 2010b) aus der Bereitstellung der Futtermittel. Ein großer Teil der THGE bei konventioneller Futtermittelbereitstellung liegt im LUC begründet. Mit dem Verzicht auf Sojaextraktionsschrot aus Übersee, wie er zumeist in der heimischen biologischen Landwirtschaft praktiziert wird, ergeben sich in der Folge beachtliche Einsparungspotenziale. So zeigten Hörtenhuber et al. (2010b) eine Reduktion von bis zu 50 % der klimarelevanten Emissionen bei ökologisch produzierten gegenüber herkömmlichen Geflügelprodukten, die sich im Großen und Ganzen mit fehlenden Emissionen von LUC erklärt.

Trotz voneinander abweichender Kalkulationsmethoden kommen verschiedene Studien zu ähnlichen Ergebnissen für Emissionen von LUC: Am Beispiel „durchschnittlichen lateinamerikanischen“ Sojaextraktionsschrots wie er in Österreich importiert wird (nicht zertifizierte Ware), zeigten Hörtenhuber et al. (2011b) 4,15 kg CO₂eq pro kg Trockenmasse (TM) infolge LUC. Hörtenhuber et al. (2010a) schätzten die LUC-Emissionen des Sojaextraktionsschrots aus Lateinamerika auf Basis einer großen Studie zu Agro-Treibstoffen und deren Koppelprodukten im Auftrag des Deutschen Umweltbundesamtes (Fehrenbach et al. 2008) auf 5,41 kg CO₂eq pro kg (TM). Auf vergleichbare Werte stießen auch Daalgard et al. (2008) mit einer groben Abschätzung von LUC-Emissionen in einer Sensitivitätsanalyse bei etwa 5 kg CO₂eq pro kg (TM) Sojaextraktionsschrot. In letztgenannter Studie wurde jedoch nur der Verlust des oberirdisch gespeicherten Kohlenstoffs an die Atmosphäre einbezogen; bei zusätzlicher Berücksichtigung der üblich auftretenden Abnahme des im Boden gespeicherten Humus-Kohlenstoffs nach einer Änderung der Landnutzung muss mit höheren THGE pro kg Sojaextraktionsschrot gerechnet werden. In gleicher Weise und ähnlichem Umfang können LUC-Emissionen auch für andere importierte Futter- und Lebensmittel aus jenen Regionen angenommen werden; LUC-Emissionen anderer Produkte aus tropischen Gebieten, wie beispielsweise Palmöl oder dessen Koppelprodukt Palmkernkuchen aus Südostasien, liegen pro kg Produkt üblicherweise zumindest in der Größenordnung von Produkten (z.B. Sojaprodukte) aus lateinamerikanischen Tropenwaldgebieten.

› Landnutzungsänderungen in Österreich

In Österreich erfolgen Landnutzungsänderungen gegenwärtig in verhältnismäßig geringem Umfang, sodass deren THGE nach Daten der Europäischen Umweltagentur (European Environ-

ment Agency; EEA 2008) für heimische Futter- und Lebensmittel vernachlässigt werden können (siehe auch Hörtenhuber et al., 2010a, 2011b).

In diesem Zusammenhang bergen jedoch Vorschläge und Absichten einer oftmals eingeforderten „**nachhaltigen Intensivierung**“ der heimischen Landwirtschaft Gefahrenpotenzial für klimarelevante Emissionen:

a) „Nachhaltigen Intensivierung“ in der Milchproduktion und eine damit verbundene Erhöhung des Kraftfuttereinsatzes in der Rinderhaltung würde einen erhöhten Druck auf die bestehenden Grünlandflächen bedeuten (Steigen der Nachfrage nach Futtergetreide und Eiweißfuttermittel und damit Erhöhung des Preises und damit Erhöhung der Rentabilität von Grünlandumbruch in Ackerland). Mit einem Grünlandumbruch werden die THGE von Futtergetreide um ein Mehrfaches erhöht, abgesehen von weiteren gravierenden ökologischen Folgen (z.B. Biodiversitätsverluste, erhöhter Wasserverbrauch). Diese THGE von Grünlandumbruch bewirken höhere Emissionen pro kg Milch als die derzeitige – im internationalen Vergleich gut abschneidende – österreichische Milcherzeugung mit hohen Grundfutteranteilen (Hörtenhuber 2010a; Hörtenhuber und Zollitsch 2011b).

Diese Entwicklung wird besonders dann auch in Österreich aktuell, wenn das Umbruchverbot von Grünland ab dem Jahr 2013 fallen sollte. Zudem werden auf diese Weise die Wiederkäuer zu Nahrungskonkurrenten des Menschen, was - bei „nachhaltiger Intensivierung“ global gesehen - die angespannte Situation auf den Weltgetreidemärkten weiter erhöhen wird, mit allen negativen ökologischen und sozialpolitischen Folgen.

b) eine Übernutzung (wie auch eine Unternutzung) des heimischen Grünlands führt langfristig zumeist zu einer Reduktion des Humus-Bodenkohlenstoffgehalts (d.h. einer „positiven“ Nettoökosystemkohlenstoffbilanz mit Boden-CO₂-Emissionen; Wohlfahrt et al. 2009). Hingegen kann eine standortangepasste Bewirtschaftung und Düngung im Grünland weiteren Kohlenstoff aus der Atmosphäre im Bodenhumus speichern oder den bestehenden C-Gehalt im Boden zumindest halten.

➤ Grünland, Wald, Ackerland

Gegenüber einem Waldökosystem, dessen Großteil an Kohlenstoff in der oberirdischen Biomasse gebunden ist und dabei einem Zyklus von Wachstumsprozessen (Kohlenstoffaufnahme) bis Absterbeprozessen (Kohlenstoffemission) und somit auch einer Sättigungskurve für gespeichertes CO₂ unterliegt, ist u.a. nach Idel (2010) der hauptsächlich unterirdisch (im Humus) gespeicherte Kohlenstoff von Grünlandvegetationen nicht durch eine solche Sättigungskurve begrenzt. Diese Humusaufbau-Prozesse laufen im Grünland – besonders unter den klimatischen Bedingungen der temperierten Zonen – relativ langsam und nur bei adäquater Bewirtschaftung ab; Namhafte Autoren der Grasland-Forschung (wie André Voisin oder Ernst Klapp; siehe Idel 2010) beschreiben die Ko-Evolution bzw. Koexistenz von Wiederkäuern und Grünland in Verbindung mit passenden klimatischen Gegebenheiten mitverantwortlich für die Entwicklung guter Böden (wie z.B. in vielen Teilen Europas) und ordnen somit den langfristigen, historischen Humusaufbau-Prozessen des Grünlands eine bedeutende und grundlegende Position für die heutige Landwirtschaft zu.

Einen beachtlichen Effekt innerhalb der kurzen Zeitspanne weniger Jahre zeigt in dieser Hinsicht der Umbruch von Grünland zu Ackerland (Land Use Change; Landnutzungsänderung) auf die Summe an THGE von Futter- und Lebensmitteln. Nach Studien der Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit AGES (Girsch et al. 2007) kann unter österreichischen Gegebenheiten nach einem Grünlandumbruch von kurz- bis mittelfristigen Kohlenstoffverlusten mit etwa 30 t C pro ha ausgegangen werden, was 110 t CO₂ pro ha entspricht. Eine Intensivierung der österreichischen Landwirtschaft ist – aus dem Blickwinkel klimarelevan-

ter Emissionen, durchgerechnet am Beispiel der in Österreich sehr bedeutenden Milcherzeugung – nicht zu empfehlen (s. oben)

In geringem aber nennenswertem Umfang kann auch importierter Raps (v.a. aus Ländern wie Ungarn und Slowakei; Statistik Austria 2005) für die in Österreich hergestellten Futtermittel Rapskuchen und Rapsextraktionsschrot als Koppelprodukte der Agro-Energieerzeugung eine potenzielle Quelle für LUC-Emissionen (v.a. von Grünlandumbruch) darstellen. Für Österreich wurden durchschnittliche THGE von LUC mit 0,319 kg CO₂eq pro kg (TM) Rapsextraktionsschrot bzw. 0,397 kg CO₂eq pro kg (TM) Rapskuchen geschätzt (Hörtenhuber et al. 2011b).

➤ Treibhausgasemissionen (THGE) im Bereich Agrobioenergie

Eine Argumentation für großflächigen Einsatz von Agroenergie stützt sich auf die Relevanz von eingesparten THGE infolge einer „CO₂-Neutralität“ von Biomasse; in den vergangenen Jahren ist diese Rechtfertigung von wissenschaftlicher Seite aber zunehmend in Frage gestellt worden (siehe u.a. Marland 2010; Searchinger et al. 2008; Johnson 2009). Besonders in Bezug auf LUC-Emissionen muss hierbei das Argument entgegen gehalten werden, dass das Konzept der „CO₂-Neutralität“ nur gültig ist, wenn emittiertes CO₂ aus Biomasse zur (fast) gleichen Zeit und insofern von räumlich nahe gelegener Vegetation wieder aufgenommen wird. In etwa 10.000 Jahren vor der industriellen Revolution (nach der letzten Eiszeit) war dies aufgrund geringer, punktueller natürlicher und anthropogener Landnutzungsänderungen der gängige Fall, was sich auch in annähernd gleicher atmosphärischer CO₂-Konzentration in den letzten zehn Jahrtausenden widerspiegelt (Denman et al. 2007; Hörtenhuber et al. 2011a). Seit der industriellen Revolution und ihren vielen Einflüssen auf die Landwirtschaft, besonders aber in den vergangenen Jahrzehnten, haben Landnutzungsänderungen das Bild der Erde stark verändert und die atmosphärische CO₂-Konzentration zusätzlich zu den hohen fossilen CO₂-Emissionen mit hohen, räumlich konzentrierten Kohlenstoffemissionen von LUC weiter erhöht.

Die betroffenen, hauptsächlich aus den tropischen Regionen stammenden CO₂-Emissionen durch die Landnutzungsänderungen konnten dabei nicht gleichzeitig von nahe gelegener Vegetation wieder aufgenommen werden und sind deshalb im (globalen) Kohlenstoffkreislauf nicht als CO₂-neutral zu bewerten (Hörtenhuber et al. 2011a). Zudem ist zu erwarten, dass eine aktuell noch hohe CO₂-Speicherung (v.a. in noch bestehenden tropischen Wäldern) weiter abnimmt, weil die Verfügbarkeit von Nährstoffen limitierend wirkt, ebenso wie erhöhter Temperaturen und Wasserstress. Außerdem ist zu beachten, dass die Erhöhung der C-Aufnahme in der Biomasse geringer wächst als die treibende CO₂-Konzentration in der Atmosphäre (Denman et al. 2007).

3.5 Tierhaltung und -fütterung

Die Tierhaltung stellt (bzw. stellte ursprünglich) ein wichtiges Element der biologischen Landwirtschaft dar, nachdem sie Futterpflanzen, also zum Teil für den menschlichen Verzehr unverdauliche Bestandteile, in wertvolle tierische Produkte (Milch, Fleisch, Eier) veredelt und damit der menschlichen Ernährung zugänglich macht. Einen wertvollen Beitrag zum Konzept des Biologischen Landbaus stellt der Wirtschaftsdünger der Tiere zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit dar, der den Nährstoffkreislauf auf die Flächen (zu Boden und Pflanze) wieder schließt. Eine ökologisch und zugleich oft artgerecht orientierte Form der Tierhaltung kann auch dazu beitragen, die Treibhausgasemissionen (THGE) tierischer Produkte gering zu halten bzw. ganz allgemein zu einem hohen Grad an Nachhaltigkeit (besonders ökologischer und sozial-ethischer Natur) beizutragen.

In diesem Kapitel soll die Information zum Kreislauf der aus Klimasicht wichtigen zwei Nährstoffe Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) über die Prozesskette der Tierhaltung geschlossen werden und die wichtigsten klimarelevanten Prozesse dabei betrachtet werden. Ausgenommen sind Details in den Bereichen *Boden und Pflanze* (bis hin zum Thema der *Landnutzungsänderungen*) im Rahmen der Futtermittelerzeugung, welche bereits in den vorhergehenden bzw. in den nachfolgenden Kapiteln aufgrund der hohen Relevanz in entsprechender Tiefe ausgeführt wurden und werden. Dazu werden in den folgenden zwei Unterkapiteln die Wiederkäuer am Beispiel des Rindes (Milch- und Fleischrind) sowie Monogastriden (am Beispiel von Schwein und Hühnern) betrachtet (siehe auch Hörtenhuber und Zollitsch 2011a).

Häufig wird innerhalb der Landwirtschaft besonders die Rinderhaltung als sehr klimaschädlich dargestellt. Diese Kapitel nimmt sich der Frage an, wie weit diese Aussagen auf die österreichische Rinderhaltung zutreffen und beleuchtet systembedingte Unterschiede zwischen biologischer und konventioneller Tierhaltung.

3.5.1 Tierbesatz im landwirtschaftlichen Betrieb

Der durchschnittliche Biobetrieb (Mittel über alle Betriebsformen) weist nach Invekos-Daten (Grüner Bericht; BMLFUW, 2010) eine geringfügig höhere Besatzdichte pro ha landwirtschaftlicher Nutzfläche als der konventionelle durchschnittliche Betrieb auf (Bio: 0,85 GVE/ha, Konventionell: 0,81 GVE/ha).

Ein Grund dafür liegt vermutlich in der Tatsache, dass die Tierhaltung im Biologischen Landbau ein wichtiges Element darstellt, um Futterpflanzen, also zum Teil für den menschlichen Verzehr unverdauliche Bestandteile, in wertvolle tierische Produkte (Milch, Fleisch, Eier) zu veredeln; weiters stellt der Wirtschaftsdünger der Tiere einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit dar, der den Nährstoffkreislauf auf die Flächen (zu Boden und Pflanze) wieder schließt und dem biologischen Betrieb eine „gezielte Düngung“ ermöglicht. Zudem wird der biologische Durchschnitts-GVE-Gehalt damit „belastet“, dass biologische Bewirtschaftung bei jenen Betriebsformen unterrepräsentiert ist, wo traditionell kaum/keine Tiere (mehr) gehalten werden (z.B. bei Dauerkulturen wie Wein- und Obstbau; BMLFUW 2010).

Werden Betriebsformen betrachtet, die traditionell und nach wie vor hohen GVE-Besatz sowie auch entsprechend Bio-Anteile aufweisen (typische Futterbaubetriebe und Betriebe mit Grünland/Forst laut der Invekos-Daten-Klassifikation), so zeigt sich ein differenzierteres Bild: bei Betrieben mit einem Forstanteil von 25-50 % liegen die biologisch bewirtschafteten bei 0,94 und die konventionell bewirtschafteten bei 0,89 GVE/ha, wohingegen bei Futterbaubetrieben die Besatzdichten für Bio und Konventionell bei 1,11 bzw. 1,28 liegen. Futterbaubetriebe stellen

dabei mit 48 % den höchsten Anteil der Betriebe in der Grundgesamtheit dar, deren Fläche einen Anteil von etwa 44 % ausmacht (und dort liegt die Besatzdichte der biologischen Betriebe deutlich unter jener der konventionellen Betriebe).

3.5.2 Rinder

Nach der Österreichischen Nationalen Treibhausgasinventur (Anderl et al. 2010) tragen klimarelevante Emissionen aus dem Sektor Landwirtschaft rund 8,8 % zu den gesamten österreichischen Treibhausgasemissionen (THGE; alle Treibhausgase als CO₂-Äquivalente aufsummiert; kg CO₂eq) bei. Den größten Anteil machen im Bereich der österreichischen Landwirtschaft Emissionen in Verbindung mit der Tierhaltung aus. Die Entwicklung im Zeitraum von 1990 auf 2008 zeigt dabei einen Rückgang von 10,8 % der THGE des lw. Sektors, welcher sich in erster Linie aus sinkenden Viehbestandszahlen ergibt.

Die enterogene Fermentation (Methanemissionen der Verdauung, CH₄; vor allem aus dem Vormagensystem von Wiederkäuern) sowie Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden (Lachgas, N₂O) tragen mit je 42 % die bedeutendsten Emissionsanteile im Bereich Landwirtschaft bei, die restlichen 16 % der THGE fallen als CH₄ und N₂O aus dem Wirtschaftsdünger an, hier wiederum ein großer Teil auf die Rinder.

Zur bedeutendsten Emissionsquelle in der Tierhaltung, der enterogenen Fermentation, trugen im Jahr 1990 die Milchkühe den mit Abstand größten Anteil bei, Mitte der 1990er-Jahre begannen die Beiträge der „anderen Rinder“ (Jungrinder, Mast- und Zuchtrinder sowie Mutterkühe) zu überwiegen und seit dem Jahr 2000 stellen die Mutterkühe innerhalb der „anderen Rinder“ – aber noch deutlich nach den Milchrindern – die wichtigste Emissionsquelle dar. Dies hängt vor allem mit der Versechsfachung der Anzahl von Mutterkühen im Zeitraum 1990-2008 zusammen.

➤ Treibhausgasemissionen (THGE) aus der Milchkuhhaltung

Aufgrund des Rückgangs der Anzahl Milchkühe, haben deren direkt der Landwirtschaft zuordenbare THGE im Zeitraum von 1990 auf 2008 in Summe um 29 % abgenommen. Bezogen auf eine Produkteinheit, d.h. pro kg Rohmilch, haben die direkt der Tierhaltung zugeordneten Emissionen (enterogene Fermentation und Wirtschaftsdüngeremissionen) in diesem Zeitraum um 24 % abgenommen. Der Leistungsanstieg von durchschnittlich 3.791 kg im Jahr 1990 auf 6.059 kg Milch im Jahr 2008; Anderl et al. 2010) erforderte jedoch das Verfüttern deutlich nährstoffdichterer Rationen, womit der Einsatz von Kraftfuttermitteln durchschnittlich deutlich zugenommen hat. Ein Grund für diese Entwicklung dürften umgekehrt auch billigere Kraftfuttermittel gewesen sein, die in den vergangenen 20 Jahren in Österreich dazu beigetragen haben, Grundfuttermittel vermehrt zu ersetzen und die damit Leistungen (Milch und Fleisch) in die Höhe getrieben haben. Der Leistungsanstieg biologisch gehaltener Tiere stieg dabei im Durchschnitt geringer an als bei konventioneller Wirtschaftsweise und liegt bei ähnlichen Bedingungen schätzungsweise etwa 500 kg Milch pro Kuh und Jahr unter jenen konventioneller Haltung (siehe etwa Hörtnerhuber et al. 2010a).

➤ Treibhausgasemissionen (THGE) von „anderen Rindern“

Die Summe anderer Rinder (Milchkühe ausgenommen) ist – gemessen in GVE – im Zeitraum 1990-2008 relativ konstant geblieben, was vor allem auf die wachsenden Mutterkuhzahlen zurückzuführen ist. Damit haben die direkt der Landwirtschaft zuordenbaren THGE (von entero-

gener Fermentation und Wirtschaftsdünger) der „anderen Rinder“ nur unmerklich zugenommen (siehe auch Anderl et al. 2010).

› THGE aus anderen Bereichen nationaler Treibhausgasbilanzen

Mit den veränderten Rationen, vor allem für die Milchkühe, kann angenommen werden, dass sich auch die Bodenemissionen anteilmäßig für Milchkühe verändert haben. Zusätzlich gibt es eine Reihe von THGE, die zwar in direkter und indirekter Verbindung mit der Milcherzeugung anfallen, die aber nach internationalen Richtlinien der Emissionsberechnungen anderen Sektoren (wie der Energieaufbringung, der Industrie oder dem Verkehr für Transporte) zugerechnet werden. Während der Sektor Landwirtschaft demnach nur 8,8 % der gesamten THGE ausstößt, muss für den gesamten Bereich des Bedürfnisfelds Ernährung (einschließlich aller relevanten industriellen Prozesse und aller Transporte bis zum Konsumenten, inkl. Kochen und der Abfallphase) mit einem Anteil von etwa 16 bis 20 % an THGE gerechnet werden (BMELV 2008). Zudem scheinen THGE importierter Futter- und Produktionsmittel in den Bilanzen anderer Länder auf.

› Produktbezogene Treibhausgas-Bilanzierung zur Milch (siehe auch Kapitel 5)

Sollen Emissionen einer gesamten Wertschöpfungskette, bspw. der Milcherzeugung, sektor- und länderübergreifend aufgezeigt werden, so kann eine produktbezogene Bilanzierung von Treibhausgasen (der sog. Carbon Footprint oder CO₂-Fußabdruck) herangezogen werden. In Hörtenhuber et al. (2010a) wurden auf diese Weise die THGE der österreichischen Milcherzeugung berechnet, die im nationalen Durchschnitt etwa 1 kg CO₂eq pro kg Rohmilch ausmachen. In Abbildung 13 sind diese THGE nach Emissionsquellen dargestellt. Mit einem Stern gekennzeichnete Emissionsquellen werden in der nationalen Emissionsberichterstattung nicht den THGE der Landwirtschaft zugerechnet. In Kapitel 4 und Kapitel 5 werden dazu auch Details zu Unterschieden zwischen biologischer und konventioneller Wirtschaftsweise grafisch dargestellt und angesprochen, die in diesem Kapitel ausgeklammert wurden. Werden noch nachgelagerte THGE von Molkerei und Handel zur typisch österreichischen Milch berücksichtigt, sind im durchschnittlichen fertigen Milchprodukt im Supermarkt bis etwa 1,4 kg CO₂eq pro kg in der Molkerei verarbeiteter Milch enthalten (siehe Lindenthal et al. 2010b,c). Beide Zahlen – sowohl für die Rohmilch als auch für die fertige Trinkmilch im Supermarktregal werden dabei von renommierten Studien der FAO (2010) bzw. der Europäischen Kommission (Leip et al. 2010) gut bestätigt.

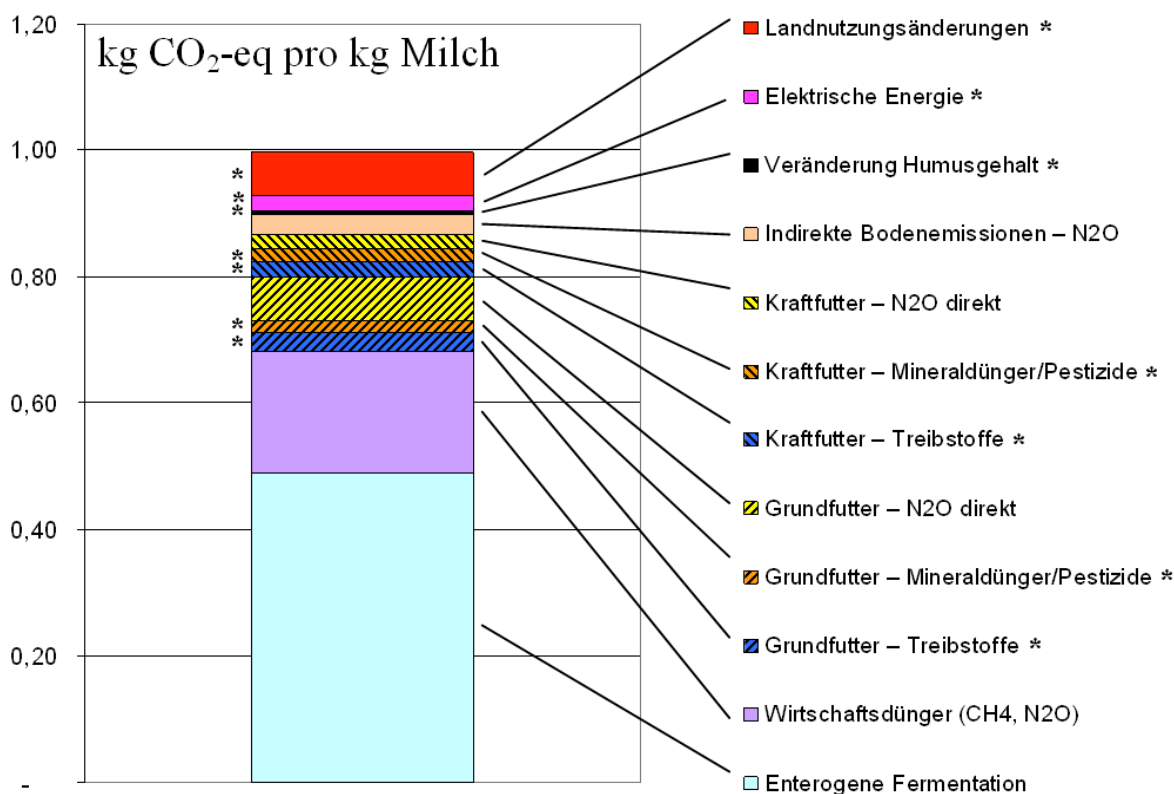


Abbildung 13: Emissionen pro kg durchschnittlicher österreichischer Rohmilch in kg CO₂eq (Hörtenhuber et al. 2010a).

➤ Produktbezogene Treibhausgas-Bilanzierung von Rindfleisch

Berechnungen von THGE pro kg Rindfleisch (Kalkulationen als Basis für Hörtenhuber und Zolitsch 2011a, 2011b) zeigten Ergebnisse für die österreichische Landwirtschaft in der Größenordnung von etwa 15 kg CO₂eq pro kg Rindfleisch aus dem gesamten Lebenszyklus (inklusive Kälberaufzuchtphase, etc.).

Verschiedene Intensitäten in der Rindfleischproduktion haben eine Spannweite von **14,6 kg CO₂eq pro kg Fleisch** für intensive Verfahren der Stiermast auf Basis von Maissilage mit üblichen Anteilen an Getreidemischungen und Proteinergänzungsfuttermitteln (80 % Sojaextraktionsschrot und 20 % Rapsextraktionsschrot) bis **16,8 kg CO₂eq pro kg Fleisch** bei extensiven Mastformen der Ochsenmast zur Folge. Allerdings schneidet 1 kg Rindfleisch von Ochsenmast relativ ähnlich ab wie jenes von Stiermast, wenn bei Stiermast ausschließlich Sojaextraktionsschrot und in etwas größerem Umfang eingesetzt wird (s. LUC bei Soja aus Südamerika!). Dies ist in der Praxis häufig anzutreffen, bspw. wenn die Maissilagequalität nicht entsprechend hoch ist.

Abgesehen von anderen Dimensionen der absoluten Werte an THGE bei Fleisch (ca. 15 pro kg Fleisch versus 1 kg CO₂eq pro kg Milch) gelten auch für die Rindfleischerzeugung ähnliche Zusammenhänge und Minderungsstrategien, wie für die Milcherzeugung. Im Folgenden werden diese gemeinsam für Milch- und Fleischerzeugung dargestellt.

➤ Minderungsstrategien für Treibhausgasemissionen der Rinderhaltung

Neben möglichen Minderungspotenzialen durch das Konsumentenverhalten sollten auch in der landwirtschaftlichen Erzeugung THGE weiter vermindert werden. Die wichtigsten Minderungs-

strategien umfassen dabei im Bereich der Rinderhaltung eine Erhöhung der Grundfutterqualität, des Weideanteils, tiergerechter und ökologisch-/standortangepasster Anstieg der Lebensleistung oder Erhöhung des Strohanteils in Wirtschaftsdüngersystemen. Für die gesamte Nutztierhaltung zeigt auch eine Vergärung des Wirtschaftsdüngers in Biogasanlage positive Effekte auf die THGE. Einen besonderen Reduktionsbeitrag liefert ein Ersatz kritischer Futtermittel durch heimische. In dieser Hinsicht ist v.a. Sojaextraktionsschrot, mit hohen THGE von Urwaldrodung in Lateinamerika und Emissionen von Transporten, zu nennen. Generell ist auch eine möglichst effiziente Nutzung des hofeigenen Wirtschaftsdüngers (Kreislaufwirtschaft!) sowie eine symbiotische Luftstickstofffixierung durch den Anbau von Futterleguminosen und eine Reduktion mineralischer Handelsdünger aus emissionsrelevanter Sicht zu empfehlen (Hörtenhuber et al. 2010a, 2011b). Tabelle 12 stellt die wichtigsten Minderungsmaßnahmen für THGE bei Rindern (Fleischerzeugung und Milcherzeugung) dar.

Tabelle 12: Minderungsmaßnahme für Treibhausgasemissionen bei Rindern (Fleischerzeugung und Milcherzeugung; nach Hörtenhuber et al. 2010a) und deren Größenordnungen von Minderungspotenzialen.

Maßnahme	Größenordnung des Effekts der Minderungsmaßnahme (%) [*]
Erhöhung Grundfutterqualität	1-5 %
Substitution "kritischer" durch regional erzeugte Futtermittel (vor allem für konventionelle Landwirtschaft bei Einsatz von Sojaextraktionsschrot mit Landnutzungsänderungen)	5-10 %
Erhöhung Weideanteil und Strohsysteme	1-5 %
Anstieg Lebensleistung (tiergerechter und ökologisch- / standortangepasster Anstieg)	1-5 %
Behandlung der Ausscheidungen (v. a. Vergärung des Wirtschaftsdüngers in Biogasanlage)	10 %
Verringerung Transportaufkommen („regionale Produkte“; bei Beachtung über gesamte Produktionskette, jedoch hier ohne Einbeziehung der Futtermittelbereitstellung)	1-5 %

* Abschätzung von „typischerweise realisierbaren Verbesserungen“ auf Basis „üblicher Ausgangssituationen“ → im Einzelfall bestehen riesige Unterschiede

Die biologische Wirtschaftsweise zeigt sich in vielen dieser Maßnahmen bei den Rindern (wie auch folgend bei den Schweinen bzw. dem Geflügel) als besonders vorteilhaft und ist somit aus Sicht der THGE allgemein zu empfehlen (Lindenthal et al. 2010b, c; Hörtenhuber et al. 2010a; siehe auch Kapitel 4 und 5).

➤ Schlussfolgerungen zur Rinderhaltung allgemein

Neben der hinsichtlich THGE positiven Milcherzeugung stellt die extensive Rindermast im alpinen Grünlandgebiet eine gute Möglichkeit einer Lebensmittelerzeugung aus **flächengebundenen / flächendeckender Landbewirtschaftung** samt Offenhaltung der Kulturlandschaft dar. Insofern sind auch höhere anteilige Emissionen von Rindfleisch aus dem Grünland zu relativieren. Wird pro kg produziertem Protein bzw. pro Energieeinheit nach Oltjen und Beckett (1996) der Einsatz jener Futtermittel, die auch in der menschlichen Ernährung Eingang finden könnten, dem jeweiligen Output an Protein und Energie gegenübergestellt, schneidet das Verhältnis extensiver Erzeugungsformen deutlich besser ab.

Das bedeutet, dass die Kompensation von Grünfütter durch Getreide und Eiweißfuttermittel große CO₂-Emissionen im Ackerbau zur Folge haben, die bislang meist zuwenig weitreichend bilanziert wurden. Denn durch zunehmende Nachfrage an Kraftfuttermittel kommt es zu **Landnutzungsänderungen (Land Use Change)**: Gewinnung von Ackerland durch Zerstörung von ökologisch hoch bedeutsamen Grünland-, Savannen- und Tropenwaldflächen), was u.a. enorme CO₂-Emissionen mit sich bringt. Der „**potentielle Land Use Change**“ durch zukünftig weiter gestiegene Nachfrage nach Kraftfuttermitteln - gerade infolge der konventionellen nicht flächegebundenen Tierhaltung - ist noch gar nicht absehbar.

Zudem kommt die heimische grünlandbasierte Rinderhaltung im internationalen Vergleich zu meist auch bei anderen Umweltindikatoren auf guten Plätzen zu liegen. Dies gilt insbesondere für die Schonung der Wasserressourcen (Wasserqualität) und die biologische Vielfalt ("Biodiversität") in der heimischen Grünland-basierten Kulturlandschaft, die für die Zukunftsfähigkeit von Landnutzungssystemen und der Beurteilung deren Nachhaltigkeit besonders bedeutend ist.

3.5.3 Haltung von Geflügel und Schweinen

➤ Bio-Hühner im Vorteil

Die Bio-Landwirtschaft zeigt beim Hühnerfleisch und bei Eiern einen noch viel deutlicheren Klimaschutzvorteil als bei Milch. So weist Bio-Hühnerfleisch um die Hälfte weniger CO₂eq-Emissionen als konventionelles auf (-50 %). Ursache hierfür ist vor allem die Futtermittel-Bereitstellung: Bio-Futtermittel verursachen deutlich geringere CO₂eq-Emissionen als konventionelle Futtermittel. Hierbei wirken sich besonders die Landnutzungsänderungen, die mit dem Import von konventionellem Sojaextraktionsschrot einhergehen, negativ auf die Klimabilanz aus (siehe Kapitel 3.4.4). Die Vorteile der konventionellen Produktion aufgrund höherer Zunahmeraten verbessern die CO₂-Bilanz nicht wesentlich. Anders als bei der Milcherzeugung ist für die Geflügelhaltung jedoch zu beachten, dass aufgrund der schwierigeren Integration von Nicht-Wiederkäuern in Bio-Betrieben immer nur vergleichsweise geringe Mengen biologischer Geflügelprodukte erzeugt werden können. Eine aus Gründen des Klimaschutzes anzustrebende Umstellung von konventioneller auf biologische Erzeugung in großem Stil würde grundlegende Änderungen in der gesamten Erzeugungskette erfordern und müsste in der Folge auch neu hinsichtlich des Klimaschutzvorteils bewertet werden.

➤ THG-Emissionen der Schweinefleischerzeugung

Die folgende Tabelle 13 zeigt die Ergebnisse für die Bilanzierung von Schweinefleisch im Bereich der Landwirtschaft (d. h. bis zur Systemgrenze Hoftor) der Wirtschaftsweisen konventionell (KONV) und biologisch (BIO) nach Hörtenhuber (2010b). Aus Abbildung 14 und Abbildung 15 sind die Anteile der verschiedenen Emissionsquellen für beide Wirtschaftsweisen ersichtlich:

Tabelle 13: Treibhausgasemissionen von Schweinefleisch (in kg CO₂eq; nach Hörtenhuber 2010b).

kg CO ₂ eq	KONV	BIO
pro kg Lebendgewicht	4,8	3,4
bezogen auf Frischfleisch (55 % des Lebendgewichts)	8,7	6,2
bezogen auf gesamten verwertbaren Schlachtkörper (88 % des Lebendgewichts)	5,4	3,9

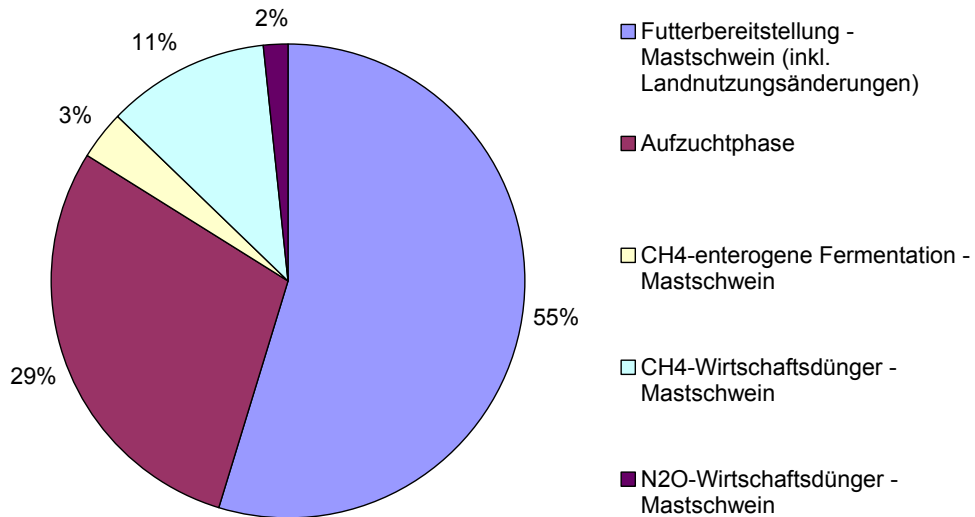


Abbildung 14: Verteilung der Treibhausgasemissionen auf Emissionsquellen konventioneller Wirtschaftsweise.

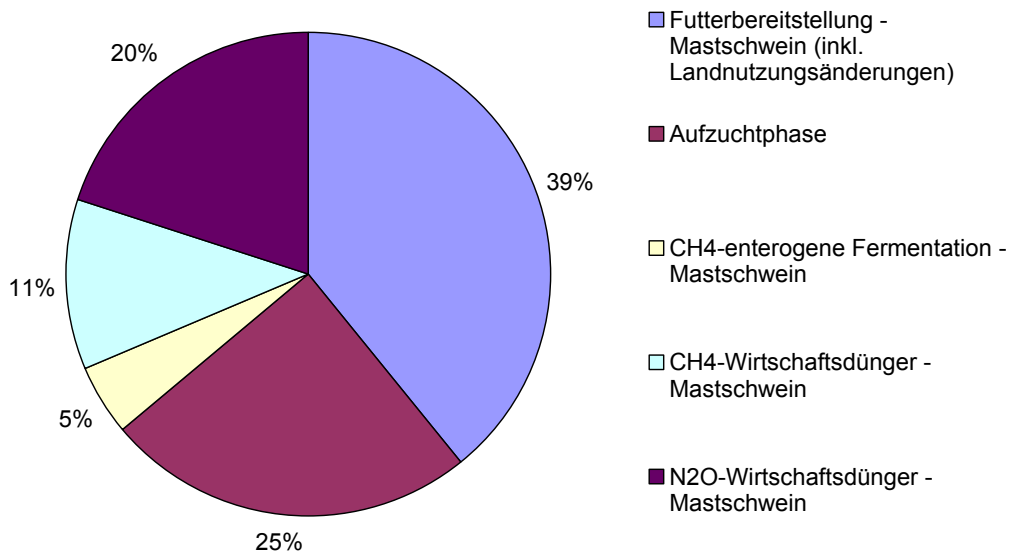


Abbildung 15: Verteilung der Treibhausgasemissionen auf Emissionsquellen ökologischer Wirtschaftsweise.

Für Schweinefleisch und Geflügelfleisch sowie Eier zeigt analog zu den Rindern die folgende Tabelle 14 die wichtigsten Minderungsmaßnahmen in der landwirtschaftlichen Erzeugung.

Tabelle 14: Minderungsmaßnahmen für Treibhausgasemissionen bei Monogastriden (Schweine- und Hühnerfleischerzeugung sowie Eier; nach unpublizierten Berechnungen zu Hörtenhuber 2010b; Hörtenhuber et al. 2010b).

Maßnahme
Substitution "kritischer" durch regional erzeugte Futtermittel (vor allem für konventionelle Landwirtschaft bei Einsatz von Sojaextraktionsschrot mit Landnutzungsänderungen) – Reduktion bis ca. -70 %
Phasenfütterung bei Masttieren (-schweinen), d. h. nicht ein Standardfutter, sondern an den jeweiligen Bedarf der Tiere angepasste Rationen
Heimische Körnerleguminosen, d. h. Luftstickstofffixierung statt vor allem mineralischer Düngung anderer Proteinfuttermittel
Schweinemast auf Basis hofeigener Futtermittel, v.a. Maiskornsilage/Nassmais/Corn-Cob-Mix oder Getreide-betont (günstiger als auf Basis Körnermais oder Fertigfutter)
Behandlung der Ausscheidungen (Vergärung des Wirtschaftsdüngers in Biogasanlage)
Effiziente Nutzung des Stickstoffs im Kreislauf Boden/Pflanze-Tier-Boden/Pflanze → auf möglichst geringe Verluste v.a. über Ammoniak, achten**
Verringerung Transportaufkommen („regionale Produkte“; bei Beachtung über gesamte Produktionskette)
Leere und tragende Sauen zum Teil mit „Grundfutter“ füttern
Erhöhung der Zuchtleistung/Fertilität von Zuchtsauen

* Abschätzung von „typischerweise realisierbaren Verbesserungen“ auf Basis „üblicher Ausgangssituationen“ → im Einzelfall bestehen riesige Unterschiede

** indirekte Effekte von u.a.: termingerechter und an Pflanzenbestand angepasster Düngung, Gülleausbringung bodennah statt mit Prallteller, Gülleausbringung bei kühlen Temperaturen (abends, morgens) und vor Regen, Güllegrubenabdeckungen (keine offenen Gruben).

3.5.4 Humanernährung mit tierischen Lebensmitteln

Werden THGE verschiedener tierischer Lebensmittel (pro Produkt-Gewichtseinheit, z.B. 1 kg) verglichen, zeigt sich das Bild in Abbildung 16. Die absoluten Zahlen dieser Darstellung stellen noch keine geeignete Basis für Vergleiche dar, nachdem in den unterschiedlichen Produkten jeweils verschiedene Gehalte an für den Menschen verwertbarer Energie und Protein enthalten sind.

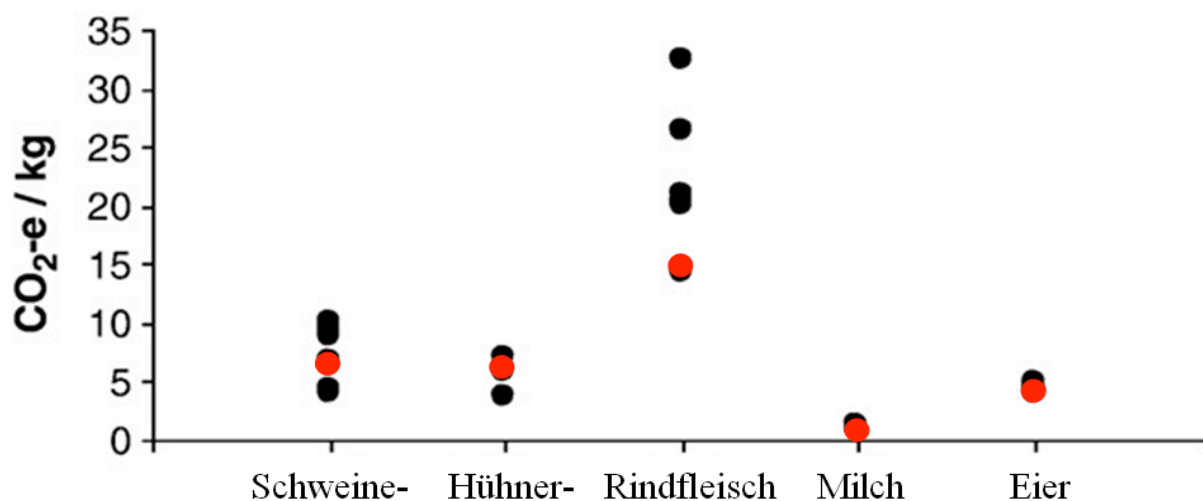


Abbildung 16: Emissionen pro kg durchschnittlicher österreichischer tierischer Lebensmittel in kg CO₂e (Hörtenhuber und Zollitsch 2011b).

Tierische Produkte werden in erster Linie als Proteinquelle für die menschliche Ernährung erzeugt. Werden die Treibhausgasbilanzen der wichtigsten tierischen Produkte pro kg Protein betrachtet, zeigt sich folgendes Bild (siehe Abbildung 17): Milch zeigt die beste Treibhausgasbilanz, (dicht) gefolgt von Eiern, Hühner- und Schweinefleisch. Abgeschlagen resultiert aufgrund deutlich geringerer Effizienz die Rindfleischerzeugung. Günstiger als Milch schneiden nur pflanzliche Erzeugnisse pro kg Protein ab, z.B. Kartoffel, (heimischer) Soja oder Brotgetreide, diese jedoch mit übergroßem Vorsprung. So bilanziert beispielweise Mahlweizen (Brot) pro kg Protein in der Größenordnung eines Zehntels von THGE gegenüber Milch oder Eiern (Hörtenhuber und Zollitsch 2011b).

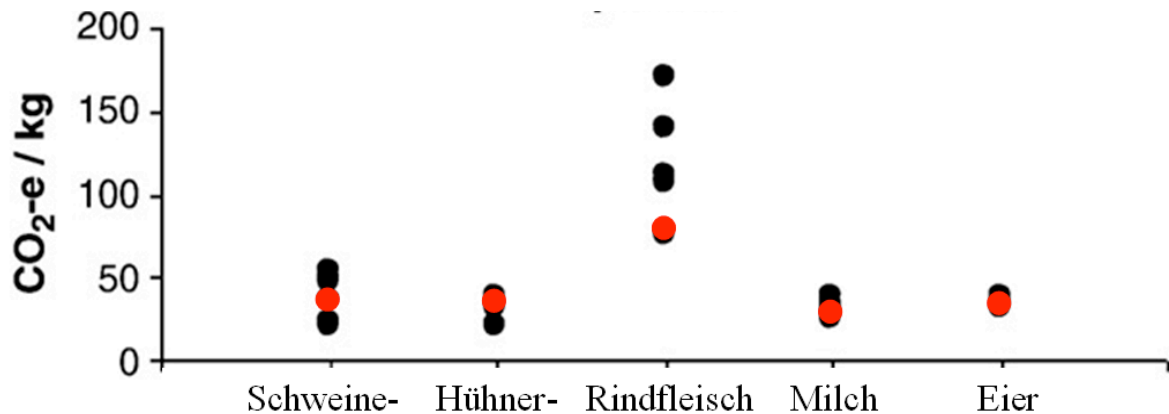


Abbildung 17: Treibhausgasemissionen pro kg Protein von Milch, Fleisch und Eiern (in kg CO₂eq).

Eine Reduktion des Verzehrs tierischer Produkte mit einer Umstellung des Ernährungsmusters hin zu fitness-, geschmacks- und gesundheitsbewusster Ernährung zeigte beispielsweise in einer deutschen Studie ein THGE-Reduktionspotential im Bedürfnisfeld Ernährung von 27 % auf (Wiegmann et al. 2005).

3.6 Klimawandel und Klimawandelanpassung

3.6.1 Klimawandel in Österreich

Das Klima ist ein ähnlich komplexes System wie der Boden, das durch zahlreiche Faktoren beeinflusst wird. In Österreich sind teilweise sehr lange meteorologische Zeitreihen verfügbar, diese wurden in einem EU-Projekt homogenisiert (über lange Zeiträume ändern sich Meßmethoden, Messzeiten etc.) um Klimatrends ableiten zu können. Nach dieser Analyse durch Auer et al. (2001: in Formayer et al. 2001) zeigt sich ein Temperaturanstieg um 1,8 Grad C seit der Mitte des 19. Jahrhunderts. Der Temperaturtrend betrifft Österreich einheitlich, es gibt keine signifikanten Unterschiede zwischen den Regionen, kleinräumige Abweichungen sind aber selbstverständlich möglich. Über die Zeit haben sich auch die Niederschlagssummen in Österreich und den Nachbarländern verändert, hervorzuheben ist hier eine große räumliche und auch zeitliche Variabilität. Im südalpinen Raum und im Osten Österreichs ist beispielsweise eher ein Rückgang der Niederschlagsmengen festzustellen (vgl. Auer und Böhm 1994 in Formayer et al. 2001:5). Signifikante Trends können bei der Neuschneemenge verzeichnet werden- es kam hier immer zu einer Zunahme. Besonders starke Zunahmen wurden in höhergelegenen Stationen in Westösterreich und den Zentralalpen festgestellt. Hagel stellt in Österreich ein wichtiges Extremwetterereignis dar, wenn auch hauptsächlich lokale bis regionale Auswirkungen zu verzeichnen sind. Die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Hagel ist regional sehr unterschiedlich. Vor allem die südöstliche Steiermark und das Donautal gelten als besonders gefährdet. Das Datenmaterial der Hagel-Aufzeichnungen reicht nur bis ins Jahr 1990 zurück, sodass keine signifikanten Trends bestimmt werden können. Aufzeichnungen aus der Schweiz scheinen allerdings eine Häufung der Großwetterlagen, die zu Hagel führen können, zu verzeichnen.

Der Faktor Trockenheit spielt besonders in der Landwirtschaft natürlich eine große Rolle. Hierbei sind die Nord- und Südhänge des Alpenzuges in Österreich wahrscheinlich weniger betroffen, da hier normalerweise genügend Niederschlag fällt, sodass es nur in ungünstigen Lagen zu Trockenstress bei Pflanzen kommen kann. Da Trockenheit bei den Kulturen unterschiedliche Auswirkungen hat, nennen Formayer et al. (2001) die akkumulierte nettopotentielle Verdunstung (nPet) als aussagekräftige Angabe. Diese Verdunstung gibt die Wassermenge an, die Pflanzen aufgrund der Verdunstung potentiell verloren haben können. Problematisch wird es, wenn die potentielle Verdunstung größer ist, als der gefallene Niederschlag. In der folgenden Abbildung ist die Wiederkehrdauer für Trockenperioden mit einer nPet von mehr als 100mm dargestellt. Formayer et al. (2001) haben hierfür alle Tage, an denen die potentielle Verdunstung größer ist als der gefallene Niederschlag, aufsummiert. Beispielsweise wird genannt, dass im Hochsommer für die Akkumulation von 100mm nPet rund drei Wochen ohne nennenswerten Niederschlag notwendig sind. Je nachdem, wann eine derartige Trockenperiode auftritt, können gravierende Schäden und somit finanzielle Einbußen in der Landwirtschaft entstehen (vgl. Formayer et al. 2001).

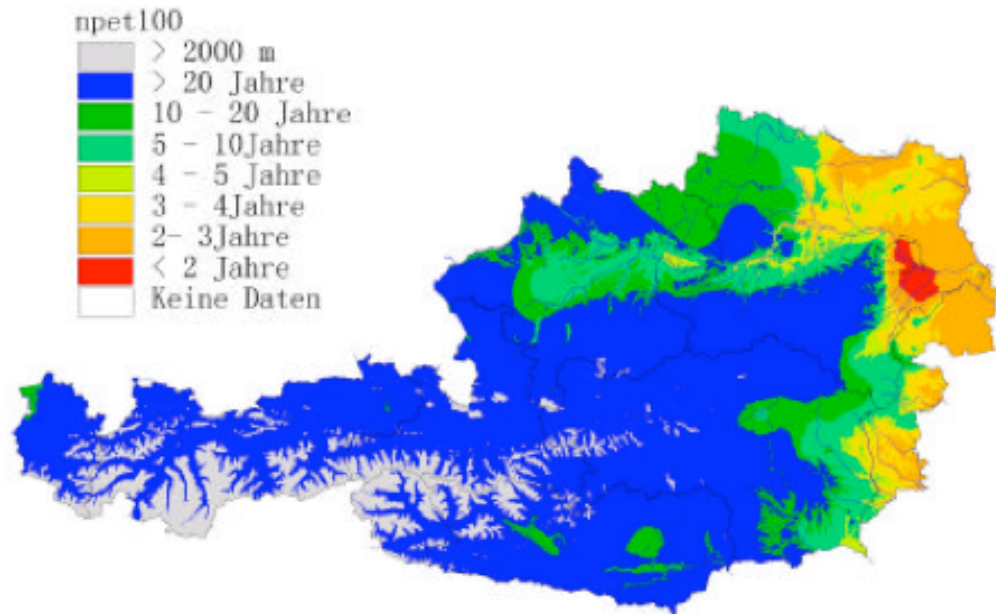


Abbildung 18: Wiederkehrzeitraum für Trockenperioden mit einer akkumulierten nettopotentiellen Verdunstung von mehr als 100mm in Österreich (Formayer et al. 2001)

Formayer et al. (2001) diskutieren darüber hinaus die Thematik Extremwetterereignisse. Eine historische Entwicklung ist hier schwieriger zu erkennen, da für seltene Ereignisse längere Datenreihen erforderlich sind, als für häufige Ereignisse. Auch tritt bei manchen Ereignissen ein Problem bei der Aufzeichnung auf- Lawinen werden beispielsweise nur verzeichnet, wenn durch sie Schaden angerichtet wurde oder potentiell Schaden hätten anrichten können. Allein von der geo- und topographischen Lage ist allerdings anzunehmen, dass Österreich besonders von den Extremereignissen Stürme, Starkniederschläge, Hagel und Trockenheit (hauptsächlich das östliche Flachland) betroffen ist und sein wird.

Eine europäische Studie (ACACIA Projekt) versucht die Entwicklung der Extremwetterereignisse aufgrund des Klimawandels abzuschätzen und kommt laut Formayer et al. (2001) zu folgenden für Österreich relevante Schlüsse:

- › Hitzewellen werden in Zukunft häufiger
- › Dürreperioden werden in Süd- und Zentraleuropa im Sommer zunehmen
- › Starkniederschläge werden generell, aber speziell im Winter zunehmen
- › Sturmhäufigkeit nimmt möglicherweise zu

3.6.2 Klimawandelanpassung durch biologischen Landbau

Aus dem Zwischenbericht der Langzeituntersuchung (seit 2003) eines biologisch wirtschaftenden viehlosen Ackerbaubetriebes im Marchfeld ging hervor, dass nach sechs Jahren biologischer Bewirtschaftung alle Flächen eine höhere Bodenfruchtbarkeit und Bodenqualität aufwiesen (Klik und Garcia-Meca 2010). Eine Modellberechnung durch REPRO (wissenschaftlich und praktische Anwendungsagrarsoftware) berücksichtigte eine Variante in der ca. 90 % der Luzernebiomasse abgeführt werden (ohne Ausgleich über z.B. Stallmist), was es zu einem knapp negativen N-Saldo und geringerer Humusversorgung führte (Surböck et al. in Freyer et al.

2010). Letzteres kann eine Unterversorgung des Bodens zur Folge haben, wodurch die natürliche Bodenfruchtbarkeit beeinträchtigt wird. Hinsichtlich der Bodenfruchtbarkeit konnte die Langzeitstudie zeigen, dass sich Landschaftselemente (Bodenschutzanlagen) günstig auf den Bodenwasserhaushalt und auch auf die Bodenfruchtbarkeit auswirken, jedoch ist ihr Einfluss weit weniger weitreichend als in zahlreichen Publikationen angegeben (Klik und Garcia-Meca 2010).

Aufgrund der beschriebenen Vorteile biologisch bewirtschafteter Böden - höherer Humusgehalt, bis zu siebenfach höherer Anteil an Regenwürmern und damit höhere Wasserspeicherkapazität, sowie geringeres Risiko der Bodenerosion - reagieren diese Böden besser auf Extremwetterereignisse (wie etwa Starkregen) als vergleichbare Böden unter konventioneller Bewirtschaftung. Ein nicht zu vernachlässigender Punkt, da bis zum Jahr 2050 voraussichtlich alle Agrar-Ökosysteme vom Klimawandel betroffen sein werden (IPCC 2007b). Laut Formayer et al. (2001) wird der Klimawandel zu einem Anstieg der Temperatur in Österreich (vor allem im Osten) und vermutlich zu einer Häufung von Extremwetterereignissen führen.

Von vielen Seiten wird daher die Biologische Landwirtschaft als sehr gute Strategie betrachtet, um den Klimawandel zu verlangsamen und seine negativen Auswirkungen abzufedern. Zahlreiche Autoren diskutieren diese Thematik und weisen dem Biolandbau eine höhere Anpassungsfähigkeit an die Auswirkungen des Klimawandels, höhere CO₂-Bindung und geringere Treibhausgasemissionen aus (vgl. Boron 2006; Haas und Köpke 1994, Olesen et al. 2006; Niggli et al. 2007; Smith et al. 2005; Fritsche et al. 2007).

4. Treibhausgasemissionen des Biolandbaus und der konventionellen Landwirtschaft in Österreich

Die vorangegangenen Kapitel haben bereits einen Einblick über die Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik im landwirtschaftlichen Boden gegeben. Besonders für Konsumenten kann der Unterschied zwischen der Umweltverträglichkeit biologischer und konventioneller Landwirtschaft durch die CO₂eq Emissionen der Lebensmittel erkennbar werden. Der Unterschied in den CO₂-Emissionen konventioneller und biologischer Produkte entsteht hauptsächlich durch die Landwirtschaft und ihre Vorleistungen- die Bewirtschaftungsweise beeinflusst das Maß der Emissionen. Die Treibhausgasemissionen der Biologischen Landwirtschaft sind pro Hektar geringer als jene der konventionellen Landwirtschaft. Bei Supermarkt üblichen Produkten unterscheiden sich Emissionen in den Bereichen der Verarbeitung, Verpackung, Transport und Lagerung nicht. Die folgende Abbildung zeigt die Treibhausgasemissionen (kg CO₂eq/ha) unterschiedlicher Betriebstypen in verschiedenen Regionen, es werden jeweils die Treibhausgasemissionen der konventionellen und ökologischen Variante dargestellt:

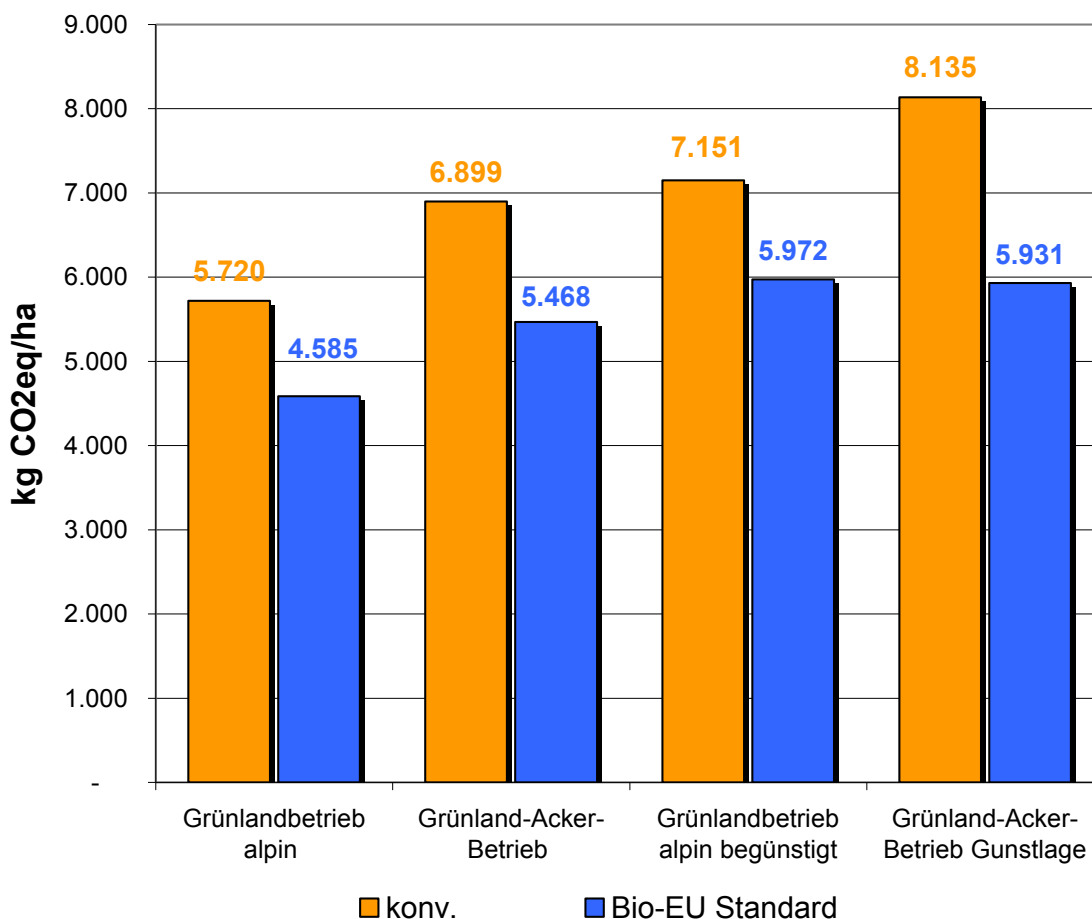


Abbildung 19: CO₂eq- Emissionen bei der Produktion von Milch in der Landwirtschaft pro Fläche; Vergleich konventionelle (Konv.) und biologische Produktion (Bio-EU Standard) (Quelle: Lindenthal et al. 2010a)

Die Klimabilanz biologisch produzierter Lebensmittel schneidet aufgrund mehrerer Faktoren positiver ab als jene von vergleichbaren Produkten aus konventioneller Produktion. Zu diesen Faktoren zählen u.a.:

- › C-Bindung durch höheren Humusgehalt in ökologisch bewirtschafteten Böden (Fruchtfolgen, Leguminoseneinsatz)
- › Durch höhere Aggregatstabilität, geringer Bodenerosion und Verschlammung in Bio-Böden
- › Geringere Stickstoffproblematik durch Verzicht auf leichtlösliche Mineraldünger (niedrigere Gehalte an gelöstem Stickstoff im Boden; geringere N₂O-Emissionen)
- › Vermeidung von Sojaimporten aus Südamerika (hohe CO₂-Emissionen durch Landnutzungsveränderungen (LUC) [Kapitel 3.4.4])
- › Erhöhter Einsatz einheimischer Eiweiß-Futtermittel
- › Stallsysteme mit Einstreu (v.a. Lagerung der Gülle verursacht relativ hohe Treibhausgasemissionen)
- › Einsatz von Kompost v.a. im Gemüsebau (Kompost hat die geringsten N₂O-Emissionen aller N-haltigen Dünger)

Innerhalb der Ökobilanzierungen ist oftmals die Fermentation im Rindermagen in Diskussion. Bei Milchprodukten verursacht Methan, das aus dem Kuhmagen emittiert, immerhin 40-70 % der hohen CO₂eq-Emissionen der Milch im Bereich Landwirtschaft. In diesem Zusammenhang wird oft die Intensivierung der Milchproduktion als Schlüssel für geringere Methanemissionen genannt. Diesem Gedanken können folgende Fakten entgegengestellt werden: Zwar bewirkt ein höherer Krafftutereinsatz (wie in der konventionellen Tierhaltung üblich) eine geringere Methan-Emission aus dem Verdauungstrakt der Wiederkäuer, diese intensive Fütterung bedingt jedoch einen hohen Futtergetreideeinsatz. Dieser führt wegen weltweit knapper Getreidevorräte langfristig zum Umbruch geeigneter Anbauflächen und folglich zu deutlich höheren CO₂-Emissionen/kg Milch. Zudem verursachen Eiweiß-Krafftutermittel häufig auch jetzt schon für das Klima gefährliche Landnutzungsänderungen, das heißt Umbruch von Grünland zu Ackerland, Zerstörung von Savannen und Rodung von Tropenwald vor allem in Südamerika. Hierbei erfolgt eine Verlagerung des Kohlenstoffs aus Biomasse und Humus als CO₂ in die Atmosphäre. Importierter Raps für Rapskuchen und –extraktionsschrote weisen jetzt schon teilweise hohe CO₂-Emissionen durch Landnutzungsänderungen auf (Hörtenhuber et al. 2010a).

5. Auswirkungen des biologischen Landbaus auf Treibhausgasemissionen ausgewählter Produkte

Die Treibhausgasemissionen von Lebensmitteln resultieren aus verschiedenen Bereichen. In den Stufen der Verarbeitung, Mühle, Transport und Verpackung besteht meist kein Unterschied zwischen Bioprodukten und herkömmlichen Produkten. Betrachtet man allerdings die landwirtschaftliche Produktion, ist ein wesentlicher Unterschied zwischen den Emissionen der Produktionssysteme erkennbar und hebt die Bedeutung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmethode hervor.

In der Regel verursacht die landwirtschaftliche Produktion von pflanzlichen Produkten verursacht deutlich geringere CO₂eq-Emissionen als von tierischen Produkten. Eine vom FiBL Österreich durchgeführte Ökobilanzierungs-Studie zeigt, dass Bio-Produkte pro Hektar aber auch pro kg Lebensmittel geringere Treibhausgasemissionen (CO₂eq) als vergleichbare konventionelle Produkte aufweisen (Lindenthal et al. 2010a, b, c):

- › Milchprodukte: 10 bis 21 % weniger CO₂eq/kg Milch bzw. Milchprodukt
- › Weizenbrot: 23 bis 26 % weniger CO₂eq/kg Brot
- › Andere Brote und Gebäck: 17 bis 45 % weniger CO₂eq/kg Brot beziehungsweise Gebäck
- › Freiland-Gemüse: 10 bis 35 % weniger CO₂eq/kg Gemüse
- › Geflügelfleisch und Eier: 50 % weniger CO₂eq/kg Fleisch bzw. Eier

Auch innerhalb der Produktgruppen variieren die CO₂-Emissionen zum Teil stark - beispielsweise emittieren Milchprodukte mit höherem Fettgehalt mehr Treibhausgase.

Tabelle 15: CO₂-Emissionen unterschiedlicher Produkte aus ökologischem und konventionellem Landbau (Quelle: Lindenthal et al. 2010a,b)

Produkt	CO ₂ eq/kg	CO ₂ eq/kg	Einsparung Bio-EU*
	Konventionell	Bio-EU*	
Joghurt natur 3,5 % Fett	1,369	1,142	-16,6 %
Fruchtjoghurt Himbeere 1,8 % Fett	1,186	1,035	-12,7 %
Sauerrahm 15 %	5,257	4,190	-20,3 %
Süßrahmbutter	24,661	19,066	-22,7 %
Bergkäse im Stück	9,923	8,137	-18,0 %
Schlagobers	10,869	8,798	-19,0 %
Camembert	7,898	6,603	-16,4 %
Buttermilch Erdbeere 0,8 % Fett	0,650	0,576	-11,4 %
Frischkäse Natur 70 % FiT	8,647	6,736	-22,1 %
Kohlrabi	0,165	0,138	-16,5 %
Kopfsalat	0,124	0,109	-12,2 %
Karotte	0,097	0,081	-16,7 %
Weizenbrötchen (inkl. Roggenschrot und Leinsamen)	0,799	0,654	-18,1 %

Da die landwirtschaftliche Produktion einen wesentlichen Einfluss auf die Höhe des CO₂-Rucksackes eines Produktes hat, wird im Folgenden auf die ausschlaggebenden Faktoren im Detail eingegangen.

➤ Milchprodukte

Abbildung 20 zeigt die prozentuelle Zusammensetzung der Treibhausgasemissionen von einem Liter Rohmilch eines alpinen Grünlandbetriebes. Durch die biologische Bewirtschaftung und dem Verzicht auf Soja aus Südamerika werden CO₂eq-Emissionen eingespart, der durch die Änderung der Landnutzung von tropischen Regenwald- bzw. Savannenflächen beim Sojaanbau entstehen. Wie in Abbildung 20 deutlich wird, sind aufgrund dessen die Methangasemissionen, die bei der Verdauung im Rindermagen entstehen deutlich höher im Vergleich zur konventionellen Rohmilch. Für Bio-Rohmilch sind die Treibhausgasemissionen aus der Grund- und Kraftfutterbereitstellung, dem Wirtschaftsdünger, der Bereitstellung von elektrischer Energie und der Produktion von Silagefolie ist in der prozentuellen Zusammensetzung pro Liter Rohmilch mit der konventionellen Produktion vergleichbar.

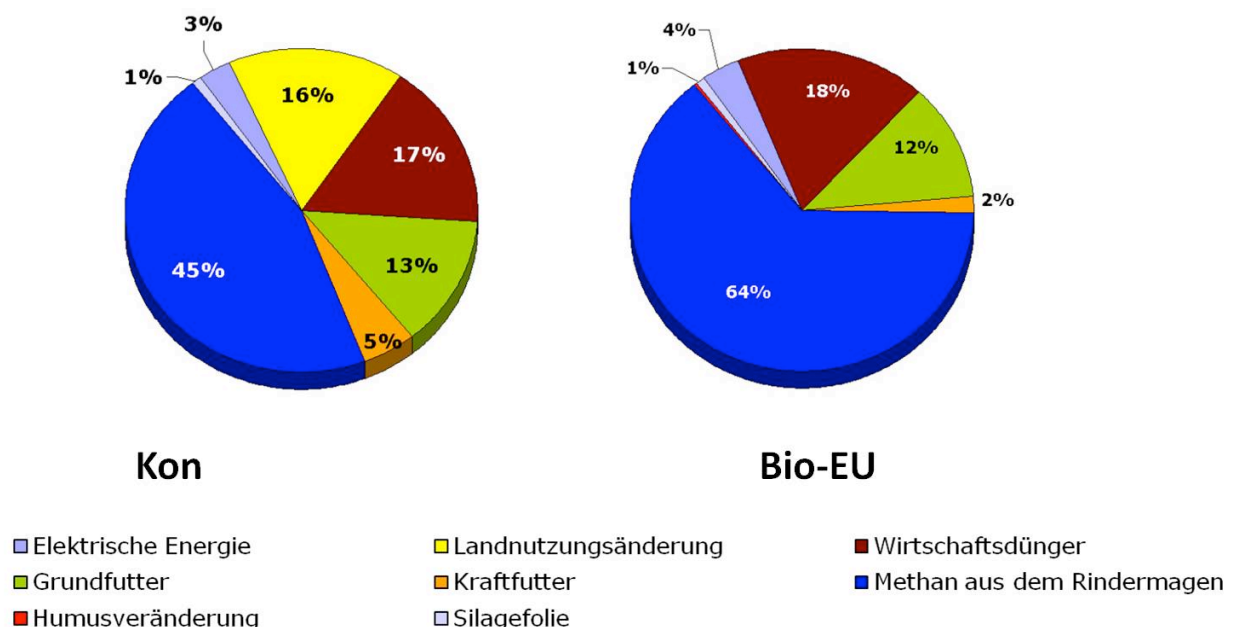


Abbildung 20: Treibhausgasemissionen (%) der Landwirtschaft eines Liter Rohmilch aus einem alpinen Grünlandbetrieb (Lindenthal et al. 2010a)

➤ Brot/Gebäck

Die Herstellung eines kg Weizenbrotes verursacht wie bereits erwähnt je nach Bewirtschaftungssystem unterschiedlich hohe Emissionen. Weizenbrot aus biologischer Produktion verursacht rund 25 % weniger CO₂eq Emissionen als ein herkömmliches konventionelles Produkt:

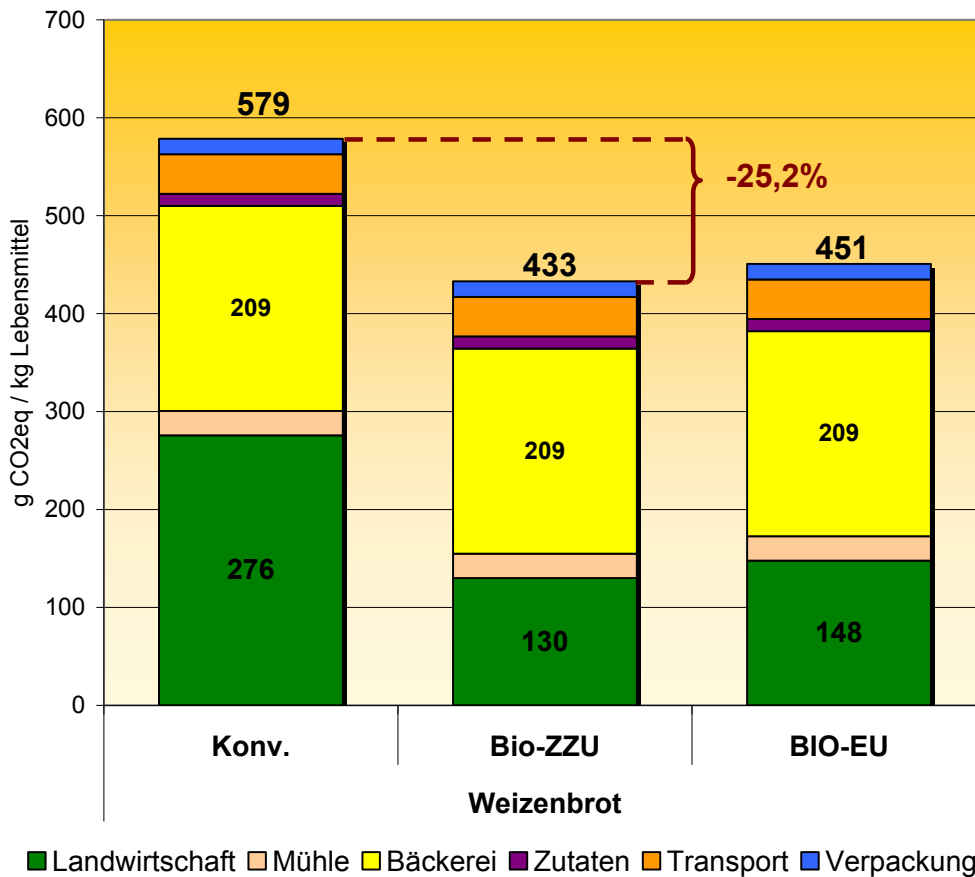


Abbildung 21: CO₂-Emissionen von 1 kg Weizenbrot aus konventionellem und ökologischem Landbau in g CO₂eq/kg Brot (nach Lindenthal et al. 2010b,c)

Abbildung 21 zeigt deutlich, dass 33-47 % der Treibhausgase in der Landwirtschaft entstehen und dort die Unterschiede zwischen Bioprodukten und konventionellen Broten festzumachen sind. Eine nähere Betrachtung des Bereiches Landwirtschaft ist daher von zentraler Bedeutung.

Wie schon bei der Produktion von Roggen ersichtlich (Abbildung 12), ist der Unterschied zwischen der Bio-Variante und der konventionellen Variante vor allem bedingt durch die CO₂-Emissionen bei der Herstellung der N-Mineraldünger sowie durch die Lachgas (N₂O)-Emissionen infolge des bei der konventionellen Weizenproduktion eingesetzten N-Mineraldüngers. Für die Praxis von zentraler Bedeutung, im Endergebnis der CO₂-Bilanzierung pro kg Getreide allerdings von geringerer Bedeutung, ist die Sequestrierung von Kohlenstoff durch den Aufbau von Humus. Die landwirtschaftliche Produktion von 1 kg Roggen verursacht höhere Emissionen als vergleichsweise von 1 kg Weizen (siehe Abbildung 22 und Abbildung 23).

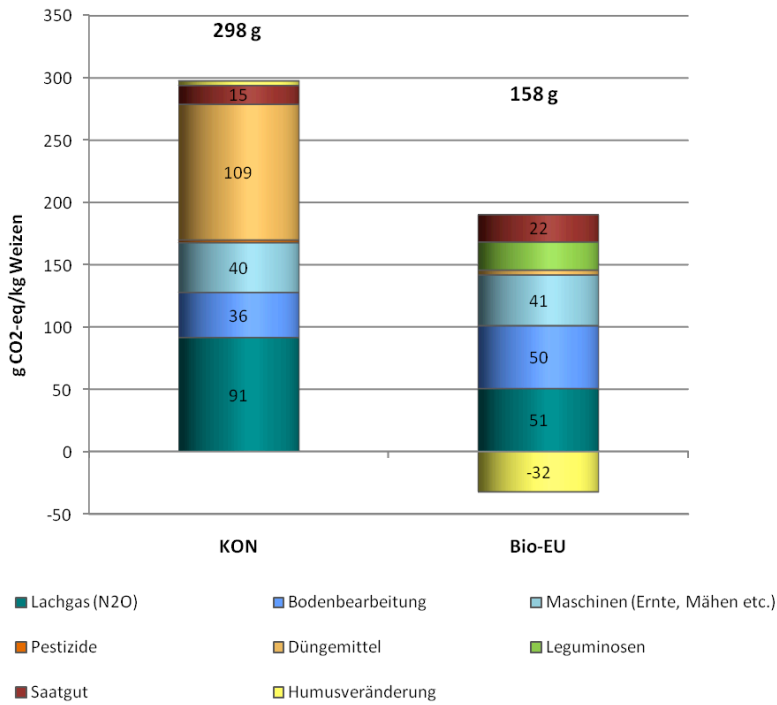


Abbildung 22: CO₂eq-Emissionen in der Landwirtschaft durch den Anbau von Weizen bei konventioneller (konv.) und biologischer Produktion (Bio-EU) (in g CO₂-Äquivalente/kg Weizen)

Wichtig für die gesamten Treibhausgasemissionen ist aber die Rezeptur des Brotes selbst.

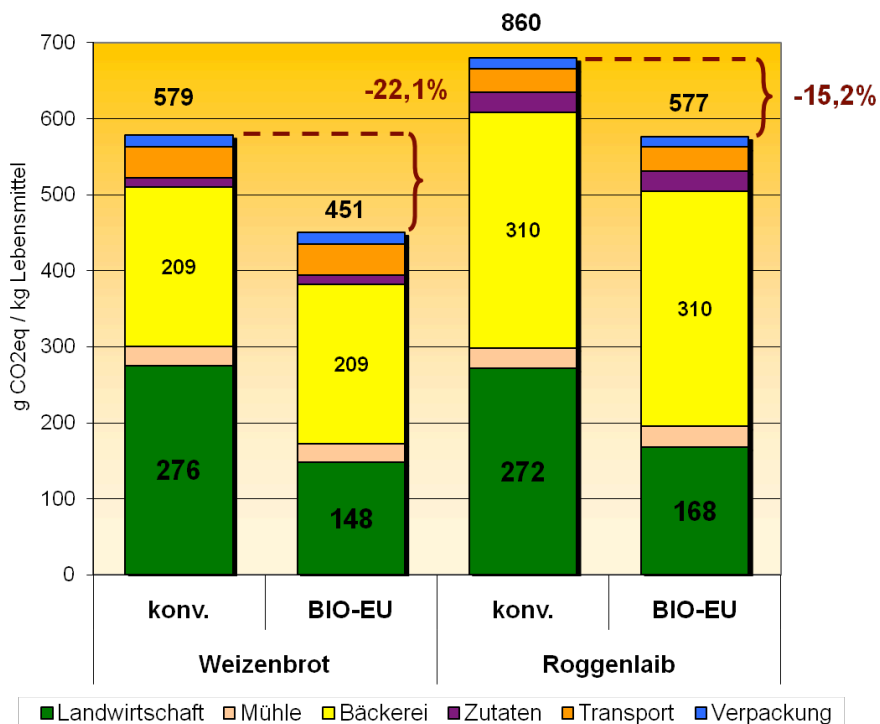


Abbildung 23: Treibhausgasemissionen von 1 kg Weizenbrot und 1 kg Roggenlaib in g CO₂-Äquivalente/kg Gebäck; Bio-EU...Bioprodukt auf EU-VO; konv....konventionelles Produkt

Bei der Herstellung von Gebäck entstehen je nach Produktionsform erhebliche CO₂eq Emissionen. Diese können höher sein als bei Weizenbrot (Lindenthal et al. 2010a):

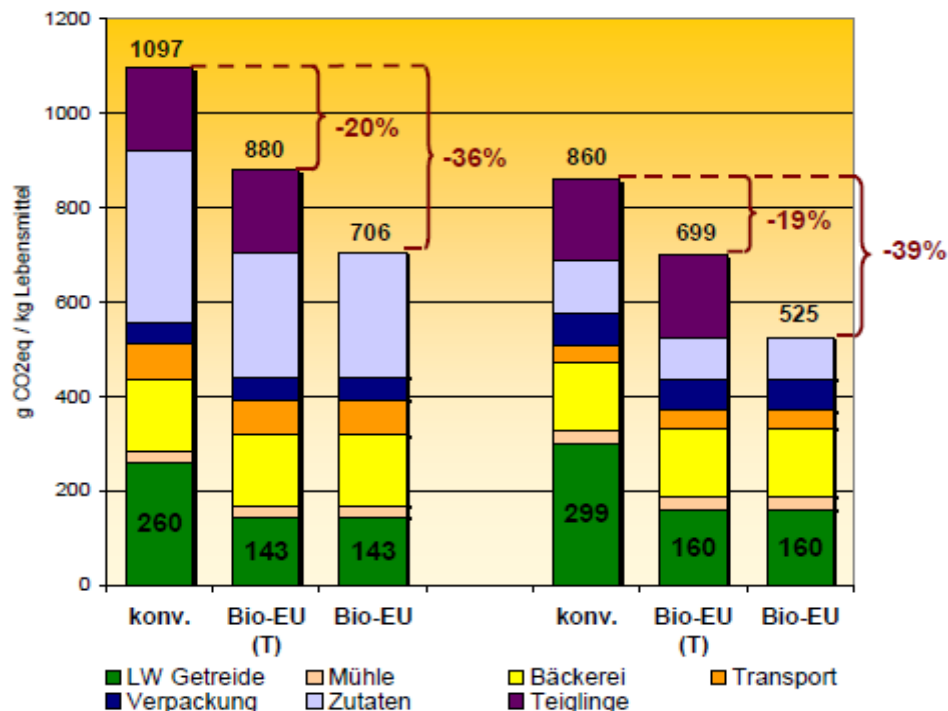


Abbildung 24: Treibhausgasemissionen von 1 kg Kürbiskornweckerl in g CO₂-Äquivalente/kg Gebäck; Bio-EU...Bioprodukt auf EU-VO; konv....konventionelles Produkt (Lindenthal et al. 2010a), BMLFUW)

Folgende Faktoren beeinflussen die Höhe der Treibhausgasemissionen von Gebäck maßgeblich (Lindenthal et al. 2010a):

a) Durch die Technik des Aufbackens (wenn Gebäck als Teigling vorgebacken und danach tiefgefroren wird um in Folge wieder aufgebacken wird), die in der Regel von Großbäckerei-Ketten und vielen Supermarkt-Backabteilungen verwendet wird.

b) Durch Zutaten von bestimmten Bäckereien steigen die CO₂eq Emissionen weiter an. Auch das Anbauggebiet hat Einfluss auf die entstehenden CO₂eq Emissionen.

- › Im Bereich Landwirtschaft sind die Faktoren Herstellung der N-Mineraldünger und die durch die N-Düngung verursachte Lachgasemissionen ausschlaggebend für die deutlich höheren CO₂eq-Emissionen in der konventionellen Landwirtschaft.
- › Im Bereich der Bäckerei spielen auch die Zutaten eine wichtige Rolle hinsichtlich CO₂eq-Emissionen. Die Energiewerte für die Backprozesse sowie der zugrunde liegende Strommix wurden bei den betrachteten Bäckereien gleich belassen.
- › Wie in anderen Produktgruppen spielt der Transport auch beim Gebäck nur eine untergeordnete Rolle hinsichtlich der CO₂eq-Emissionen. So macht der Transport bei den betrachteten Gebäcksorten nur 7-12 % der gesamten CO₂-Emissionen aus.

› Gemüse

Die Treibhausgasemissionen von österreichischen Zwiebeln sind hier stellvertretend für andere Gemüsesorten angegeben. Die Anteile von Landwirtschaft, Transport, Verpackung und Lagerung sowie die gesamten Emissionen pro kg Produkt verändern sich zwar bei anderen Gemüsesorten, jedoch sind die Verhältnisse vergleichbar.

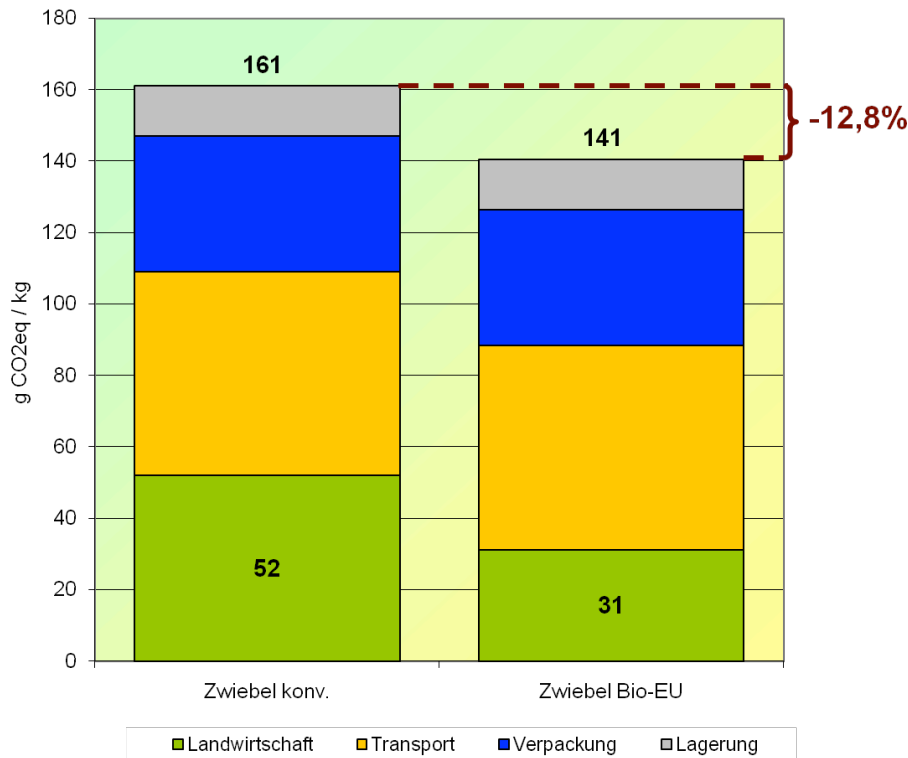


Abbildung 25: Treibhausgasemissionen von 1 kg Zwiebeln in g CO₂-Äquivalente/kg Zwiebeln; Bio-EU...Bioprodukt auf EU-VO; konv....konventionelles Produkt (Lindenthal et al. 2010a und b)

- › Die Düngemittelherstellung für die konventionelle Landwirtschaft sowie deren höhere Lachgas (N₂O)-Emissionen sind dafür verantwortlich, dass bei der konventionellen Karotten-, Kartoffel- und Zwiebelproduktion höhere CO₂-Emissionen/kg Produkt entstehen, als dies im Biolandbau der Fall ist.
- › Die Humusmehrung im Biolandbau wurde in dieser Studie anhand aktueller Literaturwerte in der CO₂-Bilanzierung berücksichtigt. Die im Biolandbau stattfindende Humusmehrung wirkt CO₂-mindernd.

Der Transport hat aufgrund der relativ geringen CO₂-Emissionen im Bereich der Landwirtschaft von im Freiland kultiviertem Gemüse einen höheren Anteil (bis fast 50 %) an den gesamten CO₂eq-Emissionen/kg Produkt.

6. Synthese der Ergebnisse im Hinblick auf die Bundesländer bzw. die verschiedenen Produktionsgebiete in Österreich

6.1 Grünlandregionen in Österreich (Vorarlberg, Tirol, Salzburg, große Teile von Kärnten, Steiermark und Oberösterreich)

6.1.1 Grünlandbewirtschaftung in Österreich

Insgesamt umfasst das Dauergrünland in Österreich (auf Basis der INVEKOS-Daten) eine Fläche von 1,54 Mio. ha (inklusive der 157.000ha Feldfutterflächen), wobei davon ca. 47 % als normal ertragsfähiges Grünland und etwa 53 % als extensives Grünland genutzt werden. Grünland stellt in Österreich in all seinen Ausprägungen und Nutzungstypen die dominierende Kulturart der Hauptproduktionsgebiete Hochalpen, Voralpen und Alpenvorland da und erstreckt sich dabei über einen weiten Höhenstufen- und Hangneigungsgradienten.

In den westlichen Bundesländern (Vorarlberg, Tirol, Salzburg) beträgt der Anteil des Dauergrünlandes an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzungsfläche jeweils 97 %. In Kärnten beträgt der Grünlandanteil 78 %, in der Steiermark 64 % und in Oberösterreich rund 45 % (BMLFUW 2010). Die Produktionsgebiete Österreichs wurden im Jahr 1990 neu eingeteilt, die Abgrenzung erfolgte nach naturräumlichen Grundlagen wie Seehöhe und Hangneigung sowie nach Betriebsmerkmalen wie Betriebsformen und Betriebsgrößen.

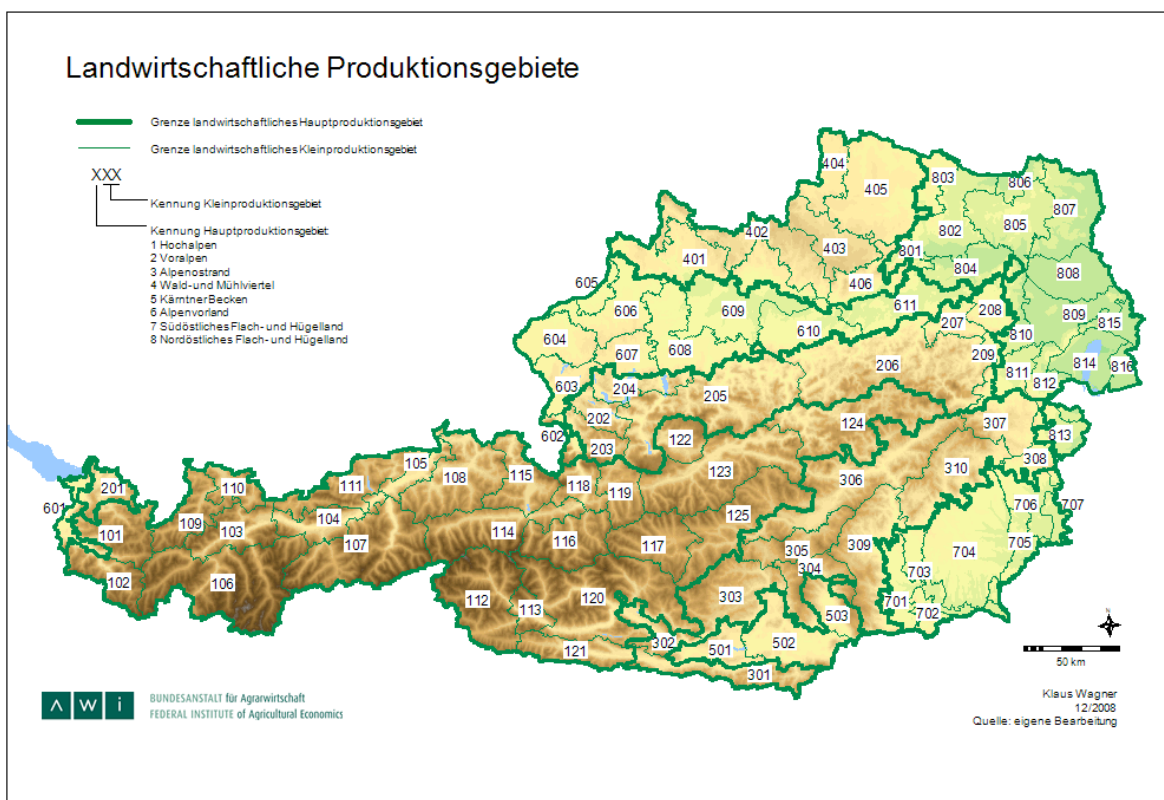


Abbildung 26: Landwirtschaftliche Produktionsgebiete in Österreich. (Quelle: AWI 2008)

6.1.2 Klimawirkung der Bewirtschaftung der Grünlandregionen

In den letzten 20 Jahren hat der Einsatz von Kraftfuttermitteln in den Milchkuhrationen durchschnittlich deutlich zugenommen, zu Lasten des Grundfuttereinsatzes. Gründe hierfür sind wohl der Leistungsanstieg der Tiere sowie die billigeren Preise für Kraftfuttermittel. Der Leistungsanstieg biologisch gehaltener Tiere stieg dabei im Durchschnitt geringer an als bei konventioneller Wirtschaftsweise und liegt bei ähnlichen Bedingungen schätzungsweise etwa 500 kg Milch pro Kuh und Jahr unter jenen konventioneller Haltung (siehe etwa Hörtenhuber et al. 2010a). In den letzten Jahren hat allerdings die sprunghafte Preisentwicklung bei Kraftfutter und Energie die Bedeutung des wirtschaftseigenen Futters als hofeigene Ressource wieder verstärkt (BMLFUW 2010), ein Umstand der aufgrund der Klimawirkung von Grünland als positiv eingestuft werden kann. Gründe hierfür sind:

- Dauergrünland speichert in den oberflächlichen Graspflanzen und vor allem im Boden große Mengen an Kohlenstoff (Smith et al. 2007). Eine Übernutzung (wie auch eine Unternutzung) des heimischen Grünlands führt langfristig zumeist zu einer Reduktion des Humus-Bodenkohlenstoffgehalts (Wohlfahrt et al. 2009). Hingegen kann eine standortangepasste Bewirtschaftung und Düngung (bevorzugt Wirtschaftsdünger aus Strohsystemen) im Grünland weiteren Kohlenstoff aus der Atmosphäre im Bodenhumus speichern oder den bestehenden C-Gehalt im Boden zumindest halten.
- Reduktion der CO₂-Emissionen durch geringere Kraftfuttermittel-Importe: Verringerung der CO₂-Emissionen durch Vermeidung von Transportwegen und vor allem von zusätzlichen Landnutzungsänderung (Land Use Change, der durch die zusätzliche Schaffung von Ackerfläche entsteht, s. unten)

Klimaschutzvorteile: Biogrünlandbetriebe

- 1.) Ökologische Tierhaltung in Österreich reduziert die Treibhausgase tierischer Produkte um 10 - 50 % / kg Produkt. Dies ist bedingt durch den Verzicht auf Soja-Futtermittel aus Südamerika. Hauptproblem an dem Soja-Import aus Brasilien und Argentinien ist die Zerstörung von Tropenland und Savannenland, was enorme CO₂-Emissionen durch diese Landnutzungsänderungen („Land Use Change“) von Tropenwald/Savanne in Acker verursacht. Der „Land Use Change“ (LUC) ist für 15-20 % der gesamten globalen CO₂-Emissionen verantwortlich – mehr als die weltweite (!) Landwirtschaft an CO₂ verursacht (Smith et al. 2007).
- 2.) Ökologisch bewirtschaftetes Grünland weist höhere Humusgehalte auf, somit wird mehr CO₂ im Boden gebunden
- 3.) In der ökologischen Grünlandbewirtschaftung (in Kombination mit Tierhaltung) wird durch den geringeren Viehbestand einer Überweidung vorgebeugt,
- 4.) Im ökologisch bewirtschafteten Grünland oftmals durch die abgestufte Nutzungsintensität und ausreichend hohe Schnitthöhe eine Übernutzung vermieden. Bei den Futterbaubetrieben liegt die Besatzdichte der biologischen Betriebe (1,1) deutlich unter jenen der konventionellen Betriebe (1,28). Hiervon profitiert auch die Biodiversität auf den biologischen Grünlandflächen.

Eine Erhöhung der Grundfutterqualität, des Weideanteils und der Strohsysteme mindern die Treibhausgasemissionen (v.a. Kohlendioxid = CO₂ und Methan = CH₄) tierischer Bio - Produkte. Somit können Biobetriebe durch die Verbesserung in diesen Wirtschaftsbereichen ihre Klimaschutzleistungen noch weiter verbessern.

Grünlandumbruch (z.B. Grünland in Acker) ist aus Sicht des Klimaschutzes äußerst kritisch zu betrachten, da in diesem Fall erhebliche Mengen an Treibhausgasen (v.a. CO₂) freigesetzt werden - es dauert bis zu 20 Jahre, um den Humusverlust durch Grünlandumbruch wieder auszugleichen (KTBL 2009). Unter österreichischen Gegebenheiten können nach einem Grünlandumbruch von kurz- bis mittelfristigen Kohlenstoffverlusten von etwa 30 t C pro ha ausgegangen werden, was 110 t CO₂ pro ha entspricht (Girsch et al. 2007). Zudem hat Grünlandumbruch gravierende ökologische Folgen (Biodiversitätsverlust, erhöhter Wasserverbrauch).

Grünlandumbrüche würden daher die gute Bilanz der grundfutterbasierten österreichischen Milcherzeugung durch die höheren Emissionen pro kg Milch negativ belasten (Hörtenhuber 2010a; Hörtenhuber und Zollitsch 2011b). Zudem werden bei verstärktem Ersatz des Grundfutters durch Kraftfutter (Getreide, Eiweißfuttermittel) die Wiederkäuer zu Nahrungskonkurrenten des Menschen, was - bei der oftmals propagierten „**nachhaltiger Intensivierung**“ global gesehen - die angespannte Situation auf den Weltgetreidemärkten weiter erhöhen wird, mit allen negativen ökologischen und sozialpolitischen Folgen. Zu den negativen ökologischen Folgen zählen eben auch die enormen CO₂-Mengen, die emittiert werden, wenn für kraftfutterbasierte Intensivierung in der Milcherzeugung neue Ackerflächen durch Landnutzungsänderungen (Umbruch von Grünland, Savannenflächen und Tropenwald) geschaffen werden müssen.

Die Nutzung von heimischem Grünland hilft Fleisch- und Futtermittelimporte zu vermeiden, welche mit hohen Treibhausgasemissionen durch Landnutzungsänderungen behaftet sind.

6.2 **Ackerbau in Österreich** (betrifft insbes. Niederösterreich, Burgenland, Oberösterreich)

In Österreich werden große Teile in Niederösterreich, Burgenland, Oberösterreich ackerbaulich genutzt (zum Teil in Kombination mit Tierhaltung, zum Teil auch viehlos/viehschwach, v.a. im Osten Österreichs)

Ackerböden enthalten aufgrund der landwirtschaftlichen Nutzungsform grundsätzlich weniger Humus als Grünland- und Waldböden, in Ackerböden ist daher durchaus ein Erhöhungspotential des Kohlenstoffvorrats vorhanden (vgl. Umweltbundesamt 2004).

Hier entfalten Bio-Ackerböden ihr Potential, da sie mit einer CO₂-Bindung von 400 bis 700 kg/ha/Jahr als CO₂-Senke angesehen werden können, vor allem in den ersten 30 Jahren der ökologischen Bewirtschaftung erfolgt eine wesentliche Erhöhung des Humusgehaltes (vgl. Mäder et al. 2002, Fliessbach et al. 2007, Hülsbergen und Küstermann 2008). Auch der Einsatz von Begrünung und organischer Düngung hat einen wesentlichen Einfluss auf die Humusmehrung (Freudenschuß et al. 2010)

Modell-Biobetriebe (vorherrschende Betriebstypen „Marktfrucht“ und „Dauerkultur“ des Nordöstlichen Flach- und Hügellandes) emittieren weniger als die Hälfte an CO₂-Emissionen durch den Anbau als konventionelle Betriebe. Vor allem der Einsatz von Mineraldüngern (und Pflanzenschutzmitteln) in der konventionellen Landwirtschaft trägt signifikant zu den Unterschieden bei (vgl. Kasper et al. 2011). Der **Verzicht auf leichtlösliche Mineraldünger** (und somit auf alle Arten von mineralischem Stickstoff (N)-Dünger) im Bio-Ackerbau ist daher eine besonders klimaschonende Maßnahme. Denn die Düngung mit mineralischen N-Düngern verursacht große ökologische Probleme (u.a. hoher Einsatz an fossiler Energie bei der Herstellung der mineralischen N-Düngern, erhöhte Nitratauswaschungen ins Grundwasser, gesteigerte Lachgas (N₂O)-Emissionen aus dem Boden) z.T auch erhöhte Nitratgehalte in Lebensmitteln und Qualitätsverluste. Zusätzlich nützen im ökologischen Ackerbau Zwischenfrüchte sowie Gründüngung pflan-

zenverfügbaren Stickstoff im Boden, sodass dieser innerhalb des Kreislaufsystems besser gehalten wird (El Hage Scialabba und Müller-Lindenlauf 2010).

Die Wahl standortgerechter humusmehrender Fruchtfolgen sowie bodenschonende Arten der Bodenbearbeitung und humusaufbauende organische Düngung sind folglich wichtige Parameter für die Erhöhung des **Humusgehaltes im Boden** und in Folge für die Reduktion / Bindung von CO₂. Hervorzuheben sind die vielseitigen humusmehrenden Fruchtfolgen im Bio-Ackerbau. Grundsätzlich werden in der ökologischen Landwirtschaft humusabbauende Fruchtfolgen (hoher Hackfruchtanteil oder getreidebetonte Fruchtfolgen mit Abfuhr des Strohs) vermieden⁵. Ein- und zweijährige (Futter-)Leguminosen, die oftmals auch stark den Unterboden durchwurzeln, spielen als stark humusmehrende Kulturen und natürliche Stickstofflieferanten im Bio-Ackerbau eine große Rolle. Wegen ihrer tief reichenden Wurzeln kann der Kohlenstoffgehalt zudem auch in tieferen Bodenschichten erhöht werden (Müller-Lindenlauf 2009).

Zudem erhöhen die im Biolandbau übliche Einarbeitung von Ernterückständen und die Ausbringung von Stallmist und Kompost den Humusgehalt (vgl. Dachler und Köchl 2003 in Freuden-schuß et al. 2010).

Die Stabilität bzw. Erosionsanfälligkeit der Böden ist ebenfalls vor allem von der Art der Landnutzung abhängig. Gebiete mit intensiver ackerbaulicher Tätigkeit und sandigen Böden (v.a. Niederösterreich, Oberösterreich, Steiermark, Burgenland, Teile Kärntens) sind besonders von der **Bodenerosion** betroffen. Großen Einfluss haben neben der Landnutzung (Bewirtschaftungs- und Bearbeitungsintensität⁶) die Fruchtfolgen (Pflanzenentwicklung, Bedeckungsverläufe, Kulturartenwahl: Leguminosen - humusanreichernd oder Hackfrüchte - humusabbauend), das Düngungsmanagement (Stallmist, Gülle, Kompost) und das Unkrautmanagement (Verzicht auf Herbizide, mechanische Regulierung).

Typisch Praktiken im Bio-Ackerbau wie der regelmäßige Einsatz von Luzerne-, Klee- oder Klee-gras erhöhen den Erosionswiderstand einer Fläche (vgl. Kainz et al. 2009). Auch die im biologischen Landbau oftmals angewandte Düngung mit Stallmist und Kompost erhöht die Aggregatstabilität und das Infiltrationsvermögen des Bodens. Auch die Mulch- und Direktsaat verbessert diese wichtigen Bodeneigenschaften.

Erhöhte Humusgehalte in Bio-Böden mindern die Erosibilität der Ackerböden. Auch konsequentes Rückführen der Erntesterne ist wichtig für die Erhöhung des Humusgehaltes im Boden. Zudem fördert der Einsatz leichterer Maschinen indirekt den Humusaufbau und spart zudem Energie (Lindenthal 2009). Die Aggregatstabilität biologischer Flächen ist wesentlich höher als konventioneller Vergleichsflächen, wodurch die Verschlämmungsgefahr und Erosionsgefährdung unter ökologischer Bewirtschaftung gegenüber konventioneller deutlich reduziert ist (Reganold et al. 1987, Freyer et al. 2010).

Maßnahmen des biologischen Landbaus wie Winterungen anstelle von Hackfrüchten, Anwendung von Mulchsaat und Gewässerrandstreifen können die Ausschwemmung von Phosphor und Schwebstoffen in Gewässer zurückhalten. Schutzmaßnahmen können zum einen den Bodenabtrag direkt reduzieren (z.B. Mulch- und Direktsaat), oder durch Gewässerrandstreifen als gewässernahe Maßnahmen betrachtet werden (Strauss 2010). Die Einbindung von Landschaftselementen kann sich positiv auswirken.

Böden im Biolandbau verfügen zudem auch über eine **bessere Anpassungsfähigkeit an Folgen des Klimawandels** (Dürre, Starkregen). So haben Bio-Böden eine höhere Bodenfrucht-

⁵ Konzentrierter Maisanbau führt zur C-Freisetzung von über 1 t/ha/a (Hülsbergen und Schmidt 2010).

⁶ Im semihumiden Ackerbaugebiet (Oberösterreichischer Zentralraum) ist für eine positive Humusbilanz das Bodenbearbeitungssystem besonders wichtig. Je tiefer die Pflugbearbeitung erfolgt, umso stärker vermindert sich der Humusgehalt im Ober- und Unterboden (Liebhard 1993).

barkeit, Bodenqualität und **Wasserspeicherkapazität** (Lotter 2003 zit. in Müller-Lindenlauf 2009; Klik und Garcia-Meca). Durch den höheren Porenanteil, der hohen Wasserdurchlässigkeit und der geringeren Trockendichte von Bioböden kann **bei Starkregen mehr Wasser in den Boden infiltriert werden** und oberflächlich fließt weniger ab. In Bio-Böden steht mehr Wasser zur Biomasseproduktion der Pflanzen zur Verfügung (Freyer et al. 2010). Zusätzlich ist in ökologisch bewirtschafteten Böden die Anzahl der Regenwürmer bis etwa siebenfach größer, als in konventionell bewirtschafteten, was wiederum positive Effekte auf die Wasserleitfähigkeit/ Wasserdurchlässigkeit hat.

6.3 Handlungsempfehlungen für Biobetriebe

Ein gesunder, fruchtbarer Boden ist Grundvoraussetzung für eine erfolgreiche Landwirtschaft. Der Landwirt hat die Möglichkeit den Humusgehalt im Boden durch die Wahl geeigneter Bodenbearbeitung, Fruchtfolge und Düngemittel maßgeblich zu beeinflussen. Die Bewirtschaftungsform hat wesentlichen Einfluss auf die entstehenden Treibhausgasemissionen durch die landwirtschaftliche Nutzung. Grundsätzlich ist bei der landwirtschaftlichen Nutzung von Boden die Beachtung des Bodentyps auf Nutzungsmöglichkeit bzw. Unterlassung wichtig (Erhart und Hartl 2009b).

6.3.1 Grünland bzw. Tierhaltung

Bio-Grünlandbetriebe müssen auf eine **standortangepasste Bewirtschaftung** achten, um eine gute Grundfutterqualität zu erreichen. Neben einer abgestuften Nutzungsintensität ist auf eine ausreichende Schnitthöhe zu achten. Bevorzugt soll Wirtschaftsdünger aus Stroh-Stallsystemen werden.

Milchviehhaltung

Die österreichische Milcherzeugung erfolgt generell sehr Grundfutter-basiert, daher können möglichst geringe Emissionen der enterogenen Fermentation (Methan-Emissionen aus dem Pansen der Rinder) vor allem mit **optimierter Grundfutterqualität** und einer angepassten Kraffutterergänzung erreicht werden.

Folgende Maßnahmen sind für eine verbesserte Treibhausgasbilanz in der (Bio-)Milcherzeugung wichtig (Hörtenhuber et al. 2010d):

- › **Erhöhung der Grundfutterqualität**
- › **Erhöhung des Weideanteils** (bevorzugt um den Hof arrondierte Weideflächen)
- › **Erhöhung des Strohanteils** in Wirtschaftsdüngersystemen
- › **Erhöhung der Lebensleistung** / Verringerung der Remontierungsrate
- › **Gutes genetisches Potential** der Milchkühe für Milchleistung, die dem Standort (Futtergrundlage) angepasst ist
- › **Strohsysteme** sind Güllesystemen vorzuziehen
- › Nicht mehr düngen, als nötig
- › Sparsamer Umgang mit Energie und Kraftstoff
- › Verringerung des Transportaufkommens
- › Vergärung des Wirtschaftsdüngers in Biogasanlagen/rasche Verfrachtung des Düngers
- › Wenn Ackerflächen vorhanden: Möglicherweise reduzierte Bodenbearbeitung, Reduktion von Pflanzenschutzmittel

Die Treibhausgas-Emissionen der Exkremente fallen bei Weidehaltung geringer aus, da die Exkremente gleich auf der Weide anfallen und der Stickstoff und Kohlenstoff rasch in den Boden gelangen. Auf dem Weg über Stall, Lager und Ausbringung bis hin zum Boden werden zum Teil beachtliche Mengen an Kohlenstoff und an Stickstoff emittiert. Zudem weist Weidefutter den Vorteil hoher Qualität auf, wodurch mit Emissionen behaftete Kraftfuttermittel eingespart werden können (vgl. Hörtenhuber et al. 2010d).

Schweine- und Hühnerhaltung

Zusätzlich zu einzelnen der oben angeführten Maßnahmen für Milchviehbetriebe können folgende **wichtige Maßnahmen** in der landwirtschaftlichen Erzeugung von Schweinefleisch und Hühnerfleisch gesetzt werden:

- › **Phasenfütterung** bei Masttieren (-schweinen), d. h. nicht ein Standardfutter, sondern an den jeweiligen Bedarf der Tiere angepasste Rationen
- › **Heimische Körnerleguminosen** (damit Luftstickstofffixierung statt Zukaufdüngemittel und zudem geringere Transportwege)
- › **Effiziente Nutzung des Stickstoffs** im Kreislauf Boden/Pflanze-Tier-Boden/Pflanze → auf möglichst geringe Verluste v.a. über Ammoniak, achten
- › Schweinemast auf Basis hofeigener Futtermittel, v.a. Maiskornsilage/Nassmais/Corn-Cob-Mix oder Getreide-betont (günstiger als auf Basis Körnermais oder Fertigfutter)
- › Leere und tragende Sauen zum Teil mit „Grundfutter“ füttern
- › Erhöhung der Zuchtleistung/Fertilität von Zuchtsauen

6.3.2 Ackerbau

Auch im Ackerbau bestehen Möglichkeiten, einerseits Treibhausgasemissionen (v.a. N_2O und CO_2) zu reduzieren, andererseits durch Humusaufbau CO_2 aus der Luft zu binden. Folgende Faktoren / **Maßnahmen** haben positive Effekte auf die Treibgausbilanz:

- › **Humusaufbau durch Futterleguminosen, Zwischenfrüchte, Untersaaten sowie Kompostdüngung** sowie konsequentes Rückführen der Erntereste. Damit wird viel CO_2 im Boden gebunden und zudem die vielen Vorteile des Humus (u.a. Wasser- und Nährstoffspeicher, Erosionsschutz, Förderung der Bodenbiologie, Verbesserung des Lufthaushaltes im Boden) genutzt.
- › **Möglichst ganzjährige Bedeckung** sowie Anbau von mehrjähriger Kulturen
- › **Verzicht auf Vinasse und andere leicht lösliche organische Dünger** (wie z.B. Haarmehl, Knochenmehl, Rübenspitzel): damit werden die Lachgas (N_2O -) -Emissionen deutlich verringert.
- › **Einsatz organischer Dünger** (besonders Kompost und Stallmist)
- › **Teilweiser (oder gänzlicher) Verzicht auf den Pflug** / verstärkte Anwendung von Mulch- und Direktsaat
- › Vermeiden energieintensiver oder unrentabler Bearbeitungsmaßnahmen / Arbeitsgänge
- › Einsatz leichterer Maschinen (spart Energie und fördert indirekt den Humusaufbau)
- › Einsatz nachwachsender Rohstoffe als Treibstoff

6.3.3 Gemüsebau

In Anlehnung an die Empfehlungen im Ackerbau sind im Gemüsebau **folgende Maßnahmen** zur Verbesserung der Klimaschutzleistungen des Biolandbaus **zu empfehlen**:

- › **Reduktion/Verzicht auf Vinasse und andere leicht lösliche organische Dünger** (wie z.B. Haarmehl, Knochenmehl, Zuckerrübenspitzel)
- › **Humusaufbau**: s. oben bei Ackerbau
- › **Einsatz erneuerbarer Energien v.a. in Folientunnel und Glashäuser** (z.B. Hack-schnitzel)
- › Bewässerung: **Energie- und Wasser-sparende Technologien** einsetzen (z.B. Tröpfchenbewässerung)
- › **Verringerung der Bodenbearbeitungsintensität**

6.3.4 Generell Maßnahmen für alle Betriebe

Generell können auf den Betrieben u.a. durch folgende Maßnahmen große Energiemengen gewonnen werden und damit die Klimabilanz des Betriebes deutlich verbessert werden:

- Einsatz von **Photovoltaik** zur Stromgewinnung
- Einsatz von **Sonnenkollektoren zur Wärme-/ Warmwassergewinnung**
- Einsatz von (überbetrieblichen) **Biogasanlagen**

7. Zusammenfassung

Die vorliegende Studie analysiert auf Basis des aktuellen Wissensstandes mögliche Vorzüge der biologischen Landwirtschaft im Hinblick auf den Klimaschutz und hinsichtlich der Anpassung an den Klimawandel. Möglichen Vorteile des Biolandbaus in Bezug auf Klima- und Umweltschutz basieren auf den definierten Prinzipien. Die **Grundprinzipien des Ökolandbaus** (IFOAM) beziehen sich auf die Landwirtschaft im weitesten Sinne, einschließlich des Umgangs des Menschen mit dem Boden, Wasser, Pflanzen und Tieren. Geleitet vom Prinzip der Gesundheit soll der Biolandbau die Gesundheit des Bodens, der Pflanzen, der Tiere, des Menschen und des Planeten bewahren und stärken.

Vielseitige Fruchtfolgen im Bioackerbau - mit hohem Leguminosenanteil, Untersaaten und Zwischenfrüchten - bilden eine wichtige Basis, auf mineralischen Stickstoffdünger zu verzichten und somit hohe CO₂- und N₂O-Emissionen zu vermeiden. Darüber hinaus haben diese vielfältigen Fruchtfolgen eine wichtige Rolle beim Humusaufbau und somit bei der CO₂-Bindung (s. unten). Das Prinzip der Ökologie und Sorgfalt gilt auch im tierischen Bereich; **heimische Futtermittel** anstelle von aus Drittländern importierten, Auslauf und Weidegang, verstärkt Stallssysteme mit Festmist haben sehr positive Auswirkungen für den Klimaschutz und erhalten zudem das Landschaftsbild.

Die **Erhaltung und Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit** ist eines der zentralen Ziele des Biolandbaus. Der Boden kann durch Humusabbau eine CO₂-Quelle (Mineralisierung des Boden-C und damit verbundene Freisetzung in Form von CO₂) oder durch Humusaufbau eine CO₂-Senke (C-Speicherung durch Einbau des C in die Humussubstanz des Bodens) sein.

Kohlenstoffspeicherung: Biologischen und konventionellen Ackerbau im Vergleich:

- › Biologischer Ackerbau: Infolge **Humusaufbau** werden durchschnittlich jährlich ca. 400-450 kg CO₂/ha im Humus gebunden
- › Konventioneller Ackerbau: deutlich geringerer Humusaufbau bis hin zu **Humusabbau** von jährlich bis zu 200 kg CO₂/ha/a

Ökologisch bewirtschaftete Böden sind als CO₂-Senken anzusehen und weisen durchschnittlich **0,2 - 0,3 % mehr Kohlenstoff (C)** als konventionelle Böden auf, was ca. 9 bis 14 t C pro ha entspricht.

Ackerböden sind grundsätzlich humusärmer als Wald- und Grünlandböden. Immerhin ein Viertel der österreichischen Ackerböden wird als humusarm (weniger als 2 % Humusgehalt) eingestuft. Durch eine **österreichweite Umstellung aller Ackerflächen auf biologische Bewirtschaftung**, wäre theoretisch durch Humusaufbau **ein CO₂-Reduktionspotenzial von 1,1 Millionen t CO₂eq pro Jahr gegeben**. Ein derartiger Humusaufbau kann über Jahrzehnte andauern. 1,1 Mt CO₂eq-Emissionen entsprechen rund 31.200 Äquatorumrundungen mit einem 16-32 Tonnen LKW.

Europaweit weisen die in der Regel konventionell bewirtschafteten (Acker-)Böden einen voranschreitenden Humusabbau auf. Gründe hierfür sind u.a. Grünlandumbruch, enge Fruchtfolgen im Ackerbau, Zunahme an Hackfrüchten (z.B. Mais, Zuckerrübe, Kartoffel) geringer Anteil an Futterleguminosen (Luzerne, Klee gras), Spezialisierung der Betriebe, Strohverkauf oder -verbrennung sowie Einsatz chemisch-synthetisch (mineralischer) Dünger auf Kosten organischer Dünger (s. nachfolgende Übersicht).

Übersicht: Bewirtschaftungsmaßnahmen im Ackerbau, die zu Humusabbau und Humusaufbau beitragen

Faktoren Humusabbau	Faktoren Humusaufbau (die im Biolandbau angewandt werden)
Grünlandumbruch	Erhaltung Grünland
Hoher Viehbestand, Überweidung	Geringerer Viehbestand, Vermeidung von Überweidung
Humusabbauende, enge Fruchtfolgen (hoher Hackfrucht- und Getreideanteil, geringe Kulturartenvielfalt)	Humusaufbauende Fruchtfolgen: Integration von Futter-Leguminosen (erhöhen C-Gehalt auch in tieferen Bodenschichten) Vielfältige Fruchtfolgen
Keine Zwischenfrüchte	Konsequente Integration von Zwischenfruchtanbau und Untersaaten
Schwarzbrache über Winter	Möglichst ganzjährige Bodenbedeckung
Strohverkauf oder Strohverbrennung	Rückführen von Stroh und anderer Erntereste
Einsatz mineralischer Dünger	Einsatz von organischen Düngern (besonders Kompost und Stallmist sind humusmehrend)
Einsatz schwerer Ernte- und Saatmaschinen	Einsatz leichterer Maschinen
Tiefes Pflügen und intensive Bodenbearbeitung	Teilweise oder gänzlicher Verzicht auf Pflügen; verstärkte Anwendung von Direkt- und Mulchsaat

Bodenerosion ist eines der mittel- und langfristigen Hauptprobleme der Intensiv-Landwirtschaft weltweit aber auch in Österreich. Dabei sind die Ackerflächen und Weinbaugebiete hauptsächlich gefährdet. Die Bodenerosion in Europa/Welt stellt sich wie folgt dar:

Fakten zur weltweiten Bodenerosion:

- › Seit dem Jahr 1995 weltweit Verlust von einem Drittel der landw. Böden durch Erosion
- › In Europa (exkl. Russische Föderation) sind 17 % der Landflächen von Erosion betroffen
- › In Europa (exkl. Russische Föderation) 115 Millionen Hektar von Wassererosion betroffen, immerhin ein Achtel der gesamten Landfläche Europas
- › In Europa (exkl. Russische Föderation) Erosion durch Windeinwirkung liegt bei rund 42 Millionen Hektar

Bodenerosion in Österreich:

- › 67 % der österreichischen Flächen gelten als generelles Risikogebiet oder sind Teil eines Wassereinzugsgebietes
- › Rund 25 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen Österreichs (etwa 839.000 Hektar) sind in unterschiedlichem Ausmaß erosionsgefährdet. Etwa 245.000 Hektar weisen mehr als 6 t Bodenabtrag/ha/ Jahr auf; der Bodenverlust durch Winderosion im Marchfeld liegt beispielsweise bei 0,5-4 t /ha/Jahr.
- › Besondere Erosionsgefährdung in Weinbaugebieten und Gebieten mit intensiver ackerbaulicher Tätigkeit: Niederösterreich (insbes. Löss-Böden), Oberösterreich, Südsteiermark, südliches Burgenland, Teile Kärntens

Folgende Faktoren können die **Aggregatstabilität des Bodens erhöhen** und somit der **Bodenerosion vorbeugen**: Humusaufbau (Steigerung des Humusgehaltes) und damit alle ackerbaulichen Maßnahmen zum Humusaufbau (s. Übersicht oben), Bodenbedeckung über Pflanzenbewuchs und intensiver Durchwurzelung, Anbau von mehrjährigen Kulturen.

Biologisch bewirtschaftete Böden weisen somit entscheidende Vorteile auf, die den Erosionsdruck und damit das Ausmaß an Bodenabtrag maßgeblich mindern:

Vorteile von Bio-Ackerböden im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Ackerböden:

- › Vielfach signifikant höherer Humusgehalt der Bio-Ackerböden
- › Bis zu siebenfach höhere Anzahl an Regenwürmern
- › Doppelt so hohe Wasserinfiltrationsraten (Wasserdurchlässigkeit statt oberflächlichen Abfluss) und damit bei Starkniederschlägen geringere Hochwassergefahr, stärkerer Schutz vor Verschlammung des Oberbodens und geringerer Bodenabtrag durch Wasser
- › durchschnittlich 2,6 % mehr Bodenwassergehalt
- › geringerer Bodenabtrag (Bodenabtrag durch Wasser oder Wind) infolge des höheren Humusgehaltes und einer besseren Bodenstruktur
- › Höhere Wasseraufnahmefähigkeit (Wasserspeicherung), was bei Trockenheit besonders wichtig ist, aber auch bei Starkniederschlägen hilft, dass der Boden mehr Wasser aufnehmen kann.

Einige wissenschaftliche Studien ergeben, dass **mindestens 20 % des durch Erosion mobilisierten organischen C in CO₂ umgewandelt werden**. Für das gesamte weltweite Ackerland (1,5 x 10⁹ ha; FAO 1998) wurde die durch Erosion entstandene CO₂-Emission auf 1,4 Gt/a hochgerechnet, was ca. 10 % der jährlichen CO₂-Zunahme in der Atmosphäre entspricht.

Bodenerosion gefährdet die mittel- und langfristige Ertragsfähigkeit der Böden insbesondere bei Extremwetterereignissen. Biolandbau hat somit gerade im Hinblick auf die Zukunft wichtige Vorteile bei der **nachhaltigen Versorgung mit Nahrungsmitteln**. Dies gilt nicht nur für Europa sondern insbesondere auch für Afrika, Lateinamerika und Asien.

Eine Umstellung von konventionellen Flächen auf biologischen Anbau hat somit höhere Wasserspeicherung und -rückhalt zur Folge - ein Fakt von besondere Bedeutung, da regional aufgrund des Klimawandels vermehrt Dürre sowie erhöhte Niederschlag- und Starkwetterereignisse angenommen werden müssen.

Nicht zu vernachlässigen ist der Zusammenhang zwischen **Bodenabtrag und Gewässerschutz**: Flächen mit erhöhtem Bodenabtrag (und mit hohen Nährstoffgehalten infolge hoher mineralischer Düngung wie sie in der konventionellen Landwirtschaft häufig ist) haben einen erhöhten Eintrag von Stickstoff und Phosphor in die Oberflächengewässer (Eutrophierung) zur Folge. Auch hier haben typische im Biolandbau praktizierte Schutzmaßnahmen (s. Übersicht oben) große ökologische Bedeutung.

Einen wertvollen Beitrag zum Konzept des Biologischen Landbaus stellt der **Wirtschaftsdünger** der Tiere zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit dar, der den Nährstoffkreislauf auf die Flächen (zu Boden und Pflanze) wieder schließt. Eine **flächengebundene**, ökologisch und zugleich oft **artgerecht** orientierte Form der **Tierhaltung** kann auch dazu beitragen, die Treibhausgasemissionen (THGE) tierischer Produkte gering zu halten.

Ein durchschnittlicher Biobetrieb (Mittel über alle Betriebsformen) weist eine geringfügig höhere Tierbesatzdichte pro ha landwirtschaftlicher Nutzfläche auf als der konventionelle durchschnittliche Betrieb. Werden Betriebsformen betrachtet, die einen hohen GVE-Besatz sowie auch entsprechend Bio-Anteile aufweisen so zeigt sich ein differenzierteres Bild: bei Betrieben mit einem Forstanteil von 25-50 % liegen die biologisch bewirtschafteten bei 0,94 und die konventionell bewirtschafteten bei 0,89 GVE/ha, **bei Futterbaubetrieben liegen die Besatzdichten für Biobetrieben niedriger als bei konventionellen Betrieben (1,11 GVE/ha bei Bio gegenüber 1,28 GVE/ha bei konv.)**. Futterbaubetriebe stellen dabei mit 48 % den höchsten Anteil der Betriebe in der Grundgesamtheit dar, deren Fläche einen Anteil von etwa 44 % ausmacht.

Mineralische Stickstoff-Düngemittel sind wichtige Quellen von **Treibhausgas (THG)-Emissionen** aus der Landwirtschaft. Neben den CO₂-Emissionen aufgrund der Herstellung der N-Düngemittel fallen auch hohe direkte und indirekte N₂O-Emissionen durch die Anwendung der N-Dünger (und auch durch erhöhte Nitratauswaschung) an.

Allein durch die Herstellung von mineralischen Stickstoffdüngern fallen folgende CO₂eq-Emissionen/Jahr an:

CO₂eq-Emissionen aufgrund der Herstellung von Stickstoffdüngern:

- › Weltweit 300 und 600 Millionen Tonnen CO₂eq-Emissionen/Jahr aufgrund der Herstellung von Stickstoffdüngern- immerhin 0,6-1,2 % der gesamten weltweiten Treibhausgasemissionen
- › Österreichweit entstehen 907.123 Tonnen CO₂eq-Emissionen/Jahr aufgrund der Herstellung von Stickstoffdüngern (entspricht österreichischem Jahresverbrauch von 120.000 t Stickstoffdünger)

Bei einem Umstieg der österreichischen Landwirtschaft auf **100 % Bio-Landbau** könnte somit **pro Jahr bereits aufgrund des Verzichts auf Mineraldünger fast eine 1 Mio. t CO₂** eingespart werden. Das sind rund 1,2 % der nationalen bzw. 12 % der landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen Österreichs⁷ und entspricht rund 24.600 Äquatorumrundungen mit einem 16-32 Tonnen LKW.

Unberücksichtigt sind bei diesen Werten die **Lachgasemissionen**, die durch die Ausbringung von Stickstoffdüngern (Mineraldünger, Gülle, aber auch Mist) und der zunehmenden Nutztierhaltung entstehen. Rund 48 % der Gesamtemissionen aus dem Sektor Landwirtschaft (wobei hier die Herstellung der Mineraldüngung nicht berücksichtigt ist, diese zählt zum Sektor Industrie) sind N₂O-Emissionen. Bei Stickstoffüberschuss gerät der überschüssige N in die Umwelt: durch Auswaschung als Nitrat ins Grundwasser oder als N₂O in die Atmosphäre oder über Abschwemmung/Bodenerosion in die Oberflächengewässer (Eutrophierung). Im Biolandbau wird **meist mit geringeren Stickstoffmengen gedüngt**, leichtlösliche Mineraldünger (und somit alle Stickstoffdünger) sind im Biolandbau grundsätzlich verboten.

Durch Biolandbau können die durch die Landwirtschaft emittierten **Treibhausgase (CO₂, CH₄, N₂O) um 10 – 35 % (bei Eier und Fleisch bis 50 %) pro kg Produkt vermindert werden**. Auch innerhalb des Bio-Landbaus kann durch Auswahl der Düngemittel die Klimabilanz positiv beeinflusst werden (z.B. Verzicht auf Vinasse und andere leicht lösliche organische Dünger).

Lachgasemissionen biologischer und konventioneller Fruchtfolgen im Vergleich:

- › Durchschnittliche N₂O-Emissionen sind pro ha und Jahr bei einer typischen ökologischen Fruchtfolge **um 20 % geringer**.

In der **Bio-Tierhaltung** wird Soja aus Südamerika nur in sehr geringen Mengen eingesetzt, manche Bio-Marken schreiben zudem zu Recht einen **Verzicht auf Soja aus Südamerika** vor, was **Treibhausgaseinsparungen von 10-50 % pro kg tierisches Produkt** zur Folge hat.

Die weltweiten **Landnutzungsänderungen (= Land Use Change; Zerstörung von Tropenwald und Savannenland)** sind für 15-20 % der gesamten globalen CO₂-Emissionen verantwortlich - das ist mehr (!) als die weltweite Landwirtschaft an CO₂eq verursacht. Österreichische

⁷ Im Jahr 2010 betragen die jährlichen Treibhausgasemissionen Österreichs 86,6 Mio t CO₂eq (Umweltbundesamt 2010a)

konventionelle Landwirte betrifft dies vor allem, da in zugekauften Eiweiß-Futtermitteln große Mengen an Soja aus Brasilien enthalten sind. In Brasilien und Argentinien (Hauptexportländer für südamerikanisches Soja) verdrängen die Soja-Monokulturen die Primärvegetation (Tropenwald, Savanne) oder die Weideflächen (die ihrerseits vorher Tropenwälder oder Savannen waren), was wie erwähnt mit einer enormen Emission an CO₂ verbunden ist.

In Österreich selbst treten Landnutzungsänderungen bislang in geringem Ausmaß auf. Aber auch hier sind negative Folgen auf die Klimabilanz zu erwarten, wenn das Grünlandumbruchverbot im kommenden EU-Umweltprogramm ab dem Jahr 2013 fallen sollte. Auch gegenwärtig führen Überweidung oder Grünlandumbruch (in kleinem Maßstab) zu THG-Emissionen.

„**Nachhaltige Intensivierung**“, wie sie in der öffentliche Klimadebatte im Bereich der konventionellen Landwirtschaft mehr und mehr propagiert wird, führt weg von einer flächengebundenen Tierhaltung mit gravierenden ökologischen Folgen. Denn die Kompensation von Grünfütter durch Getreide und Eiweißfuttermittel hat große CO₂-Emissionen im Ackerbau zur Folge haben, die bislang meist ignoriert oder zuwenig weitreichend in den Klimabilanzen berücksichtigt wurden. Denn durch zunehmende Nachfrage an Kraffuttermittel kommt es insbesondere außerhalb Mitteleuropas zu **Landnutzungsänderungen (Land Use Change: Gewinnung von Ackerland durch Zerstörung von ökologisch hoch bedeutsamen Tropenwald-, Savannen- und Grünlandflächen)**, was wie erwähnt u.a. **enorme CO₂-Emissionen** mit sich bringt. Zudem wird in der Milchviehhaltung durch derartige Intensivierung der Wiederkäuer zum **Nahrungskonkurrenten** des Menschen mit allen negativen ökologischen und sozialen Folgen. Dies wird angesichts zunehmender Weltbevölkerung, Klimawandel und zunehmender Gefahr von Missernten und Hungersnöte weiter an Brisanz gewinnen. Der „**potentielle Land Use Change**“ durch zukünftig weiter gesteigerte Nachfrage nach Kraffuttermitteln - gerade infolge der konventionellen nicht flächengebundenen Tierhaltung - ist noch gar nicht absehbar.

Zudem hat die heimische Grünland-basierte (Bio-)Rinderhaltung im internationalen Vergleich zumeist auch bei anderen Umweltindikatoren Vorteile. Dies gilt insbesondere für die Schonung der Wasserressourcen (Wasserqualität) und die biologische Vielfalt ("Biodiversität").

Insgesamt schneidet die **Klimabilanz biologisch produzierter Lebensmittel** positiver ab als jene von vergleichbaren Produkten aus konventioneller Produktion. Ergebnisse einer umfangreichen Studie des FiBL Österreich illustrieren dies für eine Biopremium-Linie. Folgende CO₂eq-Einsparungen der Bioprodukte im Vergleich zu einem vergleichbaren konventionellem Produkt wurden berechnet (jeweils pro kg Produkt):

CO₂-eq-Einsparungen der Bioprodukte:

- › Bio-Milchprodukte: 10 bis 21 % weniger CO₂eq/kg Milch bzw. Milchprodukt
- › Bio-Weizenbrot: 23 bis 26 % weniger CO₂eq/kg Brot
- › Andere Bio-Brote und Gebäck: 17 bis 45 % weniger CO₂eq/kg Brot beziehungsweise Gebäck
- › Bio-Freiland-Gemüse: 10 bis 35 % weniger CO₂eq/kg Gemüse
- › Bio- Geflügelfleisch und Eier: 50 % weniger CO₂eq/kg Fleisch bzw. Eier

Zusammengefasst haben Bio-Lebensmittel u.a. aufgrund folgender Faktoren einen kleineren CO₂-Rucksack als vergleichbare konventionelle:

Die Klimabilanz von Lebensmitteln positiv beeinflussende Faktoren:

- › CO₂-Bindung durch höheren Humusgehalt in Bio-Ackerböden (humusaufbauende Fruchtfolgen, konsequente Rückführung von Ernteresten, organische Düngung insbes. mit Kompost und Stallmist)

- › Höhere Aggregatstabilität, geringer Bodenerosion und Verschlämmung in Bio-Böden
- › Geringere N₂O-Emissionen durch Verzicht auf leichtlösliche Mineraldünger und geringeres N-Niveau im Boden (infolge geringerer Intensität)
- › Vermeidung von Sojaimporten aus Südamerika, erhöhter Einsatz einheimischer Eiweiß-Futtermittel
- › Stallsysteme mit Einstreu (v.a. Lagerung von Gülle verursacht relativ hohe Treibhausgasemissionen)
- › Einsatz von Kompost v.a. im Gemüsebau (Kompost hat die geringsten N₂O-Emissionen aller N-haltigen Dünger)

Aufgrund des Klimawandels ist weltweit und auch in Österreich mit klimatischen Änderungen zu rechnen. Folgende Auswirkungen des Klimawandels werden Österreich und die landwirtschaftliche Produktion voraussichtlich betreffen:

- › Hitzewellen werden in Zukunft häufiger
- › Dürreperioden werden in Süd- und Zentraleuropa im Sommer zunehmen
- › Starkniederschläge werden generell, aber speziell im Winter zunehmen
- › Sturmhäufigkeit nimmt möglicherweise zu

Biologisch bewirtschaftete Böden können sich infolge des **Humusaufbaus** und **Erosionsmindernder** Effekte besser an klimawandelbedingte Extremwetterereignisse anpassen:

- › zunehmende Hitze-/Trockenperioden besser abpuffern
- › helfen Hochwasserereignisse zu reduzieren
- › die mit Starkniederschlägen verbundenen Bodenverschlämmungen und den Bodenabtrag reduzieren.

Biolandbau ist in Summe eine bedeutsame Strategie, Treibhausgasemissionen im Bereich Landwirtschaft zu reduzieren. Biologisch bewirtschaftete Böden ermöglichen zudem eine bessere Anpassung an die absehbaren Folgen des gegenwärtigen Klimawandels (häufigere Hitzewellen, Dürreperioden und Starkniederschläge).

8. Literatur

- Amonette, J.E. und Joseph, S. (2009): Characteristics of Biochar: Microchemical Properties. In: Biochar for Environmental Management: Science and Technology (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), S. 33-52. Earthscan Publishers, Dunstan House, London, UK.
- Anderl, M., Freudenschuß, A., Köther, T., Kuschel, V., Muik, B., Pazdernik, K., Poupa, S., Schodl, B., Schwaiger, E., Seuss, K., Weiss, P., Wieser, M., Zethner, G. (2009): Austria's National Inventory, Report 2009. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Umweltbundesamt GmbH, Wien.
- Anderl, M., Freudenschuß, A., Friedrich, A., Köther, T., Kriech, M., Kuschel, V., Muik, B., Pazdernik, K., Poupa, S., Schodl B., Stranner, G., Schwaiger, E., Seuss, K., Weiss, P., Wieser, M., Zethner, G. (2010): Austria's National Inventory, Report 2010. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Umweltbundesamt GmbH, Wien.
- Auer, I., Böhm, R. (1994): A search for greenhouse signal using daytime and nighttime temperature series. In: Climate Variations in Europe. Hrsg. Heino, R. Publ. Acad. Of Finland, 3/94, 141-151. Zitiert nach: Formayer, J.H., Eitzinger, J., Nefzer, H., Simic, S., Kromp-Kolb, H. (2001): Auswirkungen einer Klimaveränderung in Österreich. Was aus bisherigen Untersuchungen ableitbar ist. Institut für Meteorologie und Physik, Universität für Bodenkultur Wien.
- Auer, I., Böhm, R., Schöner, W. (2001): Austrian Long-Term Climate- Multiple Instrumental Climate Series from Central Europe. Österr. Beitr. Zu Meteorologie und Geophysik, Heft 25. Zitiert nach: Formayer, J.H., Eitzinger, J., Nefzer, H., Simic, S., Kromp-Kolb, H. (2001): Auswirkungen einer Klimaveränderung in Österreich. Was aus bisherigen Untersuchungen ableitbar ist. Institut für Meteorologie und Physik, Universität für Bodenkultur Wien.
- AWI (2008): Landwirtschaftliche Produktionsgebiete. Bearbeitung und Darstellung Klaus Wagner. Bundesanstalt für Agrarwirtschaft (Federal Institute of Agricultural Economics), Wien. URL: <http://www.agraroekonomik.at/fileadmin/raumgliederungen/Produktionsgebiete.htm>
- Azeeza, A.M., Meierb, D., Odermattc, J. (2011): Temperature dependence of fast pyrolysis volatile products from European and African biomasses. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 90: 81–92.
- Badgley, C., Moghtader, J., Quintero, E., Zakem, E., Jahi Chappell, M., Avilés-Vázquez, K., Samulon, A. and Perfecto, I. (2007): Organic agriculture and the global food supply. Renewable Agriculture and Food Systems, 22 (2): 86-108.
- Beesley L., Moreno-Jimenez E., Gomez-Eyles J.L. (2010): Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. Environ. Pollut. 158: 2282–2287.
- Berhe, A.A., Harte, J., Harden, J.W., Torn, M.S. (2006): The significance of the erosion-induced terrestrial carbon sink. Lawrence Berkeley National Laboratory.

- Blackwell, P., Riethmuller, G., Collins, M. (2009): Biochar Application to Soil. In: Biochar for Environmental Management: Science and Technology (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), S. 208-226. Earthscan Publishers, Dunstan House, London, UK.
- BMELV (Deutsches Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2008): BMELV-Bericht 2008 zum Klimaschutz im Bereich Land- und Forstwirtschaft. Online: <http://www.bmelv.de/SharedDocs/Standardartikel/Landwirtschaft/Klima-und-Umwelt/Klimaschutz/BerichtKlimaschutz.html>, 20.12.2010.
- BMLFUW (2010): Grüner Bericht 2010. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW, BFW (2011): Humusgehalte Böden Österreich. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft. URL: http://gis.lebensministerium.at/eBOD/frames/index.php?&146=true&gui_id=eBOD
- Boardman, J., Poesen, J. (2006): Soil Erosion in Europe: Major Processes, Causes and Consequences. In: Soil Erosion in Europe (Eds.: J.Boardman, J.Poesen), John Wiley, London, New York, 479-487.
- Bohner, A. (2005): Der Boden- Die Basis im Grünland. Landwirtschaftliche Blätter- Pflanzenbau. 17. März: S. 4-5.
- Bohner, A., Öhlinger, R., Tomanova, O. (2006): Auswirkungen der Grünlandbewirtschaftung und Flächenstilllegung auf Vegetation, Boden, mikrobielle Biomasse und Futterqualität. Die Bodenkultur, 57 (1): 33-45.
- Boron S. (2006): Building resilience for an unpredictable future: how organic agriculture can help farmers adapt to climate change. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Brown, R. (2009): Biochar Production Technology. In: Biochar for Environmental Management: Science and Technology (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), S. 127-146. Earthscan Publishers, Dunstan House, London, UK.
- Brownsort, P. (2009): Biomass Pyrolysis Processes: Performance Parameters and their Influence on Biochar System Benefits. MSc thesis, University of Edinburgh.
- Bruun, E.W., Hauggaard-Nielsen, H., Ibrahim, N., Egsgaard, H., Ambus, P., Jensen, P.A., Dam-Johansen, K. (2011): Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil. Biomass and Bioenergy 35: 1182-1189.
- Bühler, L., Schmidt, H. (2010a): Biokohle in Entwicklungsländern www.ithaka-journal.net, 1 | 2010, S. 284–287, ISSN 1663-0521.
- Bühler, L., Schmidt, H. (2010b): Kochen mit Bioabfällen und dabei Kohle produzieren von Lukas Bühler und Hans-Peter Schmidt, www.ithaka-journal.net, 1 | 2010, S. 288–291 ISSN 1663-0521.
- Capriel, P. (2010): Humusversorgung der Ackerböden. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz, Freising. http://www.lfl.bayern.de/iab/bodenbearbeitung/13479/linkurl_0_3.pdf
- Capriel, P., Seiffert, D. (2009): 20- Jahre Boden- Dauerbeobachtung in Bayern, Teil 3: Entwicklung der Humusgehalte zwischen 1986-2007. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft. http://www.lfl.bayern.de/publikationen/daten/schriftenreihe/p_36603.pdf

- Cederberg, C., Persson, U.M., Neovius, K., Molander, S., Clift, R., (2011): Including Carbon Emissions from Deforestation in the Carbon Footprint of Brazilian Beef. *Environmental Science & Technology* 45 (5), 1773-1779.
- Cerdan, O., Govers, G., Le Bissonnais, Y., Van Oost, K., Poesen, J., Saby, N., Gobin, A., Vacca, A., Quinton, J., Auerswald, K., Klik, A., Kwaad, F.J.P.M., Raclot, D., Ionita, I., Rejman, J., Rousseva, S., Muxart, T., Roxo, M.J., Dostal, T. (2010): Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122: 167-177.
- Chan, Y.K., Xu, Z.: (2009): Biochar: Nutrient properties and their enhancement. In *Biochar for Environmental Management Science and Technology* (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), S 67-84. Earthscan Publishers, Dunstan House, London, UK.
- Dachler, M. und Köchl, A. (2003): Der Einfluss von Fruchtfolge, Vorfrucht, Stickstoffdüngung und Einarbeitung der Ernterückstände auf Ertrag und Rohproteingehalt von Winterweizen und nachfolgender Sommergerste. *Die Bodenkultur*, 54 (1) 2003, p.23—34. IN: Freudenschuß A., Sedy K., Zethner, G., Spiegel H. (2010): *Arbeiten zur Evaluierung von ÖPUL-Massnahmen hinsichtlich ihrer Klimawirksamkeit*. REP-0290. Wien, 2010. ISBN: 978-3-99004-091-1.
- Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., Pengue W.A., (2008): LCA of Soybean Meal. *International Journal of LCA*, 13 (3), 240–254.
- Dersch, G., Böhm, K. (1997): Anteil der Landwirtschaft an der Emission klimarelevanter Spurengase in Österreich. *Die Bodenkultur*, 48 (2): 115-129.
- Denman, K.L., Brasseur, , Chidhaisong, A., Ciais, P., Cox, P.M., Dickinson, R.E., Hauglustaine, D., Heinze, C., Holland, E., Jacob, D., Lohmann, U., Ramachandran, S., da Silva Dias, P.L., Wofsy, S.C., Zhang, X. (2007): Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry, In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of the Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)] Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.
- Diepeningen, A.D., de Vos, O.J., Korthals, G.W., van Bruggen, A.H.C. (2006): Effects of organic versus conventional management on chemical and biological parameters in agricultural soils. *Applied Soil Ecology* 31: 120-135.
- Diez, T., Bihler, E., Krauss, M. (1991): Auswirkungen abgestufter Intensitäten im Pflanzenbau auf Lebensgemeinschaften des Ackers, Bodenfruchtbarkeit und Ertrag. IV. Auswirkungen abgestufter Pflanzenbauintensitäten auf Bodenkennwerte und Nährstoffbilanz. *Bayer. Landw. Jahrbuch*, 68 (3): 354-361.
- Downie, A., Crosky, A., Munroe, P. (2009): Pysikal Properties of Biochar. In: *Biochar for Environmental Management: Science and Technology* (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), S. 13-32. Earthscan Publishers, Dunstan House, London, UK.
- Dunst, G. (2011): *Humusaufbau - Chance für Landwirtschaft und Klima*. Verein Ökoregion Kaindorf. ISBN/EAN:978-3-9503088-0-8.
- EEA (2003): *Technical report, Assessment and reporting on soil erosion. Background and workshop report*. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA (European Environment Agency) (2008): *Land cover changes 1990-2000*. [Online] <http://dataservice.eea.europa.eu/dataservice/viewdata/viewpvt.asp> [8. Oktober 2008].

- El Hage Scialabba, N., Müller- Lindenlauf, M. (2010): Organic agriculture and climate change. *Renewable Agriculture and Food Systems* 25(2): 158-169.
- Erhart, E., Hartl, W. (2009a): Der Versuch „STIKO“. Kurzfassung der wichtigsten Forschungsergebnisse. *Bio Forschung Austria*, Wien.
- Erhart, E., Hartl, W. (2009b): Soil Protection Through Organic Farming: A Review. IN: *Organic Farming, Pest Control and Remediation of Soil Pollutants. Sustainable Agriculture Reviews 1*, Springer Science and Business Media B.V., Hrsg. E. Lichtfouse.
- Eswaran, H.E., Van den Berg, E., Reich, P. (1993): Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal* 57:192–194.
- EU Kommission (2006): „Thematic strategy for soil protection“. Communication from the commission to the council, the European parliament, the European economic and social committee and the committee of the regions. COM 231 final.
- EU Kommission (2009): Sustainable Agriculture and Soil Conservation (the SoCo project). <http://soco.jrc.ec.europa.eu/documents/DEFactSheet-02.pdf>.
- Europäische Union (2005-2011): Luca Montarella: Boden als Schnittstelle zwischen Landwirtschaft und Umwelt. URL: http://ec.europa.eu/agriculture/envir/report/de/inter_de/report.htm#tab2
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2010): Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector, A Life Cycle Assessment. Rome, Italy.
- Fehrenbach, H., Giegrich, J., Reinhardt, G., Schmitz, J., Sayer, U., Gretz, M., et al. (2008): Criteria for a Sustainable Use of Bioenergy on a Global Scale: Report on Behalf of the German Federal Environment Agency. Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg.
- Flessa, H., Ruser, R., Doersch, R., Kamp, T., Jimenez, M.A (2002): Integrated evaluation of greenhouse gas emissions from two farming systems in southern Germany: special consideration of soil N₂O emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 91:175-189.
- Fließbach, A., Oberholzer, H.-R., Gunst, L., Mäder, P. (2007): Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **118**, 273-284.
- Formayer, J.H., Eitzinger, J., Nefzer, H., Simic, S., Kromp-Kolb, H. (2001): Auswirkungen einer Klimaveränderung in Österreich. Was aus bisherigen Untersuchungen ableitbar ist. Institut für Meteorologie und Physik, Universität für Bodenkultur Wien.
- Freyer, B., Dorninger, M. (2008): Bio-Landwirtschaft und Klimaschutz in Österreich: Aktuelle Leistungen und zukünftige Potentiale der Ökologischen Landwirtschaft für den Klimaschutz in Österreich. Institut für Ökologischen Landbau, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Freyer, B., Surböck, A., Heinzinger, M., Friedel, J.K., Schauppenlehner, Th., (Hrsg., 2010): ÖPUL-Evaluierung LE07-13: Bewertung des viehlosen biologischen Ackerbaus und seiner agrarökologischen Leistungen im österreichischen Trockengebiet (Zwischenbericht). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) Wien.
- Fritsche, U. R.; Eberle, U.; Wiegmann, K.; Schmidt, K. (2007): Treibhausgasemissionen durch Erzeugung und Verarbeitung von Lebensmitteln.

<http://www.oekoinstitut.de/publikationen/forschungsberichte/studien/dok/657.php?id=&anzeige=det&ITitel1=&IAutor1=&ISchlagw1=&sortieren=&dokid=32>.

- Freudenschuß A., Sedy K., Zethner, G., Spiegel H. (2010): Arbeiten zur Evaluierung von ÖPUL-Massnahmen hinsichtlich ihrer Klimawirksamkeit. REP-0290. Wien, 2010. ISBN: 978-3-99004-091-1.
- Garnett, T., (2009): Livestock-related greenhouse gas emissions: impacts and options for policy makers. *Environmental Science and Policy* 12, 491–503.
- Gaiser, T., Stahr, K., Billen, N., Abdel-Razek Mohammad, M. (2008): Modelling carbon sequestration under zero tillage at the regional scale. I. The effect of soil erosion. *Ecological Modelling* 218: 110-120.
- Gerber, H. (2010): Biomassepyrolyse mit PYREG-Reaktor. *Journal für Terroirwein und Biodiversität*, 2010, ISSN 1663-0521.
- Ghosh, U., Luthy, R.G., Cornelissen, G., Werner, D., Menzie, C.A. (2011): In-situ Sorbent Amendments: A New Direction in Contaminated Sediment Management. *Environ. Sci. Technol.* 45: 1163–1168.
- Girsch, L., Oberforster, M., Flamm, C., Dersch, G., Weinhappel, M., Felder, H., 2007: Beobachtungen zum Klimawandel auf Basis von landwirtschaftlichen Produktionsgrundlagen. Präsentation zu Workshop „Klimawandel in Österreich – Vorbereitungen für eine nationale Anpassungsstrategie“, BMLFUW, 27.09.2007.
- Gisi, U. (1990): *Bodenökologie*, Georg Thieme Verlag Stuttgart, New York, S.180-233.
- Glaser, B. (2010): Biokohle in Böden: CO₂-Senke und Bodenverbesserung. 6. Marktredwitzer Bodenschutztag. *Bodenschutz in Europa – Ziele und Umsetzung*. ISSN 1439-0175.
- Glaser, B., Balashov, E., Haumaier, L., Guggenberger, G., Zech, W., (2000): Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. *Organic Geochemistry* 31(7-8): 669-678.
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G. and Zech, W. (2001): The Terra Preta phenomenon: A model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften*. 88: 37-41.
- Haas, G. & Köpke, U. (1994): Vergleich der Klimarelevanz Ökologischer und Konventioneller Landbewirtschaftung. Studie (H) im Auftrag der Enquetekommission des Deutschen Bundestages Schutz der Erdatmosphäre. D-Karlsruhe, Economica Verlag.
- Hammes, K., Schmidt, M.W.I. (2009): Changes of Biochar in Soil. In: *Biochar for Environmental Management: Science and Technology* (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), S. 169-181. Earthscan Publishers, Dunstan House, London, UK.
- Hammes, K., Torn, M.S., Lapenas, A.G., Schmidt, M.W.I. (2008): Centennial black carbon turnover observed in a Russian steppe soil. *Biogeosci. Disc.* 5: 661–683.
- Harrison, J.R. (2003): *The Carbon Cycle: What Goes Around Comes Around*. Visionlearning Vol. EAS-2 (3).
- Hartmann, K., Lilienthal, H., Abu-Hashim, M., Al-Hassoun, R., Eis, Y., Stöven, K., Schnug, E. (2009): Vergleichende Untersuchungen der Infiltrationsrate von konventionell und ökologisch bewirtschafteten Böden. Eine Fallstudie aus dem Main-Tauber Kreis, Baden-Württemberg. Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, Braunschweig. URL:

http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/file/presse/Infiltration_Brehmen_Abschlussbericht.pdf

- Hölzl (2009): Nährstoffversorgung der Oö. Acker- und Grünlandflächen. Landwirtschaftskammer Oberösterreich. URL: <http://www.heffterhof.at/sites/fileadmin/pdf/umweltg/10112009/Bodenuntersuchung.pdf>
- Hörtenhuber, S., (2010a): CO₂eq-Bilanzierung, Wasserbilanzierung und Biodiversitätsbewertung in der Milchwirtschaft. Präsentationsunterlagen/Skriptum zu Gastreferaten in den Vorlesungen „Produktionssysteme und Atmosphärenbelastung“, 21.05. 2010, und „Nachhaltigkeit tierischer Produktionssysteme“, 18.11. 2010. Universität für Bodenkultur Wien.
- Hörtenhuber, S., (2010b): CO₂-Bilanzen von Standardrezepturen in der Schweinemast. Interner (unveröffentlichter) Bericht an Auftraggeber Fa. Schaumann Österreich. Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Nutztierwissenschaften.
- Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Amon, B., Markut, T., Kirner, L., Zollitsch, W. (2010a): Greenhouse gas emissions from selected Austrian dairy production systems: model calculations considering the effects of land use change. *Renewable Agriculture and Food Systems* 25: 316–329.
- Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Zollitsch, W., Markut, T. (2010b): Bio-Tiere schonen unser Klima. *Klimaschutz und Tierhaltung. Bio Austria-Zeitung*, 2 / 2010, 20-21.
- Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Zollitsch, W. (2010c): Treibhausgasemissionen in der Milcherzeugung – Systembewertung und Minderungsstrategien. In: Reinhard Geßl, Freiland Verband, 17. FREILAND-Tagung Von Herausforderungen zu Lösungsansätzen - Wege zu einer zukunftsfähigen Tierhaltung. ISBN: 978-3-9502843-1-7. 24-29.
- Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Zollitsch, W. (2010d): Treibhausgasemissionen in der Milcherzeugung: Systembewertung und Minderungsstrategien. Tagungsbeitrag Freiland Tagung, 23.September 2010, Wien.
- Hörtenhuber, S., et al. (2011a): Land Use and Land Use Change in Life Cycle Assessments and Carbon Footprints (working title). IN PREPARATION FOR SUBMISSION.
- Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Zollitsch, W., (2011b): Reduction of greenhouse gas emissions from feed supply chains by utilizing regionally produced protein sources – the case of Austrian dairy production. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 91: 1118-1127.
- Hörtenhuber, S., Zollitsch, W., (2009): Treibhausgasemissionen aus der Milchviehhaltung - Zur Bedeutung der Systemgrenzen., In: M. Velik, M. Urdl, L. Gruber (Eds.), 36. Viehwirtschaftliche Fachtagung, 16.-17. April 2009. *Milchmarkt, Bestandesbetreuung, Mineralstoffversorgung, Forschungsergebnisse LFZ, Mutterkuhhaltung, Weidehaltung von Milchkühen*, ISSN 1818-7722. 137-144.
- Hörtenhuber, S., Zollitsch, W., (2011a): Wie sieht es mit den Treibhausgasen in der Landwirtschaft aus? In: Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein. *Unternehmen Landwirtschaft 2020, Wintertagung 2011, Aigen/Ennstal*, 17.-18. Februar 2011. ISBN: 978-3-902559-55-527-28. 27-28.
- Hörtenhuber, S., Zollitsch, W., 2011b: Wie sieht es mit den Treibhausgasen in der Landwirtschaft aus? Präsentationsfolien zum Vortrag. *Unternehmen Landwirtschaft 2020, Wintertagung 2011, Aigen/Ennstal*, 18. Februar 2011. URL: <http://www.raumberg->

gumpenstein.at/c/index.php?option=com_content&view=article&id=1706%3A17-wintertagung-17-1822011&catid=158%3Averanstaltungen&Itemid=100139&lang=en

- Hülsbergen, K.-J., Küstermann, B. (2008): Optimierung der Kohlenstoffkreisläufe in Öko-Betrieben. *Ökologie & Landbau* 145, S. 20-22.
- Hülsbergen, K.-J., Schmidt, H. (2010): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. *KTBL-Schrift* 483: 229-483.
- Idel, A. (2010): Die Kuh ist kein Klimakiller! Wie die Agrarindustrie die Erde verwüstet und was wir dagegen tun können. Schweisfurth-Stiftung (Hrsg.). Metropolis Verlag, Marburg.
- Institut für angewandte Ökologie e.V. (2010): GEMIS v4.4 - Globales-Emissions-Modell-integrierter-Systeme, Darmstadt.
- IPCC (2006) Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- IPCC (2007a) Climate Change 2007. IPCC Fourth Assessment Report. The Physical Science Basis. www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg1.htm
- IPCC (2007b): Synthesis report. In O.r.D. Metz, P.R., Bosch, R.D., Meyer, L.A. (eds.). Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jacinthe, P.A., Lal, R. (2001): A mass balance approach to assess carbon dioxide evolution during erosional events. *Land degradation and development*, 12: 329-339.
- Johnson, E., (2009): Goodbye to carbon neutral: getting biomass footprints right. *Environmental Impact Assessment Review*, 29: 165–168.
- Kainz, M., Siebrecht, N., Reents, H.J. (2009): Wirkungen des Ökologischen Landbaus auf Bodenerosion. IN: Werte-Wege-Wirkungen: Biolandbau im Spannungsfeld zwischen Ernährungssicherung, Markt und Klimawandel. Beiträge zur 10. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau Zürich, 11.-13. Februar 2009, Band 1: 53-56.
- Klik, A., und Garcia-Meca, M.I. (2010): Auswirkungen unterschiedlicher Düngungsvarianten sowie Gehölzstrukturen auf den Bodenwasserhaushalt im biologischen Landbau. Teilprojekt 3: Bodenwasserhaushalt und Erosion. In Freyer et al. (Hrsg. 2010): ÖPUL-Evaluierung LE07-13. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) Wien.
- Karhua, K., Mattilab, T., Bergströma, I., Regina, K. (2011): Biochar addition to agricultural soil increased CH₄ uptake and water holding capacity – Results from a short-term pilot field study. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140: 309–313.
- Kasper, M., Freyer, B., Amon, B., Hülsbergen, K.J., Schmid, H., Friedel, J.K. (2011): Modellberechnungen für treibhausgasrelevante Emissionen und Senken in landwirtschaftlichen Betrieben Ost- Österreichs. 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Beitrag archiviert unter <http://orgprints.org/view/projects/int-conf-2011-wita.html>
- Kim, J.-S., Sparovek, G., Longo, R. M., De Melo, W. J., Crowley D. (2007): Bacterial diversity of terra preta and pristine forest soil from the Western Amazon. *Soil Biol. Biochem.*, 39: 684–690, doi:10.1016/j.soilbio.2006.08.010.
- Klik, A., Trümper, G., Baatar, U., Strohmeier, S., Liebhard, P., Deim, F., Moitzi, G., Schüller, M., Rampazzo, N., Mentler, A., Rampazzo-Todorovic, G., Brauner, E., Blum, W., Köllensperger, G, Hann, S., Breuer, G., Stürmer, B., Frank, S., Blatt, J., Rosner, J., Zwatz-

- Walter, E., Bruckner, R., Gruber, J., Spieß, R., Sanitzer, H., Haile, T.M., Selim, S., Grillitsch, B., Altmann, D., Guseck, C., Bursch, W. und M. Fürhacker. 2010. Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf Kohlenstoffdynamik, CO₂-Emissionen und das Verhalten von Glyphosat und AMPA im Boden. Abschlussbericht. Forschungsprojektnr.: 100069, GZ BMLFUW-LE.1.3.2/0130- II/1/2006, im Auftrag des BMLFUW in Kooperation mit den Bundesländern Niederösterreich und Steiermark. 299 S.
- Kool, A., Blonk, H., Ponsioen, T., Sukkel, W., Vermeer, H., Vries, J. De, Hoste R., (2009): Carbon Footprints of conventional and organic pork: Assessment of typical production systems in the Netherlands, Denmark, England and Germany. Blonk Milieu Advies BV, Gouda, Niederlande.
- Krull, E.S., Baldock, J.A., Skjemstad, J.O., Smernik, R.J. (2009): Characteristics of Biochar: Organo-chemical Properties. In: Biochar for Environmental Management: Science and Technology (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), p. 53-66. Earthscan Publishers, Dunstan House, London, UK.
- KTBL (2009): Fachgespräch „Klimawandel und Ökolandbau“. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.
- Küstermann, B., Kainz, M., Hülsbergen- K.-J. (2008): Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management: Agriculture, Ecosystems and Environment, 135: 70-80.
- Lal, R. (2003): Soil erosion and the global carbon budget. Environment International, 29: 437-450.
- Lal, R. (2004): Carbon emission from farm operations. Environmental International, 30: 981-990.
- Lal, R. (2005): Soil erosion and carbon dynamics. Soil and Tillage Research, 81: 137-142.
- Lebensministerium (2010): Evaluierungsbericht 2010- Halbzeitbewertung des Österreichischen Programms für die Entwicklung des ländlichen Raums.
- Lehmann, J. und Joseph, S. (2009): Biochar for Environmental Management: An Introduction. In: Biochar for Environmental Management: Science and Technology (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), S. 1-12. Earthscan Publishers, Dunstan House, London, UK.
- Lehmann, J., Czimczik, C., Laird, D., Sohi, S. (2009): Stability of Biochar in the Soil. In: Biochar for Environmental Management: Science and Technology (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), S. 183-205. Earthscan Publishers, Dunstan House, London, UK.
- Lehmann, J., da Silva, J.P., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., Glaser, B. (2003b): Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments. Plant and Soil, 249: 343-357.
- Lehmann, J., Kern, D.C., Glaser, B., Woods, W.I. (2003a): Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management. Kluwer Academic Publisher, The Netherlands.
- Leip, A., Weiss, F., Wassenaar, T., Perez, I., Fellmann, T., Loudjani, P., Tubiello, F., Grandgirard, D., Monni, S., Biala, K., (2010): Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) – final report. European Commission, Joint Research Centre.
- Liebhart, P. (1993): Einfluss der Primärbodenbearbeitung auf Textur und organische Substanz von Ackerböden im oberösterreichischen Zentralraum (Teil 1). Die Bodenkultur 1993.

- Liebhard, P., Wagenristl, H., Bodner, G., Glauning, J., Kaul, H-P. (2004): Einfluss unterschiedlicher Bodennutzungssysteme auf den Bodenwasserhaushalt und das Ertragsverhalten im semiariden Produktionsgebiet Österreichs. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.*, 16.
- Liebig, J. (1878): *Chemische Briefe* S. 452. C.F. Winter'sche Verlagshandlung Leipzig und Heidelberg.
- Liesch, A.M., Weyer, S.L., Gaskin, J.W., Das, K.C. (2010): Impact of Two Different Biochars on Earthworm Growth and Survival. *Annals of Environmental Science*, 4: 1-9.
- Lindenthal, T. (2009): Klimarelevanz von Lebensmitteln - Was kann der Biobetrieb tun? Online verfügbar unter: <http://www.fibl.org/de/oesterreich/schwerpunkte-at/klimaschutz.html>
- Lindenthal, T., Geßl, R., Markut, T., Hörtenhuber, S., Rudolph, G., Hanz, K., Meindl, P., Pelikan, I. (2009): Entwicklung eines Marketingkonzeptes für Bioprodukte im Vergleich zu anderen Produkten hinsichtlich deren Beitrag zum Klimaschutz. Informations- und Absatzmaßnahmen des Freiland Verbandes, Endbericht, BMLFUW, Wien.
- Lindenthal, T., Markut, T., Hörtenhuber, S., Rudolph, G., Hanz, K. (2010a): Klimabilanz von Ökoprodukten - Klimavorteile erneut nachgewiesen. *Ökologie und Landbau*, 153, (1): 51-53.
- Lindenthal, T., Markut, T., Hörtenhuber, S., Rudolph, G., Hanz, K. (2010b): Warum Bio dem Klima gut tut. Klimavorteile von Lebensmittel aus Biologischem Landbau, *Bio Austria-Zeitung 2 / 2010*: 18-19.
- Lindenthal, T., Markut, T., Hörtenhuber, S., Theurl, M., Rudolph, G., (2010c): Greenhouse Gas Emissions of Organic and Conventional Foodstuffs in Austria. In: *Proceedings of the International Conference on LCA in the Agri-Food*, Bari, Italy, 22 to 24 September 2010. *Proceeding, Vol (1)*, pp 319-324.
- Lopez-Fernandez, S., Diez, J. A., Hernaiz, P., Arce, A., Garcia-Torres, L., Vallejo, A. (2007): Effects of fertiliser type and the presence or absence of plants on nitrous oxide emissions from irrigated soils. *J. Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 78: 279-289.
- Mabit, L., Klik, A., Benmansour, M., Toloza, A., Geisler, A., Gerstmann, U.C. (2009): Assessment of erosion and deposition rates within an Austrian agricultural watershed by combining ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ and conventional measurements. *Geoderma*, 150: 231-239.
- Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P. und Niggli, U. (2002): Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 296: 1694-1697.
- Marland, G., (2010): Accounting for Carbon Dioxide Emissions from Bioenergy Systems. *Journal of Industrial Ecology*, 14: 866-869.
- Marriott, E.E. and Wander, M.M. (2006) Total and Labile Soil Organic Matter in Organic and Conventional Farming Systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70: 950-959.
- Merino, A., Pérez-Batallon, P., Macias, F. (2004): Responses of soil organic matter and greenhouse gas fluxes to soil management and land use changes in a humid temperate region of southern Europe. *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 917-925.
- Müller-Lindenlauf, M. (2009): Organic Agriculture and Carbon Sequestration, Possibilities and constraints for the consideration of organic agriculture within carbon accounting systems. *Natural Resources Management and Environment Department. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)*, Rom.

- Niggli, C., Schmidt, H. (2010): Biokohleversuche in Kleingärten - Erste Ergebnisse. 1 | 2010, S. 327–333, www.ithaka-journal.net, ISN 1663-0521.
- Niggli, U. (2007): Mythos „Bio“- Kommentare zum gleichnamigen Artikel von Michael Miersch in der Wochenzeitung „Die Weltwoche“ vom 20. September 2007. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Frick.
- Niggli, U., Earley, J. and Ogorzalek, K (2007): Organic agriculture and food supply stability. Ecological and environmental stability of the food supply. Proceedings of the International Conference on Organic Agriculture and Food Security. FAO, Rom. [ftp://ftp.fao.org/paia/organicag/ofs/Niggli.pdf](http://ftp.fao.org/paia/organicag/ofs/Niggli.pdf)
- Niggli, U., Fließbach, A., Hepperly, P., Scialabba, N. (2009): Low greenhouse gas agriculture: Mitigation and adaption potential of sustainable farming systems. Rev.2/2009. Food and Agriculture Organization (FAO), Rom.
- Noguera, D., Rondón M., Laossi K.R., Hoyos, V., Lavelle P., Carvalho, M.H.C., Barot, (2010): Contrasted effect of biochar and earthworms on rice growth and resource allocation in different soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 42: 1017-1027, doi:10.1016/j.soilbio.2010.03.001.
- Olesen, J.E., Schelde, K., Weiske, A., Weisbjerg, M.R., Asman, W.A.H., Djurhuus, J., (2006): Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112: 207-220.
- Oltjen, J. W., Beckett, J. L, (1996): Role of ruminant livestock in sustainable agricultural systems. *Journal of animal science*, 74(6): 1406-1409.
- Pimentel, D., C. Harvey, P. Resosudarmo, K. Sinclair, D. Kurz, M. McNair, S. Crist, L. Shpritz, L. Fitton, R. Saffouri, R. Blair (1995) Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science*, Vol. 267, p. 1117-1123.
- Pimentel, D., Hepperly, P., Hanson, J. Douds, D., Seidel, R. (2005): Environmental, energetic, and economic comparisons of organic and conventional farming systems. *BioScience*, 55: 573-582
- Pimentel, D. (2006): Soil Erosion: A Food and Environmental Threat. *Environment, Development and Sustainability*, Volume 8, Number 1, February, pp. 119-137(19).
- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leield, J., van Wesemaels, B., Schumacher, J., Gensior, A. (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17: 2415-2427.
- Polyakov, V.O., Lal, R. (2008): Soil organic matter and CO₂ emission as affected by water erosion on field runoff plots. *Geoderma*, 143: 216-222.
- Powlson, D.S., Whitmore, A. P, Goulding, K.W.T. (2011): Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*, 62: 42–55.
- Preston, C. M., Schmidt, M. W. I. (2006): Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. *Biogeosciences*, 3: 397–420.
- Pulleman, M., Jongmans, A., Marinissen, J., Bouma, J. (2003): Effects of organic versus conventional arable farming on soil structure and organic matter dynamics in a marine loam in the Netherlands. *Soil Use and Management*, 19, 157-165.

- Quiton, J.N., Catt, J.A., Wood, G.A., Steer, J. (2006): Soil carbon losses by water erosion: Experimentation and modeling at field and national scales in the UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112: 87-102.
- Raupp, J. (2002): Wie die Humusentwicklung langfristig sichern? *Ökologie und Landbau* 124 (4): 9-11.
- Reganold, J.P., Elliott, L.F., Unger, Y.L. (1987): Long-term effects of organic and conventional farming on soil erosion. *Nature*, 330: 370-372.
- Rogasik, J., Panten, K., Schnug, E. (2006): Infiltration Management Factors. *Encyclopedia of Soil Science*, 1 (1): 867-870.
- Schmidt, H. (2010a): Bio-Biokohle oder Nichtbio-Biokohle? *www.ithaka-journal.net*, 1 | 2010, S. 272–277, ISSN 1663-0521.
- Schmidt, H. (2010b): Europas erste Biokohle-Produktion geht in Betrieb. *Journal für Terroirwein und Biodiversität*, 2010, ISSN 1663-0521.
- Schnug, E., Haneklaus, S. (2002): Landwirtschaftliche Produktionstechnik und Infiltration von Böden: Beitrag des ökologischen Landbaus zum vorbeugenden Hochwasserschutz. *Landbauforschung Völkenrode*, 52 (4): 197-203. Zitiert nach: Hartmann, K., Lilienthal, H., Abu-Hashim, M., Al-Hassoun, R., Eis, Y., Stöven, K., Schnug, E. (2009): Vergleichende Untersuchungen der Infiltrationsrate von konventionell und ökologisch bewirtschafteten Böden. Eine Fallstudie aus dem Main-Tauber Kreis, Baden-Württemberg. Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, Braunschweig. URL: http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/file/presse/Infiltration_Brehmen_Abschlussbericht.pdf
- Searchinger, T.D., Hamburg, S.P., Melillo, J., Chameides, W., Havlik, P., Kammen, D.M., Likens, G.E., Lubowski, R.N., Obersteiner, M., Oppenheimer, M., Robertson, G.P., Schlesinger, W.H., Tilman, G.D., (2008): Fixing a Critical Climate Accounting Error. *Science*, 326: 527-528.
- Shackley, S. und Sohi, S. (Eds.) (2010): *An Assessment of the Benefits and Issues Associated with the Application of Biochar to Soil*, Report for the UK Department of Environment, Food and Rural Affairs, and Department of Energy and Climate Change. UK.
- Siegrist, S., Staub, D., Pfiffner, L. and Mäder, P. (1998) Does organic agriculture reduce soil erodibility? The results of a long-term field study on loess in Switzerland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 69: 253-264.
- Singh, B.P., Hatton, B.J., Singh, B., Cowie, A.L., Kathuria A. (2010): Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *J. Environ. Qual.*, 39: 1224–1235.
- Sleutel S., de Neve, S., Hofman, G., Boeckx, P., Beheydt, D., Lemeur, R. (2003): Carbon stock changes and carbon sequestration potential of Flemish cropland soils. *Global Change Biology*, 9: 1193-1203.
- Smith, P., Andrén, O., Karlsson, T., Perlälä, P., Regina, K., Rounsevell, M. and van Wesemael, B. (2005): Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated. *GlobalChange Biology*, 11: 2153-2163.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Sirotenko, O. (2007): Agriculture. In: *Climate Change: Mitigation. Contributions*

- bution of Working Group III to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Herausgegeben von B., Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sohi, S., Lopez-Capel, E., Krull, E., Bol, R. (2009): Biochar, climate change and soil: A review to guide future research. In CSIRO Land and Water Science Report series; ISSN: 1834-6618.
- Spiegel, H.; Dersch, G.; Baumgarten, A., Hösch, J. (2010): The International Organic Nitrogen Long-Term Fertilisation Experiment (IOSDV) at Vienna after 21 years. Arch. Agron. Soil, 56 (4): 405-420.
- Statistik Austria (2005): In: Herkunftsidentität von Raps und Rapsprodukten am Markt in Österreich und Verarbeitung in dezentralen Ölmöhlen. Bundesministerium für Gesundheit und Frauen, Wien (2006).
- Steiner, C.; Teixeira, W.; Lehmann, J.; Nehls, T.; Macedo, J.; Blum, W.; Zech, W. (2007): Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. Plant and Soil, 291: 275-290. DOI 10.1007/s11104-007-9193-9.
- Strauss, P. (2006): ÖPUL- Maßnahmen in ihren erosionsvermindernden Auswirkungen. Umweltprogramme für die Landwirtschaft, 7. und 8. März 2006, S. 65-68.
- Strauss, P. (2007): Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser. In: BMLFUW - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2007): Hydrologischer Atlas Österreichs. Wien.
- Strauss, P. (2007a): Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser. In: BMLFUW - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2007): Hydrologischer Atlas Österreichs. Wien. Darstellung in der digitalen Bodenkarte. URL: http://gis.lebensministerium.at/eBOD/frames/index.php?&146=true&gui_id=eBOD
- Strauss, P. (2010): Bodenerosion und Gewässerschutz. 2. Umweltökologisches Symposium 2010: 69-72.
- Strauss, P., Klaghofer, E. (2006): Status of Soil erosion in Austria. In: Soil Erosion in Europe (Eds.: J.Boardman, J.Poesen), John Wiley, London, New York, 205-212.
- Theurl, M. (2011): Interne Information. www.fibl.at
- Thies, J., Rillig, M. (2009): Characteristics of biochar: biological properties. In: Biochar for Environmental Management: Science and Technology (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), S 85-106. Earthscan Publishers, Dunstan House, London, UK.
- Umweltbundesamt (2004): Umweltsituation in Österreich. Siebenter Umweltkontrollbericht des Umweltministers an den Nationalrat. Umweltbundesamt, Wien.
- Umweltbundesamt (2010): Umweltsituation in Österreich. Neunter Umweltkontrollbericht des Umweltministers an den Nationalrat. Umweltbundesamt, Wien.
- Umweltbundesamt (2010a): Klimaschutzbericht 2010. Umweltbundesamt, Wien.
- UNSD (2009): United Nations Statistics Division Environment Statistics Country Snapshot: Austria. URL: http://unstats.un.org/unsd/environment/envpdf/Country_Snapshots_Sep2009/Austria.pdf

- Van Oost, K., Quine, T.A., Govers, G., De Gryze, S., Six, J., Harden, J.W., Ritchie, J.C., McCarthy, G.W., Heckrath, G., Kosmas, C., Giraldez, J.V., Marques da Silva, J.R., Merckx, R. (2007): The Impact of Agricultural Soil Erosion on the Global Carbon Cycle. *Science*, 318:626-628.
- Van Zwieten, L., Singh, B. P., Joseph, S., Kimber, S., Cowie, A., and Chan, K. Y. (2009): Biochar and emissions of non-CO₂ greenhouse gases from soil. In *Biochar for Environmental Management Science and Technology* (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), p. 227-250. Earthscan Publishers, Dunstan House, London, UK.
- VDLUFA (2004): *Humusbilanz Handbuch*. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten.
- Verheijen, F.G.A., Jeffery, S., Bastos, A.C., Vav Der Velde, M., Diafas, I. (2010): Biochar Application to Soils - A Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Processes and Functions. In: EUR 24099 EN, Office for the Official Publications of the European Communities. Luxembourg, p 149.
- Warnock, D.D.; Mummey, D.L.; McBride, B.; Major, J.; Lehmann, J.; Rillig, M.C. (2010): Influences of non-herbaceous biochar on arbuscular mycorrhizal fungal abundances in roots and soils: Results from growth-chamber and field experiments. *Applied Soil Ecology*, Volume 46, Issue 3: 450-456.
- Wiegmann, K., Eberle, U., Fritsche, U., Hünecke, K., 2005: Ernährungswende: Umweltauswirkungen von Ernährung – Stoffstromanalysen und Szenarien. Online: http://www.ernaehrungswende.de/pdf/Ern_wende_DP11_final.pdf, 17.12.2008.
- Wohlfahrt, G., Hörtnagl, L., Hammerle, A., (2009): Grünland – Senke oder Quelle für Kohlendioxid: empirische Befunde und Modellanalysen. 4. Klimaseminar 2009, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, ISBN 978-3-902559-34-0. 29-34.
- Yanai, Y., Toyota, K. and Okazaki, M., (2007): Effects of charcoal addition on N₂O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments: Original article. *Soil Science and Plant Nutrition*, 53(2): 181-188.
- Zhanga, A., Cuia, L., Pana, G., Li, L., Hussaina, Q., Zhanga, X., Zhenga, J., Crowley, D. (2010): Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139: 469–475.