

Vol. 60 No. 2 06.2010

Landbauforschung

*vTI Agriculture and
Forestry Research*



Bundesministerium für
Ernährung, Landwirtschaft
und Verbraucherschutz

Landbauforschung

Landbauforschung (vTI Agriculture and Forestry Research) ist ein wissenschaftliches Publikationsorgan des Johann Heinrich von Thünen-Instituts (vTI), Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei. Die Zeitschrift wird vom vTI herausgegeben und erscheint vierteljährlich. Die Sprache der Beiträge ist deutsch und englisch. Sonderhefte erscheinen nach Bedarf.

In der Zeitschrift werden Forschungsergebnisse aus der Ressortforschung des BMELV mit Bezug zur Land- und Forstwirtschaft und den ländlichen Räumen veröffentlicht, einschließlich Forschungsergebnissen aus Kooperationsprojekten, an denen das vTI beteiligt ist.

Die Landbauforschung ist eine multidisziplinär ausgerichtete Zeitschrift, die die verschiedenen Facetten der Agrar- und Forstwissenschaften einschließt und besonderes Augenmerk auf deren interdisziplinäre Verknüpfung legt.

Englischsprachige Beiträge sind erwünscht, damit die Forschungsergebnisse einem möglichst breiten wissenschaftlichen Diskurs zugeführt werden können.

Für den Inhalt der Beiträge sind die Autoren verantwortlich. Eine Haftungsübernahme durch die Redaktion erfolgt nicht.

Mit der Einsendung von Manuskripten geben die Verfasser ihre Einwilligung zur Veröffentlichung. Die von den Autoren zu beachtenden Richtlinien zur Einreichung der Beiträge sind unter www.vti.bund.de oder bei der Geschäftsführung erhältlich. Das exklusive Urheber- und Verwertungsrecht für angenommene Manuskripte liegt beim vTI. Es darf kein Teil des Inhalts ohne schriftliche Genehmigung der Geschäftsführung in irgendeiner Form vervielfältigt oder verbreitet werden.

Indexiert in:
CAB International, Science Citation Index Expanded, Current Contents - Agriculture, Biology & Environmental Sciences

Herausgeber
Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI)

Gutachtergremium
Siehe 3. Umschlagseite

Schriftleitung
Prof. Dr. Folkhard Isermeyer

Geschäftsführung
Dr. Matthias Rütze
Tel. 040 · 739 62 - 247
Leuschnerstraße 91
21031 Hamburg, Germany
landbauforschung@vti.bund.de
www.vti.bund.de

ISSN 0458-6859

Alle Rechte vorbehalten.

vTI Agriculture and Forestry Research

Landbauforschung (vTI Agriculture and Forestry Research) is a scientific journal of the Johann Heinrich von Thünen Institute (vTI), Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries. The journal is published quarterly by the vTI. The articles appear in either German or English. Special issues are published as required.

The journal publishes research results under the auspices of the German Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection (BMELV). Articles bear relevance to agriculture and forestry, as well as to rural areas, and include research results from cooperative projects involving the vTI.

vTI Agriculture and Forestry Research is a multidisciplinary journal, encompassing the various facets of this field of research and placing a particular emphasis on interdisciplinary linkages.

English language contributions are desired so that the research results can achieve as broad a scientific discourse as possible.

The authors are responsible for the content of their papers. The publishers cannot assume responsibility for the accuracy of articles published.

With the submission of a manuscript, the author grants his or her permission for publication. Authors are requested to follow the guidelines for submission found at www.vti.bund.de or available from the management.

The vTI retains exclusive copy and usage rights for accepted manuscripts. No portion of the content may be duplicated or distributed in any form without the written permission of the publisher.

Indexed in:
CAB International, Science Citation Index Expanded, Current Contents - Agriculture, Biology & Environmental Sciences

Publisher
Johann Heinrich von Thünen Institute (vTI)

Editorial Board
Directors of vTI-Institutes

Editor in Chief
Prof. Dr. Folkhard Isermeyer

Managing Editor
Dr. Matthias Rütze
Phone + 49 - 40 · 739 62 - 247
Leuschnerstraße 91
21031 Hamburg, Germany
landbauforschung@vti.bund.de
www.vti.bund.de

ISSN 0458 – 6859

All rights reserved.

- 53 Julia Grünberg, Hiltrud Nieberg and Thomas G. Schmidt
Treibhausgasbilanzierung von Lebensmitteln (Carbon Footprints): Überblick und kritische Reflektion
Carbon Footprints of food: a critical reflection
- 73 Regine Koopmann and Peter Klocke
European regulation of organic animal treatments
Europäische Regelung zur Tierbehandlung im Ökologischen Landbau
- 79 Gerhard Haxsen
Interregional and international competition in German piglet production
Interregionaler und internationaler Wettbewerb deutscher Ferkelproduzenten
- 87 Ulrich Dämmgen, Hans-Dieter Haenel, Claus Rösemann, Wilfried Brade, Maria Müller-Lindenlauf, Brigitte Eurich-Menden, Helmut Döhler and Nicholas J. Hutchings
An improved data base for the description of dairy cows in the German agricultural emission model GAS-EM 87
Eine verbesserte Datenbasis zur Beschreibung von Milchkühen im deutschen landwirtschaftlichen Emissionsinventar
- 101 Egidijus Šarauskis, Frauke Godlinski, Antanas Sakalauskas, Mathias Schlegel, Norbert Kanswohl, Kęstutis Romaneckas, Algirdas Jasinskas and Vytautas Pilipavičius
Der Einfluss von Bodenbearbeitungs- und Saatverfahren auf den Zuckerrübenanbau unter den klimatischen Bedingungen Litauens
Effects of soil tillage and sowing systems on sugar beet production under the climatic conditions of Lithuania

Treibhausgasbilanzierung von Lebensmitteln (Carbon Footprints): Überblick und kritische Reflektion

Julia Grünberg*, Hiltrud Nieberg* und Thomas G. Schmidt**

Zusammenfassung

Die Landwirtschaft emittiert etwa 14 % der weltweit anthropogen verursachten Treibhausgasemissionen. In Deutschland beläuft sich dieser Anteil auf knapp 7 % – ohne die Berücksichtigung importierter Futtermittel, der Produktion von Betriebsmitteln und Landnutzungsänderungen wie Waldrodung und die Entwässerung von Moorböden. Die Gesamtemissionen für die menschliche Ernährung in Deutschland umfassen inklusive Verarbeitung, Transport und Distribution etwa 16 bis 22 %. Daraus leiten sich eine kritische öffentliche Diskussion und die Forderung nach Emissionsreduktion in der gesamten Wertschöpfungskette ab. Die Berechnung der produktionsbedingten Emissionen einzelner Lebensmittel (Carbon Footprint) zeigt wichtige Emissionsquellen auf, woraus sich Minderungspotentiale ableiten lassen. Die Emissionssituation bei Milch, Fleisch und Getreide wird in der aktuellen Literatur uneinheitlich beschrieben. Wichtige Gründe dafür sind unterschiedliche Referenzsysteme der Studien und unterschiedlich gesetzte Systemgrenzen. Einige Studien vergleichen Varianten der landwirtschaftlichen Produktion und beschränken sich auf diesen Teil der Wertschöpfungskette, während andere Arbeiten den gesamten Lebenszyklus (from cradle to grave) betrachten. Die Spannweite der Angaben je Einheit (kg CO₂-Äquivalente je kg Produkt) ist entsprechend groß. Dennoch können besonders wichtige Emissionsbereiche identifiziert werden, aus denen sich Steuerungsmöglichkeiten ableiten lassen. So kann der Verbraucher durch die Vermittlung von Handlungsempfehlungen (bspw. Verringerung des Fleischkonsums, Verwendung von saisonalen Lebensmitteln etc.) oder das Labeling von Lebensmitteln zu einem klimafreundlichen Konsum angeregt werden. Die Höhe der Treibhausgasemissionen des Lebensmittelkonsums hängt jedoch von so vielen Faktoren ab, dass die Ableitung allgemeingültiger Aussagen oftmals problematisch ist.

Schlüsselwörter: Klimaschutz, Ernährung, Lebensmittel, Carbon Footprint, Treibhausgasemissionen, Landwirtschaft, Einsparpotentiale, Steuerungsmöglichkeiten, Handlungsempfehlungen, Systemgrenzen, THG-Bilanzierung

Summary

Carbon Footprints of food: a critical reflection

Agriculture emits about 14 % of global anthropogenic greenhouse gas emissions. In Germany this share is about 7 %, without consideration of imported feedstuff, the production of farm inputs and land use changes such as forest clearing and the drainage of peaty soils. The total emissions of food production in Germany including processing, transport and distribution are between 16 to 22 %. In consequence, a critical public discussion and the demand for emission reduction in the whole value added chain arises. The calculation of the product-related emissions of food (carbon footprint) indicates important emission sources that are used to detect potentials of reduction. The calculated emissions of milk, meat and cereals vary greatly in the present literature mainly due to different reference systems of the studies and the chosen system boundaries. Some studies compare different agricultural production systems and focus only on parts of the value added chain, while other surveys consider the whole life cycle from cradle to grave. Accordingly, the range of results per unit (kg of CO₂ equivalents kg of product) is large. However, the most important emission sources can be derived and options of regulation can be identified. Climate-friendly consumption patterns could be induced by providing advice and guidance to consumers (e.g. reduction of meat consumption and consumption of seasonal food products) and labelling of food products. However, the level of greenhouse gas emissions from food consumption depends on a large number of different factors which makes it often difficult to derive general conclusions.

Keywords: Climate protection, nutrition, food, carbon footprint, greenhouse gas emissions, agriculture, saving potentials, regulation possibilities, guidance, system boundaries, GHG-balances

* Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Institut für Betriebswirtschaft, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig; julia.gruenberg@vti.bund.de

** Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Institut für Ländliche Räume, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig; thomas.schmidt@vti.bund.de

1 Einleitung

Zeitungsaufgaben mit Überschriften wie „Grün essen ist gar nicht so einfach“ (FAZ, 2010) oder „Futtern fürs Klima“ (Spiegel, 2009) und das „Klimakochbuch“ (BUND, 2009) mit klimaschonenden Rezepten zeigen, dass die Klimawirkung der menschlichen Ernährung in die öffentliche Diskussion und damit in das Bewusstsein vieler Konsumenten gerückt ist. Auch die Wissenschaft nimmt sich diesem Thema verstärkt an, wie die steigende Anzahl an Forschungsprojekten und Veröffentlichungen zeigen. Ziel vieler Arbeiten ist das Auffinden von effizienten Möglichkeiten zur Minderung der anthropogenen Treibhausgas (THG)-Emissionen. Potentiale zur Einsparung von THG-Emissionen sind insbesondere für die Nationen von großem Interesse, die im Rahmen des Kyoto-Protokolls konkrete Klimaschutzverpflichtungen ratifiziert haben. Die nationale Klimaschutzpolitik Deutschlands strebt mit einer Reduzierung der THG-Emissionen um 40 % bis 2020 im Vergleich zu 1990 besonders ehrgeizige Ziele an (BMU, 2009).

Die menschliche Ernährung trägt einen ähnlich großen Beitrag zu den THG-Emissionen Deutschlands wie der Bereich der Mobilität (BMELV, 2009; Quack & Rüdenauer, 2007) und lässt damit auf ein bedeutendes Minderungspotential schließen. Da sich die produktbezogenen THG-Emissionen verschiedener Lebensmittel deutlich unterscheiden, kann durch eine entsprechende Gestaltung der Produktions- und Konsummuster ein Beitrag zum Klimaschutz geleistet werden. Eine entscheidende Voraussetzung dafür sind die Messung und der Vergleich der Klimawirkungen verschiedener Produkte. Diesem Zweck dient die Bilanzierung der produktbezogenen THG-Emissionen, des sogenannten Carbon Footprint. Für bestimmte Lebensmittel (z. B. Milch) wurden bereits zahlreiche Studien und Artikel über Carbon Footprints veröffentlicht. Der vorliegende Artikel zeigt den aktuellen Stand der Erstellung von Carbon Footprints von Lebensmitteln auf und gibt einen Überblick über die Bilanzierung der THG-Emissionen einiger ausgewählter Produkte (u.a. Milch, Rind-, Schweine-, Geflügelfleisch). Da sich die methodische Vorgehensweise der Bilanzierungen unterscheidet, stellt die Vergleichbarkeit der Ergebnisse eine Schwierigkeit dar, die in diesem Zusammenhang diskutiert wird.

In der aktuellen öffentlichen Diskussion über den Einfluss der menschlichen Ernährung auf das Klima werden insbesondere an die Verbraucher gerichtete Handlungsempfehlungen und die Kennzeichnung von Lebensmittelprodukten mit einem Klima-Label thematisiert. Diese beiden Aspekte werden im weiteren Verlauf dieses Beitrages kritisch reflektiert und deren Potentiale für den Klimaschutz beurteilt. Abschließend werden die Grenzen der Steuerungsmöglichkeiten der durch die menschliche Ernährung verursachten Klimawirkungen thematisiert.

2 THG-Emissionen durch die menschliche Ernährung

Die Nahrungsmittelproduktion verursacht erhebliche THG-Emissionen. Diese entstehen bei der landwirtschaftlichen Produktion, im Energie- und Chemiektor (z. B. bei der Düngemittelherstellung) und beim Transport sowie in der Verarbeitung der Lebensmittel. Die Angaben über den Anteil der landwirtschaftlichen Produktion an den gesamten THG-Emissionen Deutschlands variieren. Das Umweltbundesamt (UBA) veröffentlicht Werte zu den THG-Emissionen im nationalen Inventarbericht, der jährlich im Rahmen der Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen herausgegeben wird. Die Bilanzierung der Lachgasemissionen aus der Düngung und der Methan-Emissionen aus der Tierhaltung führt zu einem Anteil der Landwirtschaft von 6,7 % an den gesamten THG-Emissionen Deutschlands. Werden zusätzlich die landwirtschaftliche Nutzung entwässerter Moorböden und die Landnutzungsänderung (Grünlandumbruch) einbezogen, erhöht sich der Anteil der Landwirtschaft auf 11,5 % (UBA, 2009; Pingen & Freibauer, 2010). Ohne Berücksichtigung der Landnutzung/Landnutzungsänderungen, aber unter Einbeziehung der Stickstoff-Düngemittel-Produktion werden der Landwirtschaft über 13 % der gesamten THG-Emissionen Deutschlands angerechnet (Deutscher Bundestag, 2007). Innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors spielt die Tierhaltung eine bedeutende Rolle. Inklusive der Produktion von Futtermitteln werden in Deutschland 71 % der landwirtschaftlichen Emissionen durch die Tierhaltung verursacht (Hirschfeld et al., 2008). Dabei sind die importierten Futtermittel nicht eingeschlossen, obwohl deren Einsatz (6,8 Mio. t jährlich) in der Tierhaltung in Deutschland eine große Rolle spielt (Deutscher Bundestag, 2007).

Die vom Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2007) veröffentlichten Sachstandsberichte beurteilen den weltweiten Einfluss unterschiedlicher Sektoren auf die Klimaveränderungen. Im vierten Sachstandsbericht wird der Landwirtschaft 13,5 % der weltweiten anthropogenen THG-Emissionen zugerechnet (IPCC, 2007). Eine Studie der FAO schreibt der Tierhaltung weltweit einen bedeutsamen Beitrag zu und macht diese für 80 % der THG-Emissionen im landwirtschaftlichen Sektor verantwortlich (Steinfeld et al., 2006).

Die Daten zu den THG-Emissionen des landwirtschaftlichen Sektors deuten bereits auf die klimatische Relevanz der menschlichen Ernährung hin. Die landwirtschaftlichen Emissionen sind jedoch nicht ausschließlich der menschlichen Ernährung zuzuschreiben, etwa bei der energetischen Verwendung der Produkte. Andererseits entsteht ein Teil der ernährungsbedingten Emissionen in den der Landwirtschaft nachgelagerten Bereichen wie der Verarbeitung und Lagerung.

Mittlerweile wurde eine ganze Bandbreite an Studien und Beiträgen über die Auswirkungen der menschlichen Ernährung auf das Klima veröffentlicht. Einige beinhalten die Bilanzierung des gesamten Ernährungssektors in Deutschland, zu dem neben der landwirtschaftlichen Produktion auch die Weiterverarbeitung, die Lagerung, der Transport und die Zubereitung von Lebensmitteln gehört. Um einen Überblick zu geben, werden ausgewählte Studien in der folgenden Tabelle zusammenfassend aufgelistet.

- Unterschiedlich gesetzte Systemgrenzen (Einbeziehung unterschiedlicher Aktivitäten zum Bereich Ernährung; unterschiedliche Berücksichtigung von Importen und Exporten)
- Anwendung unterschiedlicher Methoden

Zwischenfazit: Trotz der Ergebnisvarianzen lässt sich festhalten, dass der Bereich Ernährung einen bedeutenden Anteil an den Treibhausgasemissionen hat. Dem-

Tabelle 1:
THG-Emissionen des deutschen Ernährungssektors – Ergebnisse verschiedener Studien

Quelle	Bezugsjahr der Studie	THG durch Ernährung pro Person in t CO ₂ -Äquivalenten	Anteil der Ernährung an Gesamt THGs in Deutschland in %	ergänzende Angaben
BUND & Misereor (1996)	1991	-	19,9 (nur auf CO ₂ -Emissionen bezogen)	Werte für NO _x : 22,5% SO ₂ : 22%
Kjer et al. (1994)	1991	3,2	21,7 ¹	51,9 % Landwirtschaft 5,8 % Verarbeitungsstufen 13,5 % Handel/Distribution 28,8 % Verbraucheraktivitäten
Hoffmann (2002)	1990 - 1992	1,202 ²	Angabe nicht möglich ²	72 % Landwirtschaftliche Erzeugung 28 % Industrielle Verarbeitung
Wiegmann et al. (2005)	2000	1,982 ¹	15,9 ¹	(4,36 t CO ₂ -Äquivalente pro Haushalt und Jahr; Durchschnittshaushalt 2,2 Personen) 45 % Lebensmittelproduktion 40 % Inner-Haus-Verzehr 5 % Außer-Haus-Verzehr
Quack & Rüdenauer (2007)	2004	1,969 ¹	16 ¹	(Lebensmittel (3,188t) + Kühlen, Kochen, Spülen (0,946t) = 4,134 t CO ₂ -Äquivalente pro Haushalt und Jahr; statistischer Durchschnittshaushalt 2,10 Personen)

¹ Eigene Berechnungen auf Basis der in den Studien ermittelten Daten. Die personen- bzw. haushaltsbezogenen Angaben der Studien wurden für die gesamte deutsche Bevölkerung angenommen. Inwieweit die Studien einen geringeren Lebensmittelverzehr von Kindern berücksichtigen, ist nicht bekannt. Wurde dieser Aspekt in den vorliegenden Studien nicht beachtet, so sind die Angaben des Anteils der Ernährung an den gesamten THG-Emissionen in Deutschland eher überschätzt.

² Die Daten beziehen sich auf eine Ernährungsstudie mit Frauen mittleren Alters.

Quellen: eigene Zusammenstellung

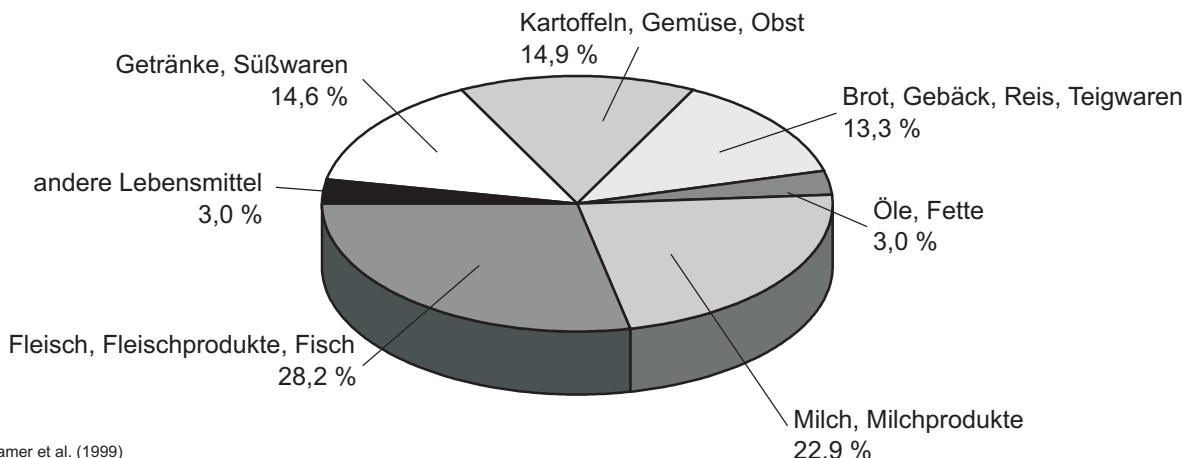
Je nach Studie werden dem gesamten Lebensmittelsektor 16 bis 22 % der gesamten THG-Emissionen Deutschlands zugeschrieben. Die Gründe für die Ergebnisunterschiede sind vielfältig. Von Bedeutung sind vor allem folgende Aspekte:

- Unterschiedlicher zeitlicher Bezug: durch Daten aus unterschiedlichen Jahren, geänderte Faktoren zur Berechnung der Treibhausgasemissionen, veränderte Treibhausgasemissionen der anderen Sektoren, veränderte Verzehrgewohnheiten, strukturelle und produktionstechnische Änderungen in der Landwirtschaft
- Unterschiedliche Datengrundlagen (Statistiken, Erhebungen etc.)
- Unterschiedlicher Detaillierungsgrad
- Unterschiedliche Zuordnung von Gütern und Aktivitäten zu den verschiedenen Bedürfniskategorien (Ernährung, Wohnen etc.)

nach lohnt es sich, das Emissionsminderungspotential des Verbraucherbereichs genauer zu analysieren.

Die verschiedenen Kategorien innerhalb des Bereichs Ernährung sind im Bezug auf deren Klimaschädlichkeit unterschiedlich bedeutsam. Werden die Treibhausgasemissionen aller Stufen (von der Produktion bis zum Verzehr) den einzelnen Produktgruppen zugeordnet, so zeigt sich beispielsweise für die Niederlande (vgl. Abbildung 1), dass der höchste Anteil der Treibhausgasemissionen dem Konsum von Fleisch und Fleischprodukten sowie Fisch zuzuschreiben ist (28,2 %). Knapp dahinter mit 22,9 % liegt der Verzehr von Milch und Milchprodukten. Bei diesem Vergleich werden neben der Produktion auch die durch Verarbeitung, Transport und Lagerung der Produkte entstehenden Emissionen einbezogen.

Die vorgestellten Studien beziehen sich auf die THG-Bilanzierung des gesamten Lebensmittelsektors. Im Ver-



Quelle: Kramer et al. (1999)

Abbildung 1:

Anteil der verschiedenen Lebensmittelkategorien an den Treibhausgasemissionen des Nahrungsmittelverbrauchs von niederländischen Haushalten

gleich zu der Betrachtung des kompletten Bereichs der menschlichen Ernährung fokussieren sich andere Studien auf die Klimaauswirkungen bestimmter Lebensmittel. Im folgenden Kapitel wird deshalb auf die THG-Bilanzierung einzelner Produkte näher eingegangen.

3 Berechnung und Bewertung der Klimabelastung einzelner Lebensmittel

Inzwischen liegt eine Vielzahl an Veröffentlichungen zu den THG-Emissionen verschiedener Lebensmittel vor. Teilweise liegen den THG-Bilanzierungen konkrete Fragestellungen zugrunde, beispielsweise der Vergleich der Klimabelastung des ökologischen und konventionellen Landbaus (Bokisch et al., 2000; Cederberg & Flysjö, 2004; Cederberg & Mattson, 2000; Haas et al., 2001; Hirschfeld et al., 2009; Hülsbergen & Küstermann, 2007; Lindenthal et al., 2010; Plassmann & Edwards-Jones, 2009; Thomasassen et al., 2007; Williams et al., 2006). Andere Studien legen den Fokus auf regionale bzw. importierte Lebensmittel (Blanke & Burdick, 2005; Demmeler & Burdick, 2005; Schlich et al., 2008) oder pflanzliche bzw. tierische Lebensmittel (Carlsson-Kanyama, 1998). Produktbedingte THG-Emissionen sind darüber hinaus in der frei zugänglichen Datenbank GEMIS (Fritsche & Schmidt, 2008) zu finden. Zusätzlich gibt es weitere lizenzierte Datenbanken (z. B. Ecoinvent), die die Klimabelastung der Produktion einzelner Produkte angeben.¹

Die Ermittlung der produktbezogenen Emissionen ermöglicht detaillierte Aussagen über die Klimarelevanz bestimmter Lebensmittel und damit über eine klimafreundliche Ausrichtung des Lebensmittelkonsums. Aus diesem Grund sind die Werte aus den Datenbanken bzw. Veröffentlichungen Grundlage für viele weitere, teils wissenschaftliche oder populärwissenschaftliche Beiträge und Diskussionen (Beispiele: Fritsche & Eberle, 2007; Koerber et al., 2008; Wehde & Dosch, 2010; BUND et al., 2008; Salmhofer et al., 2001; Wallen et al., 2004; Stehfest et al., 2009; Engels, 2008; NABU, 2010; Schlatzer, 2010; Flachowsky & Hachenberg, 2009; Garnett, 2009; Edward-Jones et al., 2008).

Methodisches Vorgehen bei der THG-Bilanzierung

Für die Bilanzierung produktbezogener THG-Emissionen sind die Emissionen von Interesse, die innerhalb des Lebenszyklus eines Produktes entstehen. Der Lebenszyklus eines Produkts umfasst sämtliche Stufen der Wertschöpfungskette. Emissionen von Nicht-Kohlendioxid-Treibhausgasen werden in die ihrer Klimawirkung entsprechenden Mengen an CO₂-Äquivalenten (CO_{2eq}) umgerechnet. Die Gesamtmenge der THG-Emissionen, die mit einem Produkt in Verbindung gebracht werden, wird auch als ‚Carbon Footprint‘ bezeichnet (Europäische Kommission, 2007). In anderen Quellen wird die Bezugsgröße des Carbon Footprint genauer erläutert, nämlich als Lebenszyklus, der die Herstellung und den Transport der Rohstoffe und Vorprodukte sowie die Produktion, die Distribution, die Nutzung, die Nachnutzung und die Entsorgung mit einbezieht (PCF, 2009).

Die Bilanzierung der THG-Emissionen erfolgt derzeit nicht nach einer international einheitlichen Methodik. Die

¹ Weitere Studien zu produktbezogenen Bilanzierungen werden in den folgenden Abschnitten dieses Artikels in tabellarischen Zusammenstellungen genannt.

Berechnung kann grundsätzlich auf zwei Arten erfolgen: Entweder als Bottom-up-Ansatz mit einer Aggregation aller bekannten Emissionsquellen einer Produktlinie oder als Top-down-Ansatz mit der Disaggregation von Gesamt-mengen einer Volkswirtschaft in Produktionsbereiche und Produktionsverfahren. Letztere Methode wurde z. B. von Weidemar et al. (2008) und Schmidt & Osterburg (2009) umgesetzt, wobei die Rahmendaten aus der Emissionsbe-richterstattung in einer Input/Output-Analyse auf einzelne Produkte übertragen werden. Den meisten Studien liegt jedoch der Bottom-up-Ansatz zugrunde, der durch die Produkt-Ökobilanz (LCA, Life Cycle Assessment) berech-net werden kann. Die Erstellung von Ökobilanzen ist zwar in den international verbreiteten Normen ISO 14040 und 14044 geregelt, diese umfassen jedoch neben den THG-Emissionen weitere Kriterien und sind somit nicht speziell auf die Klimawirkung der Produkte abgestimmt. Die ge-nannten ISO Normen bieten jedoch eine gute Grundlage für konkretere Standards zur Bilanzierung der produktbe-dingten THG-Emissionen, wie beispielsweise für den Stan-dard PAS 2050 des BSI (British Standard Institution), der 2008 veröffentlicht wurde. Daneben gibt es in weiteren Ländern Bestrebungen, Standards für die THG-Bilanzie-rung im Ernährungssektor zu erstellen. Die International Standardization Organisation (ISO) strebt derzeit die Er-stellung eines wissenschaftlich fundierten und interna-tional harmonisierten Standards für die Bilanzierung des Carbon Footprints von Produkten an (PCF, 2009).

Überblick über Carbon Footprints verschiedener Lebens-mittel

Wie erläutert, existieren unterschiedliche methodische Ansätze, auf die sich die einzelnen Studien berufen kön-nen. Zumeist wird jedoch auf den Bezug zu einer Stan-dardmethode verzichtet und das Vorgehen bei der Kalku-lation in den Studien beschrieben.

Im Folgenden werden für die Produkte Kuhmilch, Rind-fleisch, Geflügelfleisch, Schweinefleisch und Weizen die produktbezogenen THG-Emissionen aus verschiedenen Studien gegenübergestellt (vgl. Tabellen 2 bis 6). Damit soll verdeutlicht werden, wie stark die Werte aus unter-schiedlichen Quellen variieren können. Die einbezogenen Pfade und die gewählten Kategorien geben dabei Hinweise auf mögliche Ursachen der Ergebnisvarianzen.

Außerdem werden einige weitere, z. T. verarbeitete Produkte aufgelistet (Tabelle 7). Dies ermöglicht einen umfassenderen Überblick über die THG-Emissionen der unterschiedlichen Lebensmittelgruppen. Die von diesen Bilanzierungsergebnissen abgeleiteten Handlungsempfehlungen für eine klimafreundliche Ausrichtung der Ernäh- rung werden im letzten Kapitel dieses Beitrags aufgegrif-fen und diskutiert.

Tabelle 2:
THG-Emissionen der Herstellung von Kuhmilch

Land	THG in kg CO _{2eq} / kg Produkt	einbezogener Pfad / Bemer-kung	Quelle
Deutschland	0,8 - 1,4	Produktion	Deittert et a. (2008)
Deutschland	0,98 ¹	Produktion, Lagerung, Transport	GEMIS (2009)
Deutschland	1,05	Produktion	Schmidt & Osterburg (2009)
Deutschland	ca. 0,8 - 1,0	Produktion, Lagerung, Transport, Verpackung, Einkauf	Reinhardt et al. (2009)
Deutschland	0,85	Produktion	Hirschfeld et al. (2008)
Deutschland	1,3	Produktion	Haas et al. (2001)
Dänemark	1,01	Produktion	LCA Food Database (2009)
Großbritannien	1,06	Produktion	Williams et al. (2006)
Irland	1,3 - 1,5	Produktion	Casey & Holden (2005)
Niederlande	1,4	Produktion	Thomassen et al. (2007)
Schweden	0,90	Produktion	Cederberg & Flysjö (2004)
Schweden	1,1	Produktion	Cederberg & Mattson (2000)
EU-27	2,4	Kombination des Lebens- zyklusansatzes mit einer ,top-down'- Methode, gesamte Kette bis Endverbrau- cher (inkl. Ab- fallentsorgung)	Weidema et al. (2008)
USA	1,09	Produktion	Phetteplace et al. (2001)
Kanada	1,00	Produktion	Vergé et al. (2007)
Neuseeland	0,72	Produktion	Basset-Mens et al. (2005)
Neuseeland	0,86 (je l)	Produktion	Ledgard et al. (2004)

¹ Angabe der Werte für die konventionelle/intensive Produktion

Quelle: eigene Zusammenstellung

Tabelle 3:

THG-Emissionen der Herstellung von Rindfleisch

Land	Kategorie	THG in kg CO _{2eq} / kg Produkt	Einbezogener Pfad/Bemerkung	Quelle
Deutschland	Rindfleisch	14,0	Produktion, Verarbeitung, Kühlung	GEMIS (2009)
	Rindfleisch, tiefgekühlt	14,7	Produktion, Verarbeitung, Tiefkühlung	
Deutschland	Rindfleisch, Einzelhandel/Einkauf	24 - 28	ohne Landnutzungswandel	Reinhardt et al. (2009)
		39 - 56	mit Landnutzungswandel	
Deutschland	Rindfleisch, Schlachtgewicht ab Hof	8,4	Produktion , Ochsen-, bzw. Bullenmast von Kälbern aus Milchviehhaltung	Hirschfeld et al. (2008)
	Rindfleisch, Schlachtgewicht ab Hof	16,8	Produktion, Ochsen-, bzw. Bullenmast von Kälbern aus Mutterkuhhaltung	
	Rindfleisch, Schlachtgewicht ab Hof	6,04	Produktion, Altkühe aus Milchviehhaltung	
		14,5	Produktion, Altkühe aus Mutterkuhhaltung	
Deutschland	Rindfleisch, essbare Teile	28,9	Verdauungsemissionen, Futtermittelproduktion (überwiegend Weide, kein Kraftfutter), 500g Tageszunahme	Flachowsky (2008)
	Rindfleisch, essbare Teile	11,0	Verdauungsemissionen, Futtermittelproduktion (Stallhaltung, Grassilage, etwas Kraftfutter), 1000g Tageszunahme	
	Rindfleisch, essbare Teile	7,0	Verdauungsemissionen, Futtermittelproduktion (Stallhaltung, Maissilage, Kraftfutter), 1500 g Tageszunahme	
Belgien	Rindfleisch	14,8	Produktion, Transport (Lebendvieh, Fleisch), Schlachtung	Nemy et al. (2001)
Dänemark	Rind, Lebendgewicht	11,6	Produktion	LCA Food Database (2009)
	Rindersteak, frisch Endverbrauch	42,4	Produktion, Verarbeitung, Kühlung und Transport	
Großbritannien	Rindfleisch, Schlachthof	15,8	Produktion, Ausmast von Milchviehkälbern	Williams et al. (2006)
	Rindfleisch, Schlachthof	25,3	Produktion, Mutterkuhhaltung	
Irland	Emissionen je kg Lebendgewicht Pro Jahr	13,0	Produktion	Casey & Holden (2006)
EU-27	Rindfleisch, Endverbrauch	28,7	Kombination des Lebenszyklusansatzes mit einer ‚top-down‘-Methode, gesamte Kette bis Endverbraucher (inkl. Abfallentsorgung)	Weidema et al. (2008)
Afrika, USA	Rindfleisch	14,8	Produktion, Feedlot-System USA	Subak (1999)
	Rindfleisch	8,1	Produktion, traditionelle Weidehaltung Afrika	
Japan	Rindfleisch, Schlachthof	36,4	Produktion, Einbeziehung der Vorproduktion, Mutterkuhhaltung	Ogino et al. (2007)

Quelle: eigene Zusammenstellung

Tabelle 4:

THG-Emissionen der Herstellung von Geflügelfleisch

Land	Kategorie	THG in kg CO _{2eq} / kg Produkt	Einbezogener Pfad/Bemerkung	Quelle
Deutschland	Masthähnchen	3,48	Produktion, Verarbeitung, Kühlung	GEMIS (2009)
	Masthähnchen, tiefgekühlt	4,24	Produktion, Verarbeitung, Tiefkühlung	
Deutschland	Geflügelfleisch, frisch, berechnet für Lebendgewicht	1,66 – 4,6	Produktion (aus anderen Studien abgeleitet)	Hirschfeld et al. (2008)
Dänemark	Geflügelfleisch, Endverbrauch frisch	3,16	Produktion, Verarbeitung, Kühlung und Transport	LCA Food Database (2009)
Großbritannien	Geflügelfleisch	4,6	konventionelle Produktion	Williams et al. (2006)
	Geflügelfleisch	6,7	ökologische Produktion	
Schweden	Geflügelfleisch, frisch	1,7	Produktion bis Lebensmitteleinzelhandel	Farmer's group Lantmännen (2008)
EU-27	Geflügelfleisch, Endverbrauch	3,6	Kombination des Lebenszyklusansatzes mit einer ‚top-down‘-Methode, gesamte Kette bis Endverbraucher (inkl. Abfallentsorgung)	Weidema et al. (2008)

Quelle: eigene Zusammenstellung

Tabelle 5

THG-Emissionen der Herstellung von Schweinefleisch

Land	Kategorie	THG in kg CO _{2eq} / kg Produkt	Einbezogener Pfad/Bemerkung	Quelle
Deutschland	Schweinefleisch	3,2	Produktion, Verarbeitung, Kühlung und Transport sowie Entsorgung von Restmüll, Abfallstoffen und Verpackungsmaterialien	Westfleisch (2010)
Deutschland	Schweinefleisch	3,3	Produktion, Verarbeitung, Kühlung	GEMIS (2009)
	Schweinefleisch, tiefgekühlt	4,0	Produktion, Verarbeitung, Tiefkühlung	
Deutschland	Schweinefleisch, Schlachtgewicht	1,7 (3,3)	Agrarische Produktion (in Klammern: inkl. Vorleistungen)	Schmidt & Osterburg (2009)
Deutschland	Schweinefleisch, Schlachtgewicht ab Hof	3,1	Bezogen auf die Produktion	Hirschfeld et al. (2008)
Dänemark	Schwein, Lebendgewicht	2,3	Produktion	LCA Food Database (2009)
	Schweinefilet, frisch	4,6	Produktion, Verarbeitung, Kühlung und Transport	
	Schweine-Hackfleisch, frisch	2,3	Produktion, Verarbeitung, Kühlung und Transport	
Großbritannien	Schweinefleisch	6,4	konventionelle Produktion	Williams et al. (2006)
	Schweinefleisch	5,6	ökologische Produktion	
Schweden	Schweinefleisch, Endverbrauch	6,1	Produktion, Verarbeitung, Kühlung und Transport	Carlsson-Kanyama (1998)
EU-27	Schweinefleisch, Endverbrauch	11,2	Kombination des Lebenszyklusansatzes mit einer ‚top-down‘-Methode, gesamte Kette bis Endverbraucher (inkl. Abfallentsorgung)	Weidema et al. (2008)

Quelle: eigene Zusammenstellung

Tabelle 6:

THG-Emissionen der Herstellung von Weizen

Land	Kategorie	THG in kg CO _{2eq} / kg Produkt	Einbezogener Pfad/Bemerkung	Quelle
Deutschland	Weizen	0,404	Produktion	GEMIS (2009)
Deutschland	Winterweizen	0,466	Produktion	Schmidt & Osterburg (2009)
Deutschland	Winterweizen	0,403	Produktion	Hirschfeld et al. (2008)
Dänemark	Weizen	0,710	Produktion	LCA Food Database (2009)
Großbritannien	Futterweizen	0,731	Produktion, Lagerung, Trocknung	Williams et al. (2006)
Niederlande	Winterweizen	0,399	Produktion	Kramer et al. (1999)
Australien	Weizen	0,57 – 2,21	Produktion (Vergleich verschiedener Anbausysteme)	Howden & O’Leary (1997)

Quelle: eigene Zusammenstellung

Tabelle 7:
THG-Emissionen der Herstellung weiterer, z. T. verarbeiteter Produkte

Lebensmittel	kg CO _{2eq} / kg Produkt
GEMIS (2009)	
Schinken (Schwein)	4,791
Joghurt	1,279
Sahne	8,001
Käse	8,903
Butter	25,001
Gemüse frisch	0,148
Gemüse frisch, ökologischer Anbau	0,125
Gemüse Konserve	0,506
Gemüse, tiefgekühlt	0,408
Kartoffeln	0,196
Pommes Frites, tiefgekühlt	5,680
Margarine	0,755
Mischbrot	0,763
Bier	0,458
Saft	1,625
Lindenthal et al. (2010)	
Joghurt natur 3,5 % Fett, konventionelle Produktion	1,369
Joghurt Himbeere 1,8 % Fett, konventionelle Produktion	1,186
Camenbert	7,898
Karotten, konventionelle Produktion	0,097
Kopfsalat, konventionelle Produktion	0,124
Weizenbrötchen, konventionelle Produktion	0,840
Dinkelvollkornbrot, konventionelle Produktion	0,732
Kjer et al. (1994)	
Tomate, Freiland	0,098
Tomate, Treibhaus	3,186

Quelle: eigene Zusammenstellung

Wie aus den Tabellen 2 bis 6 ersichtlich, wurden von den verschiedenen Autoren für ein und dasselbe Produkt teilweise stark unterschiedliche Werte für die Höhe der THG-Emissionen berechnet. Die in den Tabellen genannten Kategorien und Systemgrenzen geben Hinweise auf mögliche Unterschiede bei der Bilanzierung produktbezogener THG-Emissionen. Werden die errechneten Emissionen auf unterschiedliche funktionelle Einheiten verteilt, beispielsweise auf 1 kg Lebendgewicht oder 1 kg Fleisch, so ist der direkte Vergleich dieser Werte nur wenig aussagekräftig. Die Ableitung des Wertes einer Kategorie aus dem angegebenen Wert einer anderen ist immer mit Unsicherheiten behaftet, da die notwendigen Daten (im genannten Beispiel der Ausschlachtungsgrad) meist nur geschätzt werden können. Ein weiterer wichtiger Aspekt für die

Vergleichbarkeit der ermittelten Emissionsdaten sind die Systemgrenzen. Damit ist gemeint, welche Stufen der Wertschöpfungskette in die Berechnung einbezogen werden. Bilanzierungen beschränken sich teilweise lediglich auf die Produktion eines Produktes, andere beziehen weitere Schritte wie den Transport, die Verarbeitung, die Lagerung, den Handel und die Entsorgung des Abfalls ein. Einige Bilanzen umfassen auch die durch die landwirtschaftliche Produktion implizierten Landnutzungsänderungen. Die Vergleichbarkeit der Werte wird auch dadurch begrenzt, dass die gezogenen Systemgrenzen in den Studien nicht immer genau angegeben sind. Doch auch bei angegebenen Systemgrenzen kann es zu weiteren Unsicherheiten im Hinblick auf die Vergleichbarkeit verschiedener Studien kommen, und zwar dann, wenn die berücksichtigten Faktoren innerhalb der einzelnen bilanzierten Stufen der Wertschöpfungskette nicht eindeutig benannt werden. In diesen Fällen lässt sich nicht beurteilen, ob tatsächlich alle relevanten Inputs berücksichtigt worden sind. Hinzu kommt, dass aus den Studien nicht immer hervorgeht, wie zuverlässig die verwendeten Daten sind.

Bei der Interpretation der aufgelisteten Werte ist jedoch auch zu beachten, dass gewisse Variationen der THG-Emissionen die tatsächlichen Gegebenheiten widerspiegeln. Unterschiede im Management und den Strukturen der Betriebe beeinflussen die Klimabilanzen der Produkte. Beispielsweise können im Bereich der landwirtschaftlichen Produktion Sorten oder Rassen, die eine besonders effiziente Umsetzung der eingesetzten Futter- oder Düngemittel aufweisen, zu einer besseren Klimabilanz des Endprodukts führen. Ebenso können regionale Gegebenheiten (z. B. Klima, Bodeneigenschaften, Tageslänge) bedingen, dass ähnliche landwirtschaftliche Produktionssysteme je nach Standort unterschiedlich klimabelastend sind. Beispielsweise sind die für die landwirtschaftliche Nutzung entwässerten Moorböden eine starke Quelle für Treibhausgase (Freibauer et al. 2009). Auf diesen Standorten produzierte Lebensmittel sind daher mit verhältnismäßig hohen produktbedingten THG-Emissionen belastet.

Die Bilanzierung der landwirtschaftlichen Produktion stellt auch deswegen eine besondere Herausforderung dar, weil ihr biologische Systeme zugrunde liegen. Unterschiedlich hohe Emissionswerte können aufgrund von natürlichen jahreszeitlich- und witterungsbedingten Schwankungen entstehen und müssen nicht zwangsläufig auf generell klimaschädlichere Produktionssysteme hindeuten. Um derartige Einflüsse näher zu beleuchten, sind Messungen an einem Standort zu unterschiedlichen Zeitpunkten notwendig. Auf diesen Aspekt soll an dieser Stelle jedoch nicht näher eingegangen werden.

Einfluss der Allokationsart

Neben der Festlegung der Systemgrenzen, also der Entscheidung, welche Produktionsschritte in die Bilanzierung einbezogen werden, ist auch von Bedeutung, auf welche Outputs die errechneten Emissionen verteilt werden. Am Beispiel des Produktes Kuhmilch wird im Folgenden dargestellt, welchen Einfluss die Zuordnung der Emissionen auf die jeweiligen Produkte bei der Bilanzierung der THG-Emissionen haben kann. Derartige Gegenüberstellungen wären auch für weitere Produkte möglich, da die Wahl der Allokationsart nicht nur bei der Milchproduktion eine entscheidende Rolle spielt. Bei der Produktion und insbesondere der Verarbeitung von landwirtschaftlichen Pro-

dukten fallen oftmals Koppelprodukte an. In dem System Milchviehhaltung entstehen neben der Milch weitere sogenannte Koppelprodukte wie Kälber und Altkühe. Da die Milch zumeist das entscheidende Produkt der Milchviehhaltung darstellt, werden diese Koppelprodukte teilweise vernachlässigt. Werden neben der Milch weitere Produkte berücksichtigt, so kann dies nach unterschiedlichen Kriterien erfolgen. Die Tabelle 8 gibt einen Überblick über verschiedene Möglichkeiten der Allokation bei der THG-Bilanzierung der Milchproduktion.

Die Anteile der THG-Emissionen, die dem Produkt Milch zugerechnet werden, schwanken zwischen 63 und 100 %. Dabei können die unterschiedlichen Erklärungen für die Wahl der jeweiligen Allokationsmethode für sich genommen durchaus stimmig und überzeugend sein.

Tabelle 8:
Unterschiedliche Zuordnung der Emissionen zu (Koppel-) Produkten

Art der Allokation	Eigenschaften	Anteil der Milch an Gesamt-emissionen in %	Anteil der Koppel-produkte an Gesamtemissionen in %	Angabe zu Koppel-produkten	Autor / Methode
Keine Aufteilung auf Koppelprodukte		100	0		Cederberg & Stadig (2003); Deittert et al. (2008); Haas (2001); SEMCO (2006)
Zuordnung nach Gewichten	Koppelprodukte basierend auf Verkaufsgewichten	96,6	3,4	Kalb, 24 Monate alte männliche Tiere & Altkuh	Casey & Holden (2006)
Aufteilung nach ökonomischen Kriterien	Verteilung der Emissionen nach dem ökonomischen Wert der (Co-) Produkte	92	8 (6 % Altkuh; 2 % Kalb)	Kalb & Altkuh	Cederberg & Stadig (2003)
Aufteilung nach ökonomischen Kriterien	Verteilung der Emissionen nach dem ökonomischen Wert der (Co-) Produkte	92	8 (0,44 % Kalb; 5,5 % Altkuhfleisch; 0,057 % Tierfutter; 1,1 % Gülle; 0,19 % Leder)	Kalb, Altkuh-Fleisch, Tierfutter, Gülle, Leder	Wiltshire et al. (2009)
Aufteilung nach ökonomischen Kriterien	Verteilung entsprechend des jahresspezifischen Produktionswerts der (Co-) Produkte	91	9	Altkuh (Kalb: anteilig bei Milch- und Fleischprodukten angerechnet)	Schmidt & Osterburg (2009)
Physische Zuordnung (beruhend auf biologischen Zusammenhängen)	Einteilung entsprechend des physiologischen Futterbedarfs der Tiere zur Produktion von Milch und Fleisch	86	14	Fleisch	Lundie et al. (2009)
Aufteilung nach biologischen Kriterien	Einteilung entsprechend des physiologischen Futterbedarfs der Tiere zur Produktion von Milch und Fleisch	85	15	Bullenkälber und Altkühe	Cederberg & Mattsson (2000)
Erweiterte Systembe-trachtung	Berücksichtigt die Vermeidung der Fleischproduktion aus Mutterkuhhaltung durch Kalb-/Altkuh-Produktion der Milchviehhaltung	63	37	Kalb & Altkuh	Cederberg & Stadig (2003)
Zuordnung von Zeitab-schnitten	Zuweisung der Trockensteh-phase zum Kalb	Gesamtemissi-onen minus zwei Monate je Kalb	Emissionen von zwei Monaten je Kalb	Kalb	Faist (2000)

Quelle: eigene Zusammenstellung

Werden jedoch unterschiedliche Zuordnungen gewählt, je nachdem, welche konkrete Fragestellung mit Hilfe einer THG-Bilanzierung beantwortet werden soll, so leidet darunter die Vergleichbarkeit der Ergebnisse. Der Vergleich ist bei den dargestellten Studien teilweise auch deshalb erschwert, weil nicht genau ausgewiesen wird, ob es sich bei dem Koppelprodukt Fleisch nur um das Kalb oder die Altkuh handelt. Daraus lässt sich die Forderung ableiten, dass die bilanzierten Parameter detailliert aufzulisten sind.

Neben den Allokationen zwischen verschiedenen Produkten, wie Milch und Fleisch können auch innerhalb der Produktgruppen Zuteilungen der Emissionen erfolgen. Daten für Schweinefleisch aus der LCA Food Database werden beispielsweise nach ökonomischen Gesichtspunkten aufgeteilt. So werden einem Kilogramm Schweinefilet 4,56 kg CO_{2eq} zugerechnet, einem Kilogramm Hackfleisch hingegen nur 2,31 kg CO_{2eq}. Diese Zuteilung kann mit der höheren Zahlungsbereitschaft der Verbraucher für Filetstücke begründet werden, die einen höheren Preis für diese Produktteile bewirkt und die Produktion von Schweinefleisch insgesamt mehr fördert als Teile/Stücke, die mit einer geringeren Zahlungsbereitschaft verbunden sind. Schwankungen in der Preisrelation zwischen verschiedenen Produkten können allerdings dazu führen, dass Verbesserungen oder Verschlechterungen der THG-Bilanz einzelner Produktteile gar nicht in Zusammenhang mit tatsächlichen Veränderungen der THG-Emissionen stehen.

Zwischenfazit und erste Schlussfolgerungen

Für die Erarbeitung von THG-Minderungskonzepten ist von wesentlicher Bedeutung, die Unterschiede in den THG-Bilanzen von verschiedenen Produktionsverfahren, Lebensmitteln oder Lebensmittelgruppen zu kennen. Nur so können Belastungsschwerpunkte und besondere Risiken erkannt und Prioritäten bei der Reduzierung von Carbon Footprints gesetzt werden. Für die Ableitung von Maßnahmen, die auf Marktreaktionen insbesondere von Verbrauchern setzen, wird ein sowohl transparentes wie nachvollziehbares Informationsgerüst zur THG-Relevanz von verschiedenen Produktions- und Verarbeitungsschritten, zum Transport und zu anderen emissionsrelevanten Faktoren im System Lebensmittelerzeugung gebraucht.

Dabei ist es für die Ableitung von Klimaschutzmaßnahmen wichtig ausschließen zu können, dass methodische Unterschiede bei den Bilanzierungen die Ergebnisse stark beeinflussen. Tatsächlich zeigt sich jedoch, dass ein Vergleich zwischen den veröffentlichten Emissionswerten häufig nur eingeschränkt möglich ist, da sich die Vorgehensweisen bei den Bilanzierungen teilweise stark unterscheiden. Wie bereits erwähnt, erfolgt die Bilanzierung der THG-Emissionen im Ernährungsbereich derzeit nicht nach international einheitlichen Standards, sondern wird auch

davon beeinflusst, welche Institution diese durchführt und auf welche Fragestellungen der Fokus gelegt wird. Aus diesem Grund ist die Entwicklung von Bilanzierungsstandards zu fordern. Standards garantieren die Verlässlichkeit der Daten und zeigen auf, welche Ergebnisse für einen Vergleich geeignet sind. Zu fordern bleibt also, das Durcheinander der Systemvermischungen durch eine klärende Debatte in der Wissenschaft zu überwinden.

Grundsätzlich ist die Frage zu stellen, welcher Teil des Lebensweges bei der Bilanzierung zur Ableitung von Handlungsempfehlungen sinnvollerweise zu berücksichtigen ist. Sollen sich die Handlungsempfehlungen zum Beispiel an die Verbraucher richten, sind folgende Aspekte zu berücksichtigen: Im Bereich der Verarbeitung kann die jeweilige Energieeffizienz der eingesetzten Technologien zu Unterschieden in den Emissionswerten führen. Auch die Lagerung und Distribution von Produkten kann unterschiedlich klimafreundlich gestaltet sein. Große Varianzen bestehen ebenso auf der Seite der Verbraucher, die durch die Wahl der Transportmittel (Fahrrad, Auto) und Art der Lagerung starken Einfluss auf die Gesamtbilanz nehmen können. Außerdem ist die Art der Zubereitung bedeutsam, u.a. mit welchen Haushaltsgeräten welche Portionsmengen zubereitet werden. Teilweise ist der Lebenszyklusabschnitt, der sich in den Haushalten der Verbraucher abspielt, für die gesamte THG-Bilanz sehr relevant. Die Komplexität der Handlungsoptionen in der Haushaltsphase erschwert jedoch die Einbeziehung dieses Bereiches in die THG-Bilanzierung von Lebensmitteln. Unter diesem Aspekt erscheint es nicht sinnvoll, den Carbon Footprint der Lebensmittelproduktion und der Verbrauchsphase zu kombinieren.

4 Steuerungsmöglichkeiten im Ernährungssektor

Durch die Analyse der Klimawirkung verschiedener Produktgruppen lassen sich Aussagen darüber treffen, in welchen Bereichen das Ernährungssystem besonders starke Auswirkungen auf das Klima hat und sich somit vielversprechende Ansatzpunkte für den Klimaschutz bieten. Die Ergebnisse der THG-Bilanzierungen können also herangezogen werden, um die Hauptstellschrauben für Maßnahmen des Klimaschutzes innerhalb des Ernährungssektors aufzuzeigen. Ansatzpunkte ergeben sich sowohl auf der Seite der Konsumenten als auch entlang der Produktions- und Handelsprozesse.

Sämtliche Stufen der Wertschöpfungskette im Ernährungssektor können zur Reduktion der THG-Emissionen beitragen. So haben der Lebensmitteleinzelhandel und -großhandel die Möglichkeit die THG-Emissionen des Ernährungssektors zu reduzieren, indem sie die Zusammensetzung ihrer Sortimente sowie die Lagerung und Distribution nach Aspekten des Klimaschutzes ausrichten. In der Verarbeitungsindustrie bietet unter anderem die Stei-

gerung der Energieeffizienz Möglichkeiten, einen Beitrag zum Klimaschutz zu leisten. Auf landwirtschaftlicher Ebene kann durch Anpassungen der Produktionsmethoden, die Klimabelastung der Lebensmittelherstellung verringert werden. Beispiele sind der effizientere Einsatz von mineralischen und organischen Stickstoffdüngern, die Etablierung von emissionsarmen Verfahren der Güllelagerung und -ausbringung sowie eine veränderte Zusammenstellung der Futtermittelrationen in der Tierhaltung.

Die Realisierung derartiger Einsparpotentiale bedarf entsprechender Anreize. Auf staatlicher Seite bieten sich eine Vielzahl unterschiedlicher Möglichkeiten zur Förderung einer klimafreundlichen Ausgestaltung der Land- und Ernährungswirtschaft. Hierzu zählen unter anderem: Information und Aufklärung von Unternehmen (Wissentransfer), Förderung von Forschung und Entwicklung, „Auszeichnung/Belohnung“ für Unternehmen mit besonders guter Effizienz und/oder Klimabilanz, Verbesserung der Transporteffizienz (z. B. mit Bahn- und Schiffsverkehr), Vereinbarungen mit dem Lebensmitteleinzelhandel über klimafreundliche Produktzusammenstellung, Aufklärung der Verbraucher (Förderung des klimafreundlichen Konsums), Investitionsförderung klimafreundlicher Technik, Steuern und Abgaben.²

Auf der Konsumentenebene kann die Aufklärung über die „Klimaschädlichkeit“ bestimmter Lebensmittel bei Verbrauchern mit hoher Umweltpräferenz zu einer freiwilligen Bevorzugung der klimafreundlicheren Produkte führen. Mit ihrer Nachfrage wirken die Konsumenten auf das Angebot an Lebensmitteln im Lebensmitteleinzelhandel ein und haben durch die Zusammenstellung ihres Einkaufes einen Einfluss auf die Klimaschädlichkeit ihres Lebensmittelkonsums. Die Voraussetzung für ein entsprechendes Verhalten der Verbraucher ist deren Wissen darüber, wie ein möglichst klimafreundlicher Konsum gestaltet werden sollte. Derartige Informationen können den Konsumenten über allgemeingültige Aussagen oder eine Kennzeichnung von Lebensmitteln mit einem Label vermittelt werden.

Bereits heute werden die Verbraucher oftmals mit Aussagen über die Klimaschädlichkeit von Produkten konfrontiert. Es werden Handlungsanweisungen gegeben, wie ein klimafreundlicher Konsum gestaltet werden kann. Vor dem Hintergrund, dass die Klimawirkung von Lebensmitteln heutzutage bereits über verschiedene Wege (Label, Handlungsempfehlungen) kommuniziert wird, soll im

Folgenden kritisch reflektiert werden, inwieweit die grundlegenden Zusammenhänge dies rechtfertigen und an welchen Stellen Pauschalierungen problematisch sind. Dabei geht es zunächst um allgemeingültige Handlungsempfehlungen und anschließend um die Möglichkeit, Lebensmittel mit einem Klima-Label zu kennzeichnen. Abschließend werden die Grenzen der Steuerungsmöglichkeiten durch eine veränderte Nachfrage beleuchtet.

4.1 Handlungsempfehlungen

Die Öffentlichkeit schenkt der klimafreundlichen Ausrichtung der Ernährung eine immer größere Aufmerksamkeit. Es werden vermehrt Beiträge zu diesem Thema veröffentlicht, die konkrete Empfehlungen für die klimafreundliche Gestaltung von Einkauf, Lagerung und Zubereitung beinhalten. Da Handlungsempfehlungen das Potential haben, weit verbreitet und tatsächlich handlungsrelevant zu werden, ist eine Diskussion über deren Aussagekraft und Verlässlichkeit notwendig.

Nur wenn Handlungsempfehlungen konkret, verständlich und praktikabel sind, ist zu erwarten, dass sie von den Verbrauchern berücksichtigt werden. Dazu müssen Sachverhalte vereinfacht und verallgemeinert werden. Dem steht die Komplexität der Klimaauswirkungen des Bereiches Ernährung konträr gegenüber. Die im vorangegangenen Kapitel vorgestellten methodischen Unterschiede von Bilanzierungen erschweren die Vergleichbarkeit der Ergebnisse und damit die Ableitung von Empfehlungen. Doch selbst bei einer einheitlichen Vorgehensweise bei der Bilanzierung produktbezogener THG-Emissionen können sich die Beurteilung der Klimaschädlichkeit von Lebensmitteln und die Verallgemeinerung von Ergebnissen schwierig gestalten. Inwieweit die Pauschalisierung der jeweiligen Bereiche problematisch ist, wird im weiteren Verlauf dieses Kapitels erörtert. Dabei werden diejenigen Handlungsanweisungen beleuchtet, die im Zusammenhang mit der Klimaschutzthematik derzeit häufig im Gespräch sind:

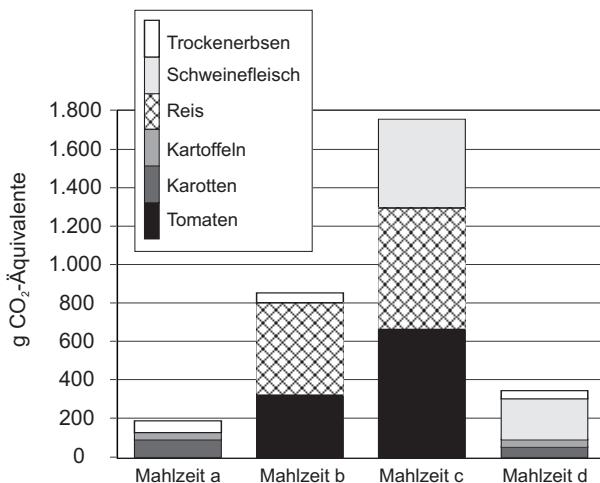
- Reduktion tierischer Produkte
- Bevorzugung von Produkten aus ökologischem Landbau
- Konsum regionaler Produkte
- Kauf von saisonalem Gemüse und Obst aus dem Freiland
- Bevorzugung frischer, gering verarbeiteter Lebensmittel
- Einsatz energieeffizienter Haushaltsgeräte
- klimafreundliche Gestaltung des Einkaufs (zu Fuß oder mit dem Fahrrad)
- Reduktion des Abfalls / der Lebensmittelverluste

² Eine intensive Diskussion aller möglichen Maßnahmen entlang der Wertschöpfungskette wäre sinnvoll, würde jedoch den Rahmen dieses Beitrages sprengen und bleibt deshalb anderen vorbehalten. Dieser Beitrag konzentriert sich im Folgenden aufgrund der zunehmenden Diskussion von Maßnahmen, die auf Verhaltensänderungen bei den Verbrauchern abstellen, auf die kritische Reflektion von Handlungsempfehlungen zum klimafreundlichen Konsum. Ob die Vermittlung von Handlungsempfehlungen an die Verbraucher der wirksamsten Hebel ist, ist jedoch kritisch zu hinterfragen.

Reduktion tierischer Produkte

Der Konsum tierischer Produkte geht im Vergleich zu pflanzlichen Produkten zumeist mit höheren Klimabbelastungen einher. Insbesondere verursacht der Konsum von Rindfleisch ungleich mehr THG-Emissionen als vegetarische Kost bei gleichem Energiegehalt. In Diskussionen und Artikeln über eine klimafreundliche Ernährung wird daher oftmals der Appell an die Verbraucher gerichtet, den Konsum tierischer Produkte, insbesondere Rindfleisch, einzuschränken.

Je nachdem, womit tierische Produkte substituiert werden, ist jedoch auch ein Anstieg der verursachten THG-Emissionen von Mahlzeiten möglich. Wird beispielsweise der Schweinefleischkonsum reduziert und dafür der Verbrauch von Reis und Gemüseprodukten aus dem Gewächshaus erhöht, kann sich die Klimabilanz durch diese Ernährungsänderung verschlechtern. Das zeigen zum Beispiel Berechnungen von Carlsson-Kanyama (1998). Wie der Abbildung 2 entnommen werden kann, ist ein vegetarisches Essen nicht zwangsläufig mit niedrigeren Treibhausgasemissionen verbunden als ein fleischhaltiges Mahl-



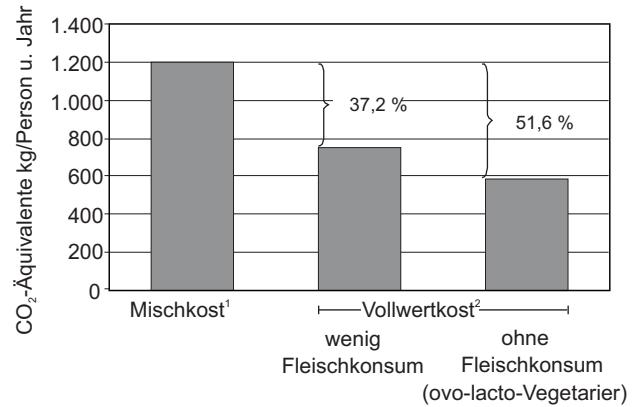
Quelle: Carlsson-Kanyama (1998)

Abbildung 2:

Treibhausgasemissionen von vier verschiedenen Mahlzeiten mit demselben Energie- und Eiweißgehalt (2 MJ und 22 bis 24 g Protein)

Trotz dieser theoretischen Überlegungen zur Substitution tierischer Produkte ist der wichtige Einfluss der Tierhaltung bei den THG-Emissionen weitgehend umstritten. Beispielsweise weist eine Studie der FAO der Tierhaltung einen Beitrag von 18 % an den gesamten anthropogenen THG-Emissionen zu (Steinfeld et al., 2006) und weist damit auf das große Minderungspotential dieses Bereiches hin. Die Ergebnisse der Bilanzierungen von Taylor (2000) und Hoffmann (2002) unterstützen diese Empfehlung. Wie die Abbildung 3 zeigt, können Verbraucher/innen durch den

Wechsel der Ernährungsweise von der Mischkost zur ovo-lacto-vegetarischen Ernährung, die Treibhausgasemissionen der Ernährung um knapp 52 % verringern. Bei einer ovo-lacto-vegetarischen Ernährungsweise wird auf den Konsum von Fleisch verzichtet, nicht aber auf Milch- und Eiprodukte.³



¹ Hoher Verzehr an Brot/Backwaren (vorwiegend aus Auszugsmehlen), Kartoffeln, Fleisch-/waren, Erfrischungsgetränken, Kaffee und Tee; geringer Verzehr an Gemüse, Hülsenfrüchten, Obst, Nüssen und Samen.

² Hoher Verzehr an Gemüse, Obst, Vollkornprodukten, Kartoffeln, Hülsenfrüchten, Milch-/produkten, Nüssen und Samen; geringer oder kein Verzehr an Fleisch/Fisch

Quelle: Hoffmann (2002)

Abbildung 3:

Treibhausgasemissionen verschiedener Ernährungsweisen

Wiegmann et al. (2005) ermittelten ein etwas niedrigeres Reduktionspotential. Ihren Berechnungen zufolge reduziert eine Halbierung des Fleischkonsums die mit der Ernährung verbundenen Treibhausgasemissionen lediglich um 5,2 %. Die Kalkulationen von Faist (2000) ergeben einen um 24 % geringeren Energiebedarf bei einem kompletten Verzicht auf tierische Produkte, jedoch nur ein Einsparpotential von 4 % bei einem Wechsel zu einer ovo-lacto-vegetarischen Ernährung.

Bevorzugung von Produkten aus ökologischem Landbau

Die Ergebnisse der Klimabilanz der ökologischen Landwirtschaft zeigen ein differenziertes Bild. In verschiedenen Studien wurde ermittelt, dass in der ökologischen Pflanzenproduktion trotz der geringeren Erträge weniger Treibhausgase je kg Produkt emittiert werden als bei konventionellen Anbauverfahren (vgl. Tabelle 9). Bedeutsam ist dabei unter anderem der Verzicht auf den Einsatz von Mineraldünger, der in einem sehr energieaufwendigen

³ Hier soll kritisch angemerkt werden, dass die Tierhaltung nicht ausschließlich Produkte vom lebenden Tier (Bsp.: Ei, Milch) liefert, sondern immer auch Fleischprodukte (Bsp.: Altkuh, Kalb).

Prozess hergestellt wird und daher mit einer starken Klimabelastung einher geht (Bokisch et al., 2000; Hirschfeld et al., 2008; Hüsbergen & Küstermann, 2007).

Auch Rahmann et al. (2008) schließen in einem umfassenden Literaturüberblick, dass der ökologische Landbau weniger Treibhausgase freisetzt als vergleichbare konventionelle Systeme. Dabei wird jedoch darauf verwiesen, dass es gegenwärtig unterschiedliche Aussagen über die Klimarelevanz des ökologischen Landbaus gibt. Eine eindeutige Festlegung erscheint tatsächlich schwierig, wie Ergebnisse aus dem Bereich der Milchproduktion zeigen. In der Tabelle 10 sind die Ergebnisse einiger Studien gelistet, die THG-Bilanzierungen sowohl für ökologische als auch für konventionelle Produktionsverfahren durchgeführt haben.

Die aufgelisteten Studien kommen bei der Bilanzierung ökologischer und konventioneller Produktion zu keinem einheitlichen Ergebnis. Zwei der insgesamt sieben Studien können keinen eindeutigen Unterschied der Systeme feststellen (Cederberg & Flysjö, 2004; Haas et al., 2001), fünf Studien sehen die stärkere Belastung bei der konventionellen Produktion (Cederberg & Mattson, 2000; GEMIS, 2009; Hirschfeld et al., 2008; Lindenthal et al., 2010, Plassmann & Edwards-Jones, 2009) und zwei weitere stellen fest, dass die ökologische Milchproduktion mit einer stärkeren Klimabelastung einhergeht (Thomassen et al., 2007; Williams et al., 2006). Die Gründe für derartige Ergebnisunterschiede können vielfältig sein. Einflüsse haben die Datengrundlage sowie die gewählte Methode.

Tabelle 9:

Vergleich der THG-Emissionen pflanzlicher Produkte aus ökologischem und konventionellem Anbau

Quelle	Bezug (Produkt)	Konventionelle Produktion THG in g CO _{2eq} / kg Produkt	Ökologische Produktion THG in g CO _{2eq} / kg Produkt	Land
Bokisch et al. (2000)	Winterweizen	314	193	Deutschland
Hirschfeld et al. (2008)	Winterweizen	403 herkömmlicher Betrieb 365 „best-practice“-Betrieb	180 herkömmlicher Betrieb 141 „best-practice“-Betrieb	Deutschland
Hüsbergen & Küstermann (2007)	Pflanzenbau	370	274	Deutschland
GEMIS (2010)	Weizen	404	273	Deutschland

Quelle: eigene Zusammenstellung

Tabelle 10

Vergleich der THG-Emissionen von Kuhmilch aus ökologischem und konventionellem Anbau

Ergebnis	Quelle	Konventionelle Produktion THG in kg CO _{2eq} / kg Produkt	Ökologische Produktion THG in kg CO _{2eq} / kg Produkt	Land
Ökologische Produktion klimafreundlicher	GEMIS (2009)	0,98	0,92	Deutschland
	Hirschfeld et al. (2008)	0,85 herkömmlicher Betrieb 0,70 „best-practice“-Betrieb	0,78 herkömmlicher Betrieb 0,63 „best-practice“-Betrieb	Deutschland
	Plassmann & Edwards-Jones (2009)	1,6 (1,0 – 3,2)	1,3 (0,9 – 2,4)	Großbritannien
	Lindenthal et al. (2010)	1,2	1,0 (EU-Standard)	Österreich
	Cederberg & Mattson (2000)	1,1	0,95	Schweden
Klimabelastung konventioneller und ökologischer Verfahren ähnlich hoch	Cederberg & Flysjö (2004)	0,90 hohe Intensität / Leistung 1,04 mittlere Intensität / Leistung	0,94 (keine statistisch signifikanten Unterschiede zur konventionellen Produktion)	Schweden
	Haas et al. (2001)	1,3 intensive Produktion (1,0 extensivierte Produktion)	1,3	Deutschland
Konventionelle Produktion klimafreundlicher	Williams et al. (2006)	1,06	1,23	Großbritannien
	Thomassen et al. (2007)	1,4	1,5	Niederlande

Quelle: eigene Zusammenstellung

Bei der Diskussion um die Klimawirkungen des ökologischen Landbaus sind die Aspekte der Systemgrenzen besonders bedeutend. Durch die unter mitteleuropäischen Bedingungen häufig geringeren Erträge im ökologischen Landbau ist der Flächenbedarf für die gleiche Produktionsmenge höher. Dies kann zu einer Verdrängung von klimafreundlicheren Nutzungsalternativen des Bodens (Grünland, Wald) führen und damit negative Auswirkungen auf das Klima haben. Dieser Aspekt würde insbesondere dann an Bedeutung gewinnen, wenn sich der Anteil der ökologischen Landwirtschaft stark erhöht. Andererseits ist die ökologische Landwirtschaft in Deutschland weit weniger auf Futtermittelpakete angewiesen als die konventionelle, da ein Großteil der benötigten Eiweißfuttermittel hierzulande angebaut wird (bspw. Bohnen und Erbsen). In der konventionellen Tierhaltung spielt der Import von Soja hingegen eine bedeutende Rolle und hat damit Auswirkungen auf die Landnutzung in den Soja-Anbauregionen. Die Berücksichtigung dieses Zusammenhangs bei der Kalkulation der THGs beeinflusst das Abschneiden der konventionellen Milchproduktion. Ein weiterer Aspekt bei dem Vergleich der verschiedenen Produktionsverfahren ist die CO₂-Bindung durch den Humusaufbau im Boden, der für die ökologische Bewirtschaftung typisch ist (Rahmann et al., 2008). Inwieweit die Anrechnung der potentiellen CO₂-Speicherung im Boden sinnvoll ist, soll an dieser Stelle nicht näher erläutert werden. Fest steht jedoch, dass die Berücksichtigung derartiger Faktoren das Bilanzierungsergebnis beeinflusst.

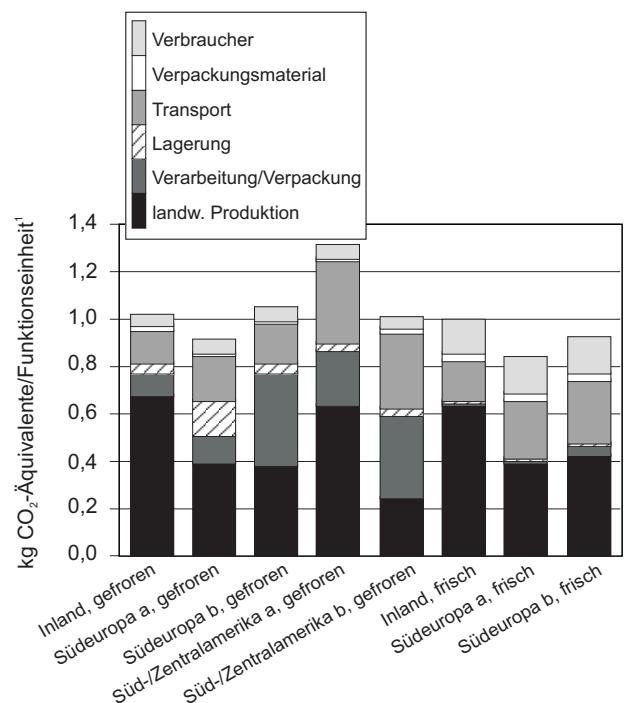
Konsum regionaler Lebensmittel

Dem Transport von Nahrungsmitteln bis zur Stufe des Lebensmitteleinzelhandels werden 3,8 bis 8 % der ernährungsbedingten THG-Emissionen zugerechnet (Kjer et al., 1994, Taylor, 2000). Dabei ist der Import aus Übersee für einen Großteil (fast 70 %) des Transportaufkommens verantwortlich, obwohl dieser nur einen geringfügigen Teil (3,5 %) der ernährungsrelevanten Güter in Deutschland betrifft (Lauber & Hoffmann, 2001).

Bedeutend ist der Transport insbesondere bei Lebensmitteln, die mit dem Flugzeug importiert werden, etwa bei Überseeimporten von frischem Fisch oder Erdbeeren. Aufgrund der erheblichen Klimabelastung durch Flugzeuge spiegelt sich ein solcher Transport sehr stark im Carbon Footprint dieser Produkte wieder (Wiegmann et al., 2005). Es wird ein weiterer Anstieg der Flugimporte von Lebensmitteln erwartet, womit auch die Bedeutung der transportbedingten THG-Emissionen zunehmen wird (Foster et al., 2006). Die starken Auswirkungen der Flugtransporte auf das Klima lassen die pauschale Aussage zu, dass mit dem Flugzeug transportierte Lebensmittel dem Klima mehr schaden als Lebensmittel, die mit einem anderen Trans-

portmittel befördert wurden. Eine Kennzeichnung der mit dem Flugzeug transportierten Lebensmittel könnte den Verbrauchern daher die Möglichkeit geben, den Kauf dieser besonders klimaschädlichen Produkte zu vermeiden.

Doch regionale Produkte verfügen nicht per se über eine bessere THG-Bilanz. Nach Wiegmann et al. (2005) schneiden diese bei den transportbedingten Treibhausgasemissionen zum Teil sogar schlechter ab, da die Transporte in der Region mit kleineren Fahrzeugen durchgeführt werden und häufig durch eine geringere Auslastung und schlechtere Logistikketten gekennzeichnet sind. Auch die Berechnungen von Lagerberg-Fogelberg & Carlsson-Kanyama (2006) für Broccoli zeigen, dass regionale Produkte im Hinblick auf Treibhausgasemissionen nicht immer die bessere Wahl sind (siehe Abbildung 4). Die unterschiedlichen Produktionssysteme und Ertragshöhen in den verschiedenen Ländern sind in diesem Beispiel bedeutend. So wiegen die günstigeren Produktionsbedingungen in Südeuropa die transportbedingten Treibhausgasemissionen auf. Dieser Zusammenhang ist besonders dann relevant, wenn das importierte Gemüse im Freiland und das regionale Gemüse im Gewächshaus produziert werden.



¹ Funktionseinheit frischer Broccoli: 1,0 kg; gefrorener Broccoli: 1,1 kg

Quelle: Lagerberg-Fogelberg & Carlsson-Kanyama (2006)

Abbildung 4:

Treibhausgasemissionen für Broccoli in Schweden bei unterschiedlicher Herkunft und Verarbeitung

Auch Edwards-Jones et al. (2008) kommen auf Grundlage ihrer Literaturanalyse zu dem Schluss, dass keine

eindeutige Aussage darüber getroffen werden kann, ob regionale Lebensmittel weniger Treibhausgasemissionen verursachen als die entsprechenden Produkte, die nicht regional erzeugt wurden. Eine derartige Einschätzung wird auch dadurch erschwert, dass der Begriff der Regionalität in unterschiedlichen Studien nicht einheitlich definiert wird. Zudem sollte bedacht werden, dass die THG-Emissionen von regionalen Produkten keineswegs ausschließlich in der Region entstehen. Teilweise wird ein erheblicher Anteil der produktbedingten THG-Emissionen durch importierte Vorleistungsprodukte wie beispielsweise Futtermittel verursacht (Plassmann & Edward-Jones, 2009). Auch der Aspekt der Systemgrenzen spielt für die Beurteilung der Klimawirkung regionaler Produkte eine bedeutende Rolle. Nur eine einheitliche Methode bei der Bilanzierung ermöglicht einen aussagekräftigen Vergleich zwischen Produkten unterschiedlicher Herkunft (Demmeler & Burdick, 2005).

Kauf von saisonalem Gemüse und Obst aus dem Freiland

Die Produktion von Gemüse wirkt sich unterschiedlich stark auf das Klima aus, je nachdem, ob es im Freiland oder in beheizten Treibhäusern angebaut wird. Durch den hohen Energieaufwand für die Wärmeerzeugung liegen die THG-Emissionen beim Anbau im Treibhaus 5- bis 30-mal höher als bei der Gemüseerzeugung im Freiland (Freyer & Dorninger, 2008). Die Bereitstellung saisonaler Produkte erfordert nur einen geringen Aufwand für die Lagerung. Ebenso ist der saisonale Anbau von Gemüse im Freiland mit weniger Emissionen verbunden als der alternative Anbau im Gewächshaus, der durch die Möglichkeit der Beheizung auch asaisonale möglich ist.

Frische, gering verarbeitete Lebensmittel

Die Verarbeitungstiefe von Lebensmitteln hat einen Einfluss auf die produktbedingten THG-Emissionen. Vor allem Produkte, die einen Trocknungsprozess durchlaufen, sind oftmals mit hohen Treibhausgasemissionen verbunden. So verursachen Pommes Frites durch die energieaufwendige Verarbeitung im Vergleich zu frischen Kartoffeln etwa die 20fache Menge an Emissionen ($5,8 \text{ kg CO}_{2\text{eq}}/\text{kg}$ Pommes Frites im Vergleich zu $0,3 \text{ kg CO}_{2\text{eq}}/\text{kg}$ Kartoffel; Wiegmann et al., 2005). Ein weiteres Beispiel ist die Verarbeitung von Äpfeln zu getrockneten Apfelfringen, die mit einer Erhöhung der emittierten Treibhausgase um mehr als das 40fache einhergeht ($0,057 \text{ kg CO}_{2\text{eq}}/\text{kg}$ Äpfel; $2,339 \text{ kg CO}_{2\text{eq}}/\text{kg}$ Apfelfringe; Hoffmann, 2002).

Bei tiefgekühlten Lebensmitteln ist die Aufrechterhaltung der Kühlkette während des Transports und der Lagerung energieaufwendig und mit der Emission von Treibhausgasen verbunden. Daher verursacht beispielsweise tiefgekühltes Gemüse drei Mal mehr THG-Emissionen als

frisches Gemüse. Lässt diese Aussage zunächst auf einen erheblichen Einfluss der Kühlung schließen, sollte doch beachtet werden, dass es sich bei Gemüse um ein Lebensmittel handelt, das generell nur mit wenigen THG-Emissionen verbunden ist. Der Aufwand der Kühlung fällt bei Lebensmitteln, die insgesamt hohe THG-Emissionen verursachen, wesentlich weniger ins Gewicht. Bei Rindfleisch beeinflusst die Tiefkühlung das Gesamtergebnis nur mit einem Anstieg um etwa 5 % (GEMIS, 2009, vgl. Tabelle 7).

Dem Verderb von Lebensmitteln könnte bei dieser Bewertung allerdings eine entscheidende Rolle zugunsten von Tiefkühlkost zukommen, da bei frischen Lebensmitteln die Verluste meist höher sind. Systematische Untersuchungen zu diesem Thema gibt es jedoch bisher noch nicht.

Einsatz energieeffizienter Haushaltsgeräte

Neben der Produktion und dem Transport von Lebensmitteln sind auch die daran anschließenden Prozessschritte an den Treibhausgasemissionen entscheidend beteiligt. Die Auswirkungen der Lagerung und Zubereitung von Lebensmitteln in privaten Haushalten sind von ähnlich großer Bedeutung wie die Herstellung der Produkte bis hin zum Lebensmitteleinzelhandel. Wiegmann et al. (2005) ordnen mit 52 % den größten Anteil an den gesamten ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen dem Energieverbrauch für die Lebensmittellagerung, die Mahlzeitzubereitung und die Raumwärme in privaten Haushalten zu. Insbesondere Kühlgeräte und Geschirrspüler spielen dabei bedeutende Rollen (Wiegmann et al.; 2005). Wichtige Ansatzpunkte zur Verringerung der ernährungsbedingten THG-Emissionen sind demnach im Bereich der Haushalte zu finden.

Klimafreundliche Gestaltung des Einkaufs

Ein weiterer Ansatzpunkt für den Klimaschutz im Bereich des Ernährungssektors bietet die Gestaltung der Einkaufsfahrten, da insbesondere die PKW-Nutzung mit einer deutlichen Klimabelastung verbunden ist. Das folgende Beispiel veranschaulicht den Einfluss, den die Einkaufsfahrt und eine geänderte Produktwahl in einem konkreten Fall haben können: Tiefgekühltes Gemüse verursacht im Vergleich zu frischem Gemüse die dreifache Menge an THG-Emissionen. Entscheidet sich ein Verbraucher zugunsten des Klimas für 1 kg frischer anstelle von tiefgekühlter Ware, so spart er damit eine geringere Menge an THG-Emissionen ein (nämlich $268 \text{ g CO}_{2\text{eq}}$), als er durch eine 2 km lange Autofahrt verursacht (ca. $330 \text{ g CO}_{2\text{eq}}$) (GEMIS, 2009; KBA, 2009). Das Einsparpotential durch die Wahl der klimafreundlicheren Alternative innerhalb der Produktgruppe Gemüse erscheint zunächst groß. Dieser Einfluss wird jedoch relativiert, wenn die Klimaauswirkung der PKW-Nutzung verglichen wird. Diese Gegenüberstel-

lung weißt zum einen darauf hin, dass zur Einschätzung der Wirksamkeit einzelner Verhaltensänderungen ein Vergleich zwischen verschiedenen Maßnahmen in unterschiedlichen Kategorien sinnvoll ist. Zum anderen wird deutlich, dass die Nutzung von PKWs ein wichtiger Ansatzzpunkt für den Klimaschutz im Rahmen des privaten Konsums ist.

Reduktion des Abfalls / der Lebensmittelverluste

Ein erhebliches Einsparpotential bietet zudem die Vermeidung von Abfällen. In einer schweizerischen Studie kalkuliert Jungbluth (2000) mit 10 % Lebensmittelverlusten auf der Verbraucherebene. Heller & Keoleian (2003) ermitteln für die USA Verluste in Höhe von 26 %. Die Ergebnisse einer britischen Studie (WRAP, 2008) liegen mit ca. 30 % auf der Verbraucherebene in einem ähnlichen Bereich. Allein die Reduktion der Menge an Lebensmitteln, die von den Verbrauchern gekauft, aber nicht konsumiert wird, könnte also einen eindeutigen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Lebensmittelverluste entstehen jedoch nicht nur beim Verbraucher, sondern auch auf den vorangehenden Stufen der Wertschöpfungskette, also während der Produktion, der Lagerung, der Verarbeitung und im Handel. Auch in diesen Bereichen bieten sich sinnvolle Ansatzzpunkte zur Einsparung von THG-Emissionen durch die Vermeidung von Abfällen.

4.2 Labeling

Im Gegensatz zu den zuvor diskutierten Handlungsempfehlungen, die Aussagen zu Klimaauswirkungen von Konsummustern und Lebensmittelgruppen treffen, beziehen sich Label direkt auf das damit gekennzeichnete Produkt. Derartige Label sind bereits auf bestimmten Lebensmittelprodukten in einigen Ländern zu finden, und auch in Deutschland gibt es Überlegungen, diese einzuführen (PCF, 2009). Je nach Kommunikationsstrategie lassen sich Klima-Label in verschiedene Gruppen einteilen: *Low Carbon Label* weisen auf eine besonders klimaschonende Wirtschaftsweise des Produktionsunternehmens hin. *Carbon Intensity Label* vermitteln den Konsumenten über ein Label, welche Menge an CO₂-Äquivalenten durch die Produktion einer bestimmten Menge des Produktes entstanden ist. *Carbon Rating Label* kennzeichnen Produkte, die innerhalb einer Kategorie besonders gut abschneiden. *Carbon Neutral Label* werden für Produkte vergeben, deren bilanzierte THG-Emissionen durch die Unterstützung von Emissions-Reduktions-Maßnahmen kompensiert wurden, beispielsweise durch Wiederaufforstungsprojekte (Walter & Schmidt, 2008).

Ist ein Produkt bereits mit einem oder sogar mehreren anderen Labeln gekennzeichnet, so kann eine weitere

Kennzeichnung zu einer Verwirrung der Verbraucher führen. Bei Routinekäufen wie dem Lebensmitteleinkauf erfassen die Konsumenten nur begrenzt Informationsgehalte. Auch besonders komplexe Informationen können den Konsumenten überfordern, wie beispielsweise die grammgenaue Angabe des Carbon Footprint. Der Vergleich der Werte verschiedener Lebensmittel übersteigt möglicherweise die Kapazitätsgrenze der Konsumenten hinsichtlich der Informationsverarbeitung (Eifert & Figge, 1995; Eisend et al., 2008).

Die Grundlage für die Kennzeichnung einzelner Lebensmittel bildet zumeist die Ermittlung des Carbon Footprint. Die Schwierigkeiten, die sich durch methodische Unterschiede bei der Bilanzierung ergeben, wurden im Laufe dieses Artikels bereits beleuchtet. Im Hinblick auf die Produktkennzeichnungen sind weitere Aspekte von Bedeutung: So schwankt die übliche Portionsgröße verschiedener Lebensmittelprodukte stark. Auch wenn beispielsweise ein mit dem Flugzeug importiertes Gewürz sehr hohe THG-Emissionen je kg Produkt verursachen würde, so wäre der Einfluss auf die Gesamtbilanz einer Mahlzeit vermutlich gering, weil Gewürze in vergleichsweise kleinen Mengen eingesetzt werden. Da standardisierte Gewichtseinheiten als Bezugsbasis problematisch sind, könnte die Angabe des Carbon Footprint üblicher Portionsgrößen sinnvoll sein.

Flachowsky & Hachenberg (2009) sehen das Gewicht für Lebensmittel tierischer Herkunft generell nicht als optimale Bezugsbasis. Da die Tierproduktion in Europa stärker auf die Erzeugung von Eiweiß als auf die Gesamtmenge abzielt, wird die Bezugsbasis „essbares Eiweiß tierischer Herkunft“ vorgeschlagen. Diese Angabe würde die Vergleichbarkeit tierischer Lebensmittel untereinander erhöhen, den Vergleich mit Lebensmitteln pflanzlicher Herkunft (und entsprechend anderer Bezugsbasis) jedoch erschweren.

Da die Herkünfte der eingesetzten Rohstoffe in der weiterverarbeitenden Industrie häufig wechseln können, müsste die Bilanzierung der Herstellung dementsprechend regelmäßig angepasst werden. Es würde jedoch einen enormen Aufwand bedeuten, jede Lebensmittelcharge zu bilanzieren. Die Nutzung von Durchschnittswerten schränkt die Aussagekraft der vermittelten Information über die Klimawirkung der einzelnen Produkte wiederum ein.

Insbesondere auf Unternehmensebene ist anzunehmen, dass das Labeling von Lebensmittelprodukten nur dann durchgeführt wird, wenn entsprechende (äußere) Anreize vorhanden sind. Dies könnten beispielsweise Förderungen, rechtliche Regelungen oder Wettbewerbsvorteile sein. Um zu gewährleisten, dass die Bilanzierung immer auf das Ziel des Klimaschutzes ausgerichtet wird, können Kontrollen durch unabhängige Institutionen oder eine staatliche Aufsicht ratsam sein.

Die genannten Aspekte verdeutlichen, dass die Kommunikation der Carbon Footprints von Lebensmitteln über ein Label mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden ist. Ob sich trotz der damit verbundenen Herausforderungen ein einheitliches System zur Kennzeichnung von Lebensmitteln etablieren wird, ist daher zu bezweifeln (Grießhamer & Hochfeld, 2010).

4.3 Grenzen der Steuerungsmöglichkeit

Wie in den vorangegangenen Kapiteln diskutiert wurde, hat die Vermittlung der Klimawirkung von Lebensmitteln über Handlungsanweisungen oder Klima-Label das Ziel, zu einer veränderten Nachfrage der Konsumenten zu führen. Da die Auswirkungen der Produktion, des Transportes und des Konsums von Lebensmitteln auf das Klima sehr komplex sind, besteht hier ein hoher Kommunikationsbedarf. Gelingt die Vermittlung derartiger Sachverhalte, kann dadurch eine Nachfrageänderung bewirkt werden. Es ist zu erwarten, dass klimafreundliche Lebensmittel Verbraucher mit einem ausgeprägten Klimabewusstsein ansprechen. Das Interesse an der Thematik Klimaschutz und klimafreundlicher Ernährung muss aber nicht zwangsläufig dazu führen, dass derartige Eigenschaften beim Einkauf tatsächlich berücksichtigt werden. Erfahrungen mit dem Konsum von ökologisch produzierten Lebensmitteln zeigen, dass Verbraucher ihre Absicht zum Kauf von Öko-Produkten häufig überschätzen und ihre tatsächliche Kaufentscheidung oftmals von anderen Kriterien wie dem Produktpreis abhängig machen (Niessen & Hamm, 2007). Inwieweit die Verbraucher ihre Einkaufentscheidungen tatsächlich an Carbon Footprints orientieren würden, kann dementsprechend nicht vorausgesagt werden. Ebenso fraglich ist, wie stark die Vermittlung von Handlungsempfehlungen für einen klimafreundlichen Konsum das Einkaufs- und Konsumverhalten beeinflussen kann.

Wenn es aber gelingt, einen Anstieg bzw. Rückgang der Nachfrage nach bestimmten Lebensmitteln zu bewirken, so beeinflusst dieser wiederum das Angebot und hat damit unter Umständen weitreichende Auswirkungen auf andere Bereiche innerhalb des Ernährungssektors. Welche Effekte diese veränderte Konsumentennachfrage haben kann, soll im Folgenden thematisiert werden.

Da die Tierproduktion mit besonders hohen THG-Emissionen einhergeht, bietet – wie oben schon diskutiert – die Reduzierung des Verzehrs tierischer Lebensmittel eine Möglichkeit für die Verbraucher, einen individuellen Beitrag zur Senkung der Treibhausgasemissionen zu leisten. Eine Ernährungsweise mit einem hohen Anteil pflanzlicher und gering verarbeiteter Produkte führt im Vergleich zu einer in Deutschland üblichen Lebensmittelzusammenstellung neben einer geringeren THG-Emission auch zu niedrigeren Lebensmittelkosten (Mertens et al., 2009). Ob die

Reduktion des Konsums tierischer Produkte tatsächlich mit einer Reduktion der THG-Emissionen einher geht, hängt letztlich von der alternativen Verwendung des Geldes ab. Wenn die Verbraucher den eingesparten Teil ihres Budgets für zusätzliche Produkte und Dienstleistungen ausgeben, die hohe THG-Emissionen verursachen, so kann dies insgesamt zu einer höheren Klimabelastung führen. Vor diesem Hintergrund ist der Umstieg auf Produkte mit höherer Wertschöpfung, wie dies beispielsweise bei Produkten des ökologischen Landbaus der Fall ist, im Hinblick auf den Klimaschutz positiv zu bewerten.

Die Produktion von Nahrungsmitteln steht in Konkurrenz zu alternativen Verwendungen der erforderlichen Ressourcen (insbesondere des Bodens) durch andere landwirtschaftliche, forstliche oder energetische Nutzungen bzw. der Erhaltung von natürlichen Waldgebieten oder der Wiederaufforstung. Dadurch hat die Ausdehnung oder Einschränkung einzelner Produktionsbereiche immer auch Auswirkungen auf alternative Systeme. Beispielsweise könnte ein Rückgang der Nachfrage nach Milch und Rindfleisch über fallende Preise eine Einschränkung der grünlandbasierten Rinderhaltung bewirken. Damit würde der Anreiz der alternativen Verwendung der Fläche steigen, etwa zur ackerbaulichen Nutzung nach einem Umbruch der Grünlandflächen. Diese Landnutzungsänderung geht mit zusätzlichen Treibhausgasemissionen einher und würde dem Ziel des Klimaschutzes somit entgegenwirken (Osterburg et al., 2009).

Beschränkt sich der Nachfragerückgang nach Milch und Rindfleisch auf bestimmte Regionen, beispielsweise auf Deutschland, so kann der implizierte (Weltmarkt-) Preisrückgang wiederum eine weitere Steigerung des Verbrauchs bei den übrigen Verbrauchern außerhalb Deutschlands bewirken. Derartige „leakage“-Effekte bleiben begrenzt, wenn parallel zu dem Nachfragerückgang auch ein Angebotsrückgang stattfindet, beispielsweise durch die Ausdehnung (und Steigerung der Konkurrenzfähigkeit) des Energiepflanzenanbaus.

Wie anhand der wenigen Beispiele schon gezeigt werden konnte, hängt die Beurteilung klimapolitischer Maßnahmen nicht nur von deren unmittelbaren Wirkungen, sondern auch – und zwar von Maßnahme zu Maßnahme unterschiedlich – von ihren mittelbaren Wirkungen ab. Werden letztere vernachlässigt, kommt man schnell zu falschen Politikempfehlungen. Die Existenz mittelbarer Wirkungen und komplexer Zusammenhänge sollte also bei der Ableitung von Klimaschutzmaßnahmen auf der Grundlage produktbedingter THG-Emissionen stets bedacht werden. Die Schwierigkeit komplexe Sachverhalte, wie beispielsweise Landnutzungsänderungen, einzubeziehen, stellt eine Herausforderung dar, der sich in der wissenschaftlichen Forschung und Diskussion bereits angenommen wird.

Literatur

- Balz J, Bittig K, Bergmann M (eds) (2009) Das Klimakochbuch : klimafreundlich einkaufen, kochen und genießen. Stuttgart : Kosmos, 120 p
- Basset-Mens C, Ledgard S, Carran A (2005) First life cycle assessment of milk production from New Zealand dairy farm systems [online]. Zu finden in <http://www.anzsee.org/anzsee2005papers/Basset-Mens_LCA_NZ_milk_production.pdf> [zitiert am 07.06.2010]
- Bockisch F-J (ed) (2000) Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Schadgasemissionen : Studie als Sondergutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn. Braunschweig : FAL, III, 206 p, Landbauforsch Völkenrode SH 211
- Blanke M, Burdick B (2005) Food (miles) for thought : energy balance for locally-grown versus imported apple fruit. Environ Sci Pollut Res 12(3):125-127
- BMEV (2009) Klimaschutzbericht 2008 : Bericht des BMEV für einen aktiven Klimaschutz der Agrar-, Forst- und Ernährungswirtschaft und zur Anpassung der Agrar- und Forstwirtschaft an den Klimawandel [online]. Zu finden in <<http://www.bmelv.de/cae/servlet/contentblob/383152/publication-File/22425/Klimaschutzbericht2008.pdf>> [zitiert am 07.06.2020]
- BMU(2009)Klimaschutzpolitik in Deutschland[online].Zu finden in<http://www.bmu.de/klimaschutz/nationale_klimapolitik/doc/5698.php> [zitiert am 01.06.2010]
- BUND, Misereor (1996) Zukunftsfähiges Deutschland : ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. Basel : Birkhäuser, 454 p
- Bund für Umwelt und Naturschutz (2008) Zukunftsfähiges Deutschland in einer globalisierten Welt : ein Anstoß zur gesellschaftlichen Debatte ; eine Studie des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt, Energie. Frankfurt : Fischer, 655 p
- Carlsson-Kanyama A (1998) Climate change and dietary choices : how can emissions of greenhouse gases from food consumption be reduced?. Food Policy 23(3/4):277-293
- Casey JW, Holden NM (2005) Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. Agric Syst 86:97-114
- Casey JW, Holden NM (2006) Greenhouse gas emissions from conventional, agri-environmental scheme and organic Irish suckler-beef units. J Environ Qual 35:231-239
- Cederberg C, Flysjö A (2004) Life cycle inventory of 23 dairy farms in South-Western Sweden. Göteborg : SIK, SIK Rapport 728
- Cederberg C, Mattson B (2000) Life cycle assessment of milk production : a comparison of conventional and organic farming. J Cleaner Prod 8:49-60
- Cederberg C, Stadig M (2003) System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. Int J LCA 8(6):350-356
- Deittert C, Müller-Lindenlauf M, Athmann M, Köpke U (2008) Ökobilanz und Wirtschaftlichkeit ökologisch wirtschaftender Milchviehbetriebe mit unterschiedlicher Fütterungsintensität und Produktionsstruktur [online]. Zu finden in <http://orgprints.org/13567/1/13567-03OE414-iol_uni_bonn-2008-deittert-oekobilanz_milchvieh.pdf> [zitiert am 08.06.2020]
- Demmeler M, Burdick B (2005) Energiebilanz von regionalen Lebensmitteln. Kritische Agrarber 2005:182-188
- Deutscher Bundestag (2007) Antwort der Bundesregierung auf die kleine Anfrage der Abgeordneten Bärbel Höhn, Hans-Josef Fell, Cornelia Behm, Ulrike Höfken und der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen. Bonn, Drucksache / Deutscher Bundestag 16/5346
- Edwards-Jones G, Mila i Canals L, Hounsome N, Truninger M, Koerber G, Hounsome B, Cross P, York EH, Hospido A, Plassmann K, Harris IM, Edwards RT, Day GAS, Deri Tomos A, Cowell SJ, Jones DL (2008) Testing the assertion that 'local food is best' the challenges of an evidence-based approach. Trends Food Sci Technol 19:265-274
- Engels H (2008) Gemeinsam auf Spurensuche für den Klimaschutz, Neue Landwirtsch 9:46-48
- Eifert M, Figge P (1995) Produktbezogener Umweltschutz durch (ökologische) Produktkennzeichnung?. Z angew Umweltforsch 8(3):360-372
- Eisend M, Kuß A, Langer A (2008) Zu viel des Guten? Zum Einfluss der Anzahl von Ökolabels auf die Konsumentenverirrtheit. Marketing 30(1):19-28
- Europäische Kommission (2007) CARBON FOOTPRINT : what it is and how to measure it [online]. Zu finden in <http://lca.jrc.ec.europa.eu/Carbon_footprint.pdf> [zitiert am 02.06.2010]
- Europäische Umweltagentur (2006) Annual European Community greenhouse gas inventory 1990–2004 and inventory report 2006 [online]. Zu finden in <http://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2006_6/EC-GHG-Inventory-2006.pdf> [zitiert am 02.06.2010]
- Faist M (2000) Ressourceneffizienz in der Aktivität Ernähren : akteurbezogene Stoffflussanalyse [online]. Zu finden in <<http://e-collection.ethbib.ethz.ch/show?type=diss&nr=13884>> [zitiert am 02.06.2010]
- Farmer's group Lantmännene (2008) Swedish chicken get life cycle analysis [online]. Zu finden in <<http://www.treehugger.com/files/2008/08/climate-declared-swedish-chicken.php>> [zitiert am 02.06.2010]
- Freibauer A, Drösler M, Gensior A, Schulze E-D (2009) Das Potenzial von Wäl dern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. Natur Landsch 84(1):20-25
- Flachowsky G (2008) Treibhausgase und Ressourceneffizienz : Aspekte der Erzeugung von Lebensmitteln tierischer Herkunft, Ernähr Umsch (7/8):414-419
- Flachowsky G, Hachenberg S (2009) Wie sind Footprints zu bewerten? – Untersuchungen zur Klimarelevanz der Fleischherzeugung. Fleischwirtschaft (6):13-18
- Foster C, Green K, Bleda M, Dewick P, Evans B, Flynn A, Mylan J (2006) Environmental impacts of food production and consumption : final report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs. London : DEFRA, 198 p
- Freyer B, Dorninger M (2008) Bio-Landwirtschaft und Klimaschutz in Österreich : aktuelle Leistungen und zukünftige Potentiale der Ökologischen Landwirtschaft für den Klimaschutz in Österreich [online]. Zu finden in <<http://www.leader-austria.at/umwelt/links>> [zitiert am 02.06.2010]
- Fritzsche UR, Eberle U (2007) Treibhausgasemissionen durch Erzeugung und Verarbeitung von Lebensmitteln : Arbeitspapier [online]. Zu finden in <<http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fb08/559820798.pdf>> [zitiert am 02.06.2010]
- Fritzsche U, Schmidt K (2008) Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme : Handbuch zu GEMIS 4.5 [online]. Zu finden in <<http://www.oeko.de/service/gemis/de/material.htm>> [zitiert am 02.06.2010]
- Garnett T (2009) Livestock-related greenhouse gas emissions : impacts and options for policy makers. Environ Sci Pol 12:491-503
- GEMIS (2009) Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme, Version 4.5 [online]. Zu finden in <<http://www.oeko.de/service/gemis>> [zitiert am 02.06.2010]
- Grießhammer R, Hochfeld C (2010) Memorandum Product Carbon Footprint : Positionen zur Erfassung und Kommunikation des Product Carbon Footprint für die internationale Standardisierung und Harmonisierung [online]. Zu finden in <http://www.bmu.de/produkte_und_umwelt/doc/45235.php> [zitiert am 02.06.2010]
- Heller MC, Keoleian GA (2003) Assessing the sustainability of the US food system: a life cycle perspective. Agric Syst 76:1007-1041
- Hirschfeld J, Korburn T, Preidl M, Weiß J (2008) Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Berlin : IÖW, 187 p, Schriftenreihe des IÖW 186
- Hoffmann I (2002) Ernährungsempfehlungen und Ernährungsweisen : Auswirkungen auf Gesundheit, Umwelt und Gesellschaft. Giessen
- Howden SM, O'Leary GJ (1997) Evaluating options to reduce greenhouse gas emissions from an Australian temperate wheat cropping system. In: Environ Modelling Software 12(2-3):169-176
- Howden S, Reyenga P (1999) Methane emissions from Australian livestock : implications of the Kyoto Protocol. Aust J Agric Res 50:1285-1291
- Hülsbergen K-J, Küstermann B (2007) Ökologischer Landbau : Beitrag zum Klimaschutz. In: Wiesinger K, Cais K (eds) Angewandte Forschung und Beratung für den ökologischen Landbau in Bayern : Öko-Landbau-Tag 2009 am 28. April 2009 in Freising-Weihenstephan ; Tagungsband. Freising : LfL, pp 9-21
- International Dairy Federation (2007) Reduction of greenhouse-gas emissions at farm and manufacturing levels Brussels : IDF, Bulletin Int Dairy Fed 422
- Jungbluth N (2000) Umweltfolgen des Nahrungsmittelkonsums : Beurteilung von Produktmerkmalen auf Grundlage einer modularen Ökobilanz [on-

- line]. Zu finden in <<http://www.esu-services.ch/cms/fileadmin/download/jungbluth-2000-umweltfolgen.pdf>> [zitiert am 02.06.2010]
- KBA (2009) Jahresbilanz der Neuzulassungen 2008 [online]. Zu finden in <http://www.kba.de/cln_015/nn_125396/DE/Statistik/Fahrzeuge/Neuzulassungen/2008_n_jahresbilanz.html> [zitiert am 12.01.2009]
- Kjer I, Kramer P, Müller-Reißmann K-F, Schaffner J, Simon K-H, Zehr M, Zerger U, Kaspar F, Bossel H, Meier-Ploeger A, Vogtmann H (1994) Landwirtschaft und Ernährung : Teilbericht A: Quantitative Analysen und Fallstudien. In: Studienprogramm : Band 1: Landwirtschaft, Teilband 2. Bonn : Economica-Verl
- Kramer KJ, Moll HC, Nonhebel S (1999) Total greenhouse gas emissions related to the Dutch crop production system. *Agric Ecosyst Environ* 72:9-16
- Lagerberg-Fogelberg C, Carlsson-Kanyama A (2006) Environmental assessment of foods : an LCA inspired approach. In: Fuentes C, Carlsson-Kanyama A (eds) Environmental information in the food supply system. Stockholm : FOI, Rep FOI-R-1903-SE, pp 55-84
- Lauber I, Hoffmann I (2001) Gütertransporte im Zusammenhang mit dem Lebensmittelkonsum in Deutschland : Teil I: Ausmaß und Verteilung. *Z Ernährungsökol* 2(2):108-113
- LCA Food Database (2009) [online]. Faculty of Agricultural Sciences Aarhus Universitet. Zu finden in <<http://www.lcafood.dk>> [zitiert am 03.12.2009]
- Ledgard S, Finlayson J, Patterson M, Carran R, Wedderburn M (2004) Effects of intensification of dairy farming in New Zealand on whole-system resource use efficiency and environmental emissions. In: Halberg N (ed) Life cycle assessment in the agri-food sector : proceedings from the 4th International Conference, October 6-8, Byxholm, Denmark. Tjele : DIAS, pp 48-52
- Lindenthal T, Markut T, Hörtenhuber S, Rudolph G, Hanz K (2010) Klimavorteil erneut nachgewiesen : Klimabilanz von Ökoprodukten, Ökologie Landbau 153(1):51-53
- Lundie S, Schulz M, Peters G, Nebel B, Ledgard S (2009) Carbon footprint measurement methodology report. [online]. Zu finden in <http://www.fonterra.com/wps/wcm/connect/944cee00415ae42c834eebd111458f1/c/Carbon%2BFootprint%2Bmethodology%2Bfinal.pdf?MOD=AJPRES&CA_CHEID=944cee00415ae42c834eebd111458f1c> [zitiert am 07.06.2010]
- Mertens E, Schneider K, Claupein E, Spiller A, Hoffmann I (2008) Lebensmittelkosten bei verschiedenen Ernährungsweisen : Vergleich einer üblichen Lebensmittelauswahl mit einer Lebensmittelauswahl entsprechend Empfehlungen zur Prävention ernährungsabhängiger Krankheiten. *Ernähr Umsch* 55(3):139-148
- Mertens E, Foterek K, Schneider K, Claupein E, Spiller A, Hoffmann I (2009) Lebensmittelkosten bei Klima schonenden Ernährungsweisen im Vergleich zur üblichen Ernährung. In: Freibauer A, Osterburg B (eds) Aktiver Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel : Beiträge der Agrar- und Forstwirtschaft', 15./16. Juni 2009, Braunschweig. Braunschweig : vTI, p 208
- Mrusek K (2010) Grün essen ist gar nicht so einfach [online]. Zu finden in <<http://www.faz.net/s/RubEC1ACFE1EE274C81BCD3621EF555C83C/Doc-c-EE0BDFE2426F64275B8D5CA8C7A24EA59~ATpl~Ecommon~Sspezial.html>> [zitiert am 02.06.2010]
- NABU (2010) Klimaschutz in der Landwirtschaft [online]. Zu finden in <<http://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/landwirtschaft/klimaschutz-landwirtschaft-web.pdf>> [zitiert am 02.06.2010]
- Nemry F, Theunis J, Brechet Th, Lopez P (2001) Greenhouse gas emissions reduction and material flows [online]. Zu finden in <http://www.belspo.be/belspo/home/publ/pub_ostc/CG2131/rappCG31_en.pdf> [zitiert am 02.06.2010]
- Niessen J, Hamm U (2007) Verknüpfung von Daten des tatsächlichen Kaufverhaltens mit Befragungsergebnissen über das bekundete Kaufverhalten und Einstellungen von Verbrauchern [online]. Zu finden in <<http://orgprints.org/15138/>> [zitiert am 07.06.2010]
- Ogino A, Orito H, Shimada K, Hirooka H (2007) Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow-calf system by the life cycle assessment method, *Anim Sci J* 78:424-432
- Osterburg B, Nieberg H, Röder N, Isermeyer F, Haenel H-D, Hahne J, Krentler J-G, Paulsen HM, Schuchardt F, Schweinle J, Weiland P (2009) Erfassung, Bewertung und Minderung von Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors : Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz [online] Zu finden in <http://www.vti.bund.de/de/institute/lr/publikationen/bereich_ab_03_2009_de.pdf> [zitiert am 02.06.2010]
- Pachauri RK, Reisinger A (eds) (2007) Contribution of Working Groups I, II and III to the fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [online]. Zu finden in <http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/syr/en/contents.html> [zitiert am 02.06.2010]
- PCF (2009) Product Carbon Footprinting : ein geeigneter Weg zu klimaverträglichen Produkten und deren Konsum? ; Erfahrungen, Erkenntnisse und Empfehlungen aus dem Product Carbon Footprint Pilotprojekt Deutschland [online]. Zu finden in <<http://www.oeko.de/oekodoc/883/2009-007-de.pdf>> [zitiert am 02.06.2010]
- Phetteplace H, Johnson D, Seidl A (2001) Greenhouse-gas emissions from simulated beef and dairy livestock systems in the United States. *Nutr Cycl Agroecosystems* 60:99-102
- Pingen S, Freibauer A (2010) Klimaschutz und Landwirtschaft : mehr Klarheit zu den Zahlen. *Dtsche Bauernkorrespondenz* (05):8-9
- Plassmann K, Edwards-Jones G (2009) Where does the carbon footprint fall? Developing a carbon map of food production. Sustainable Markets Discussion Paper 4
- Quack D, Rüdenauer I (2007) Stoffstromanalyse relevanter Produktgruppen. Energie- und Stoffströme der privaten Haushalte in Deutschland im Jahr 2005 [online]. Zu finden in <http://www.ecotopten.de/download/EcoTopTen_Endbericht_Stoffstrom_2007.pdf> [zitiert am 12.06.2010]
- Rahmann G, Aulrich K, Barth K, Böhm H, Koopmann R, Oppermann R, Paulsen HM, Weißmann F (2008) Klimarelevanz des ökologischen Landbaus : Stand des Wissens. *Landbauforsch* 58(1-2):71-89
- Reinhardt G, Gärtner S, Münch J, Häfele S (2009) Ökologische Optimierung regional erzeugter Lebensmittel : Energie- und Klimagasbilanzen [online]. Zu finden in <http://www.ernaehrungsdenkwerkstatt.de/fileadmin/user_upload/EDWText/TextElemente/Ernaehrungsoekologie/Regionale_Lebensmittel_IFEU_2009.pdf> [zitiert am 07.06.2010]
- Salmhofer C, Strasser A, Sopper M (2001) Ausgewählte ökologische Auswirkungen unseres Ernährungssystems am Beispiel Klimaschutz. Natur und Kultur : transdisziplinäre Z ökol Nachhaltigkeit 2/2:60-81
- Schlatter M (2010) Klimawandel als tierisches Produkt [online]. Zu finden in <http://www.oekom.de/fileadmin/zeitschriften/umak_Leseproben/umak_2010_02_Schlatter.pdf> [zitiert am 07.06.2010]
- Schllich E, Hardtert B, Krause F (2008) Beef of local and global provenance : a comparison in terms of energy, CO₂, scale, and farm management [online]. Zu finden in <http://www.uni-giessen.de/fbr09/pt/PT_Publikationen/LCA-food08_Proceedings_Schllich.pdf> [zitiert am 07.06.2010]
- Schmidt TG, Osterburg B (2009) Aufbau des Berichtsmoduls 'Landwirtschaft und Umwelt' in den umweltökonomischen Gesamtrechnungen : Projekt II: Ergänzungen und Anwendung der Ergebnisse aus Projekt I ; Endbericht [online]. Zu finden in <<http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Publikationen/Fachveroeffentlichungen/UmweltökonomischeGesamtrechnungen/LandwirtschaftUmwelt,templateId=renderPrint.psml>> [zitiert am 07.06.2010]
- Schröder D (2009) Futtern fürs Klima [online]. Zu finden in <<http://www.spiegel.de/wirtschaft/unternehmen/0,1518,659296,00.html>> [zitiert am 07.06.2010]
- Sevenster M, de Jong F (2008) A sustainable dairy sector : global, regional and life cycle facts and figures on greenhouse-gas emissions [online]. Zu finden in <<http://www.euromilk.org/upload/docs/EDA/A%20sustainable%20dairy%20sector%20Global,%20regional%20and%20life%20cycle%20facts%20and%20figures%20on%20greenhouse-gas%20emissions.pdf>> [zitiert am 07.06.2010]
- SEMCO (2006) Product Category Rules (PCR) for preparing an Environmental Product Declaration (EPD) for milk and milk based liquid products, PCR 2006:5, Version 1, 2006-11-10 [online]. Zu finden in <<http://www.environdec.com/pcr/pcr0605e.pdf>> [zitiert am 07.06.2010]
- Statistisches Bundesamt Deutschland (2010) Bevölkerung [online]. Zu finden in <<http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/Zeitreihen/LangeReihen/Bevoelkerung/Content100/lrbv01ga,templateId=renderPrint.psml>> [zitiert am 07.06.2010]

- Stehfest E, Bouwman L, van Vuuren D, den Elzen M, Eickhout B, Kabat P (2008) Climate benefits of changing diet. *Clim Change* 95:83–102
- Steinfeld H, Gerber P, Wassenaar T, Castel V, Rosales M, de Haan C (2006) Live-stock's long shadow : environmental issues and options. Rome : FAO, 390 p
- Subak S (1999) Global environmental costs of beef production. *Ecol Econ* 30(1):79-91
- Taylor C (2000) Ökologische Bewertung von Ernährungsweisen anhand ausgewählter Indikatoren [online]. Zu finden in <<http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2000/273/pdf/d000074.pdf>> [zitiert am 07.06.2010]
- Thomassen MA, van Calker KJ, Smits MCJ, Iepema GL, de Boer IJM (2007) Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agric Syst* 96(1-3):95-107
- Umweltbundesamt (2009) Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2007 : Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2009 [online]. Zu finden in <<http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l3727.pdf>> [zitiert am 07.06.2010]
- Vergé XPC, Dyer JA, Desjardins RL, Worth D (2007) Greenhouse-gas emissions from the Canadian dairy industry in 2001. *Agric Syst* 94:683-693
- von Koerber K, Kretschmer J, Prinz S (2008) Globale Ernährungsgewohnheiten und –trends : externe Expertise für das WBGU-Hauptgutachten "Welt im Wandel: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung". Zu finden in <http://www.wbgu.de/wbgu_jg2008_ex10.pdf> [zitiert am 07.06.2010]
- von Koerber K, Kretschmer J (2009) Ernährung und Klima : nachhaltiger Konsum ist ein Beitrag zum Klimaschutz [online]. Zu finden in <http://www.kritischer-agrarbericht.de/fileadmin/Daten-KAB/KAB-2009/vonKoerber_Kretschmer.pdf> [zitiert am 07.06.2010]
- Wallen A, Brandt N, Wennersten R (2004) Does the Swedish consumer's choice of food influence greenhouse gas emissions? *Environ Sci Pol* 7:525-535
- Walter S, Schmidt M (2008) Carbon footprints und carbon label : eine echte Hilfe bei der Kaufentscheidung? *Umwelt-Wirtschafts-Forum* 16(4):175-181
- Wehde G, Dosch T (2010) Klimaschutz und Biolandbau in Deutschland : die Rolle der Landwirtschaft bei der Treibhausgasminderung [online]. Zu finden in <http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/file/bioland/Startseite/Bioland_Klimapapier_02.pdf> [zitiert am 07.06.2010]
- Weidema BP, Wesnaes M, Hermansen J, Kristensen T, Halberg N (2008) Environmental improvement potentials of meat and dairy products [online]. Zu finden in <ftp://ftp.jrc.es/pub/library/lmpo_Meet.pdf> [zitiert am 07.06.2010]
- Westfleisch (2010) Nachhaltigkeitsbericht 2009 [online]. Zu finden in <<http://www.westfleisch.de/unternehmen/nachhaltigkeitsbericht.html>> [zitiert am 07.06.2010]
- Wiegmann K, Eberle U, Fritzsche UR, Hünecke K (2005) Umweltauswirkungen von Ernährung : Stoffstromanalysen und Szenarien [online]. Zu finden in <http://www.ernaehrungswende.de/pdf/DP7_Szenarien_2005_final.pdf> [zitiert am 07.06.2010]
- Wiltshire J, Wynn S, Clarke J, Chambers B, Cottrill B, Drakes D, Gittins J, Nicholson C, Phillips K, Thorman R, Tiffin D, Walker O, Tucker G, Thorn R, Green A, Fendler A, Williams A, Bellamy P, Audsley E, Chatterton J, Chadwick D, Foster C (2009) Scenario building to test and inform the development of a BSI method for assessing greenhouse gas emissions from food : technical annex to the final report ; report to Defra, Project Reference Number: FO0404 [online]. Zu finden in <http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=FO0404_8543_TRP.pdf> [zitiert am 07.06.2010]
- Williams AG, Audsley E, Sanders DL (2006) Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities : main report Defra Research Project IS0205 [online]. Zu finden in <www.silsoe.cranfield.ac.uk> and <www.defra.gov.uk> [zitiert am 20.20.2009]
- WRAP (2008) The food we waste [online]. Zu finden in <http://www.wrap.org.uk/retail/case_studies_research/report_the_food_we.html> [zitiert am 07.06.2010]

European regulation of organic animal treatments

Regine Koopmann* and Peter Klocke**

Abstract

European Union organic farming regulations place an emphasis on prophylaxis in agriculture to ensure animal health. The veterinary treatments in organic animal husbandry are largely defined in Articles 23 and 24 of EC regulation No. 889/2008. Very few substantial changes are apparent in this regulation as compared to its predecessor. Veterinarians may use any effective medicines appropriate for the indication and animal species. Where possible, effective homeopathics, phytotherapeutics or the like should have priority.

Among others, the main problems of implementing these regulations into daily farm practice emerge from the prohibition of preventive treatment, the doubled withdrawal period and the restriction of the number of treatments. The dilemma is that these rules, mainly created to protect consumers and environment against pharmaceutical residues, may potentially prevent an early effective treatment of livestock because they could have an adverse economic effect for the farmer.

Unambiguous sentences are needed. The regulations should be directed towards definition and guarantee of good animal health. A revision of EC No 889/2008 should then thoroughly consider the feasibility of the rules and their impact on animal welfare.

A clarification and discussion of animal treatment guidelines for organic farming would seem at this time to be useful for farmers, veterinarians, control boards, and not least, for the well-being of livestock.

Keywords: organic husbandry, veterinary medicinal products, animal health

Zusammenfassung

Europäische Regelung zur Tierbehandlung im Ökologischen Landbau

Die Europäische Union betont in den Richtlinien zur ökologischen Tierhaltung besonders die Krankheitsverhütung zur Erhaltung der Tiergesundheit. Hauptsächlich in den Artikeln 23 und 24 der neuen EG Richtlinie Nr. 889/2008 sind die Regelungen zu tierärztlichen Behandlungen festgelegt. Die Neufassung hat hier gegenüber der Vorläufer Richtlinie keine wirklichen Veränderungen mit sich gebracht. Tierärzte können jede für das Tier und die Indikation wirksame Medikation anwenden. Wo es möglich ist, soll den Homöopathika, Phytotherapeutika und Ähnlichem der Vorrang eingeräumt werden.

In der täglichen betrieblichen Praxis ergeben sich unter anderem Probleme besonders mit dem Verbot der präventiven Behandlung, der verdoppelten Wartezeit und den Vorschriften zur maximalen Anzahl der Behandlungen. Diese Regelungen, hauptsächlich geschaffen, um Verbraucher und Umwelt vor Medikamentenrückständen zu bewahren, könnten jedoch dazu führen, dass zum Schaden des Nutztiere eine rechtzeitige effektive Behandlung unterbleibt, da der Landwirt andernfalls ökonomische Nachteile zu tragen hätte.

Hier sind klar formulierte, eindeutige Sätze notwendig. Die Regelungen sollten darauf abzielen, die gute Tiergesundheit zu definieren und sicherzustellen. Eine Revision der Durchführungsverordnung 889/2008 muss dann die praktische Umsetzbarkeit und insbesondere die Auswirkungen auf das Wohlbefinden der Tiere durchgängig beachten.

Für die Landwirte, Tierärzte, Kontrollstellen und letztendlich für das Wohlbefinden der Nutztiere ist es jetzt an der Zeit, die Diskussion über eine Revision der Richtlinien zur Tierbehandlung im Ökolandbau zu beginnen.

Schlüsselwörter: ökologische Tierhaltung, Tierarzneimittel, Tiergesundheit

* Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries, Institute of Organic Farming, Trenthorst 32, 23847 Westerau, Germany; regine.koopmann@vti.bund.de

** Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Research Institute of Organic Agriculture, Ackerstrasse, CH-5070 Frick (Switzerland); peter.klocke@fibl.org

Introduction

Causal relationship between health and husbandry must be considered in making animal-appropriate husbandry recommendations. For European Organic Farming, the objectives for animal husbandry were initially aligned in the year 2000, when the EC regulations [Council Regulation (EC) No 1804/1999 of 19 July 1999 supplementing Regulation (EEC) No 2092/91] concerning livestock production came into force. Appendix I B No 5: "Disease prevention and veterinary treatment" states that animal health is based on principles like the choice of appropriate breeds and of animal-fair husbandry practices, high-quality feeds, regular use of outdoor-runs and pasturage. The new regulation (EC) No 834/2007, in force since January 1, 2009, additionally mentions hygienic conditions. These principles should limit animal health problems to a minimum. The remaining problems should be controlled mainly by preventive health care.

At the moment, this remains a goal rather than a reality. Up until now, no constant improved flock and herd health could be shown in organic farming. Outdoor husbandry, for example, raises the risk of endoparasites, livestock infections and even zoonotic infections. Thus, the level of bio-security may be lower than that of conventional farming (Bennedsgaard et al, 2003; Conraths et al, 2005; Hovi et al, 2003; Schnieder 2003; Kijlstra et al, 2008b; Kijlstra et al, 2008a).

Animal health problems are usually diverse, with a greater variation in the health status of individual organic farms than between conventional and organic systems (Sundrum 2004). Good animal health presumably relies strongly on the personal priorities and skills of the farmer and correlates with other farm features like labour capacity, personal interest, indoor and outdoor surface areas and available equipment.

The restrictions on number of treatments and rejection of prophylactic practices may also contribute to inadequate animal health management in organic farming. Van der Meulen et al (2007) maintain that the use of chemotherapeutics is currently inevitable to prevent animal suffering or distress in organic husbandry.

In some cases, veterinarians appear to have serious deficits in knowledge of strategic medical solutions for organic herds. Some veterinarians demonstrate a certain scepticism concerning organic farming, while others are unsure about therapy restrictions. And in some cases, interaction between farmers and veterinarians is unsatisfactory (Hertzberg et al, 2003; Hammarberg 2001; Hovi et al, 2003; Leeb et al, 2000; Sundrum 2004; Vaarst et al, 2003). The reason for that could be that some issues within the EU regulation are prescribing or recommending detailed treatment restrictions which seems to be in con-

trast to current pharmacological knowledge and thus are difficult to communicate to veterinarians.

The following paper aims to address some of the problems, fill some gaps in information and clarify misunderstandings arising from the EC organic regulations, and further to promote scientific discussion on the topic.

Regulations and Problems

The following six topics are most important in the debate on the current EC organic animal treatment regulations.

1 Treatment Requirement

Sick animals must be treated immediately. Thus a farmer violates the law if he chooses not to treat sick livestock [(EC) No 889, Art. 24(1)]. But there is no gold standard which defines the degree of illness, which requires a treatment. The decision is in the farmer's responsibility, depending only on personal awareness, skills and experiences.

2 Complementary Medicines Favoured

Organic farming favours complementary medicines [(EC) No 889, Art. 24(2)], because they are said to support the natural defence mechanisms in the organism without leaving chemical residues in dung and food. Phytotherapeutic and homeopathic products and trace elements are to be preferred *provided that their therapeutic effect is effective for the species of animal and the illness*. This sentence in the new regulation resolves all uncertainties of former versions: the remedy used must guarantee its effectiveness for the illness being treated.

Should the effectiveness of the medication be doubtful, then generally used, veterinary medications are to be chosen *to avoid suffering or distress of the animal* [(EC) No 889, Art. 24(3)]. These pharmaceuticals must be used as there is no alternative option (apart from culling!). The farmer is not permitted to choose ineffective products if suffering or distress impends. Instead of stipulating that a certain sort of drug is to be used, the most effective method to cure should get mandatory in a revision of regulations to avoid suffering or distress of the animal. This could still all concerns and it would be in accordance with the principles of Good Veterinarian Practice (GVP).

The efficacy of homeopathics in livestock has not been officially verified, and in Sweden, for example vets are not allowed to prescribe these remedies (Hammarberg 2001). On the other hand, hints on sensible homeopathic treatment are published increasingly (Enbergs et al, 2007; Fidelak et al, 2004; Ivemeyer et al, 2008; Klocke et al, 2010; Schütte 2003).

It is commonly believed that only complementary and alternative medicine (CAM) has to be used in the treatment of organic livestock. This cannot be confirmed by the EC regulation since concerns could arise that sick animals are not always treated in an appropriate way (Hammarberg 2001). The new regulations take account of this and place the priority on animal welfare. The use of chemotherapeutics is justified as it is yet the substantiated method to prevent animals from suffering or distress if falling seriously ill. The use of chemical medicines is, however, to be limited to the indispensable minimum. The principles of GVP contain a similar passage.

In consequence, irritations may follow if farmers insist to demand alternative treatments from the veterinarian. Strictly speaking, the veterinarian has few opportunities to use alternative remedies in terms of evidence based medicine. This discrepancy raises the question of the conditions under which alternative medicine can be used at all. The regulation seems to encourage farmers to use these therapies as far as possible while they don't have medical skills for the assessment of disease severity. Certainly they will recognize live threatening conditions, but most of the livestock disease requires intensive veterinary diagnostics for detection. A revision of regulations should clarify this point.

It is inevitable to define stages of disease which may be treated by alternative methods in terms of a first treatment line under expert control (complementary metaphylaxis). Since (1) the therapy decision remains in the hands of veterinarians, (2) good veterinarian practice and human ethical comprehension prioritize animal welfare as the primary therapy target rather than the method to achieve this and (3) the farmer is not allowed to use non-registered drugs for treatment, the regulation should focus on the interaction between veterinarian and farmer rather than to provide therapy instructions aiming on farmer decisions.

For these purposes, in complementary medicine educated veterinarians are needed to include their experiences into the health control system of organic farms.

Apart from the lack of efficacy proof of CAM-methods, the experience of the therapist can also play a role on determining the effectiveness of alternative medical treatments. While advanced training in alternative medicine is available for veterinarians, it is costly and time-consuming.

Farmers already broadly apply various forms of complementary medicine themselves. Although scientific evidence is not yet available, in the perception of farmers many remedies and concepts have shown their efficacy (Leon et al., 2006). It is not legal for farmers to use unlicensed agents instead of treating their animals with licensed veterinary medicinal products. Ingredients not listed in Council Regulation EC No 37/2010, defining the Maximal Residues Limits in foodstuffs of animal origin, are not allowed in food

producing animals. Without a prescription, homeopathics are only permitted above the D4 - Dilution (1:10000).

Therefore, the regulations should ensure to choose the best therapy method for a respective disease regarding cure chance in relation to seriousness and consumer's protection independent of the contents of the drugs. Thus, the emphasis should be put on therapy success chances rather than on the contents of the drugs. In case of evidence of efficacy provided by non-chemical drugs, these should be preferred. Measures should be taken to improve education of veterinarians in CAM methods to provide the basis of further clinical research on these methods.

3 Preventive Treatment is Prohibited

The use of chemically synthesized allopathic veterinary medical products or antibiotics for preventive treatment is prohibited in accordance to the current regulation [(EC) No 889, Art. 23(1)]. But medications are allowed (on an individual basis!) if needed to avoid suffering or distress of the animal [Art. 24(3)]. According to this paragraph, obviation of disease progression (metaphylaxis) with conventional medications is allowed. Until now the regulation does not introduce the term of metaphylaxis which considers the treatment of animals under higher risk of disease with the aim of preventing disease outbreak or health depression.

It has to be discussed whether these strategies are suitable to maintain health in organic herds because they are often accompanied by an increase of chemical drug application. On the other hand individualized metaphylactic measures should be able to improve animal health state and lead to reduction of acute disease conditions and are therefore in accordance to animal welfare issues.

As examples the following conditions may get discussed:

- The drying off with antimicrobial mastitis syringes is not considered a preventive measure if a high risk of mastitis infection is documented. In cases of subclinical chronic mastitis, it is considered a therapeutic treatment. More new udder infections at calving were found in untreated cows.
- The preventive treatment of newly bought calves with antibiotics may also be therapeutic if the probability is high that the animal is already within the incubation period of crowding disease (enzootic bronchopneumonia).
- Treating piglets against postnatal anaemia, a consequence of the lack of natural soil in feeding, with injections of iron supplements could be regarded as metaphylactic or preventive.

This paragraph means also that a systematic or strategic approach to treatment is apparently not consistent with organic rules. Such an approach could be, for example,

a tactical combating of endoparasites like routine anthelmintic treatments to interrupt the parasite's lifecycle before the treated animal shows signs of infection. It is to put up for discussion if the organic farmer really should do without strategic treatment.

Organic farmers must be particularly alert to the health status of their animals. If a chemical-synthetic treatment begins too late, the objective of reduced medicine use is defeated because treatments often must be longer and more intensive. In many cases, no complete recovery is then possible.

A general ban of foresighted treatment is adverse to GVP principles and is not in accordance with the high priority of animal welfare in organic husbandry.

In the future probably a lot of exceptions by the control boards will follow the ban of preventive treatment. For example, the term "preventive" is to be defined exactly. Perhaps it would be advisable to resume the discussion in this point, otherwise interpretation of the Article 23 (1) within the EU members will be ambiguous. In consequence the regulation could lose its authority.

4 Restrictions on Growth Promoters and Hormones

Growth promoters and hormones are restricted in organic farming [(EC) No 889, Art. 23(2)]. The regulation probably means that hormones may only be given in the context of a therapeutic veterinary treatment of single animals. Routine induction or synchronization of estrus or injections of Oxytocin to ease milking are still prohibited. But following the regulation text: "... *the use of hormones ... or for other purposes ... is prohibited.*" will lead to the consequence, that the use of hormones is not allowed at all. This sentence needs a revision. Otherwise each treatment with hormones (for example cortisol) stays banned. This is adverse to GVP principles and any pharmaceutical knowledge.

5 Legal withdrawal period doubled

"The withdrawal period between the last administration of an allopathic veterinary medicinal product to an animal under normal conditions of use, is to be twice the legal withdrawal period or, in a case in which this period is not specified, 48 hours" [(EC) No 889, Art. 24(5)].

The doubling of the withdrawal period and the 48 hours rule only concern allopathic veterinary remedies, thus everything that is not ranked homoeopathic, including phytotherapeutics. The 70 plants registered were examined intensively and possible residues were classified as without risk for humans (EC No 37/2010). The 48-hours rule also holds for medicinal products with a legal withdrawal period of zero days. This includes, for example the use of

sodium chloride (NaCl) and glucose infusion solutions. Experts have termed this ruling absolutely useless (Tiergesundheit im Ökolandbau: Rechtliche Grundlagen, 2006).

The doubled withdrawal period is also problematic for the owners of „minor species“, like goats. In Germany the legal withdrawal time has to be doubled and is at least 28 days on meat and 7 days on milk, if the medicine used is not registered for the species which is treated ("Umwidmung"). That means, for example, a 56-day ban after treating an organic kid with an ointment licensed only for sheep.

The doubled withdrawal period is particularly difficult in connection with mastitis treatments. A total of 85 % of the mastitis treatments in organic farms were allopathic (Brinkmann et al, 2007) and at least 14 % of organic farmers usually treat with intramammary syringe at drying-off (Rahmann et al, 2004). In organic husbandry, milk of treated cows usually has to be withdrawn for 10 days; but if the birth takes place too early, the withdrawal period is up to 94 days, depending on the remedy. In reality, the withdrawal of milk for more than 4 to 6 weeks after parturition has to be questioned.

The correct doubling of the withdrawal period is hardly to survey as elimination of pharmaceuticals follows various exponential equations. And it is impossible to detect whether a 48-hour delay was considered after giving a medication without detectable residues (i.e. NaCl solution). Only recording done by the farmer himself could be evaluated by the control authority. The constant documentation of these kinds of animal treatments and reliable adherence to the withdrawal period of at least 48 hours may be challenged.

But the doubling of the legal withdrawal period for chemical drugs in organic farming was enacted to improve consumer protection. The fact that traces of antibiotics or metabolites can be expected within legal withdrawal periods increases the consumer's confidence in organic products, after prolonging the withdrawal period.

In any case the 48 hours rule including pharmaceutical products consisting of only physiological ingredients such as saline, bicarbonate, glucose should be omitted from the regulation, as it is in the Swiss organic regulations (Hertzberg et al, 2003). Same revision for licensed phytotherapeutics would be sensible. Single doubling after "Umwidmung" should be enough.

6 Restriction on Number of Treatment Courses

The number of treatment courses with *chemically-synthesized allopathic veterinary medicinal products or antibiotics* is restricted, if milk, eggs and meat is ought to be marketed as organic products [(EC) No 889, Art. 24(4)]. For fattening pigs and fowl the regulation allows only one

treatment course in hole life. A cow and its milk only get disqualified as "organic" with the fourth treatment course per year. This regulation does not apply to vaccinations and treatments against parasites. A treatment course covers the period of the first application of chemical-synthetic medicine within a therapy, up to the recovery of the animal. In case of a relapse of the same illness, a second treatment may be summarized with the first treatment to one treatment course.

A problem emerging in daily practice is awareness of previous treatment courses with the purchase of, for example, a group of weaned piglets. Another unsolved problem is medication in the castration of male piglets. Both, anaesthesia and pain control after the operation must be counted regarding legislation. Another question is raised according to pharmaceuticals with exclusive topical effectiveness. The correct documentation of these treatments may be questioned.

The paragraph is being discussed increasingly critically because farmers could place considerations of financial loss ahead of animal welfare issues if they underestimate the extent of the disease (Tiergesundheit im Ökolandbau: Rechtliche Grundlagen, 2006). Such decisions are diametrically opposed to the intentions of organic livestock production.

There is no rationale to give a certain number of treatment courses for qualification the products as organic. The damage for animal welfare (in terms of increased potential of not adequately treated animals) followed by practicing this regulation is much higher than the consumer's protection and confidence in organic animal production.

Instead of summarizing (with significant documentation and monitoring effort) the treatment cycles, a systematically performed control of residues could confirm the premium quality of organic food and help to gain confidence and earn an adequate price.

The principle of product quality enhancement in terms of residue free products of high quality should be considered rather than limiting the health control and management system on basis of living animals. Under practical conditions farmers are not able to maintain organic production e.g. after castration of piglets which requires anaesthetic and antiphlogistic treatment and thus more than the allowed one medication per lifetime.

The Article 24(4) leads to "solutions" where the farmers could try to practice ways to ensure the maintenance of organic status (1) by neglecting treatment documentation or (2) by using inadequate treatment measures without consulting a veterinarian or (3) by omitting required treatments at all.

In consequence, the control of food leaving the farm accompanied by measures to decrease risk for human (like doubled withdrawal period) should result in higher efforts

for healthy animals to avoid penalties and fit to the intention of organic production.

Also stepwise penalties for lower qualities (avoiding total loss by adequate therapies) may be a suitable means to achieve this goal. For instance, the milk quality improved 80 % within two years after payment was linked to a lower limit for germs/ml, controlled by the creamery (Suhren et al, 1996). A forward-looking issue under dispute is the granting of good health awards without penalizing effective treatment of animals where necessary. One approach to bridging this gap could be the definition of individual goals with animal health plans on each organic farm, including independent monitoring (Vaarst et al, 2006). The control of residues will guarantee the required consumer-friendly production process.

An overall critique of the whole regulation can be voiced with regard to the lack of precise phrasing. The only term defined is "Veterinary medicinal product" meaning: *"Any substance or combination of substances presented for treating or preventing disease in animals..."* [2001/82/EC]. But many terms are left undefined, for example, "allopathic veterinary medicinal product"; "chemically-synthesized allopathic veterinary treatment"; "antibiotics"; "hormones or similar substances"; "phytotherapeutic products"; "homeopathic products" and "artificial aids for growth promotion purposes".

Another need of review appears to be the list of products for cleaning and disinfection (Annex VII), as no effective disinfectant against persistent parasites eggs is allowed in organic farming, while extremely toxic Formaldehyde is listed.

Enhanced pharmacological expert knowledge would be useful to harmonize the regulations.

Conclusion

Revision and clarification of the guidelines for animal treatments are essential for farmers, veterinarians and control authorities and control bodies. The problems round the use of chemical-synthetic animal drugs in the daily practice of organic farming have to be discussed critically. The new Council regulation (EC) No 834/2007 defines only goals, while the detailed rules for application are fixed in (EC) No 889/2008. A revision of these regulations should thoroughly consider their feasibility and their impact on animal welfare.

Organic farming could be compromised by losing its reputation for reliability. If organic husbandry does not pick up and implements the facts about the interaction of outdoor keeping, animal health and adequate medical treatment, the problem will increase.

The correlation between costly labour and animal health and welfare should be scientifically proved and commun-

cated to the consumer. Better understanding would improve the perception of organic production processes and explain the required pricing. In the future, the objective of "less drugs" in organic animal farming should be reached by long-term adaptation of hygiene, feed and husbandry-methods. Mandatory animal health plans, herd management and other preventive measures could be useful tools, as well as a system of "reward or loss" in relation to defined animal health parameters, without penalizing effective treatment. This could possibly include bonus payments for well performing animal welfare practices indicated by animal specific outcomes.

Organic farming should try to reach an exemplary good animal health status by improving management rather than by drugs. But denying the necessity of chemical veterinary treatments will not help. Animal welfare has to be the major objective in organic farming.

General outline for a revision

- The term of metaphylaxis should be introduced to the regulation as a suitable measure to improve animal health on herd level.
- Regulations should ensure the best treatment measures.
- Regulations should avoid antagonisms between economic and welfare aspects rather than lead to decision challenges the farmer is faced with.
- Detailed paragraphs consisting of exact figures lacking of scientific rationale should be omitted from the regulation, such as the 48h rule and the limitation of treatment cycles.
- Instead, measures on herd level should be practiced to improve animal health and product quality.
- Animal health management should be linked to improvement concepts of the farm. Animal health plans and control of success could get mandatory in organic farming.

Literatur

- Bennedsgaard TW, Thamsborg SM, Vaarst M, Enevoldsen C (2003) Eleven years of organic dairy production in Denmark : herd health and production related to time of conversion and compared to conventional production. *Livest Prod Sci* 80(1-2):121-131
- Brinkmann J, March S, Höller B, Winckler C (2007) Eutergesundheit in der ökologischen Milchviehhaltung : Einfluss von Laktationsstadium und Laktationszahl auf die Behandlungsinzidenz klinischer Mastitiden. In: Zikeli, S, Claupein W, Dabbert S (eds) Zwischen Tradition und Globalisierung : Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau ; Universität Hohenheim, 20.-23. März 2007 ; Bd. 2. Berlin : Köster, pp 613-616
- Conraths FJ, Werner O, Methner U, Geue L, Schulze F, Hänel I, Sachse K, Hotzel H, Schubert E, Melzer F, Mettenleiter TC (2005) Konventionelle und alternative Haltungssysteme für Geflügel : infektionsmedizinische Gesichtspunkte. *Berl Münch Tierärztl Wochenschr* 118(5-6):186-204
- Enbergs H, Sensen B (2007) Zur Effizienz homöopathischer Behandlungen chronischer Endometritiden von Milchkühen. *Prakt Tierarzt* 88(7):534-543
- Fidelak C, Spranger J, Klocke P, Hamann J, Heuwieser W (2004) Klinische Prüfung von Homöopathika (Nosoden) in der Kontrolle von Mastitiden des Rindes [online]. Berlin : Forschungsinstitut für ökologischen Landbau, zu finden in <http://orgprints.org/12683/1/12683-02OE410-fu-fidelak-2004-nosoden_final.pdf> [zitiert am 26.04.2010]
- Hammarberg K-E (2001) Animal welfare in relation to standards in organic farming. *Acta Vet Scand* 43(Suppl 1):S17-S25
- Hertzberg H, Walkenhorst M, Klocke P (2003) Animal health in organic agriculture : new guidelines and perspectives for food animal practitioners. *Schweiz Arch Tierheilkd* 145(11):519-525
- Hovi M, Sundrum A, Thamsborg SM (2003) Animal health and welfare in organic livestock production in Europe : current state and future challenges. *Livest Prod Sci* 80(1-2):41-53
- Ivemeyer S, Maeschli A, Walkenhorst M, Klocke P, Heil F, Oser S, Notz C (2008) Effects of a two-year dairy herd health management program on udder health, use of antibiotics and longevity. *Schweiz Arch Tierheilkd* 150:499-505
- Kijlstra A, Bos B (2008) Animal welfare and food safety : danger, risk and the distribution of responsibility. In: Neuhoff D, Halsberg N, Alföldi T (eds) In: Cultivating the future based on science : proceedings of the Second Scientific Conference of the International Society of Organic Agriculture Research (ISOFAR), held at the 16th IFOAM Organic World Congress in Cooperation with the International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM) and the Consorzio ModenaBio, 18 - 20 June 2008 in Modena, Italy ; vol.2 Organic crop production. Bonn : ISOFAR, pp pp 626-629
- Kijlstra A, Jongert E (2008) Control of the risk of human toxoplasmosis transmitted by meat. *Int J Parasitol* 38(12):1359-1370
- Klocke P, Ivemeyer S, Maeschli A, Butler G, Heil F (2010) A randomised controlled trial to compare the use of homeopathy and internal teat sealers for the prevention of mastitis in organically farmed dairy cows during the dry period and 100 days postcalving. *Homeopathy*, in press
- Leeb T, Baumgartner J (2000) Husbandry and health of sows and piglets on organic farms in Austria. In: Alföldi T, Lockeretz W, Niggli U (eds) IFOAM 2000 : the world grows organic ; proceedings 13th International IFOAM Scientific Conference, 28 to 31 August 2000, Convention Center Basel. p 361
- Leon L, Nürnberg M, Andersson R (2006) Komplementärmedizin auf ökologischen Betrieben. *Ganzh Tiermed* 20:51-54
- Rahmann G, Nieberg H, Drengemann S, Fenneker A, March S, Zurek C (2004) Bundesweite Erhebung und Analyse der verbreiteten Produktionsverfahren, der realisierten Vermarktungswege und der wirtschaftlichen sowie sozialen Lage ökologisch wirtschaftender Betriebe und Aufbau eines bundesweiten Praxis-Forschungs-Netzes. Braunschweig : FAL, XXII p, 274 p, XIV p, 108 p, Landbauforsch Völkenrode SH 276
- Schnieder T (2003) Parasitologische Risiken - von der Tierhaltung zum Lebensmittel und Menschen. *Dt Tierärztl Wochenschr* 110:326-328
- Schütte A (2003) Homöopathie in der Schweinehaltung. *Ganzh Tiermed* 17:25-28
- Suhren G, Heeschen W (1996) Anforderungen des Milchmarktes an die Milchqualität aus Sicht des Gesetzgebers. *DGFZ-Schriftenreihe* 6:40-55
- Sundrum A, Benninger T, Richter U (2005) Statusbericht zum Stand der Tiergesundheit in der ökologischen Tierhaltung : Schlussfolgerungen und Handlungsoptionen für die Agrarpolitik [online]. Zu finden in <<http://www.orgprints.org/5232/>> [zitiert am 26.04.2010]
- Tiergesundheit im Öko-Landbau : rechtliche Grundlagen [online]. Zu finden in <http://www.oekolandbau.de/fileadmin/redaktion/dokumente/erzeuger/tiergesundheit_rechtliches.pdf> [zitiert am 22.04.2010]
- Vaarst M, Bennedsgaard TW, Klaas I, Nissen TB, Thamsborg SM, Ostergaard S (2006) Development and daily management of an explicit strategy of no-use of antimicrobial drugs in twelve Danish organic dairy herds. *J Dairy Sci* 89(5):1842-1853
- Vaarst M, Thamsborg SM, Bennedsgaard TW, Houe H, Enevoldsen C, Aarestrup FM, de Snoo A (2003) Organic dairy farmers' decision making in the first 2 years after conversion in relation to mastitis treatments. *Livest Prod Sci* 80(1-2):109-120
- van der Meulen J, van der Werf JT, Kijlstra A (2007) Questionnaire survey of disease prevalence and veterinary treatments in organic layer husbandry in the Netherlands. *Tijdschr Diergeneesk* 132:292-295

Interregional and international competition in German piglet production

Gerhard Haxsen*

Summary

The objective of this study on German piglet production is to identify the role of interregional and international trade with piglets for the fattening of pigs in Germany. Further, a comparison of piglet production costs and their determinants shall show some reasons for the advantages of the piglet producers in Denmark and the Netherlands.

The role of the interregional and international trade with piglets is illustrated by calculating regional supply balances. The results reveal a decreasing share of piglets produced in South Germany and an increasing share of piglets produced in East Germany, Denmark and the Netherlands. The comparison of the production costs and their determinants demonstrate the contribution of a better biological performance to a low level of piglet production costs in Denmark and the Netherlands. Further, the sow farms in these countries have bigger herds and realise more of economies of scale.

Keywords: Piglet production, supply balance sheet, piglet transport, international comparison of costs

Zusammenfassung

Interregionaler und internationaler Wettbewerb deutscher Ferkelproduzenten

Ziel dieser Studie über die Verflechtung der Ferkelversorgung ist es zum einen quantitativ darzustellen, welche Bedeutung interregionale und internationale Ferkellieferungen für die Schweinemast in Deutschland haben. Zum anderen sollen durch einen Vergleich der Produktionskosten und ihrer Bestimmungsgründe Ursachen für Wettbewerbsvorteile und Wettbewerbsnachteile im Bereich der Produktion identifiziert werden.

Die Bedeutung der interregionalen und internationalen Ferkellieferungen geht aus Bilanzrechnungen zur Ferkelversorgung in den Bundesländern hervor. Sie zeigen, dass die süddeutschen Ferkelerzeuger bei der Belieferung der nordwestdeutschen Veredelungsregionen Marktanteile an die Konkurrenten in den ostdeutschen Ländern und vor allem in Dänemark sowie den Niederlanden verloren haben. Aus dem Vergleich der Produktionskosten für Ferkel und der Analyse ihrer Bestimmungsgründe ist zu entnehmen, dass die Wettbewerbsvorteile der dänischen und niederländischen Konkurrenten zum einen aus besseren biologischen Leistungen resultieren. Zum anderen werden in Dänemark und den Niederlanden die Vorteile der Kosten-degression in größeren Betrieben stärker genutzt. Hinzu kommt, dass es dort einfacher ist, größere und dennoch homogene Partien mit 200 und mehr Ferkeln zusammenzustellen.

Schlüsselwörter: Ferkelerzeugung, Versorgungsbilanz, Ferkeltransport, internationaler Kostenvergleich

* Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries, Institute of Farm Economics, Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig, Germany; gerhard.haxsen@vti.bund.de

1 Introduction

The supply of piglets in Germany is characterised by growing deficits, since the stock of fattening pigs in Germany expanded in the preceding years, while the sow stock declined. The deficits have been compensated by imports from Denmark and the Netherlands. In addition to the international trade with piglets, there is an interregional trade in Germany, because the regional distribution of the sows does not correspond to the distribution of the fattening pigs.

The interregional and the international trade mean some risks in regard to the spread of epidemics and involve some problems for the requested coordination of piglet production and pig fattening (Schulte-Wülwer, 2008). But, there is a lack of quantitative information showing the contribution of the interregional trade to the piglet supply and illustrating the competitiveness of piglet production in Germany.

Therefore, this study intends to give more insight into the regional distribution of piglet supply and the interregional and international competition by

- calculating surpluses and deficits of piglets at the regional level
- calculating costs of piglet production at the regional and international level and analysing further determinants of competitiveness (herd size, biological performance).

It starts by discussing the development of the pig stocks and its impact on the piglet supply in Denmark, the Netherlands and Germany. Then, the study presents regional balance sheets for piglets and discusses some reasons for the economic advantages of Danish and Dutch piglet production.

2 Development of the pig stocks

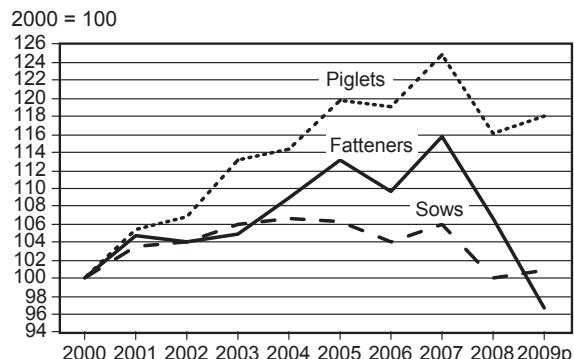
The stocks of sows and fattening pigs developed differently in Germany, Denmark and the Netherlands and induced nationally varying conditions for the supply with piglets (s. Figure 1).

Denmark expanded the stock of fattening pigs as well as the sow stock until 2007. The stock of fattening pigs increased more after 2004. However, due to the rising productivity the piglet production grew most and profited by increasing sales opportunities in Germany and East Europe.

The development in the Netherlands is characterised by a general decrease of the pig stock after 1998 due to several policy measures (Hoste, 2008). However, due to the rising productivity in piglet production the number of piglets decreased less than the stock of sows and of fattening pigs and recovered more after 2005.

Germany's sow stock has declined, while the stock of fattening pigs increased. The impacts of the decreasing sows on the supply of piglets have been nearly compensated by the increasing number of piglets weaned per sow

annually. But, this increase was not large enough to meet the rising demand for fattening. The pronounced reduction of the sow stock after 2007 caused increasing deficits.

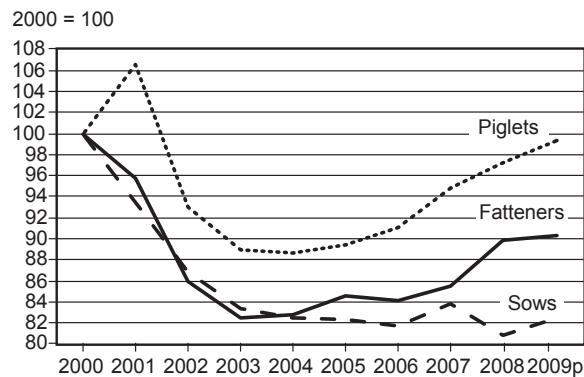


p = preliminary.

Source: Statistikbanken Danmark; own calculation.

Figure 1a:

Development of the pig population in Denmark from 2000 to 2009

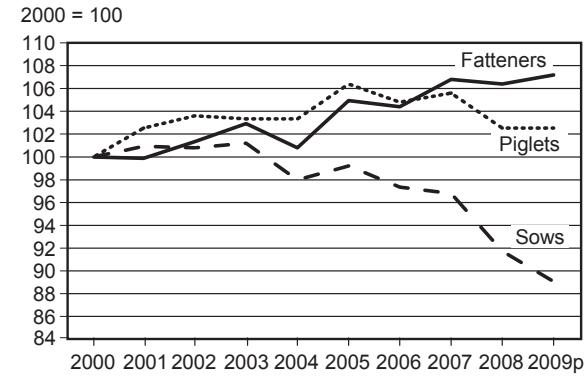


p = preliminary.

Source: CBS Landbouwtelling; LEI-bewerking; own calculation.

Figure 1b:

Development of the pig population in the Netherlands from 2000 to 2009



p = preliminary.

Source: SBA, BMELV (425); own calculation.

Figure 1c:

Development of the pig population in Germany from 2000 to 2009

Comparing the development of the pig stocks in the three countries it becomes obvious that the supply of piglets in Denmark and the Netherlands expanded more than the domestic demand, while the domestic supply of piglets in Germany did not grow enough. Here, the growing demand needed to be completed more and more by imports from Denmark and the Netherlands (s. Figure 2). The German market is even important for the piglet exports of its neighbour countries; it takes approximately 50 % of the Dutch and 90 % of the Danish exports (Hoste, 2008).

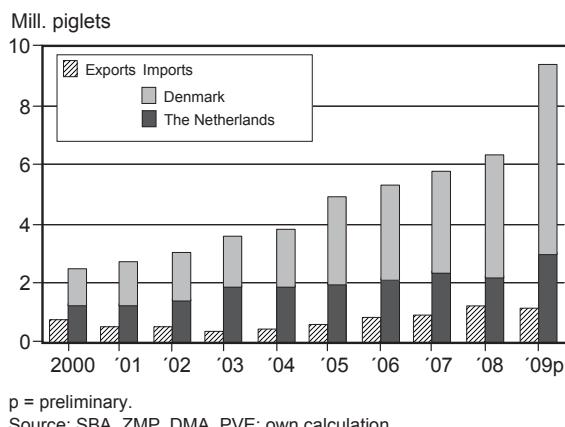


Figure 2:
Exports and imports of piglets in Germany

On the other hand, Germany also exports piglets by realising more sales opportunities in East and South Europe instead of competing with imports from Denmark and the Netherlands (Beckhove, 2010; Dorsch, 2010).

In contrast to international trade, statistics on the interregional trade with piglets are not available. Therefore, the contribution of the interregional trade to the piglet supply will be roughly estimated here by calculating regional surpluses and deficits. The calculation presented in the following does not exactly determine the volume of the interregional trade, but it gives an insight into its role by showing the minimum amount of trade required to achieve a balance of regional supply and demand for piglets.

3 Calculation of regional surpluses and deficits

The procedure to calculate regional piglet supply has already been described in preceding papers (Haxsen, 2001, 2004). It determines the supply by utilizing the data on the regional stock of sows and the number of piglets weaned annually per sow. The calculation of the demand is based on the values of the regional stock of fattening pigs and on assumptions concerning the turnover of the fatteners per pig place per year.

Map 1 shows results of the 2008 regional balance sheets for Germany as well as for the Netherlands and Denmark.

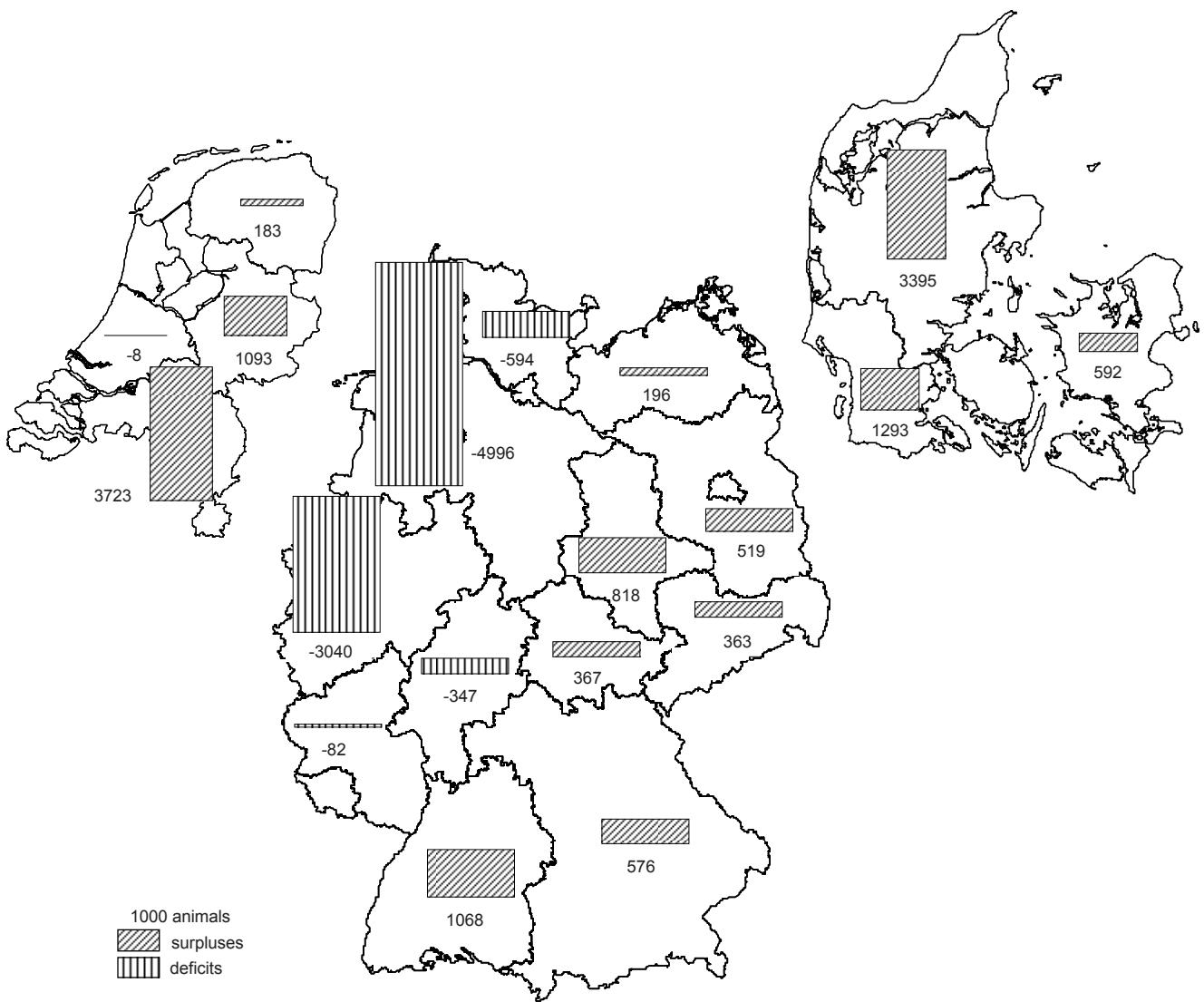
It illustrates the concentration of deficits in North Germany and gives an insight into the distances between the surplus and the deficit regions. The deficits in the north cannot be balanced only by the surpluses of the southern and the eastern regions of Germany, they have also to be filled by imports from the Netherlands and Denmark. The map demonstrates that the Dutch piglets produced mainly in the east of the Netherlands and exported to the German market have advantages due to the relatively short distance to the deficit regions in the Northwest Germany (Recke, 2007), while the majority of the piglets exported from Denmark to Lower Saxony and North Rhine-Westphalia have longer distances than the piglets produced in South and East Germany. However, more than two millions piglets have been exported from North Denmark to the intensive livestock regions in Northwest Germany.

The supply of piglets varies also from district to district within each federal state of Germany. Map 2 illustrates the varying supply by classifying districts in regard to the level of their deficits or their surpluses respectively above or below the average.¹ The map demonstrates that there are districts with surpluses as well as districts with deficits within each federal state. States with large deficits like Lower Saxony for example have even districts with surpluses not far away from regions with deficits. On the other hand states with large surpluses like Baden Wurttemberg for example have districts with deficits in the neighbourhood of surplus regions.

The results of the regional balance sheets are also utilized here to calculate the minimum number of piglets to be transferred across borders of districts and across borders of the federal states for achieving regional equilibrium of supply and demand for piglets. Table 1 demonstrates, with the data of 2007, how the minimum transfer can be computed. Concerning the federal states the total surpluses amount to 3.709 millions piglets. Given the export of 900 thousand piglets 2.089 millions have to be transferred from federal state to federal state. The same amount results by subtracting the import of piglets (5.779 millions) from the sum of all deficits.

Similarly it can be computed how many piglets have to be transferred at minimum from district to district. The total surpluses of the districts amount 2007 to 6.22 millions, taking into account the export of 900 000 piglets 5.32 millions have to be transferred at the level of the districts.

¹ The average value of the districts with surplus is 78 piglets per 100 ha, the average value of the districts with deficit is -135 piglets per 100 ha. The deficits and surpluses have been calculated by the method of regional balance sheets already considered above. But, in the interest of transparency the map does not show the amount of the surplus or deficit respectively for each district.



Source: CBS, SBA, Denmarks Statistic, own calculation.

Map 1:

Regional surpluses and deficits of piglets in Germany, Denmark and the Netherlands 2008

Table 1:

Calculation of interstate and interdistrict transfers of piglets in Germany 2007

Federal state level			
Total surpluses	3709	Total deficits	8588
- Exports	900	- Imports	5779
= Interstate transfers	2809	= Interstate transfers	2809
District level			
Total surpluses	6220	Total deficits	11099
- Exports	900	- Imports	5779
= Interdistrict transfers	5320	= Interdistrict transfers	5320

Source: SBA, own calculation

4 Development of regional surpluses and deficits within Germany

The analysis of the regional supply and the demand for piglets must not be confined to only some years, but may consider a longer period similar to the period of the imports and exports considered above. Therefore, Table 2 presents results of calculating the balance of piglet supply and demand in 2009 and 2001. It documents an impressive decrease of the surpluses in Baden Wurttemberg and Bavaria. On the other hand, all federal states in East Germany expanded their surpluses. But, this expansion has not been strong enough to compensate the decrease in South Germany. Further, the deficits in Schleswig-Holstein,

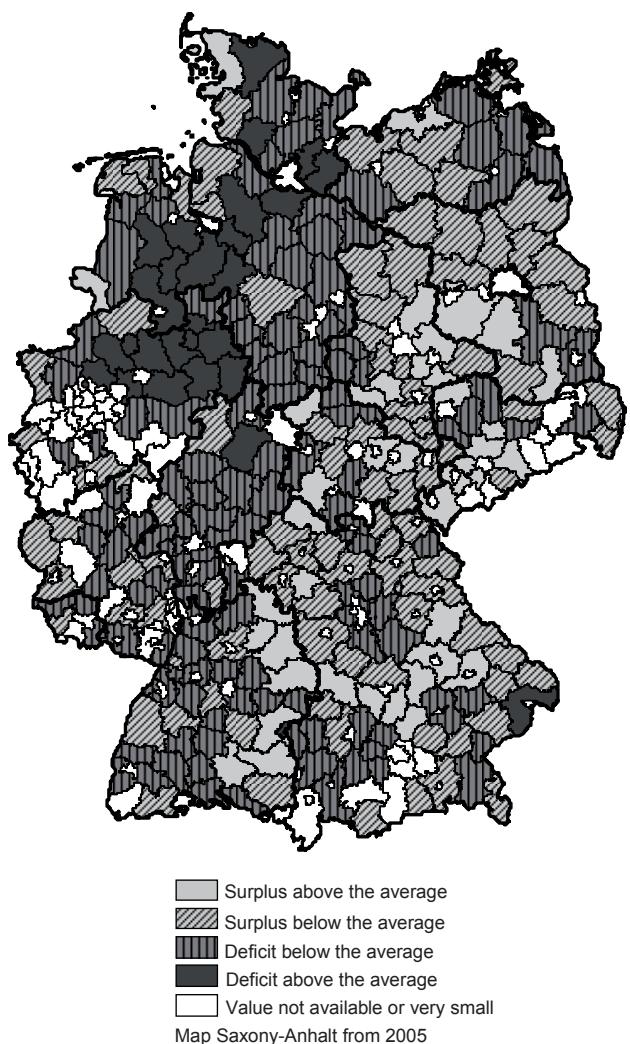


Table 2:

Calculated supply and demand for piglets in the German federal states

	Supply 2009	Demand 2009	Balance 2009	Balance 2001
	1000 animals			
Bavaria	4050,6	3291,7	758,9	1757,2
Baden Wurttemberg	5915,3	5999,2	-83,9	1012,9
South Germany	9965,9	9290,9	675,0	2770,1
Brandenburg	1600,1	1076,0	524,0	361,1
Mecklenburg-West Pomerania	1392,6	1216,7	175,8	109,3
Saxony	1343,1	940,0	403,1	318,4
Saxony Anhalt	2161,9	1507,2	654,7	33,3
Thuringia	1414,8	1051,4	363,4	127,1
East Germany	7912,4	5791,3	2121,1	949,2
Lower Saxony	9771,2	15450,7	-5679,5	-3438,1
North Rhine-Westphalia	8417,9	11975,2	-3557,3	-1862,2
Schleswig Holstein	1877,6	2787,7	-910,1	-371,7
North Germany	20066,6	30213,6	-10146,9	-5672,0
Hesse	955,4	1350,6	-395,1	-197,2
Rhineland-Palatinate	391,9	489,6	-97,7	-29,2
Saarland	15,4	23,6	-8,2	-13,5
Southwest Germany	1362,7	1863,7	-501,0	-239,8
Total Germany	39308,5	47162,1	-7853,6	-2190,8

Source: Stat. Bundesamt, own calculation.

The group in the south is characterised by a small decrease of piglet production, while the number of fattening pigs has increased and thus induced diminishing surpluses of piglets.

In the east the level of pig fattening remained nearly unchanged while the piglet production grew and resulted in an expansion of surpluses, which are meanwhile larger here than in the south.

The pig producers in the north have expanded the piglet production as well as the pig fattening, but the number of fattening pigs grew more and induced rising deficits.

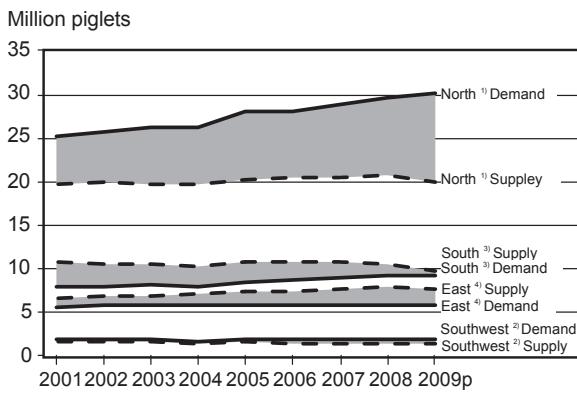
The development in the southwestern part is characterised by decrease of the stock of sows and constant stock of pigs for fattening, therefore the deficits have increased.

In all, the development of the imports, exports, regional surpluses and deficits in Germany indicates a decrease of the interstate transfers. Figure 4 shows the decrease by illustrating the contribution of intraregional resources, imports and interstate transfer to the total supply of piglets from 2001 to 2009. The share of imports has grown at the costs of interstate transfers. The intraregional resources still contribute the dominant portion of the piglet supply.

Lower Saxony and North Rhine-Westphalia increased and resulted in an expansion of imports. Here the degree of self sufficiency has declined 2009 below 70 %, on the average for all Germany the degree is still above 80 %.

Figure 3 shows the development of piglet supply and piglet demand for all years from 2001 to 2009 in the north, east, south and southwest of Germany. In the interest of transparency the figure presents results for four groups instead of single federal states or smaller regions. The federal states within a group are characterized by a similar development of piglet production or pig fattening respectively. But the four groups differ in regard to their development in pig supply and demand:

But, the growing imports from Denmark and the Netherlands reflect an improved competitive position of the piglet production there.



p = preliminary.

1) Schleswig-Holstein, Lower Saxony, North Rhine-Westphalia

2) Hesse, Rhineland-Palatinate, Saarland

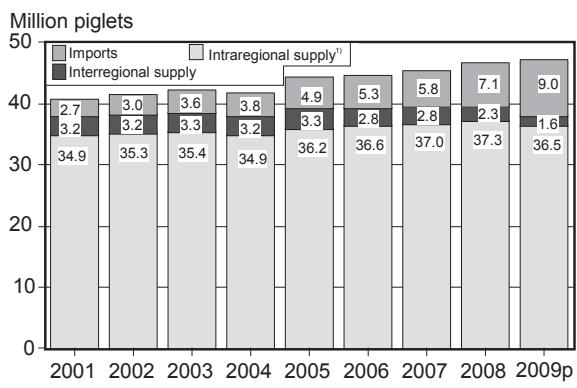
3) Baden-Württemberg, Bavaria

4) Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Saxony-Anhalt, Thuringia, Saxony

Source: SBA, ZMP, VTI-MA, own calculation

Figure 3:

Demand and supply of piglets in the North, South, East and Southwest of Germany



p = preliminary.

1) Including piglets produced on farm.

Source: Own calculation.

Figure 4:

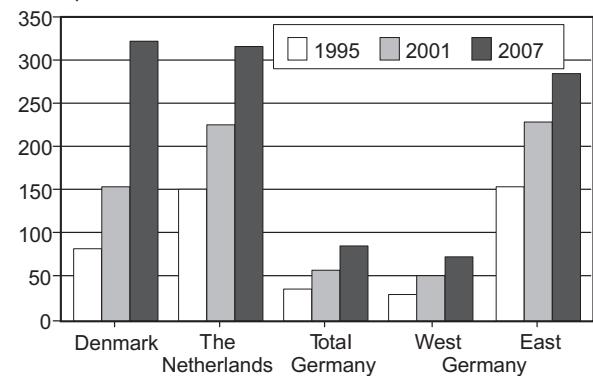
Contribution of imports, interstate transfer and intraregional sources to the supply of piglets in Germany

5 Advantages of piglet production in Denmark and the Netherlands

The advantages of the Danish and the Dutch piglet production result mainly from a better biological performance and from the structural advantages of the bigger sow farms with their potential to deliver bigger, and even homogenous, batches of piglets and their cost advantages due to economies of scale.

The pig farms in Denmark and the Netherlands have been bigger than in Germany for decades already. Meanwhile their average size is larger than in East Germany (s. Figure 5). Especially the Danish farms grew faster than the German. The bigger farms have less problems meeting the demand of the fattening farms for charges with more than 200 piglets from one producer guaranteeing a sufficient status of animal health (Poker, 2008). Further, they have lower production costs, because they utilize the degression of costs and realise a better biological performance in piglet production. The number of piglets reared annually per sow in Denmark and the Netherlands exceeds the values in Germany (s. Figure 6).

Sows per farm

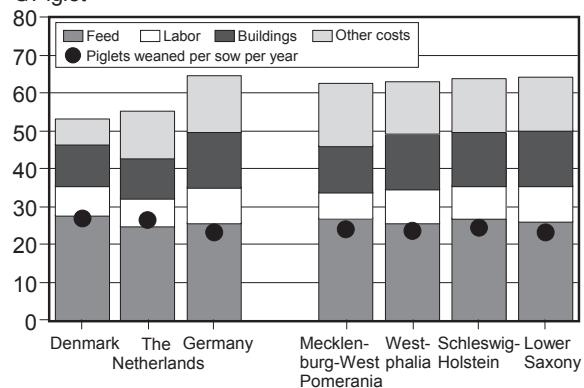


Source: ZMP 1997, 2003, SBA 2008, Statistikbanken Denmark Land- en tuinbouwcijfers 2008.

Figure 5:

Average size of the sow herds in Denmark, the Netherlands and Germany

€/Piglet



1) Cost of a piglet with standardised weight of 30 kg.

Source: InterPIG (2009); ZDS (2009); SSBSH 2009; SKBR 2009; LWK Niedersachsen; ER Westfalen; own calculation.

Figure 6:

Cost of piglet production 2008¹⁾

The cost advantages of Danish and Dutch piglet production become obvious by comparisons of piglet production costs. A model to compute internationally comparable values of production costs has been already applied by InterPIG², an informal network of agricultural economists from several countries. The network has a common pool of data to be utilized for calculating costs of pig production by a method unique for all participating countries (Haxsen, 2008). Initially, InterPIG developed its model for calculating the costs of the total process of pig production from the insemination of the sow to the sale of the slaughter pigs. Its main results show costs per kg slaughter weight. However, the model can also be applied for computing production costs per piglet. It takes into account that the weight after weaning varies from country. Therefore, it computes costs of production for piglets with standardised weights for piglets with 25 kg and 30 kg respectively. The model has also been applied here for an international and an interregional comparison of costs and biological performance in piglet production. The results for piglets with a standardised weight of 30 kg presented by Figure 6 illustrate the costs advantages of the Danish and the Dutch sow farms due to better biological performance and degession of fixed costs. There, the production costs per piglet are approximately 10 to 12 Euro lower than the average in Germany. The cost advantage is reflected mainly by the lower level of labour costs and building costs.

The production costs vary also from region to region within Germany, but the interregional differences are smaller than the differences to Denmark and the Netherlands. Also within Germany the cost per piglet are the lower the more piglets are weaned annually per sow.

6 Conclusion

Since pig fattening has a better competitive position than piglet production in Germany, the imports of piglets have grown. Nearly 20 % of the demand for piglets is met meanwhile by imports. On the other hand, there are also regions with surpluses. However, calculations of regional balance sheets indicate that the share of the trade with piglets between the federal states in the total supply has decreased, it is less than 5 %. The share of piglets from intraregional resources in the total supply is still dominant, but it has also decreased in favour of imports. Important disadvantages of the German piglet production result from less the favourable structure of the sow farms and higher production costs due to a lower level of biological performance.

References

- Beckhove A (2010) Ferkelexporte nach Osteuropa : Strohfeuer oder Markt der Zukunft? Top Agrar (5):132-135
- Dorsch K (2010) Der Ferkelüberschuss im Süden schrumpft rasant. Top Agrar (5):S4-S6
- Haxsen G (2001) Deficits of piglet supply in Germany. Landbauforsch Völkenrode 51(4):207-213
- Haxsen G (2004) Bilanzrechnungen zur regionalen Ferkelversorgung in Deutschland 1993 bis 2003. Braunschweig : FAL, 22 p, Arbeitsbericht / Institut für Betriebswirtschaft <Braunschweig> 04/02
- Haxsen G (2008) Calculating costs of pig production with the InterPIG network. Braunschweig : vTI, III, 20 p, Arbeitsber vTI-Agrärökonomie 2008/04
- Hoste R (2008) Biggenexport naar Duitsland : een markt te winnen ; actiepunten voor de Nederlandse varkenssektor. Den Haag : LEI, 79 p, Rapport 2008-37
- Poker C (2008) Gemeinsam zu großen Partien. Landwirtsch Wochenblatt Westfalen-Lippe 165(50):39-40
- Recke G (2007) Wertschöpfungskette im Wandel – von der Landwirtschaft zum Verbraucher[online]. Zu finden in <http://www.it.nrw.de/statistik/analysen/stat_studien/2007/band_45/Recke_45.pdf> [zitiert am 07.05.2010]
- Schulte-Wülwer (2008) Mäster brauchen heimische Ferkel. Land Forst 161(42)

² International Pig Information Group

An improved data base for the description of dairy cows in the German agricultural emission model GAS-EM

Ulrich Dämmgen*, Hans-Dieter Haenel**, Claus Rösemann**, Wilfried Brade*, Maria Müller-Lindenlauf***, Brigitte Eurich-Menden****, Helmut Döhler**** and Nicholas J. Hutchings*****

Summary

The application of the previously published detailed model describing dairy cow husbandry in the German agricultural emission model requires an extended and improved data base. This concerns animal weights, weight gains, regional feed regimes, feeding requirements and feed properties as well as a revision of ammonia emission factors for animal houses and the storage and application of animal manure.

Animal weights, weight gains and the regional distribution of feeding regimes can be derived from official statistics. Compositions of both roughage and concentrates can be described as a function of animal performance. The knowledge of hitherto unpublished data allows for a recalculation and revaluation of nitrogen excretions and ammonia emission factors.

Keywords: *Dairy cows, model, energy balance, nitrogen, feeding requirements, feed composition, emission factors, emission inventory*

Zusammenfassung

Eine verbesserte Datenbasis zur Beschreibung von Milchkühen im deutschen landwirtschaftlichen Emissionsinventar

Die Anwendung des zuvor beschriebenen detaillierten Modells zur Beschreibung von Milchkühen im deutschen landwirtschaftlichen Emissionsinventar erforderte eine Erweiterung und gründliche Überarbeitung der Datenbasis. Dies betrifft die Ermittlung von Tiergewichten und Gewichtszunahmen, regionsspezifische Futtermengen und Futterzusammensetzung sowie eine Überarbeitung der Ammoniak-Emissionsfaktoren für Stall, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern.

Tiergewichte, Gewichtszunahmen und die räumliche Verteilung von Fütterungsregimen lassen sich auf statistisch erfasste Größen zurückführen. Die Zusammensetzung von Grund- und Kraftfutter lässt sich regionstypisch und leistungsabhängig beschreiben. Einsicht in bisher unveröffentlichte Datensätze erlaubt eine Rückrechnung und Neubewertung von Stickstoff-Ausscheidungen und Emissionsfaktoren für Ammoniak.

Schlüsselwörter: *Milchkuhe, Modell, Energiehaushalt, Stickstoff, Futterbedarf, Futterzusammensetzung, Emissionsfaktoren, Emissionsinventar*

* University of Veterinary Medicine Hannover, Institute for Animal Breeding and Genetics, Buenteweg 17p, 30559 Hannover, Germany

** Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Institute for Agricultural Climate Research, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Germany

*** Statistisches Bundesamt (DESTATIS), Graurheindorfer Str. 198, 53117 Bonn, Germany. New affiliation: ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Wilckensstr. 3, 69120 Heidelberg, Germany

**** Association for Technology and Structures in Agriculture (KTBL), Bartningstr. 49, 64289 Darmstadt, Germany

***** University of Aarhus, Research Centre Foulum, PO box 50, 8830 Tjele, Denmark

Correspondence should be sent to: dieter.haenel@vti.bund.de

1 Introduction

The modelling of emissions of nitrogen and carbon species presupposes the knowledge of the respective excretions. These are dependent on animal performance and amounts and properties of animal feed. It is obvious that a model that is to be used for the development of emission reduction policies has to reflect the national reality as best as possible. As both animal performance and feeds vary with time and region, data sets have to be generated that are suitable to match the needs of the emission model.

Dairy cattle are the most important single source of agricultural trace gas emissions. Hence, a detailed model to describe the carbon and nitrogen excretions is of the highest priority.

The German agricultural emission model GAS-EM to be used in future relies on data sets for animal weights and feed properties with an adequate accuracy and an adequate resolution in time and space. So far, animal weights of dairy cows have been deduced from slaughter statistics. However, it is obvious that these underestimate the true weights.

In the German emission reporting, mean feed properties were used which were nevertheless depending on animal performance, in particular on milk yield. Dämmgen et al. (2009b) illustrated to what extent feeding influences emissions. The supply of roughage differs considerably and has been changing in the past two decades.

The paper presented here describes the modifications used to establish a data set matching the requirements of the dairy cow module (CDC09) in GAS-EM.

2 Animal weights

The knowledge of animal weights and weight gains is needed for the assessment of energy requirements and feed dry matter (DM) intake.

2.1 Present situation

2.1.1 Final weights

Animal weights in Germany vary considerably due to the fact that the mix of races is different within regions. The animal weights used in previous inventories were derived from carcass weights obtained from the German slaughter statistics (Statistisches Bundesamt, FS3, R4.2.1) by using standard slaughter yields proposed by the Federal Ministry for Nutrition, Agriculture and Consumer Protection (BMELV).

The slaughter yield is the ratio between live weight before slaughtering and the carcass weight.

$$w_{\text{carcass}} = c_w \cdot w_{\text{fin}} \quad (1)$$

where

w_{carcass}	carcass weight (in kg cow ⁻¹)
c_w	slaughter yield (in kg kg ⁻¹)
w_{fin}	final animal live weight (in kg cow ⁻¹)

The mean carcass weight w_{carcass} for an animal category is obtained from the cumulative carcass weight and the number of animals slaughtered.

$$w_{\text{carcass}} = \frac{m_{\text{slaughtered}}}{n_{\text{slaughtered}}} \cdot \beta \quad (2)$$

where

w_{carcass}	carcass weight (in kg cow ⁻¹)
$m_{\text{slaughtered}}$	total mass of slaughtered animals (in Mg a ⁻¹)
$n_{\text{slaughtered}}$	number of slaughtered animals (in a ⁻¹)
β	mass units conversion factor ($\beta = 10^3$ kg Mg ⁻¹)

The data obtained from these calculations differ from those reported by ADR (1992 ff). They also differ from any data published in the literature. Both sources indicate higher animal weights.

2.1.2 Weight gains

Weight gains are not reported by statistics. Hitherto, the relevant weight gain is calculated using the final live weight of cows and the final live weight of heifers. The weight gain rate is derived from the weight gain by dividing it by the time span between the age of slaughtering and the age of first calving.

$$\frac{\Delta w_{dc}}{\Delta t} = \frac{w_{\text{fin, dc}} - w_{\text{fin, bf}}}{(\tau_{\text{fin, dc}} - \tau_{\text{calf}})} \alpha \quad (3)$$

where

$\Delta w_{dc}/\Delta t$	mean weight gain rate of dairy cows (in kg cow ⁻¹ d ⁻¹)
$w_{\text{fin, dc}}$	slaughter weight of dairy cows (in kg cow ⁻¹)
$w_{\text{fin, bf}}$	slaughter weight of heifers (in kg heifer ⁻¹)
$\tau_{\text{fin, dc}}$	slaughter age of dairy cows (in a)
τ_{calf}	age at first calving (in a)
α	time units conversion factor ($\alpha = 365$ d a ⁻¹)

The final weights were derived from carcass weights according to Equation 1 using constants $c_w = 0.52$ kg kg⁻¹ and 0.49 kg kg⁻¹ for heifers and dairy cows, respectively.

2.2 Future approach

Matching data sets for live weights (weights at the farm) and carcass weights were reported by a limited number of experimental farms for female cattle¹. These data (Figure 1) indicate that the use of a linear regression including an intercept is to be preferred to the application of a constant conversion factor.

$$w_{\text{live}} = a + b \cdot w_{\text{carcass}} \quad (4)$$

where

- w_{live} live weight of an animal before slaughtering (in kg animal⁻¹)
- a constant ($a = 221$ kg animal⁻¹)
- b coefficient ($b = 1.46$)
- w_{carcass} carcass weight of an animal (in kg animal⁻¹)

This relation is used both for heifers and dairy cows.

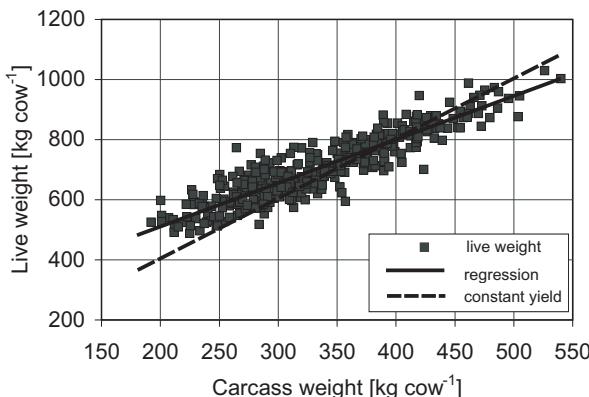


Figure 1:

Matching pairs of live weights at the farm and carcass weights of dairy cows ($n = 459$, $R^2 = 0.831$). The dotted line is obtained from the application of equation (1).

Table 1:

Dairy cows, slaughter ages, ages at first calving and resulting lifespans (in a)

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
$\tau_{\text{fin, bf ADR}}$				5.70	5.60	5.70	5.70	5.50	5.50	5.40	5.40	5.40	5.30	5.40	5.40	5.40	5.40	5.40	
$\tau_{\text{fin, bf, lin}}$	5.71	5.69	5.67	5.65	5.63	5.60	5.58	5.56	5.54	5.51	5.49	5.47	5.45	5.43	5.40	5.38	5.36	5.34	5.31
$\tau_{\text{calf, ADR}}$				2.55	2.55	2.55	2.53	2.50	2.51	2.51	2.59	2.50	2.51	2.48	2.47	2.46	2.45	2.43	2.39
$\tau_{\text{calf, lin}}$	2.59	2.58	2.57	2.56	2.55	2.54	2.53	2.52	2.51	2.50	2.49	2.48	2.47	2.46	2.45	2.44	2.43	2.42	2.41
Δt	3.13	3.11	3.10	3.09	3.08	3.06	3.05	3.04	3.03	3.01	3.00	2.99	2.98	2.96	2.95	2.94	2.93	2.91	2.90

Source: ADR, 1992 ff, Tables 61a, 48 or 4.9 (τ_{calf}), Tables 68a, 53 or 4.14 (τ_{fin})

Data sets for carcass weights are provided by the Federal Statistical Office (Statistisches Bundesamt) as annual means with a resolution in space of Federal States for heifers and cows.

Weight gains can be obtained from the (corrected) final live weights of heifers and dairy cows, once the lifespan is known.

The relevant weight gain is calculated using the final live weight of cows and the final live weight of heifers. The weight gain rate is derived from the weight gain by dividing it by the timespan between the age of slaughtering and the age of first calving.

$$\frac{\Delta w_{\text{dc}}}{\Delta t} = \frac{1}{\alpha} \cdot \frac{w_{\text{fin, dc}} - w_{\text{fin, bf}}}{\tau_{\text{fin, dc}} - \tau_{\text{calf}}} \quad (5)$$

where

- $\Delta w_{\text{dc}}/\Delta t$ mean weight gain rate of dairy cows (in kg animal⁻¹ d⁻¹)
- α time units conversion factor ($\alpha = 365$ d a⁻¹)
- $w_{\text{fin, dc}}$ slaughter weight of dairy cows (in kg animal⁻¹)
- $w_{\text{fin, bf}}$ slaughter weight of heifers (in kg animal⁻¹)
- $\tau_{\text{fin, dc}}$ slaughter age of dairy cows (in a)
- τ_{calf} age at first calving (in a)

The ages of first calving and of slaughtering are published by ADR and taken from their annual reports (ADR, 1992ff). These data originate from sample surveys. In this inventory, a linear regression of ages versus time was used to describe weight gain rates. The same procedure is also used to close data gaps.

There is no differentiation between Federal States or race. Data are compiled in Table 1. Data obtained from linear regressions ($\tau_{\text{fin, bf, lin}}$, $\tau_{\text{calf, lin}}$, Δt) are written in italics.

¹ Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Versuchsstation Infeld; Friedrich-Loeffler-Institute, Federal Research Institute for Animal Health, Institute of Farm Animal Genetics, Neustadt; and Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg, Aulendorf

3 Milk yields

The assessment of energy and nutrient requirements presupposes the knowledge of actual milk yields. These include colostral milk and any other milk not delivered to the dairies. This may also include milk from diseased cows, cows that are treated with antibiotics, milk that is used in the farm for whatever purposes and milk sold directly to consumers.

The Federal Statistical Office provides actual milk yields for Federal States on an annual basis. Milk yields for single districts are available every second or third year (1990, 1992, 1994, 1996, 1999, 2001, 2003). Hitherto, missing data were replaced by those reported for the respective previous year. In view of the gap filling procedure used for the assignment of feeding regimes (see Chapter 4.2.2.6) in future data gaps between existing district data will be closed by linear interpolation. If district data is not available, the means reported for the Federal States will be used.

4 Feed properties

4.1 Present situation

The German emissions inventory used feed properties that were constant with time and space. Grazing was taken into account for emission calculations, but not with respect to feed properties. As a reduction of grazing intensities is likely and included in the German emission projections (Osterburg and Dämmgen, 2009), a data set describing the period between 1999 and 2010 will be generated that describes the situation adequately. This data set will be adapted to the agricultural census data in 2011.

4.2 Future approach

4.2.1 Concept

In Germany, dairy cows are fed using combinations of concentrates and roughage. Their respective amounts depend on the performance of the cows and on the composition of both concentrates and roughage. It is assumed that two basic types of feeding have to be considered (Dämmgen et al., 2009a):

- a diet based on grass silage and concentrate with a low protein content
- a diet based on maize and grass silage and a concentrate with a high protein content

The frequency distribution is a function of the maize for silage harvested in each district. For each district, the ratio of grass and grass/maize fed cows is deduced. The share

of cows fed with grass based or mixed ration, respectively, is determined based on the farm survey data obtained from official statistics.

Mean diet compositions also vary with milk yields. The mean properties of feed are calculated and used to assess the amounts of roughage and concentrates consumed (see Dämmgen et al., 2009a). The feed composition will also be used to assess the mean metabolizability and digestibility needed for the calculation of the CH_4 emissions from enteric fermentation and from manure management and the N inputs in order to generate data for renal and faecal N excretions.

4.2.2 Attribution of feeding regimes

It is common practice in Germany to differentiate between grass based feeds and mixed feeds, the latter based on roughage consisting of maize and grass silage of about even shares. This is also reflected by the German decree on fertilizers (Düngemittelverordnung, 2007). In accordance with DLG (2005), the decree on fertilizers considers that farms where roughage DM production consists of more than 75 % grass and grass based products (silage and hay) to be grassland farms.

For the purpose of emission inventories, the actual share of animals fed a grass-based diet needs to be known. However, data on diet composition does not exist so this share is derived from the amounts of feed produced and the amounts required.

4.2.2.1 Areas used for roughage production

Roughage can be produced from

- permanent grasslands (Dauerwiesen, Mähweiden, Dauerweiden, Almen),
- extensively managed grasslands (Streuwiesen und Hüttungen),
- fodder produced on arable land comprising grass, grass clover mixtures, grass alfalfa mixtures (Feldfutterbau von Gras, Gras-Klee-Mischungen, Luzerne und Gras-Luzerne-Mischungen)
- maize for silage (Silomais)

The Federal Statistical Office provides a data set with a temporal resolution of one year and a resolution in space of districts. Calculations are based on grassland areas (permanent grassland, extensively managed grassland) that are reported in a census every second year (2007, 2005 etc.) and in a sample survey every other year. The area of fodder produced on arable land is reported in a census every forth year and in a sample survey for the other years. The standard error in years of sample surveys is below 5 % on the state level.

4.2.2.2 Yields

Yields are reported annually to the Federal Statistical Office in crop production reports carried out by district survey agents. Grassland yields are reported as amount of hay per hectare. Maize for silage is reported as amounts of silage per hectare. The DM yield is calculated assuming a DM content of 88 % for hay and 30 % for silage. For extensively managed grasslands, half of the yields of permanent grass-land are assumed.

For city states yield data may not always be available. In these cases, the yields of the surrounding territorial states are used.

4.2.2.3 Overall roughage and grass available

The amount of roughage available in each farm is obtained as

$$m_{\text{rough, total}} = \sum A_{\text{rough, grass, i}} \cdot y_{\text{grass, i}} + \sum A_{\text{rough, other, j}} \cdot y_{\text{other, j}} \quad (6)$$

where

- $m_{\text{rough, total}}$ total mass of roughage DM produced on a farm (in Mg a⁻¹)
- $A_{\text{rough, grass, i}}$ area of the i th grassland type on a farm (in ha)
- $y_{\text{grass, i}}$ DM yield of the i th grassland type (mean for a federal state) (in Mg ha⁻¹)
- $A_{\text{rough, other, j}}$ area of the j th roughage other than grass on a farm (in ha)
- $y_{\text{other, j}}$ DM yield of the j th roughage other than grass (mean for a federal state) (in Mg ha⁻¹)

4.2.2.4 Roughage required for animals other than dairy cows and heifers

The roughage available on a farm is used for feeding other pasture livestock or for energy production, in addition to the feeding of dairy cows. To estimate the share of grass not available for dairy cows and heifers, standard roughage intakes are used for other livestock.

lambs	0.7 kg place ⁻¹ d ⁻¹ DM
sheep other than lambs	1.4 kg place ⁻¹ d ⁻¹ DM
heavy horses	5.7 kg place ⁻¹ d ⁻¹ DM
ponies	3.7 kg place ⁻¹ d ⁻¹ DM
suckler cows	9.0 kg place ⁻¹ d ⁻¹ DM

It is assumed that sheep, horses and suckler cows are fed with a grass based diet containing no maize silage:

$$m_{\text{sh, ho, sc}} = \alpha \cdot \sum_i n_i \cdot f_i \quad (7)$$

where

- α time units conversion factor ($\alpha = 365$ d a⁻¹)
- $m_{\text{sh, ho, sc}}$ amount of grass DM fed to sheep, horses and suckler cows in a district (kg a⁻¹)
- n_i number of animals per district of category i , ($i = \text{sheep, horses, suckler cows}$) (animals per district)
- f_i daily roughage DM intake of animals of category i , (kg animal⁻¹ d⁻¹)

4.2.2.5 Share of grass in dairy cows' and heifers' diets

The share of grass in dairy cows' and heifers' diets is obtained as

$$x_{\text{rough, grass}} = \frac{\sum A_{\text{rough, grass, i}} \cdot y_{\text{grass, i}} - m_{\text{sh, ho, sc}}}{\sum A_{\text{rough, grass, i}} \cdot y_{\text{grass, i}} - m_{\text{sh, ho, sc}} + \sum A_{\text{rough, other, j}} \cdot y_{\text{other, j}}} \quad (8)$$

where

- $x_{\text{rough, grass}}$ share of grass in dairy cows and heifers' roughage (kg kg⁻¹ DM)
- $m_{\text{sh, ho, sc}}$ amount of grass needed to feed sheep, horses and suckler cows (kg a⁻¹)

If $x_{\text{rough, grass}}$ exceeds 0.75, the farm is considered to practice a grass-based feeding, otherwise mixed feeding, irrespective of the fact that an unknown amount of maize silage is used for energy production.

The share of dairy cows feed with a grass based ration per district j is calculated by adding up the numbers of dairy cows in farms practicing grass based feed.

$$x_{\text{CDC, grass}} = \frac{\sum n_{\text{grass, k}} + \sum n_{\text{lackland, i}} \cdot \sum n_{\text{mixed, j}} + \sum n_{\text{grass, k}}}{\sum n_{\text{lackland, i}} + \sum n_{\text{mixed, j}} + \sum n_{\text{grass, k}}} \quad (9)$$

where

- $x_{\text{CDC, grass}}$ share of grass fed dairy cows in a district (in animal animal⁻¹)
- $n_{\text{lackland, i}}$ number of dairy cows on farms i without an area to produce feed
- $n_{\text{mixed, j}}$ number of dairy cows on farms j fed mixed diets ($x_{\text{rough, grass}} \leq 0.75$)
- $n_{\text{grass, k}}$ number of dairy cows on farms k fed grass based diets ($x_{\text{rough, grass}} > 0.75$)

The share of dairy cows fed a mixed diet is

$$x_{\text{CDC, mixed}} = 1 - x_{\text{CDC, grass}} \quad (10)$$

where

- $x_{\text{CDC, mixed}}$ share of animals fed a mixed diet in a district (in animal animal $^{-1}$)
- $x_{\text{CDC, grass}}$ share of animals grass fed animals in a district (in animal animal $^{-1}$)

4.2.2.6 Data gap closure

Almost complete data sets for the shares of animals fed a mixed diet, $x_{\text{CDC, mixed}}$, were provided by the Federal Statistical Office for 1991, 1995, 1999, 2003 and 2007. For 1991, no data on district level were available for the new federal states.

For the new federal states, 1991 district data were obtained from 1995 district data and data sets on federal state level using the following relation:

$$x_{\text{CDC, mixed, i, 91}} = \frac{X_{\text{CDC, mixed, j, 91}}}{X_{\text{CDC, mixed, j, 95}}} \cdot x_{\text{CDC, mixed, i, 95}} \quad (11)$$

where

- $x_{\text{CDC, mixed, i, 91}}$ share of dairy cows feed with a mixed diet in district i 1991 (animal animal $^{-1}$)
- $x_{\text{CDC, mixed, i, 95}}$ share of dairy cows feed with a mixed diet in district i 1995 (animal animal $^{-1}$)
- $X_{\text{CDC, mixed, j, 91}}$ share of dairy cows feed with a mixed diet in federal state j 1991 (animal animal $^{-1}$)
- $X_{\text{CDC, mixed, j, 95}}$ share of dairy cows feed with a mixed diet in federal state j 1995 (animal animal $^{-1}$)

The following procedures were used for data gap filling in census years (1991, 1995, 1999, 2003 and 2007) and single districts:

- (A) gap filling using data of subsequent census year
- (B) gap filling using data of preceding census year
- (C) If no data were available, $x_{\text{CDC, mixed}}$ was set to 1. This occurs very rarely and is restricted to districts with small animal populations.

After completing the census years, missing data for years without agricultural census were obtained using

- (D) gap filling using data of linear interpolation between existing census years
- (E) for 1990, data for 1991 are used, for 2008, data for 2007 are used

Figure 2 illustrates the results of the gap filling procedure.

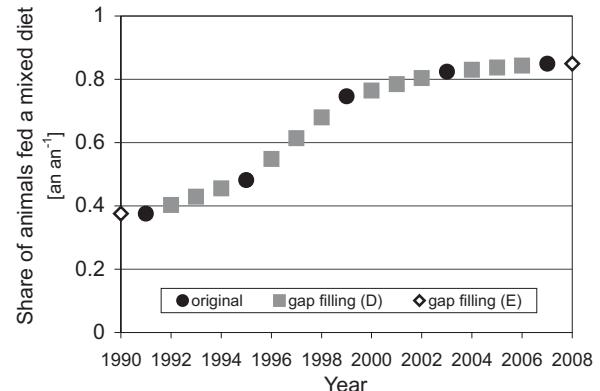


Figure 2:

Gap filling procedure for the attribution of animals in a district to feeding regimes

4.2.2.7 Exemplary results

Changes in the proportion of grass or grass silage in dairy cow diets have a major impact on the resulting N excretion rates and thus on the implied emission factors of all N species. Figure 3 illustrates that there have been significant changes in this proportion between 1991 and 2009.

4.2.3 Diet composition

Dairy cow diets consist of roughage and concentrates, plus mineral supplements. The properties of the various constituents are listed in Table 2. According to the analyses performed by LUFA Nord-West (expert judgement Küster), these mean properties have not varied with time and region.

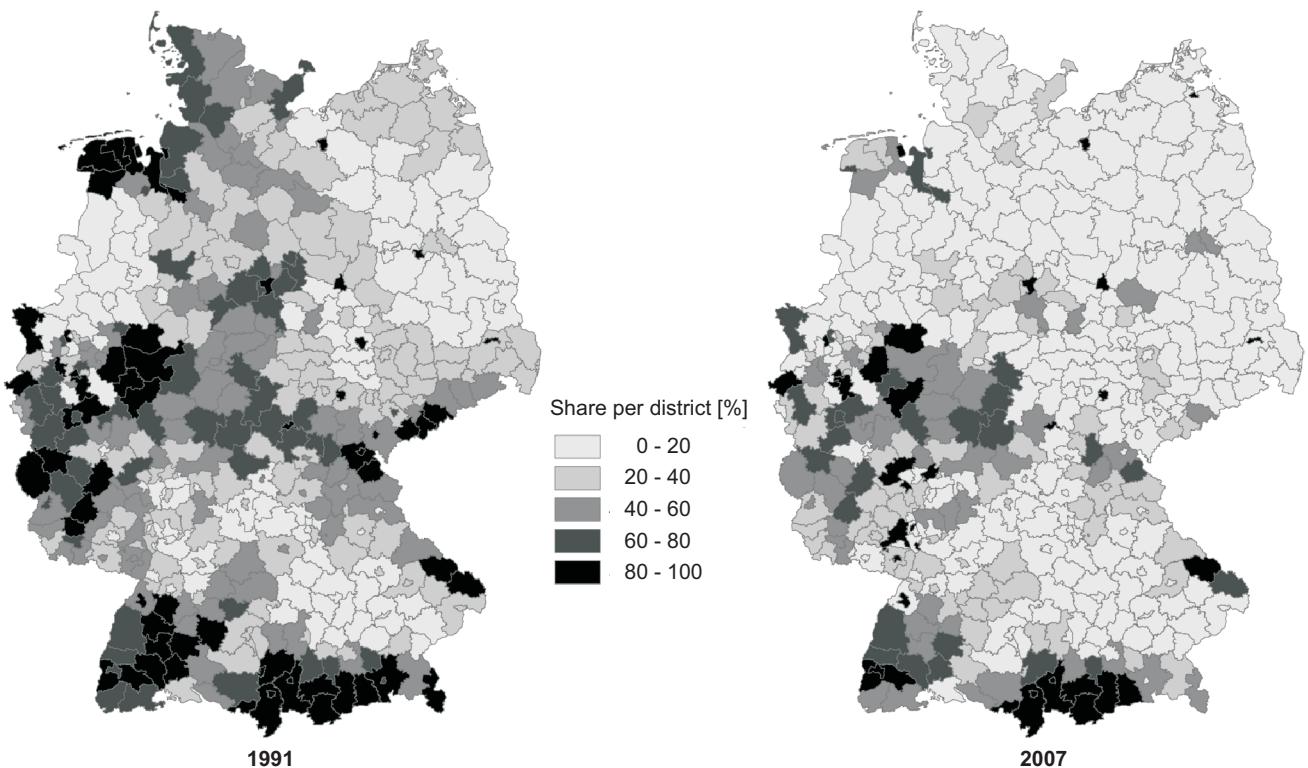


Figure 3:
 Share of dairy cows and heifers fed predominantly roughage consisting of grass and grass silage ($x_{CDC, \text{grass}} > 0.75 \text{ animal animal}^{-1}$) in 1991 and 2007

Table 2:
 Properties of standard diet constituents (all data related to DM contents) (Sources: DLG 2005, LUFA Nord-West, expert judgement Küster, LWK-Nds)

Feed constituent	DM content kg kg^{-1}	ME in DM MJ kg^{-1}	NEL in DM MJ kg^{-1}	DE in DM MJ kg^{-1}	GE in DM MJ kg^{-1}	XP in DM kg kg^{-1}
grass (pasture)	0.19	10.6	6.4	14.1	18.45	0.16
grass silage	0.40	10.0	6.0	12.55	17.94	0.16
maize silage	0.30	10.8	6.5	12.8	18.00	0.075
straw (barley)	0.86	6.4	3.5	8.62	18.20	0.04
concentrate MLF 18/3	0.88	12.27	7.6	15.57	18.86	0.205
wheat	0.88	13.41	8.52	16.36	18.52	0.138
rape seed expeller	0.90	11.8	7.2	15.2	20.3	0.396

ME metabolizable energy; NEL net energy for lactation; DE digestible energy; GE gross energy; XP crude protein

4.2.3.1 Annual intake of concentrates

The derivation of the compositions of both standard grass based and mixed diets makes use of the data set produced for the comparison of the DLG (2005) data set and CDC09 (Dämmgen et al., 2009a). This data set provides the amounts of concentrates consumed for milk yields of 6000, 8000 and 10000 $\text{kg cow}^{-1} \text{a}^{-1}$. With respect to the needs of the inventory, the amounts given are extrapolated to 3000 $\text{kg cow}^{-1} \text{a}^{-1}$ milk using a linear function of the type

$$X_{\text{constituent}} = a_{\text{constituent}} + b_{\text{constituent}} \cdot Y_m \quad (12)$$

where

$X_{\text{constituent}}$ ratio of the respective constituent in concentrates or roughage (in kg kg^{-1})
 $a_{\text{constituent}}$ constant (in kg kg^{-1})
 $b_{\text{constituent}}$ coefficient (in $\text{kg}^{-1} \text{ cow a}^{-1}$)
 Y_m milk yield (in $\text{kg cow}^{-1} \text{ a}^{-1}$)

Both the DLG and CDC09 data is listed in Tables 3 and 4, in addition the adjusted mean and the extrapolated shares.

Table 3:

Composition of concentrates in standard grass based diets (all data related to DM contents) (Sources: DLG 2005, Dämmgen et al., 2009, expert judgement Küster, LWK-Nds)

milk yield	kg cow ⁻¹ a ⁻¹	3000	4000	5000	6000	7000	8000	9000	10000
conc DLG 2005	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹				1.36		1.80		2.42
conc CDC09	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹				1.48		2.50		2.73
adjusted mean	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹				1.42		2.15		2.54
extrapolated	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹	0.6367	0.9167	1.1967	1.4767	1.7567	2.0367	2.3167	2.5967
shares									
wheat	kg cow ⁻¹ d ⁻¹	1.2	1.6	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0
	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹	0.3854	0.5139	0.6424	0.6424	0.6424	0.6424	0.6424	0.6424
MLF 18/3	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹	0.2571	0.4077	0.5584	0.8375	1.1166	1.3957	1.6749	1.9540
ratios									
wheat	kg kg ⁻¹	0.61	0.56	0.54	0.43	0.37	0.32	0.28	0.25
MLF 18/3	kg kg ⁻¹	0.39	0.44	0.46	0.57	0.63	0.68	0.72	0.75

4.2.3.2 Standard grass based feeds

The representative diet consists of variable amounts of grass and grass silage and standard concentrate MLF 18/3². The respective shares are calculated using the relation between DM intake and the NEL contents of roughage and concentrate as provided by DLG (2005). A constant amount of wheat is fed (2 kg cow⁻¹ d⁻¹) to which variable amounts of MLF 18/3 are added. The annual duration of lactation is assumed to be constant (321.2 days).

Table 3 allows the derivation of a steady function relating the respective ratio to milk yields as shown in Figure 4:

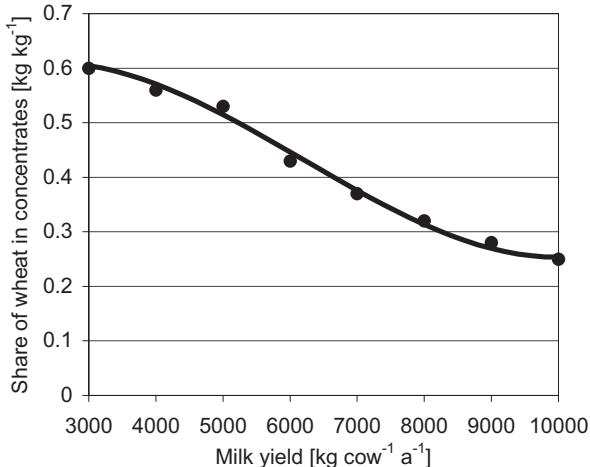


Figure 4:
Adjusting a steady function to the share of wheat in total concentrates in standard grass based feeds

The resulting equation reads:

$$X_{\text{wheat, grass}} = a_{\text{wheat, grass}} + b_{\text{wheat, grass}} \cdot Y_m + c_{\text{wheat, grass}} \cdot Y_m^2 + d_{\text{wheat, grass}} \cdot Y_m^3 \quad (13)$$

where

$$\begin{aligned} X_{\text{wheat, grass}} & \text{ratio of wheat in total concentrates,} \\ & \text{grass based diet (in kg kg}^{-1}\text{)} \\ a_{\text{wheat, grass}} & \text{constant (}a_{\text{wheat, grass}} = 0.47054 \text{ kg kg}^{-1}\text{)} \\ b_{\text{wheat, grass}} & \text{coefficient (}b_{\text{wheat, grass}} = 1.238 \cdot 10^{-4} \text{ kg}^{-1} \\ & \text{cow a)} \\ Y_m & \text{milk yield (in kg cow}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{)} \\ c_{\text{wheat, grass}} & \text{coefficient (}c_{\text{wheat, grass}} = -3.1446 \cdot 10^{-8} \text{ kg}^{-2} \\ & \text{cow}^2 \text{ a}^2\text{)} \\ d_{\text{wheat, grass}} & \text{coefficient (}d_{\text{wheat, grass}} = 1.688 \cdot 10^{-12} \text{ kg}^{-3} \\ & \text{cow}^3 \text{ a}^3\text{)} \end{aligned}$$

Note that this equation is not valid for milk yields above 10000 kg a⁻¹. For simplicity, $X_{\text{wheat, grass}}$ is made a constant with the value obtained for 10000 kg a⁻¹ for milk yields beyond this threshold.

The share of standard concentrate MLF 18/3 is

$$X_{\text{MLF, grass}} = 1 - X_{\text{wheat, grass}} \quad (14)$$

where

$$\begin{aligned} X_{\text{MLF, grass}} & \text{ratio of MLF in total concentrates, grass} \\ & \text{based diet (in kg kg}^{-1}\text{)} \\ X_{\text{wheat, grass}} & \text{ratio of wheat in total concentrates,} \\ & \text{grass based diet (in kg kg}^{-1}\text{)} \end{aligned}$$

² MLF: Milchleistungsfutter

4.2.3.3 Standard mixed feeds

Roughage consists of grass and maize silages in a mass ratio of grass to maize of 0.45 to 0.55 kg kg⁻¹. Standard concentrate MLF 18/3 is used throughout. The diet is supplemented by rape seed expeller (0.9 kg cow⁻¹ d⁻¹) and straw (0.3 kg cow⁻¹ d⁻¹).

The steady function can be deduced from Table 4 as shown in Figure 5.

where

$$\begin{aligned}
 X_{\text{rape, mixed}} & \text{ ratio of rapeseed expeller in concentrates,} \\
 & \text{mixed diet (in kg kg}^{-1}\text{)} \\
 a_{\text{rape, mixed}} & \text{ constant } (a_{\text{rape, mixed}} = 0,4879 \text{ kg kg}^{-1}) \\
 b_{\text{rape, mixed}} & \text{ coefficient } (b_{\text{rape, mixed}} = 0,1038 \cdot 10^{-3} \text{ kg}^{-1} \\
 & \text{cow a)} \\
 Y_m & \text{ milk yield (in kg cow}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{)} \\
 c_{\text{rape, mixed}} & \text{ coefficient } (c_{\text{rape, mixed}} = -3,043 \cdot 10^{-8} \text{ kg}^{-2} \\
 & \text{cow}^2 \text{ a}^2) \\
 d_{\text{rape, mixed}} & \text{ coefficient } (d_{\text{rape, mixed}} = 1,71 \cdot 10^{-12} \text{ kg}^{-3} \\
 & \text{cow}^3 \text{ a}^3)
 \end{aligned}$$

Table 4:

Composition of concentrates in standard mixed based diets (all data related to DM contents) (Sources: DLG 2005, Dämmgen et al., 2009, expert judgement Küster, LWK-Nds)

milk yield	kg cow ⁻¹ a ⁻¹	3000	4000	5000	6000	7000	8000	9000	10000
conc DLG 2005	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹				1.50		2.00		2.60
conc CDC09	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹				1.09		1.87		2.64
adjusted mean	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹				1.29		1.87		2.60
extrapolated	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹	0.2827	0.6102	0.9377	1.2652	1.5927	1.9202	2.2477	2.5752
shares									
rape seed ex	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹	0.1606	0.3212	0.4497	0.4818	0.4818	0.4818	0.4818	0.4818
MLF 18/3	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹	0.1211	0.2937	0.4985	0.7996	1.1329	1.4661	1.7994	2.1326
ratios									
rape seed exp	kg kg ⁻¹	0.57	0.52	0.47	0.38	0.30	0.25	0.21	0.18
MLF 18/3	kg kg ⁻¹	0.43	0.48	0.53	0.62	0.70	0.75	0.79	0.82

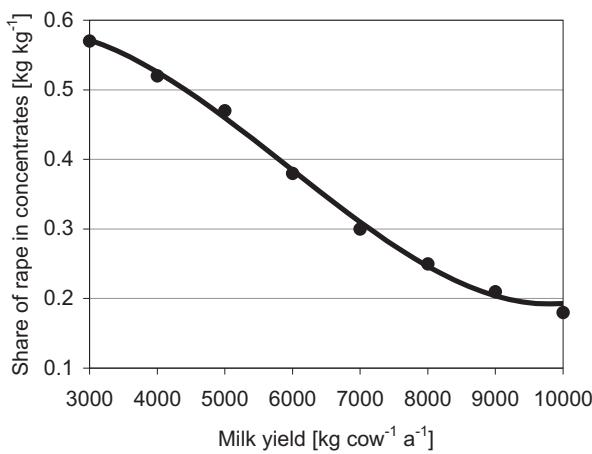


Figure 5:
 Adjusting a steady function to the share of rape expeller in total concentrates in standard mixed feeds

The adjusted steady function reads:

$$\begin{aligned}
 X_{\text{rape, mixed}} &= a_{\text{rape, mixed}} + b_{\text{rape, mixed}} \cdot Y_m + \\
 & c_{\text{rape, mixed}} \cdot Y_m^2 + d_{\text{rape, mixed}} \cdot Y_m^3
 \end{aligned} \tag{15}$$

The share of MLF 18/3 is

$$X_{\text{MLF, mixed}} = 1 - X_{\text{rape, mixed}} \tag{16}$$

where

$$\begin{aligned}
 X_{\text{rape, mixed}} & \text{ ratio of rapeseed expeller in concentrates,} \\
 & \text{mixed diet (in kg kg}^{-1}\text{)} \\
 X_{\text{MLF, mixed}} & \text{ ratio of MLF expeller in concentrates,} \\
 & \text{mixed diet (in kg kg}^{-1}\text{)}
 \end{aligned}$$

Table 5 indicates a constant ratio of the three roughage constituents:

$$\begin{aligned}
 X_{\text{straw mixed}} & = 0,02 \text{ kg kg}^{-1} \\
 X_{\text{grass mixed}} & = 0,44 \text{ kg kg}^{-1} \\
 X_{\text{maize mixed}} & = 0,54 \text{ kg kg}^{-1}
 \end{aligned}$$

Table 5:

Composition of roughage in standard mixed based diets (all data related to DM contents) (Sources: DLG 2005, Dämmgen et al., 2009a, expert judgement Küster, LWK-Nds)

milk yield	kg cow ⁻¹ a ⁻¹	3000	4000	5000	6000	7000	8000	9000	10000
conc DLG 2005	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹				4.40		4.70		5.10
conc CDC09	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹				4.52		4.37		4.56
adjusted mean	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹				4.46		4.54		4.83
extrapolated	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹	4.1493	4.2411	4.3330	4.4249	4.5167	4.6086	4.7005	4.7923
shares									
straw	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹	0.0964	0.0964	0.0964	0.0964	0.0964	0.0964	0.0964	0.0964
grass / maize	Mg cow ⁻¹ a ⁻¹	4.0529	4.1448	4.2366	4.3285	4.4204	4.5122	4.6041	4.6960
rations									
straw	kg kg ⁻¹	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
grass	kg kg ⁻¹	0.44	0.44	0.44	0.44	0.44	0.44	0.44	0.44
maize	kg kg ⁻¹	0.54	0.54	0.54	0.54	0.54	0.54	0.54	0.54

5 Housing and grazing

The present German emission inventory has made use of frequency distributions of housing, grazing, manure storage facilities and manure application techniques using data provided by the agricultural sector model RAUMIS (**R**egionalisiertes **A**grar- und **U**mweltinformations**S**ystem für Deutschland – regionalized information system for agriculture and environment in Germany, for a short description see Dämmgen et al., 2009b, Chapter 16.2). However, the data base could not be extended beyond 1999. Improvements cannot be expected before the agricultural census in 2010. The present German emission inventory makes use of frequency distributions of housing and manure storage facilities and manure application techniques provided by the model RAUMIS model. Issues associated with this model have been discussed in section 4.1.

6 Derivation of ammonia emission factors for housing and storage

6.1 Present situation

The NH₃ emission factors previously used in the German inventory were obtained by expert judgement based on a survey of experimental data (Döhler et al., 2002, pg. 49). They were expressed as absolute emissions for a dairy cow with a milk yield of 6000 kg cow⁻¹ a⁻¹. However, the concept of emission factors assumes that an emission can be related to an amount of matter emitting rather than animal numbers. Hence, the absolute figures have to be transformed into emission factors relating the amount of ammonia (NH₃) emitted to the amount of reactive N present in the house. It is generally assumed that the amount

of total ammoniacal nitrogen (TAN) is the decisive entity (Dämmgen and Hutchings, 2008).

Döhler et al. (2002), Table A6, also permits an estimation of a mean N excretion rate using the official calculation procedure proposed by LWK-WE (1997): If one assumes a diet containing 50 % grass and grass silage, an excretion of 104.7 kg cow⁻¹ a⁻¹ N results. Döhler et al. (2002), Table A8, also provide an estimate of the share of TAN in cattle excreta of 0.50 kg kg⁻¹ N. With these assumptions the absolute emissions were transposed into relative emission factors related to TAN excreted.

In a similar procedure, the emission factors for storage were related to the amount of N entering the manure management system (Döhler et al., 2002, pg. 62). Here it was assumed that 48 % of the N available at the beginning of storage being TAN.

6.2 Future approach: use of updated emission factors relative to TAN available

6.2.1 Assessment of N and TAN excretions of the standard cow used

An improved conversion of absolute to relative emission factors is possible if both feed properties and performance data of the underlying "standard cow" are known.

In 2009, the authors of the LWK-WE (1997) document communicated their assumptions with regard to the feed composition resulting in the above mentioned excretion rates.

Animal weight and weight gain were not reported. However, with an assumed mean weight of 630 kg cow⁻¹, a weight gain of 10 kg cow⁻¹ a⁻¹ and a calf weight of 45 kg calf⁻¹ (expert judgements), CDC09 yields an amount of N

Table 6:
 Feed properties assumed for the derivation of standard N excretion rates

	amount FM kg cow ⁻¹ a ⁻¹	amount DM kg cow ⁻¹ a ⁻¹	share kg kg ⁻¹	NEL MJ kg ⁻¹	XP g kg ⁻¹
standard concentrate MLF 18/3	1400		0.93	7.0	180.0
soy expeller	100		0.07	6.9	450.0
mean of concentrates				7.0	198.0
grass (pasture)		1000	0.23	6.2	190.0
grass silage		1100	0.25	5.8	160.0
maize silage		2000	0.45	6.4	85.0
straw		300	0.07	3.0	40.0
mean of roughage				6.0	124.5

FM fresh matter; DM dry matter; NEL net energy for lactation; XP crude protein

entering the manure management system of 106.9 kg cow⁻¹ a⁻¹. In this case, the amount of TAN excreted was 60.9 kg cow⁻¹ a⁻¹ TAN, the resulting TAN content 0.57 kg kg⁻¹ N.³

6.2.2 Conversion of absolute emission factors for housing to emission factors relative to TAN available

Emissions from animal houses are dominated by the fouled area inside the house, the air exchange rate and the temperatures governing the equilibrium and evaporation rates. In the emission inventory, these are related to housing types (with typical exchange rates and typical temperatures). The German agricultural emission model GAS-EM differentiates between two slurry based systems and four litter based systems. Döhler et al. (2002), pg. 48 f, report absolute emission rates $E_{\text{NH}_3\text{-N}}$ (in kg cow⁻¹ a⁻¹ NH₃-N) for each system.

The emission factor relative to TAN can be obtained from absolute emissions for a housing type i as follows:

$$EF_{\text{house},i} = \frac{E_{\text{NH}_3\text{-N},i}}{m_{\text{excr}} \cdot x_{\text{TAN}}} \quad (17)$$

where

- $EF_{\text{house},i}$ NH₃ emission factor relative to TAN for the animal house (in kg kg⁻¹ N)
- $E_{\text{NH}_3\text{-N},i}$ absolute amount of NH₃ N emitted in the housing type i (in kg cow⁻¹ a⁻¹ N)
- m_{excr} amount of N excreted in the house (in kg cow⁻¹ a⁻¹ N)
- x_{TAN} TAN content of excreta (in kg kg⁻¹ N)

Table 7:
 Derived emission factors for housing

	kg cow ⁻¹ a ⁻¹ N	
N input into house	106.9	
TAN input into house	60.9	
	absolute emission rates	relative emission factor
Housing type (in German)	Housing type (in English)	kg cow ⁻¹ a ⁻¹ N kg kg ⁻¹ N
Anbindestall, flüssig	tied system, slurry	4 0.066
Anbindestall, fest	tied system, FYM	4 0.066
Liegeboxenlaufstall, flüssig	cubicle house, slurry	12 0.197
Liegeboxenlaufstall, fest	cubicle house, FYM	12 0.197
Laufstall, Tiefstreu	loose housing, deep litter	12 0.197
Laufstall, Tretmist	loose housing, sloping floor	13 0.213

6.2.3 Conversion of absolute emission factors for storage to emission factors relative to TAN available

NH₃ emissions from storage depend on the amount of TAN available, the vapour pressure of NH₃ (as a function of the pH of the slurry and temperature), the surface area of the store and the atmospheric turbulence above the surface. The only entity available for the use in inventories is the amount of TAN entering the storage system. Thus, GAS-EM differentiates between the predominant storage types only.

Döhler et al. (2002), pg. 62, provide NH₃ emission factors for storage related to the amount of N available before storage for each common storage type. For slurry these

³ File used: CDC_6000_DLG.xls

can be converted to emission factors based on amounts of TAN available using the following equation:

$$EF_{\text{NH}_3\text{-N, storage, TAN}} = \frac{m_{\text{N, house}} \cdot EF_{\text{NH}_3\text{-N, storage, N}}}{m_{\text{TAN, house}}} \quad (18)$$

where

$EF_{\text{NH}_3\text{-N, storage, TAN}}$	NH_3 emission factor relative to TAN for the storage (in $\text{kg kg}^{-1} \text{N}$)
$m_{\text{N, house}}$	amount of NH_3 N released from the house (in $\text{kg cow}^{-1} \text{a}^{-1} \text{N}$)
$EF_{\text{NH}_3\text{-N, storage, N}}$	NH_3 emission factor relative to N for the storage (in $\text{kg kg}^{-1} \text{N}$)
$m_{\text{TAN, house}}$	amount of TAN released from the house (in $\text{kg cow}^{-1} \text{a}^{-1} \text{N}$)

and

$$m_{\text{TAN, house}} = m_{\text{TAN, excreta}} - aE_{\text{NH}_3\text{-N, house}} \quad (19)$$

where

$m_{\text{TAN, excreta}}$	amount of TAN excreted in the house
$aE_{\text{NH}_3\text{-N}}$	amount of NH_3 N emitted from the house (in $\text{kg cow}^{-1} \text{a}^{-1} \text{N}$)

6.2.3.1 Slurry based systems

For slurry based systems, the application of the conversion leads to different TAN related emission factors for the same storage type due to the different TAN contents of the slurries entering storage (depending the housing type).

With respect to the inadequate experimental data used to establish the emission factor in Döhler et al. (2002), the Swiss TAN related emission factor of $0.15 \text{ kg kg}^{-1} \text{N}$ (Eidgenössische Forschungsanstalt, 1997) is used as a temporary measure. It is in line with the German emission factor calculated for open tanks.

Emissions from storage facilities other than open tanks (without any natural crust) are achieved by application of

reduction factors. The factors listed in Döhler et al. (2002), pg. 63, can also be used to derive TAN related emission factors.

Storage underneath slatted floors is considered to release the same fraction of TAN with NH_3 as slurry stored in open tank with a natural crust (i.e. $0.15 \text{ kg kg}^{-1} \text{N}$, emission reduction 70 %, resulting in an emission factor of $0.045 \text{ kg kg}^{-1} \text{N}$).

Emission factors for the storage of liquid separate and digested slurry related to N were estimated by Döhler (expert judgement). TAN-related emission factors are derived from that of undigested slurry using the rule of three (Table 9).

Table 9:

Derived emission factors for the storage of liquid separate and digested slurry

slurry type	EF relative to N	EF relative to TAN
	$\text{kg kg}^{-1} \text{NH}_3\text{-N}$	$\text{kg kg}^{-1} \text{NH}_3\text{-N}$
undigested slurry	0.08	0.15
liquid separate	0.10	0.19
digested slurry	0.12	0.23

6.2.3.2 Straw based systems

For solid systems the application of the conversion equation for solid systems leads to inconsistent results. If one calculates NH_3 emissions from farmyard manure using the relative emission factors reported in Döhler et al. (2002), pg. 62, the amount emitted exceeds the amount of TAN available. This is a result of the fact that the experimental data base was poor and immobilisation was not considered in the original approach. However, the calculation procedure used at present assumes an immobilisation rate of $0.40 \text{ kg kg}^{-1} \text{N}$ of the TAN excreted in the house (in accordance with Kirchmann and Witter, 1989, cf also Webb

Table 8:

Derived emission factors for slurry storage

Slurry storage type (German)	Slurry storage type (English)	excreta released from house		EF relative to N released from house	EF relative to TAN released from house
		$\text{kg cow}^{-1} \text{a}^{-1} \text{N}$	$\text{kg cow}^{-1} \text{a}^{-1} \text{TAN}$		
Anbindehaltung	tied systems				
Gülle-Rund-/Hochbehälter	open circular tank	99.36	58.06	8	0.1369
Lagune offen	open lagoon	99.36	58.06	15	0.2567
Boxenlaufstall	cubicle houses				
Gülle-Rund-/Hochbehälter	open circular tank	92.38	51.08	8	0.1447
Lagune offen	open lagoon	92.38	51.08	15	0.2713

and Misselbrook, 2004), and an emission factor of 0.60 kg kg⁻¹ N of the TAN remaining after immobilisation is derived as follows:

EMEP/EEA (2009) Table B-21 provide an NH₃ emission factor of 0.27 kg kg⁻¹, not including immobilization. The application of this factor results in an emission of 4.9 kg place⁻¹ a⁻¹ NH₃-N. This value is derived from experiments without taking immobilization into account (Reidy et al., 2009). If one relates the emissions to the amount of TAN left after immobilization, the resulting relative emission factor is 0.61 kg kg⁻¹ which is rounded to 0.60 kg kg⁻¹.

In tied systems with straw, cubicle houses and sloping floor housing systems, leachate ("Jauche") is formed and stored separately, usually in underground pits with solid covers. In deep litter systems, formation of leachate is negligible. Döhler et al. (2002) relate emissions from leachate to N left after housing (10 % related to N). The application of Equation (18) yields the results listed in Table 10.

Table 10:
 Derived emission factors for leachate storage

Housing type (German)	Housing type (English)	kg cow ⁻¹ a ⁻¹ N	kg cow ⁻¹ a ⁻¹ TAN	EF relative to N released from house %	EF relative to TAN released from house kg kg ⁻¹ NH ₃ -N
Anbindehaltung	tied systems	27.54	22.39	10	0.123
Boxenlaufstall	cubicle houses	25.45	20.38	10	0.125
Laufstall, Tretmiststall	loose housing system, sloped floor	13.99	11.13	10	0.126

Considering the data base used to derive emission factors related to N, it seems justified to assume an emission factor of 0.125 kg kg⁻¹ N for leachate, as the TAN content of leachate is in the order of 75 %. Döhler et al. (2002) also state that the factor of 10 % applies to uncovered stores. However, leachate is usually stored in underground pits with solid covers. Hence a reduction of 90 % should be achievable. If this reduction potential by solid covers is accepted, a TAN related emission factor of 0.013 kg kg⁻¹ N results.

6.2.3.3 Grazing

Misselbrook (2001) compiled the data available for the derivation of an emission factor for grazing cattle. The resulting emission factor of 0.075 kg kg⁻¹ N related to the N input into the system cannot be converted to a TAN related factor. However, as there is no need to trace the TAN flow in the soil – N₂O emissions are related to total N rather than TAN – the application of an emission factor based on total N is adequate.

6.3 Emission factors for slurry, farmyard manure and leachate applications

Döhler et al. (2002) relate NH₃ emissions during application to TAN. A conversion is unnecessary.

7 Methane emission factors for storage of farmyard manure

7.1 Present situation

Methane emissions originate from the fermentation of volatile solids (VS) in anaerobic processes. IPCC (2006), pg. 10.41 ff, quantifies these emissions using the modelled amount of VS entering the system, a maximum methane conversion rate B_o and a methane conversion factor MCF that depends on the animal category and the manure storage system.

IPCC (2006), pg. 10.42, models the VS inputs exclusively from animal excreta, depending on the gross energy (GE) intake of the animals. GAS-EM hitherto modelled the fermentation of VS entering the system with bedding using a B_o for straw and the MCF for solid manure systems. This view has not been shared by any other nation reporting to UNFCCC.

7.2 Future approach

A comparison of the IPCC (2006) emission factors for N excreted during grazing pasture and for solid manure of 1 % and 2 %, respectively, may reflect the fact that manure heaps develop sites where "oxygen consumption exceeds the oxygen supply" (Hansen et al., 2002) which results in the formation of CH₄. The difference between EFs for liquid and solid may also take into account the straw as an additional source. However, neither fact is commented on in the IPCC (2006) guidelines.

Until further evidence is provided by measurements or guidance documents, the German inventory will stick to IPCC (2006) default values and will not report CH₄ emissions originating from the degradation of straw as bed-

ding material. This was discussed and agreed upon with B. Amon (University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, and UN ECE Agriculture and Nature Panel).

Official Approval

The contents of this paper were checked and approved of by "KTB Working Group on Emission Factors in Animal Husbandry".

Acknowledgements

The authors wish to thank the following colleagues for their valuable assistance and advice:

Barbara Amon, Department of Sustainable Agricultural Systems, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, for her advice regarding the treatment of solid storage systems.

Jörg Küster, Bezirksstelle Northeim, Landwirtschaftskammer Niedersachsen, provided data on animal feed composition and feeding practice.

Hubert Spiekers provided access to historic data and considered the progress of this article critically.

Information on live and carcass weight was provided by Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Versuchsstation Infeld, Friedrich-Loeffler-Institute, Federal Research Institute for Animal Health, Institute of Farm Animal Genetics, Neustadt, and Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg, Aulendorf.

References

- Dämmgen U (2005) Statistical data for animal numbers in German emission inventories. *Landbauforsch Völkenrode SH* 291:223-229
- Dämmgen U, Haenel H-D, Rösemann C, Hutchings NJ, Brade W, Lebzen P (2009a) Improved national calculation procedures to assess energy requirements, nitrogen and VS excretions of dairy cows in the German emission model GAS-EM. *Landbauforsch* 59(3):233-252
- Dämmgen U (2009b) Calculations of emission from German agriculture - National Emission Inventory Report (NIR) 2009 for 2007, Braunschweig : vTI, 410 p. *Landbauforsch SH* 324
- Dämmgen U, Hutchings NJ (2008) Emissions of gaseous nitrogen species from manure management : a new approach. *Environ Pollut* 154(3):488-497
- Döhler H, Eurich-Menden B, Dämmgen U, Osterburg B, Lüttich M, Bergschmidt A, Berg W, Brunsch R (2002) BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahr 2010. Berlin : Umweltbundesamt, 307 p, Texte / Umweltbundesamt 02/05
- DLG (1986) Grundfutteraufnahme und Grundfutterverdrängung bei Milchkühen. Frankfurt a M : DLG, 8 p, DLG-Information 2/1986
- DLG (2005) Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere. Frankfurt a M : DLG, 69 p, Arbeiten der DLG 199
- Düngemittelverordnung (2007) Bekanntmachung der Neufassung der Düngemittelverordnung vom 27. Februar 2007. Bundesgesetzblatt : Teil 1 / Bundesminister der Justiz (7):221
- EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook – 2009 (2009) Part B. 4.B Animal husbandry and manure management [online]. To be found in <<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/part-b-sectoral-guidance-chapters/4-agriculture/4-b/4-b-animal-husbandry-and-manure-management.pdf>> [zitiert am 01.06.2010]
- Hansen MN, Sommer SG, Henriksen K (2002) Methane emissions from livestock manure : effects of storage conditions and climate. *DIAS Rep Plant Production* 81:45-63
- IPCC (2006) 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories : vol. 4: Agriculture, forestry and other land use [online]. To be found in <<http://www.ipcc-nccc.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>> [zitiert am 01.06.2010]
- Kirchmann H, Witter E (1989) Ammonia volatilization during aerobic and anaerobic manure decomposition. *Plant Soil* 115:35-41
- Menzi H, Frick R, Kaufmann R (1997) Ammoniak-Emissionen in der Schweiz : Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Zürich-Reckenholz : FAL, 120 p, SchriftenR FAL 26
- Misselbrook TH (2001) Updating the ammonia emissions inventory for the UK for 1999 : final project report AM0108. London : Minist Agric Fisheries Food, 39 p
- Osterburg B, Dämmgen U (2009) Annahmen für die Prognose der Gasemissionen aus der deutschen Landwirtschaft im Jahr 2010, 2015 und 2020. *Landbauforsch SH* 324:397-410
- Reidy B, Webb J, Misselbrook TH, Menzi H, Luesink HH, Hutchings NJ, Eurich-Menden B, Döhler H, Dämmgen U (2009) Comparison of models used for national agricultural ammonia emission inventories in Europe : litter-based manure systems. *Atmos Environ* 43(9):1632-1640
- Webb J, Misselbrook TH (2004) A mass-flow model of ammonia emissions from UK livestock production, *Atmos Environ* 38:2163-2176

Der Einfluss von Bodenbearbeitungs- und Saatverfahren auf den Zuckerrübenanbau unter den klimatischen Bedingungen Litauens

Egidijus Šarauskis*, Frauke Godlinski**, Antanas Sakalauskas*, Mathias Schlegel***, Norbert Kanswohl***, Kęstutis Romaneckas****, Algirdas Jasinskas* und Vytautas Pilipavičius****

Zusammenfassung

Fortschreitende Globalisierung erfordert die Erzeugung von qualitativ hochwertigen landwirtschaftlichen Produkten unter ökologischen als auch ökonomischen Gesichtspunkten. Um die Auswirkungen unterschiedlicher Bearbeitungsverfahren auf die Bodeneigenschaften sowie pflanzenbauliche und ökonomische Parameter der Zuckerrübenproduktion zu untersuchen, wurden in Litauen von 2005 bis 2007 auf leichten Lehmböden Feldversuche durchgeführt. Die vier Zuckerrübenanbausysteme Direktsaat, Mulchsaat-Kreiselegge, Mulchsaat-Fräse und konventionelle Saat wurden miteinander verglichen. Zur Ermittlung der Arbeitsqualität zweier Säschare, traditionelles Schleppschar und experimentelle Zweischeiben-Schleppschar kombination, wurden Laborversuche unter Berücksichtigung der Bodeneigenschaften und der Strohauflage durchgeführt. Für die ökonomische Beurteilung wurde der Energiebedarf, der Kraftstoffverbrauch und die Arbeitszeit in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitungs- und dem Aussaatverfahren ermittelt. Die Ergebnisse zeigten, dass auch in Litauen mit Mulchsaat nahezu gleichwertige Ergebnisse wie mit konventioneller Saat erzielt werden können. Die besten Ergebnisse zu der Anzahl aufgegangener Pflanzen und zu den Rübenerträgen mit bis zu $79,1 \text{ t ha}^{-1}$ konnten in jenen Varianten festgestellt werden, in denen der Boden mit der Kreiselegge oder mit der Fräse bearbeitet wurden. Bei konventioneller Saat trat ein signifikant geringerer Wassergehalt des Bodens und eine höhere Bodenfestigkeit als nach einer Mulch- und Direktsaat auf. Der Energiebedarf bzw. Kraftstoffaufwand für die pfluglose Bodenbearbeitung und Aussaat ist im Vergleich zur konventionellen Bodenbearbeitung und Aussaat um 48 % bis 88 % verringert, so dass erhebliches Einsparungspotenzial im Bereich der Maschinenkosten vorliegt.

Schlüsselwörter: Konservierende Bodenbearbeitung, Hackfrucht, Säschare, Energetische Bewertung

Abstract

Effects of soil tillage and sowing systems on sugar beet production under the climatic conditions of Lithuania

As a result of the advancing globalisation high-quality agricultural products must be produced within ecological and economic parameters. In 2005 to 2007 field experiments on a light loam in central Lithuania were carried out, to determine the effects of four different soil tillage and sowing methods on soil parameters, sowing quality and the main sugar beet production parameters. The four sowing methods were direct drilling, mulch seeding after tillage with a rotovator, mulch seeding after tillage with a rotary harrow and conventional drilling. Additionally, laboratory experiments were carried out with traditional shoe coulters and experimental two discs and shoe coulters in a soil bin, considering soil conditions and the amount of straw on the soil surface. To assess the economic performance the power demand, fuel consumption and labour time were evaluated as a function of the different soil tillage and sowing methods. In Lithuania similar results can be obtained with mulch and conventional seeding. Best results in terms of the number of plants and beet yields up to 79.1 t ha^{-1} were achieved using the rotary harrow or rotovator while sowing. In comparison to mulch and direct seeding, conventional seeding resulted in significantly lower soil water content and soil bulk density. Methods of soil preparation without ploughs and mulch and direct seeding resulted in 48 % and 88 % reduced both energy and fuel costs compared to conventional methods. This reveals scope for considerable savings in machine costs.

Keywords: Soil tillage, drilling, energetic evaluation

* Lithuanian University of Agriculture, Department of Agricultural Machinery, Studentu 15 A, LT-53361 Akademija, Kauno R., Lithuania, egidijus.sarauskis@lzuu.lt

** Julius Kuehn Institute (JKI), Federal Research Centre for Cultivated Plants, Institute for Crop and Soil Science, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Germany

*** University of Rostock, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Institute of Farm Animal Sciences and Technology, Justus von Liebig Weg 8, 18059 Rostock, Germany, norbert.kanswohl@uni-rostock.de

**** Lithuanian University of Agriculture, Department of Soil Management, Studentu 11, LT-53361 Akademija, Kauno R., Lithuania

1 Einleitung

Die Erzeugung von qualitativ hochwertigen landwirtschaftlichen Produkten ist heute in Ländern der Europäischen Union notwendig und möglich. Aufgrund der global vernetzten Märkte unterliegt auch die litauische Landwirtschaft den Wettbewerbsbedingungen. Um die Produktqualität zu verbessern, müssen sich deswegen bestimmte Marktsegmente spezialisieren, wozu durchgreifende Rationalisierungsmaßnahmen erforderlich sind. Dabei sollen sowohl die Produktionskosten gesenkt als auch dauerhaft die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit gewährleistet werden.

Eine Maßnahme ist die pfluglose bzw. konservierende Bodenbearbeitung, die z. B. positive Auswirkungen auf das Betriebseinkommen durch die verminderte Anzahl an Arbeitsgängen hat (Freebairn et al., 1993; Becker, 1997; Brunotte et al., 2001; Linke, 2006). Neben dem verminderten Arbeitsaufwand und Kraftstoffverbrauch trägt die konservierende Bodenbearbeitung zur Verringerung der Bodenerosion bei, bewahrt die Bodenfeuchtigkeit und bewirkt durch steigende Humusgehalte eine verbesserte Bodenstruktur (Richard et al., 1995; Haberland, 1997; Šarauskis et al., 2002; Alvarez et all, 2009, Šarauskis et al., 2009a). Ebenso nimmt die biologische Aktivität und damit auch die Zahl der nützlichen Bodenlebewesen, besonders der Regenwürmer, zu (Epperlein et al., 1998). Durch die Bildung eines stabilen Grobporensystems mit hoher Porenkontinuität ist die Durchlüftung des Bodens gewährleistet (Haberland, 1997; Romanekas et al., 2004; Šarauskis, 2008). Im Vergleich zu gepflügten Flächen verdoppelt sich so die Wasserinfiltration und die oberflächlich abfließende Wassermenge verringert sich erheblich (Alvarez et al., 2009). Bei unbearbeiteten Böden kann die Bodenfeuchtigkeit bewahrt werden, was entsprechende Ausgaben für die Bodenvorbereitung spart. Im Fall einer konservierenden Bodenbearbeitung ist in der Bodentiefe von 0 bis 50 cm die gespeicherte Wassermenge substrat- und witterungsabhängig 1 bis 32 m³ ha⁻¹ größer als die, die im Boden nach einer konventionellen Bearbeitung vorliegt (Rusu et al., 2009). Zudem verhindern die Mulchschicht und die hohe Aggregatstabilität eine Verschlämmlung der Bodenoberfläche und bieten guten Erosionsschutz (Aina et al., 1991; Becker, 1997; Linke, 1998; Romanekas et al., 2009b). Linke (1998) benennt in seiner Arbeit gleichfalls die Vorteile der Direktsaat aber auch Nachteile. Besonders soll hier das häufigere Auftreten von Mäusen und Schnecken, aber auch der stärkere Unkrautdruck, besonders von Gräsern, hervorgehoben werden.

Beim Anbau von Zuckerrüben ist es wichtig, dass der Boden ein gutes, stabiles Gefüge aufweist, gut dräniert und frei von Bodenverdichtungen ist, da Rüben empfindlich auf Verdichtungen reagieren. In der Fruchfolge steht

in Litauen die Zuckerrübe in der Regel nach dem Wintergetreide, wobei dessen Stroh und Stoppeln meist auf dem Feld verbleiben (Adamaviciene et al. 2009). Strohrückstände können sich bei pflugloser Bodenbearbeitung negativ auswirken, weil Stroh dazu neigt, sich entweder mit dem Boden an tiefer gelegenen Stellen zu vermengen oder es als stärkere Schicht auf dem Boden liegt. Eine Aussaat von Zuckerrübensamen zusammen mit Stroh, entweder beides im Boden vermischt oder auch auf der Bodenoberfläche, verringert die aufwachsende Biomasse signifikant um etwa 50 % im Vergleich zur Aussaat ohne Strohrückstände (Moris et al., 2009).

Aufgrund der klimatischen und bodenkundlichen Bedingungen sind die ackerbaulichen Standorte Litauens für den Zuckerrübenanbau geeignet. Das Land weist durchschnittlich 600 bis 750 mm Niederschlag im Jahr auf und hat mittlere Temperaturen zwischen 6,0 und 7,5 °C, im Juli durchschnittlich +17 °C, im Januar -6 °C. Jedes Jahr werden hier ungefähr 20.000 ha Zuckerrüben angebaut, wobei durchschnittliche Rübenerträge von 40 t ha⁻¹, mit Zuckergehalten von 17,5 % erzielt werden (Statistical Yearbook, 2008). Dabei befinden sich die Mulch- und Direktsaatverfahren noch im Versuchsstadium.

Erfahrungen aus Deutschland und anderen Ländern Westeuropas ergaben auch bei Pflugverzicht hohe Erträge mit guter Qualität (Becker, 1997; Haberland, 1997; Romanekas et al., 2004). Eine langjährige Auswertung verschiedener Bodenbearbeitungsversuche in landwirtschaftlichen Großbetrieben in Süd- und Ostdeutschland zeigte, dass auch beim Zuckerrübenanbau mit konservierender, mulchender Bodenbearbeitung ein ähnlich hoher bereinigter Zuckerertrag wie bei der konventionellen Bearbeitung erzielt werden konnte (Dieckmann, 2009). Weitere Untersuchungen zum Einfluss der Bodeneigenschaften mit einer vergleichsweise flachen Bodenbearbeitung oder mit einer Frühjahrsfurche, wurden in Feldversuchen auf sandigen Böden im nördlichen Deutschland durchgeführt. Der Ertrag war mit Frühjahrsfurchenbestellung höher, der bereinigte Zuckerertrag um 8,4 % im Vergleich zur flachen Bodenbearbeitung größer (Krause et al., 2009).

Energetische Untersuchungen von drei verschiedenen Bodenbearbeitungs- und Aussaattechnologien, konventionell, reduziert und konservierend, ergaben für die herkömmliche Bearbeitung und Aussaat Kraftstoffverbräuche zwischen 48 und 61 l ha⁻¹, während bei der reduzierten Bodenbearbeitung ohne Pflügen 1,5 bis 2 mal weniger Kraftstoff benötigt wurde (Filipovic et al., 2006). Somit ergeben sich ökonomische Vorteile der pfluglose Bodenbearbeitung- und Saatverfahren. Für die flache Bodenbearbeitung bei pflugloser Bestellung eignen sich zapfwellenangetriebene Geräte mit rotierenden Werkzeugen. Bodenbearbeitungsgeräte mit aktiv bewegten, über die Schlepperzapfwelle angetriebenen Werkzeuge (z. B. Bo-

denfräse, Kreiselegge), haben in den letzten Jahren erheblich an Bedeutung gewonnen. Besondere Vorteile zeigt ihr Einsatz auf trockenharten, feuchtklebenden, verdichteten, sehr tonhaltigen oder generell schwer bearbeitbaren Böden. Nach konventioneller Bodenbearbeitung sind die Härte und Dichte geringer als die pfluglos bearbeiteten Böden. Beim Direktsaatverfahren verbleibt das gesamte Stroh nach der Getreideernte auf dem Feld. Die Schare der Sämaschine haben die Aufgabe, die auf der Bodenoberfläche verbliebenen Ernterückstände zu durchtrennen, damit das Saatgut unter diese Schicht abgelegt werden kann. Wenn der Boden pfluglos bearbeitet wird, werden spezielle Sämaschinen benötigt (Linke, 1998; Šarauskis et al., 2009b). Mit umgerüsteten, konventionellen Einzelkornsämaschinen ist es in den meisten Fällen nicht möglich, eine befriedigende Saatgutablage zu erzielen (Linke, 1998).

Die Zielstellung des Beitrages besteht aus einer vergleichenden Analyse der deutschen Ergebnisse zur Eignung der konversierenden Saat, Mulch- und Direktsaat, wie sie in Literaturauswertungen vorliegen, und einem Feldversuch unter litauischen Bedingungen. Ferner sollen mit Hilfe energetischer Berechnungen die Wirtschaftlichkeit überprüft und schließlich der Einfluss der Scharformen auf die eingearbeitete Strohmenge in Saatbettbereich bestimmt werden.

2 Material und Methoden

2.1 Vorversuche unter Laborbedingungen in der Hohenheimer Bodenrinnenhalle

Zur Untersuchung der Funktionseigenschaften der verschiedenen Säschare unter Berücksichtigung unterschiedlicher Bodeneigenschaften und Strohauflagen wurden Vorversuche an der Universität Hohenheim in der Bodenrinnenhalle durchgeführt. Die Bodenrinnenhalle ist eine Glashalle mit der eigentlichen Bodenrinne. Letztere hat eine Länge von 46 m, eine Breite von 5 m und eine Tiefe von 1,2 m. Der Boden besteht aus 72 % Sand, 16 % Schluff und 12 % Ton.

Eine Voraussetzung für vergleichbare Ergebnisse ist die reproduzierbare Vorbearbeitung des Bodens. Um den Einfluss der Scharform (Schleppschar und experimenteller Sächar) auf die eingearbeitete Strohmenge zu untersuchen wurden in der Bodenrinnenhalle zwei Varianten mit Kreiselegge, Planierschild und Glattwalze, welche jeweils an das Trägerfahrzeug gekoppelt wurden, durchgeführt. Bei der Variante I wurde der Boden mit Kreiselegge bearbeitet und zwei Mal mit der Glattwalze befahren, so dass die Bodenfestigkeit von durchschnittlich 0,40 MPa in der Tiefe von 30 mm ähnlich groß wie bei der Mulchsaatvariante in den Feldversuchen war. Bei der Variante II wurde der Boden sechs Mal mit der Glattwalze bearbeitet. Die

Bodenfestigkeit wies mit 0,89 MPa Werte auf wie bei der Direktsaat auf dem Feld. Die Bodenfestigkeit wurde mit einem Hand penetrometer ermittelt.

Nach der Vorbereitung des Bodens wurden zur Ermittlung der eingearbeiteten Strohmengen in verschiedenen Tiefen mehrere Teilstücke der Bodenrinne (0,5 x 2,0 m) mit Stroh ($5,0 \text{ t ha}^{-1}$) bedeckt und anschließend mit Säscharen überfahren.

Für die Ermittlung der Saatrichtentiefe und der Menge des eingedrückten Strohs wurde ein Bodenhobel eingesetzt. Mit ihm wurde ein Bodenstreifen von 1,0 m Länge, 0,1 m Breite und einer Schichtdicke von 10 mm im Bereich der Saatrichte abgetragen. Der Hobelkasten wurde in einem durch Erdnägel fixierten Rahmen auf der Oberfläche und in einer Tiefe von 10, 20 und 30 mm geführt. Dieses Verfahren wurde bereits von Breitfuss (1954) vorgestellt und von Linke (1998) erneuert und modifiziert. Alle Proben wurden 24 Stunden bei 105 °C getrocknet, das Stroh vom Boden getrennt und gewogen.

2.2 Beschreibung des Feldversuchs

Grundlage des Hauptversuchs war ein 3-jähriger Feldversuch auf der Forschungsstation der landwirtschaftlichen Universität Litauens, 8 km entfernt von Kaunas (54°53'31"N, 23°50'15"E). Der Feldversuch, genutzt zur Untersuchung verschiedener wissenschaftlicher Fragestellungen, wurde 2005 angelegt und bis 2007 mit der Fruchtfolge Winterweizen – Zuckerrüben – Sommerraps bewirtschaftet. Wichtig für die Untersuchung der vorliegenden Frage dieses Beitrages war die Vorfrucht Winterweizen. Die Verwendung von Sommerraps als nachfolgende Frucht ist dafür unwesentlich. Die Bodenart ist leichter Lehmboden (Hipogleic Luvisol (Calcaric)) (FAO, 2006). Der Versuch wurde mit viermaliger Wiederholung auf 36 m² (Breite 4 m, Länge 9 m) großen Teilstücken durchgeführt. Für die Registrierung der Bodeneigenschaften, der Saattiefe, des Feldaufganges und des Zuckerrübenertrages wurden Parzellen von 9 m² in der Mitte jedes Versuches gewählt.

Das Klima der Region ist subkontinental und kühl mit einer winterlichen Durchschnittstemperatur von -6 °C und einer sommerlichen Durchschnittstemperatur von 17 °C. Von Mai bis September schwanken die Höchsttemperaturen zwischen 14 °C und 22 °C, aber steigen von November bis März selten über 4 °C. Juli und August sind die heißesten aber auch die regenreichsten Monate. Die mittlere jährliche Temperatur betrug 7,6 °C (2005 – 7,0 °C, 2006 – 7,6 °C, 2007 – 8,1 °C). Im April 2005 während der Bodenbearbeitung konnte als höchste Temperatur 7,5 °C gemessen werden, während das Frühjahr 2006 mit 5,4 °C vergleichsweise kalt war. Die mittlere Jahresniederschlagssumme der Versuchsjahre in der Region Kaunas betrug 676 mm (2005 – 641 mm, 2006 – 649 mm, 2007

– 738 mm). Die Monatsniederschläge des Frühjahrs (April bis Juni) 2005 beliefen sich auf 37,4 mm, während es im Jahr 2007 wesentlich trockener war mit 22,2 mm.

2.3 Beschreibung des Bodenbearbeitungs- und Säsystems

Nach der Ernte des Winterweizens wurde das Stoppelfeld sowohl im August als auch im folgenden April mit standorttypischen Gerätekombinationen bearbeitet. Für die Mulchsaat wurden die Kreiselegge und Bodenfräse als Saatbettbereitungsgeräte und für die konventionelle Saat der Grubber mit passiven Zinken gewählt. Die vier Bodenbearbeitungsvarianten sind in Tabelle 1 dargestellt. Für die Wahl der geringen Bodenbearbeitungstiefe (Variante 2 und 3) sollte der dadurch mögliche geringere Energieeinsatz berücksichtigt werden.

Tabelle 1:
Versuchsanlage des Bodenbearbeitungssystemvergleichs

Variante	Bodenbearbeitung	Zuckerrübenanbausystem
1	Keine Grundbodenbearbeitung und Saatbettbereitung	Direktsaat
2	Keine Grundbodenbearbeitung, Saatbettbereitung mit Kreiselegge (Tiefe 4 cm)	Mulchsaat mit Saatbettbereitung
3	Keine Grundbodenbearbeitung, Saatbettbereitung mit Fräse (Tiefe 4 cm)	Mulchsaat mit Saatbettbereitung
4	Stoppelbearbeitung mit Scheibeneggen (Tiefe 8 cm), Grundbodenbearbeitung mit Pflug (Tiefe 24 cm), Saatbettbereitung mit Grubber (Tiefe 6 cm)	Konventionelle Saat (Kontrolle)

Für die Zuckerrübsaat wurden eine landesübliche Serieneinzelkornsämaschine (EKS) mit Schleppscharren sowie eine am Institut für Agrartechnik der Universität Hohenheim entwickelte und am Lehrstuhl für Landmaschinen der Litauischen Landwirtschaftlichen Universität umgerüstete Einzelkornsämaschine mit experimentellen Säscharen eingesetzt. Jedes Schar dieser Sämaschine bestand aus zwei Schneidscheiben mit ausgeschnittenen Scheiben und einem Schleppschar. Die Arbeitsgeschwindigkeit betrug 5 km h⁻¹, der Reihenabstand 45 cm, der Kornabstand in der Reihe 14,5 cm. Die Aussaat der Zuckerrübensorte „Madison“ erfolgte Ende April quer zur Bodenbearbeitungsrichtung.

Vor der Saatbettbereitung wurden Bodenfestigkeit, -dichte und -feuchtigkeit gemessen (Tabelle 2). Die Bodenfestigkeit wurde in den Feldversuchen in der Mitte der Versuchsparzellen mit einem elektronischen Penetrologger der Firma „Eijkelkamp“ bis zu einer Tiefe von 25 cm ermit-

telt. Dabei wurde eine Kegelspitze mit einem Winkel von 60° und einer Basisfläche von 1,0 cm² verwendet. Die Lagerungsdichte und Bodenfeuchtigkeit (Tiefe 0 bis 10 cm) wurden mit der Stechzylindermethode von Nekrasov (Romanekas et al., 2004) auf gepflügten sowie nicht bearbeiteten Versuchsvarianten ermittelt.

Gleich nach der Aussaat wurden die Tiefenablage des Saatgutes, das Relief des Saatbettes (mit einem Profilometer), der Wassergehalt und die Aggregatgröße des Bodens durch Siebung in drei verschiedenen Bodenschichten gemessen. Ende Mai wurde der Feldaufgang in allen Varianten ermittelt. Es wurden dazu alle Zuckerrübenpflanzen in den Versuchsparzellen (9 m²) gezählt und auf die Bezugsgröße Hektar umgerechnet. Der Zuckerrübenertrag wurde zur Ernte Anfang Oktober festgestellt. Die Ertragsermittlung erfolgte durch Handrodung auf den 9 m²-Parzellen. Danach wurde die beinigen Rüben gezählt und der Zuckergehalt jeder Variante im Labor der Forschungseinrichtung der landwirtschaftlichen Universität Litauens mit dem Saccharimeter SU-4 ermittelt.

2.4 Energetische Bewertung

Basierend auf Daten und Berechnungen aus verschiedenen Veröffentlichungen (Ramanauskienė, 1992; Germanas, 2000; Kriščiukaitienė, 2009, Šarauskis et al., 2009b) wurde im folgenden ein modellhafter Vergleich des Energiebedarfs unterschiedlicher Ackerbausysteme mit Pflug-, Mulch- und Direktsaatverfahren aufgestellt. Dabei wurden der Treibstoffverbrauch für die Bodenbearbeitung und Saat sowie der Energiebedarf für die Herstellung der Bodenbearbeitungs- und Saatmaschinen einschließlich Ersatzteile und Reparaturen mit einbezogen. Der Energiebedarf für Düngung, Pflanzenschutz und Ernte blieb unberücksichtigt, weil in diesen Bereichen keine wesentlichen Unterschiede bestanden. Bei der Umrechnung der Energieeinheiten wurde für 1,0 kg Dieselöl ein Brennwert von 42,7 MJ angenommen.

Die gesamte Energie (E , MJ ha⁻¹) ist die Summe des Schlepper-, Arbeitsmaschinen-, Human- und Kraftstoffenergieaufwandes (Ramanauskienė et al., 1992; Germanas, 2000; Šarauskis et al., 2009b) und errechnet sich nach der Formel:

$$E = E_K + \frac{E_H + E_S + E_A}{L_A} \quad (1)$$

Legende:

- E_K Kraftstoffenergieaufwand, MJ ha⁻¹;
- E_H Humanenergieaufwand, MJ ha⁻¹;
- E_S Schlepperenergieaufwand, MJ h⁻¹;
- E_A Energieaufwand der Arbeitsmaschine, MJ h⁻¹;
- L_A Leistung der Arbeitsmaschine, ha h⁻¹.

Der Energieaufwand der Arbeitsmaschine und des Schleppers ist folgendermaßen zu errechnen:

$$E_A, E_S = \frac{M_{A,S} \alpha_{A,S} (R + A)}{100B} \quad (2)$$

Legende:

- $M_{A,S}$ Gewicht der Arbeitsmaschine und Schlepper, kg;
- $\alpha_{A,S}$ energetischer Äquivalent, MJ kg⁻¹;
- R Reparatur, %;
- A Amortisation, %;
- B Betriebsstunden, h Jahr¹

2.5 Statistik

Die Untersuchungsdaten wurden auf ihre Verteilung geprüft sowie mittels Korrelations- bzw. Regressionsanalysen bewertet. Es wurden die arithmetischen Mittelwerte, die Standardabweichungen und Konfidenzintervalle mit einem Konfidenzniveau von 95 % bestimmt. Für die Auswertungen und auch für die durchgeführte multiple Varianzanalyse wurde das Programm EXCEL von Microsoft verwendet. Die Ergebnisgruppen wurden getestet durch paarweise t-Tests (least significant differences LSD 5 %), also der Bestimmung der geringsten Differenz zweier Gruppenmittelwerte, die gerade noch mit 5 prozentiger Sicherheit signifikant ist. Die Korrelations- und Regressionsanalyse wurde mit der SigmaPlot Software der Version 8.0 durchgeführt. Der Versuch wurde mit viermaliger Wiederholung auf 36 m² (Breite 4 m, Länge 9 m) großen Teilstücken durchgeführt.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Ergebnisse der Vorversuche in der Bodenrinnenhalle

Die Vorversuche sollten Fragen klären, die unabhängig von den litauischen bzw. deutschen Bedingungen auftraten. Abbildung 1 zeigt in diesem Zusammenhang die in der Bodenrinne mit dem Bodenhobel ermittelten relativen Strohmengen in Abhängigkeit von der Tiefe, die durch das experimentelle und das Schleppschar bei einer auf 30 mm eingestellten Saattiefe eingearbeitet wurden.

Es zeigte sich, dass das Stroh von den Scheiben des experimentellen Schars nicht durchtrennt, sondern nur in den Boden gedrückt wurde. Dadurch wurde rund 20 % mehr Stroh an der Oberfläche eingearbeitet als durch das Schleppschar. In 10 mm Tiefe ist der signifikante Unterschied zwischen beiden Säscharen noch nachweisbar, in tieferen Bodenschichten war der Unterschied jedoch nicht mehr signifikant. Beim experimentellen Schar treten selbst bei einer starken Bodenstrohauflage keine Verstop-

fung auf. Allerdings wird das Stroh von den Scheiben nicht durchtrennt, sondern überrollt und in die Saatrinne gedrückt. Je fester der Boden (Variante II), um so mehr Stroh wurde durchtrennt und um so weniger in die Saatrinne gedrückt. Dabei hängt die Durchtrennung des Strohs von der Pflanzenart, dem Reifegrad, dem Feuchtegehalt und weiteren Faktoren ab (Linke, 1998). Der Vorteil bei der Zuckerrübenaussaat ist, dass das Stroh über Winter auf der Fläche verbleibt und so besser verrotten und geschnitten werden kann. Die Einzelkornsämaschine mit Schleppscharren arbeitete geringere Strohmengen in die Saatrinne ein. Bei größeren Mengen von Ernterückständen neigen Schleppschar zu Verstopfungen und die Saattiefe kann nicht mehr konstant gehalten werden. Versuche zur Durschschneidewirksamkeit bestätigten, dass sich frisches Getreidestroh mit den Scheibensäscharen nur sehr schwer schneiden lässt (Baker et al., 1979; Kushwaha et al., 1986; Linke, 1998; Šarauskis et al., 2005). Je grösser die Strohmenge, umso geringer wird der durchtrennte Anteil.

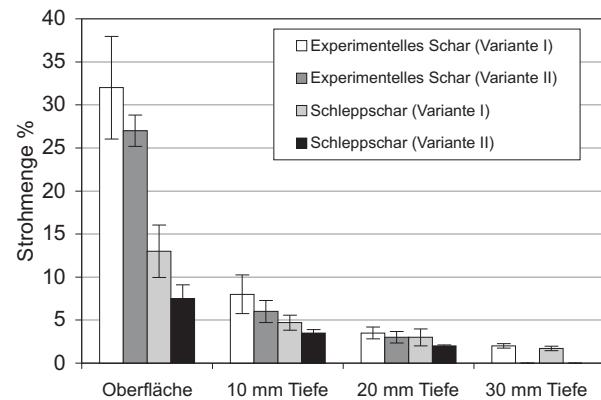


Abbildung 1:

Einfluss der Scharformen auf die eingearbeitete Strohmenge im Saatbettbereich (Variante I – Bodenfestigkeit in Tiefe 30 mm – 0,40 MPa; Bodenfeuchtigkeit in Tiefe 0 bis 50 mm – 11,3 %; Variante II – Bodenfestigkeit in Tiefe 30 mm – 0,89 MPa; Bodenfeuchtigkeit in Tiefe 0 bis 50 mm – 10,9 %)

3.2 Bodeneigenschaften der Feldversuche vor der Saatbettbearbeitung

Die Untersuchungen zum Bodenwassergehalt (Tabelle 2) haben gezeigt, dass die Flächen ohne Bodenbearbeitung in den obersten 10 cm signifikant im Mittel um 3,2 % feuchter sind gegenüber jenen mit Pflug bearbeiteten Flächen. Kennzeichnend für Direktsaatverfahren ist eine schützende Mulchsicht aus Ernte- und Wurzelrückständen auf der Bodenoberfläche, die die Wasserverdunstung deutlich reduziert. Außerdem verändert sich die Bodenstruktur dahingehend, dass Regenwasser besser in den Boden infiltrieren kann und das Wasserhaltevermögen des Bodens ansteigt (Kolcar et al., 1979; Nyborg et al.,

1989; Dao, 1993; Wagger et al., 1992). Dadurch kann besonders in niederschlagsarmen Gebieten die Winter- und Frühjahrsfeuchte des Bodens besser durch die Pflanzen ausgenutzt werden.

Tabelle 2:

Einfluss des Bodenbearbeitungssystems auf den Bodenwassergehalt und Lagerungsdichte in 0 bis 10 cm Tiefe in den Jahren 2005 bis 2007 (n=4)

Bodeneigenschaften	Ohne Bodenbearbeitung				Bodenbearbeitung mit Pflug			
	2005	2006	2007	Mittelwert	2005	2006	2007	Mittelwert
Bodenwassergehalt %	21,6 ± 0,23	22,4 ± 0,32	18,8 ± 0,18	20,9 ± 1,03	16,2 ± 0,29	19,1 ± 0,34	17,9 ± 0,23	17,7 ± 0,80
Lagerungsdichte g cm ⁻³	1,35 ± 0,06	1,58 ± 0,09	1,36 ± 0,10	1,43 ± 0,08	1,29 ± 0,11	1,38 ± 0,05	1,22 ± 0,06	1,30 ± 0,05

Der Feldversuch zeigte auf den Flächen ohne Bodenbearbeitung im Mittel 0,13 g cm⁻³ signifikant höhere Dichten als auf den mit Pflug bearbeiteten Flächen. Dies stimmt gut mit anderen Untersuchungen überein (Grant et al., 1993; Franzen et al., 1994). Gill et al., (1990) und Unger et al., (1990) berichteten hingegen, dass die Lagerungsdichte bei Direktsaat geringer als auf bearbeiteten Flächen sein kann. Als Ursache wird dafür vor allem der höhere Anteil an organischer Substanz in der oberen Bodenschicht angegeben.

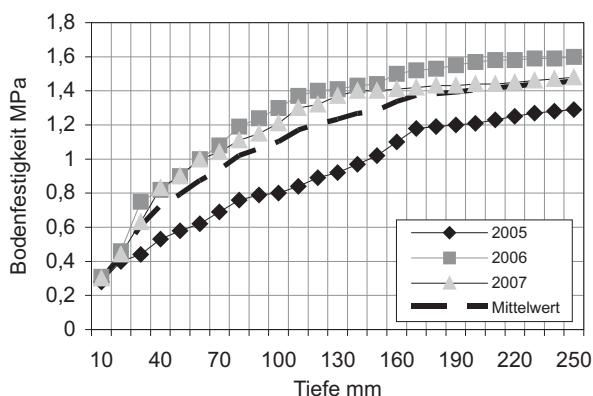


Abbildung 2:

Beziehung zwischen Bodentiefe und -festigkeit ohne Bodenbearbeitung

In den Abbildungen 2 und 3 ist zu sehen, dass im Bereich der Saattiefe von 30 bis 40 mm der Eindringwiderstand auf den ungepflegten Parzellen mit $0,73 \pm 0,09$ MPa signifikant höher war gegenüber $0,42 \pm 0,03$ MPa auf gepflegten, was durch die Lockerung dieser Schicht durch den Pflug erklärt werden kann. Bei konservierender Bodenbearbeitung können zudem Verdichtungen, die z. B. durch Befahren bei zu hoher Bodenfeuchte entstehen, nicht mechanisch korrigiert werden. In tieferen Bodenschichten wurden jedoch keine signifikanten Unterschiede

mehr festgestellt. Im Gegensatz dazu ergaben Untersuchungen von Franzen et al. (1994), Linke (1998) und Feiziene et al. (2008), dass bei bearbeiteten Böden der Eindringwiderstand im Bearbeitungshorizont deutlich geringer ist als bei unbearbeiteten Böden.

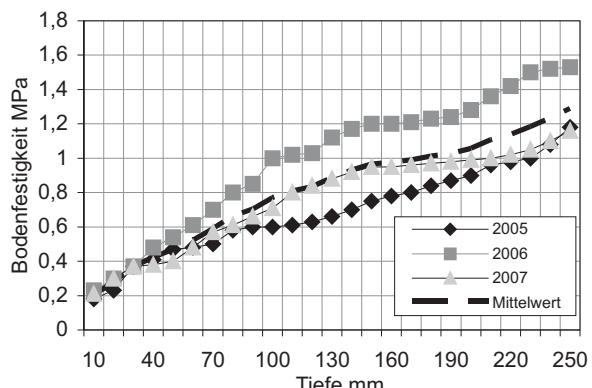


Abbildung 3:

Beziehung zwischen Bodentiefe und -festigkeit bei Bodenbearbeitung mit Pflug

3.3 Arbeitsqualität unter unterschiedlicher Bodenbearbeitungs- und Saatssysteme

Nach der Saatbettbereitung und der Saat mit zwei EKS wurden das Relief des Saatbettes und die Saattiefe unter verschiedenen Anbausystemen ermittelt (Tabelle 3). Die Untersuchungen zeigten, dass mit der Mulchsaat, unter Anwendung der Fräse, ein signifikant höheres Relief des Saatbettes erzeugt wurde als bei den anderen Anbausystemen. Das Relief des Saatbettes ist mit der Saattiefe eng verbunden und steht zudem in Beziehung mit der Gleichmäßigkeit der Ablagetiefe. Das Maß der Bodenfestigkeit und die Ernterückstände waren die Hauptursachen dafür, dass die Saattiefe bei Direktsaat signifikant geringer ausfiel als bei den anderen Anbausystemen, obwohl die Einstellungen der EKS gleich waren. Im Gegensatz zu bearbeiteten Flächen ist bei der Direktsaat die Wasserversorgung des Samenkornes auch in geringerer Tiefe sichergestellt, da keine durch Bodenbearbeitung gelockerte Bodenschicht vorhanden ist, die austrocknen kann (Linke, 1998). Nach Gill et al. (1990) ist es in kühlgemäßigten Re-

gionen außerdem möglich, durch eine geringere Saattiefe die geringere Bodentemperatur und die verzögerte Pflanzenentwicklung bei Direktsaat weitgehend auszugleichen. Die Untersuchungen der Scharformen der EKS zeigten, dass deren technische Konstruktion mit experimentellen Säscharen bei Direktsaat eine verstopfungsfreie Saatgutablage sicherte, obwohl die Saattiefe im Vergleich zu anderen Anbausystemen signifikant geringer war.

Die Aggregatgröße >5 mm war in allen Bodenschichten (0 bis 15, 15 bis 30 und 30 bis 45 mm) bei Mulch- und

Direktsaat signifikant höher als bei konventioneller Saat (Tabelle 4), so dass damit eine gute Durchlüftung und Wasserinfiltration gewährleistet ist. Hingegen waren die Bodenaggregate mit <2 mm immer signifikant geringer als bei konventioneller Saat. Kleinere Bodenaggregate (<2 mm) führen nach dem Regen oft zur Verschlämzung und Verkrustung der Bodenoberfläche. Dadurch wird die Durchlüftung des Bodens drastisch eingeschränkt und die Wasserinfiltration verringert. Bei Mulch- und Direktsaat ist diese Gefahr geringer, weil die Bodenoberfläche mit

Tabelle 3:

Einfluss des Zuckerrübenanbausystems und der Scharformen der Einzelkornsämaschine (EKS) auf das Relief des Saatbettes und die Saattiefe

Zuckerrübenanbausystem	EKS (Schleppschar)				EKS (experimentelle Säschare)			
	2005	2006	2007	Mittelwert	2005	2006	2007	Mittelwert
Relief des Saatbettes (mm)								
Direktsaat	8,7 ± 0,69	4,0 ± 0,65	9,5 ± 0,98	7,4 ± 1,53	12,1 ± 1,24	8,5 ± 0,79	5,5 ± 0,66	8,7 ± 1,82
Mulchsaat (Kreiselegge)	6,3 ± 0,83	7,5 ± 1,13	10,5 ± 1,11	8,1 ± 1,23	10,8 ± 1,66	9,0 ± 1,19	6,0 ± 0,55	8,6 ± 1,39
Mulchsaat (Fräse)	12,0 ± 1,45	9,1 ± 0,86	11,5 ± 1,13	10,9 ± 0,93	13,0 ± 1,06	14,0 ± 1,45	10,0 ± 1,30	12,3 ± 1,22
Konventionelle Saat	7,3 ± 0,87	7,0 ± 0,47	9,3 ± 0,89	7,9 ± 0,73	7,0 ± 1,20	8,0 ± 0,91	6,0 ± 0,95	7,0 ± 0,66
Saattiefe (mm)								
Direktsaat	19,3 ± 0,70	24,0 ± 1,30	12,8 ± 0,72	18,7 ± 3,07	25,0 ± 1,85	17,4 ± 0,86	23,0 ± 0,92	21,8 ± 2,18
Mulchsaat (Kreiselegge)	21,0 ± 1,11	43,8 ± 2,64	28,0 ± 1,73	30,9 ± 6,37	44,7 ± 3,02	28,9 ± 2,16	27,1 ± 0,87	33,6 ± 5,31
Mulchsaat (Fräse)	27,0 ± 0,77	38,8 ± 2,13	34,7 ± 1,99	33,5 ± 3,31	41,7 ± 2,93	44,2 ± 2,41	26,2 ± 0,96	37,4 ± 5,35
Konventionelle Saat	45,7 ± 3,28	37,0 ± 2,52	34,0 ± 1,93	38,9 ± 3,43	46,2 ± 2,65	36,6 ± 3,01	25,6 ± 1,80	36,1 ± 5,66

Tabelle 4:

Einfluss des Anbausystems und der Säscharformen auf die Größe der Bodenaggregate und den Wassergehalt in unterschiedlichen Bodenschichten (Durchschnittswerte ± Standardabweichung, 2005 bis 2007)

Zuckerrübenanbausystem	EKS (Schleppschar)				EKS (experimentelle Säschare)			
	Bodenaggregate %			Wasser-gehalt %	Bodenaggregate %			Wassergehalt %
	<2 mm	2-5 mm	>5 mm		<2 mm	2-5 mm	>5 mm	
Bodenschicht 0-15 mm								
Direktsaat	9,4 ± 0,84	27,9 ± 2,80	62,7 ± 4,19	15,7 ± 0,72	8,2 ± 0,29	25,3 ± 1,01	66,5 ± 3,64	15,1 ± 1,78
Mulchsaat (Kreiselegge)	11,0 ± 1,85	27,6 ± 2,36	62,4 ± 3,60	12,5 ± 0,95	13,5 ± 1,59	25,9 ± 2,67	60,6 ± 4,67	12,8 ± 2,17
Mulchsaat (Fräse)	12,0 ± 1,53	27,0 ± 2,53	61,0 ± 4,19	10,3 ± 1,97	14,2 ± 2,20	23,0 ± 2,72	62,8 ± 3,03	9,2 ± 0,85
Konventionelle Saat	33,9 ± 4,18	30,1 ± 3,42	36,0 ± 1,93	6,5 ± 1,14	31,5 ± 2,28	32,7 ± 3,25	35,8 ± 2,21	8,8 ± 0,69
Bodenschicht 15-30 mm								
Direktsaat	13,2 ± 1,91	28,6 ± 2,07	58,2 ± 2,99	19,4 ± 2,56	12,5 ± 0,96	31,7 ± 1,58	55,8 ± 0,92	18,8 ± 1,94
Mulchsaat (Kreiselegge)	17,8 ± 1,37	34,0 ± 1,34	48,2 ± 3,51	17,9 ± 1,61	15,2 ± 1,75	33,1 ± 2,61	51,7 ± 3,28	17,4 ± 1,64
Mulchsaat (Fräse)	22,4 ± 1,13	30,5 ± 2,33	47,1 ± 3,09	17,1 ± 1,19	21,7 ± 1,86	31,1 ± 2,32	47,2 ± 1,85	16,0 ± 1,81
Konventionelle Saat	37,3 ± 2,47	35,7 ± 2,07	27,0 ± 2,37	14,3 ± 1,54	28,9 ± 1,91	32,6 ± 3,07	38,5 ± 2,37	12,8 ± 1,44
Bodenschicht 30-45 mm								
Direktsaat	10,7 ± 1,88	29,1 ± 1,95	60,2 ± 3,43	20,1 ± 2,23	9,6 ± 1,60	30,0 ± 4,36	60,4 ± 3,73	19,7 ± 2,04
Mulchsaat (Kreiselegge)	12,6 ± 1,66	30,1 ± 2,06	57,3 ± 2,24	20,7 ± 1,99	16,9 ± 1,85	28,0 ± 3,56	55,1 ± 2,60	20,0 ± 1,76
Mulchsaat (Fräse)	18,7 ± 1,41	33,1 ± 2,80	48,2 ± 2,43	18,9 ± 2,16	14,1 ± 1,62	30,4 ± 3,01	55,5 ± 4,64	18,8 ± 2,11
Konventionelle Saat	33,5 ± 2,32	29,6 ± 3,72	36,9 ± 2,85	16,3 ± 2,09	30,1 ± 3,68	36,0 ± 4,19	33,9 ± 3,59	15,5 ± 1,38

Pflanzenresten bedeckt ist. Die Aggregatgrößen nach der Direktsaat sind fast immer größer als auf bearbeiteten Böden (Linke, 1998; Romanekas et al., 2004). Im Gegensatz zum Anbausystem hat die Scharform keine nachweisbare Bedeutungen für die Bodenaggregatgröße.

Der Wassergehalt war nach der konventionellen Saat in den Bodenschichten 0 bis 15 mm und 15 bis 30 mm signifikant geringer als nach Mulch- und Direktsaat. Für die Bodenschicht in 30 bis 45 mm Tiefe waren die Ergebnisse zwischen Mulchsaat (Fräse) und konventioneller Saat nicht signifikant. Allgemein bewirkt die Bodenbearbeitung erhebliche zusätzliche Wasserverluste (Bordovsky et al., 1994). Zusammenfassend zeigten die Ergebnisse, dass die Direktsaat einen positiven Einfluss auf die Bodenstruktur und den Wasserhaushalt unter den klimatischen Bedingungen Litauens hat.

3.4 Ergebnisse der Zuckerrübenentwicklung

Der Feldversuch zeigte, dass Zuckerrüben auch in Litauen auf ungepflegtem Boden erfolgreich angebaut werden können. Der Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitung und Sätechnik auf die Hauptparameter der Zuckerrübenentwicklung ist in Tabelle 5 dargestellt.

Im Vergleich der unterschiedlichen Bodenbearbeitungsverfahren wurde ein nachweisbar geringerer Aufgang an Pflanzen bei Direktsaat mit Schleppschar ($48.400 \text{ Pflanzen ha}^{-1}$) festgestellt, was durch die fehlenden speziellen Sämaschinen für die Direktsaat erklärt werden kann. Eine tiefere Saatgutablage und ein nicht ausreichender Wassergehalt sind wichtige Faktoren und deswegen kann vermutet werden, dass sie bei der konventionellen Saat wesentlich für den festgestellten geringeren Feldaufgang sind. Der beste Feldaufgang war in den Varianten festzustellen, in denen der Boden mit der Kreiselegge ($82.680 \text{ Pfl. ha}^{-1}$) und mit der Fräse ($84.660 \text{ Pflanzen ha}^{-1}$) bearbeitet wurde. Zuckerrüben benötigen zur Erzielung optimaler Pflanzenerträge und Qualitäten Pflanzenzahlen von etwa $80.000 \text{ Pflanzen ha}^{-1}$ (Romanekas et al., 2004). Ein signifikant

größeren Einfluss durch experimentelle Sächarformen auf den Feldaufgang wurde nur auf Flächen der Direktsaat ermittelt.

Der signifikant höchste Ertrag mit $64,0 \text{ t ha}^{-1}$ wurde bei der Mulchsaatvariante mit Fräseneinsatz (EKS mit Schleppscharer), unabhängig von den Witterungsverhältnissen, erzielt. Beim Vergleich der Scharformen brachte die Einzelkornsämaschine mit experimentellen Säscharen signifikant durchschnittlich $10-15 \text{ t ha}^{-1}$ höhere Erträge im Vergleich zur Einzelkornsämaschine mit Schleppschar. Deutlich geringere Erträge und stärkeres Auftreten von Rübenbeinigkeit wurden auf den Direktsaatflächen im Vergleich zur Mulchsaat und zur konventionellen Saat registriert. Die unter Praxisbedingungen durchgeföhrten Versuche zeigten, dass es nach der Direktsaat zu verminderter Feldaufgang kommt. Die abnehmende Pflanzenzahl und die Verringerung des durchschnittlichen Einzelpflanzengewichtes führte zu einer Ertragsminderung. Die Zuckerrübe reagiert in ihrem Wurzelwachstum auf Veränderungen des Wasserangebotes und auf Bodenverdichtungen besonders empfindlich. Dies bestätigt Ergebnisse von Liebhard (1997). Bereits im frühen Jugendstadium kam es am angegeben Standort bei Eindringwiderständen, die über der normalen Bodenfestigkeit liegen, zu starken Wurzelverkrümmungen. Diese wurde bei der Ernte in einer starken Rübenbeinigkeit und in wesentlich niedrigeren durchschnittlichen Rübeneinzelpflanzengewichten deutlich. Für den Zuckergehalt, der zwischen 17,8 bis 18,4 % lag, konnten keine nachweisbaren Unterschiede entsprechend der verschiedenen Anbausystemen, Säverfahren und Sächarformen festgestellt werden.

3.5 Ergebnisse der energetischen Bewertung

In der Tabelle 6 sind die Daten des energetischen Vergleichs zusammengefasst. Nach dieser Berechnung könnten bei der Umstellung von Pflug- auf Mulch- und Direktsaat, je nach Verfahren, zwischen ca. 952 MJ (Mulchsaat, Kreiselegge) und ca. 1742 MJ (Direktsaat) eingespart

Tabelle 5:

Einfluss des Anbausystems und der Sächarformen auf die Hauptparameter der Zuckerrübenentwicklung (Durchschnittswerte \pm Standardabweichung, 2005 bis 2007)

Zuckerübenanbausystem	EKS (Schleppschar)			EKS (experimentelle Säschare)				
	Feldaufgang	Rübenertrag	Rübenbeinigkeit	Zuckergehalt	Feldaufgang	Rübenertrag	Rübenbeinigkeit	Zuckergehalt
	Pflanzen ha^{-1}	t ha^{-1}	%	%	Pflanzen ha^{-1}	t ha^{-1}	%	%
Direktsaat	48.400 ± 8.750	$44,0 \pm 5,1$	$19,9 \pm 2,7$	$17,9 \pm 0,4$	74.640 ± 7.100	$55,2 \pm 5,3$	$12,8 \pm 1,3$	$18,0 \pm 0,6$
Mulchsaat (Kreiselegge)	82.680 ± 7.600	$55,2 \pm 4,3$	$8,6 \pm 0,9$	$18,0 \pm 0,5$	84.200 ± 4.800	$65,1 \pm 5,7$	$10,6 \pm 0,9$	$18,0 \pm 0,4$
Mulchsaat (Fräse)	84.660 ± 7.350	$64,0 \pm 4,1$	$12,7 \pm 1,6$	$18,4 \pm 0,5$	88.000 ± 5.150	$79,1 \pm 6,2$	$12,7 \pm 1,2$	$18,3 \pm 0,4$
Konventionelle Saat	55.500 ± 5.940	$54,6 \pm 4,5$	$7,0 \pm 0,8$	$17,8 \pm 0,4$	62.800 ± 6.660	$65,2 \pm 4,3$	$10,9 \pm 1,0$	$17,9 \pm 0,5$

Tabelle 6:
 Energetische Bewertung unterschiedlicher Bodenbearbeitungs- und Saatssysteme

Leistung ha h ⁻¹	Kraftstoffaufwand			Energieaufwand MJ h ⁻¹			Summe Energie MJ ha ⁻¹
	kg h ⁻¹	kg ha ⁻¹	MJ ha ⁻¹	Schlepper	Arbeitsmaschine	Mensch	
Stoppelbearbeitung (Schlepper MTZ-82 ¹ + Scheibeneggen BDN-3 ³)							
1,5	6,7	4,5	192,1	39,5	56,3	1,26	256,8
Grundbodenbearbeitung (Schlepper DT-75 ² + Pflug PLN-4-35 ⁴)							
0,7	17,5	25,0	1067,5	140,2	41,5	1,26	1328,9
Saatbettbearbeitung (Schlepper MTZ-82 + Grubber KPS-4 ⁵)							
2,1	5,2	2,48	105,9	39,5	75,7	1,26	161,4
Saatbettbearbeitung (Schlepper MTZ-82 + Kreiselegge VRK-2,0 ⁶)							
0,7	10,3	14,7	627,7	39,5	72,6	1,26	789,6
Saatbettbearbeitung (Schlepper MTZ-82 + Fräse UFK-2,8 ⁷)							
1,3	9,5	7,3	311,7	39,5	103,2	1,26	422,4
Saat (Schlepper MTZ-82 + Einzelkornsämaschine mit Schleppschar „Kongskilde“ 3,0)							
1,6	6,9	4,3	183,6	39,5	52,2	0,9	241,5
Saat (Schlepper MTZ-82 + Einzelkornsämaschine mit experimentellen Säscharen 3,0)							
1,6	6,9	4,3	183,6	39,5	60,7	0,9	246,8

¹MTZ-82 Belarus mit 82 PS; ²DT-75 Raupenschlepper mit 75 PS; ³BDN-3 Scheibeneggen 3 m Breite; ⁴PLN-4-35 Pflug mit 4 Pflugkörper, jeder 35 cm Breite; ⁵KPS-4 Grubber 4 m Breite; ⁶VRK-2,0 Kreiselegge 2,0 m Breite; ⁷UFK-2,8 Bodenfräse 2,8 m Breite

werden. Der Kraftstoffaufwand sank bei konservierenden Bodenbearbeitungs- und Saatverfahren im Vergleich zu konventionellen Verfahren zwischen 48 % (Mulchsaat, Kreiselegge) und 88 % (Direktsaat).

Bei Mulch- und Direktsaat ist der Arbeitszeitbedarf pro Hektar wesentlich niedriger als bei konventioneller Saat, da nur ein oder zwei Arbeitsgänge benötigt werden. Der Arbeitszeitbedarf bei Direktsaat war mit 0,62 h ha⁻¹ an niedrigsten, bei Mulchsaat (Kreiselegge) betrug er 2,05 h ha⁻¹, bei Mulchsaat (Fräse) 1,39 h ha⁻¹ und bei konventioneller Saat 3,20 h ha⁻¹. Somit ist die Arbeitsorganisation bei Mulch- und Direktsaat gegenüber konventioneller Saat deutlich vereinfacht, da nur eine bzw. zwei Maschinen und weniger Arbeitskräfte benötigt werden.

Schlussfolgerungen

Pfluglose Saatverfahren beim Zuckerrübenanbau in Litauen haben sowohl bodenschonende als auch ökonomische Vorteile gegenüber konventionellen Saatverfahren. Der dreijähriger Feldversuch zeigte bei der Mulchsaat teilweise höhere Zuckerrübenerträge. Die Reduzierung des Produktionsmitteleinsatzes sowie des Kraftstoffes und der Arbeitszeit bringen ökonomische Vorteile, die den

Zuckerrübenanbau in Litauen wettbewerbsfähiger machen. Jedoch ist eine Direktsaat nicht immer problemlos möglich, da Einzelkornsämaschinen mit Schleppscharren bei größeren Mengen von Ernterückständen zu Verstopfungen neigen. Beim experimentellen Scheibensächar treten hingegen selbst bei einer starken Auflage von Stroh auf der Bodenoberfläche keine Verstopfungen auf. Das frische Stroh wird allerdings von den Scheiben nicht durchtrennt, sondern überrollt und in die Saatrinne gedrückt, so dass die Keimung des Keimlings nicht gesichert ist. Kurze Trockenperioden nach der Saat können so zum Absterben der Keimlinge im Stroh durch Vertrocknen führen. Nicht signifikante Ergebnisse zur Verteilung der Vorfruchterückstände lassen vermuten, dass sie die Saatgutablagequalität und damit den Erfolg der Direktsaat beeinflussen. Die Voraussetzung für einen hohen und gleichmäßigen Feldaufgang ist die Entfernung der Ernterückstände oder deren exakte und gleichmäßige Verteilung. Eine Möglichkeit dazu ist die Aufnahme des Strohs vor der Einzelkornsämaschine durch einen zusätzlichen Strohräumer.

Unter den klimatischen Bedingungen Litauens bringt die Mulchsaat von Zuckerrüben im Vergleich zu den anderen Bodenbearbeitungssystemen bessere Feldaufgangs- und Ertragsergebnisse. Durch eine flache Bodenbearbeitung

wird auch das Stroh mit dem Boden vermischt, wodurch keine Verstopfungen der Schare auftreten und das Aussaatergebnis verbessert wird.

Literatur

- Adamaviciene A, Romaneckas K, Sarauskis E, Pilipavicius V (2009) Non-chemical weed control in sugar beet crop under an intensive and conservation soil tillage pattern: II. Crop productivity. *Agron Res* 7(Spec Iss 1):143-148
- Aina PO, Lal R, Roose EJ (1991) Tillage methods and soil and water conservation in West Africa. *Soil Tillage Res* 20:165-186
- Alvarez R, Steinbach HS (2009) A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crops yield in the Argentine Pampas. *Soil Tillage Res* 104(1):1-15
- Baker CJ, Badger EM, McDonald JH (1979) Developments with seed drill coulters for direct drilling. *N Z J Experim Agric* 7:175-184
- Becker C (1997) Zuckerrübenanbau ohne Pflug. *Zuckerrübe* 4:198-201
- Bordovsky JP, Lyle WM, Keeling JW (1994) Crop rotation and tillage effects on soil water and cotton yield. *Agron J* 86:1-6
- Breitfuss J (1954) Untersuchungen über die gleichmäßige Tiefenablage der Saat von Rübensägeräten. *Landtech Forsch* 4(3):82-86
- Brunotte J, Wagner M, Sommer C (2001) Bodenschutz und Kosteneinsparung: Anforderungen an heutige Bodenbearbeitung. *Landtechnik* 56(3):132-133
- Dao TH (1993) Tillage and winter wheat residue management effects on water infiltration and storage. *Soil Sci Soc Am J* 57:1586-1595
- Dieckmann J (2009) Zur Bedeutung der Bodenstruktur für den Ertrag von Zuckerrüben - eine pflanzenbauliche und ökonomische Analyse in einer Zuckerrüben-Getreide-Fruchtfolge mit dauerhaft differenzierter Bodenbearbeitung. Göttingen: Cuvillier, 138 p, Aus dem Institut für Zuckerrübenforschung 26
- Epperlein J, Metz R (1998) Unverzichtbare Helfer im Boden. *Landwirtsch ohne Pflug* 4:13-15
- FAO (2006) World reference base for soil resources 2006 : a framework for international classification, correlation and communication. Rome : FAO, World Soil Resources Rep 103, 128 p
- Feiziene D, Kadzienė G (2008) The influence of soil organic carbon, moisture and temperature on soil surface CO₂ emission in the 10th year of different tillage-fertilization management. *Zemdirbyste* 95(4):29-45
- Filipovic D, Kosutic S, Gospodaric Z, Zimmer R, Banaj D (2006) The possibilities of fuel saving and the reduction of CO₂ emissions in the soil tillage in Croatia. *Agric Ecosyst Environ* 115:290-294
- Franzen H, Lal R, Ehlers W (1994) Tillage and mulching effects on physical properties of a tropical Alfisol. *Soil Tillage Res* 28:329-346
- Freebairn GM, Loch RJ, Cogle AL (1993) Tillage methods and soil and water conservation in Australia. *Soil Tillage Res* 27:303-325
- Germanas L (2000) Raženinės sėjos energetiniai tyrimai Zemes ukio inzinerija, Mokslo darbai 32 (1):17-28
- Gill KS, Aulakh BS (1990) Wheat yield and soil bulk density response to some tillage systems on an Oxisol. *Soil Tillage Res* 18:37-45
- Grant CA, Lafond GP (1993) The effects of tillage systems and sequences on soil bulk density and penetration resistance on a clay soil in southern Saskatchewan. *Can J Soil Sci* 73:223-232
- Haberland R (1997) Vereinfachte Bestellung verlangt gutes Management. Neue Landwirtsch 6:50-53
- Kolcar F, Videncovic Z (1979) Effect of different tillage methods applied to chernozem soil on some soil properties and maize yields. In: Proceedings of the International Soil Tillage Research Organisation, ISTRO, 8. Conference, 1979, University of Hohenheim. Hohenheim : Univ, pp 421-427
- Krause U, Koch HJ, Märlander B (2009) Soil properties effecting yield formation in sugar beet under ridge and flat cultivation. *Eur J Agron* 31(1):20-28
- Kriščiukaitienė I (2009) Mechanizuotų žemės ūkio paslaugų įkainiai. Vilnius : Lituiskes Ministerium für Landwirtschaft 1:58
- Kushwaha RL, Vaishnav AS, Zoerb GC (1986) Soil bin evaluation of disc coulters under no-till crop residue conditions. *Transactions ASAЕ* 29:40-44
- Liebhard E (1997) Einfluß der Primärbodenbearbeitung auf Ertrag, Ertragsverhalten und ausgewählte Qualitätskriterien von Zuckerrübe (*Beta vulgaris* L. ssp. *vulgaris* var. *altissima* Doell) im oberösterreichischen Zentralraum : Teil 8. *Bodenkultur* 48(1):3-14
- Linke C (1998) Direktsaat : eine Bestandsaufnahme unter besonderer Berücksichtigung technischer, agronomischer und ökonomischer Aspekte. Hohenheim : Univ, 482 p
- Linke C (2006) Entwicklung der Direktsaat. *Landtechnik* 61:312-313
- Morris NL, Miller PCH, Orson JH, Froud-Williams RJ (2009) The effect of wheat straw residue on the emergence and early growth of sugar beet (*Beta vulgaris*) and oilseed rape (*Brassica napus*). *Eur J Agron* 30(3):151-162
- Nyborg M, Malhi SS (1989) Effect of zero and conventional tillage on barley yield and nitrate content, moisture and temperature of soil in North – Central Alberta. *Soil Tillage Res* 15:1-9
- Ramanauskienė J, Ramanauskas J Ratomskis F (1992) Die Methodik energetischer Bewertung (in litauisch). Fachverlag 23
- Richard G, Boiffin J, Duval Y (1995) Direct drilling of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) into a cover crop : effects on soil physical conditions and crop establishment. *Soil Tillage Res* 34(3):169-185
- Romaneckas K, Sarauskis E (2004) The investigations of soil tillage methods for sugar beet in Lithuanian light loam soils. *Vagos* 64:67-71
- Romaneckas K, Romaneckiene R, Pilipavicius V, Sarauskis E (2009a) Impact of sowing depth and seedbed rolling on sugar beet. *Zemdirbyste* 96(1):39-52
- Romaneckas K, Pilipavicius V, Sarauskis E, Sakalauskas A (2009b) Effect of sowing depth on emergence and crop establishment of sugar beet. *J Food Agric Environ* 7(2):571-575
- Rusu T, Gus P, Bogdan I, Moraru PI, Pop AI, Clapa D, Marin DI, Oroian I, Pop LI (2009) Implications of minimum tillage systems on sustainability of agricultural production and soil conservation. *J Food Agric Environ* 7 (2):335-338
- Statistical Yearbook of Lithuania (2008) Vilnius : Department of Statistic, 738 p
- Sarauskis E, Spokas L (2002) Substantiation of technological parameters of complex coulters in sugar beet direct seeding. *VDI Berichte* 1716:377-382
- Sarauskis E, Köller K, Butkus V (2005) Untersuchungen technologischer Parameter zur Bestimmung der Konstruktion von Direktsaatscharen für die Zuckerrübenaussaat. *Landbauforsch Völkenrode* 55(3):171-180
- Sarauskis E (2008) Šiaudų perpjovimo aktyviais diskiniiais sėjosi noragėliais tyrimai. Zemes ukio inzinerija, Mokslo darbai 40(1):17-29
- Sarauskis E, Romaneckas K, Buragiene S (2009a) Impact of conventional and sustainable soil tillage and sowing technologies on physical-mechanical soil properties. *Environmental Res, Engineer Management* 49(3):36-43
- Sarauskis E, Vaiciukevicius E, Romaneckas K, Sakalauskas A, Baranauskaitė R (2009b) Economic and energetic evaluation of sustainable tillage and cereal sowing technologies in Lithuania. *Rural Development* 4(1):280-285
- Unger PW, Fulton LJ (1990) Conventional and no-tillage effects on upper root zone soil conditions. *Soil Tillage Res* 16:337-344
- Wagger MG, Denton HP (1992) Crop and tillage rotations: grain yield, residue cover and soil water. *Soil Sci Soc Am J* 56:1233-1237

Lieferbare Sonderhefte / Special issues available

306	Uwe Petersen, Sabine Kruse, Sven Dänicke und Gerhard Flachowsky (Hrsg.) (2007) Meilensteine für die Futtermittelsicherheit	10,00 €
307	Bernhard Osterburg und Tania Runge (Hrsg.) (2007) Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie	15,00 €
308	Torsten Hinz and Karin Tamoschat-Depolt (eds.) (2007) Particulate Matter in and from Agriculture	12,00 €
309	Hans Marten Paulsen und Martin Schochow (Hrsg.) (2007) Anbau von Mischkulturen mit Ölpflanzen zur Verbesserung der Flächenproduktivität im ökologischen Landbau – Nährstoffaufnahme, Unkrautunterdrückung, Schaderregerbefall und Produktqualitäten	9,00 €
310	Hans-Joachim Weigel und Stefan Schrader (Hrsg.) (2007) Forschungsarbeiten zum Thema Biodiversität aus den Forschungseinrichtungen des BMELV	13,00 €
311	Mamdoh Sattouf (2007) Identifying the Origin of Rock Phosphates and Phosphorus Fertilisers Using Isotope Ratio Techniques and Heavy Metal Patterns	12,00 €
312	Fahmia Aljml (2007) Classification of oilseed rape visiting insects in relation to the sulphur supply	15,00 €
313	Wilfried Brade und Gerhard Flachowsky (Hrsg.) (2007) Rinderzucht und Rindfleischerzeugung – Empfehlungen für die Praxis	10,00 €
314	Gerold Rahmann (Hrsg.) (2007) Ressortforschung für den Ökologischen Landbau, Schwerpunkt: Pflanze	12,00 €
315	Andreas Tietz (Hrsg.) (2007) Ländliche Entwicklungsprogramme 2007 bis 2013 in Deutschland im Vergleich – Finanzen, Schwerpunkte, Maßnahmen	12,00 €
316	Michaela Schaller und Hans-Joachim Weigel (2007) Analyse des Sachstands zu Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die deutsche Landwirtschaft und Maßnahmen zur Anpassung	16,00 €
317	Jan-Gerd Krentler (2008) Vermeidung von Boden- und Grundwasserbelastungen beim Bau von Güllelagern Prevention of soil and groundwater contamination from animal waste storage facilities	12,00 €
318	Yelto Zimmer, Stefan Berenz, Helmut Döhler, Folkhard Isermeyer, Ludwig Leible, Norbert Schmitz, Jörg Schweinle, Thore Toews, Ulrich Tuch, Armin Vetter, Thomas de Witte (2008) Klima- und energiepolitische Analyse ausgewählter Bioenergie-Linien	14,00 €
319	Ludger Grünhage and Hans-Dieter Haenel (2008) Detailed documentation of the PLATIN (PLant-ATmosphere Interaction) model	10,00 €
320	Gerold Rahmann und Ulrich Schumacher (Hrsg.) (2008) Praxis trifft Forschung — Neues aus der Ökologischen Tierhaltung 2008	14,00 €
321	Bernd Degen (Editor) (2008) Proceedings of the international workshop “Fingerprinting methods for the identification of timber origins”, Bonn, October 8-9 2007	18,00 €
322	Wilfried Brade, Gerhard Flachowsky, Lars Schrader (Hrsg) (2008) Legehuhnzucht und Eiererzeugung - Empfehlungen für die Praxis	12,00 €
323	Christian Dominik Ebmeyer (2008) Crop portfolio composition under shifting output price relations – Analyzed for selected locations in Canada and Germany –	14,00 €

324	Ulrich Dämmgen (Hrsg.) (2009) Calculations of Emissions from German Agriculture – National Emission Inventory Report (NIR) 2009 for 2007 Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft – Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2009 für 2007	8,00 €
324A	Tables Tabellen	8,00 €
325	Frank Offermann, Martina Brockmeier, Horst Gömann, Werner Kleinhanß, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Petra Salamon (2009) vTI-Baseline 2008	8,00 €
326	Gerold Rahmann (Hrsg.) (2009) Ressortforschung für den Ökologischen Landbau 2008	8,00 €
327	Björn Seintsch, Matthias Dieter (Hrsg.) (2009) Waldstrategie 2020 Tagungsband zum Symposium des BMELV, 10.-11. Dez. 2008, Berlin	18,00 €
328	Walter Dirksmeyer, Heinz Sourell (Hrsg.) (2009) Wasser im Gartenbau Tagungsband zum Statusseminar am 9. und 10. Februar 2009 im Forum des vTI in Braunschweig. Organisiert im Auftrag des BMELV	8,00 €
329	Janine Pelikan, Martina Brockmeier, Werner Kleinhanß, Andreas Tietz, Peter Weingarten (2009) Auswirkungen eines EU-Beitritts der Türkei	8,00 €
330	Walter Dirksmeyer (Hrsg.) (2009) Status quo und Perspektiven des deutschen Produktionsgartenbaus	14,00 €
331	Frieder Jörg Schwarz, Ulrich Meyer (2009) Optimierung des Futterwertes von Mais und Maisprodukten	12,00 €
332	Gerold Rahmann und Ulrich Schumacher (Hrsg.) (2009) Praxis trifft Forschung — Neues aus der Ökologischen Tierhaltung 2009	8,00 €
333	Frank Offermann, Horst Gömann, Werner Kleinhanß, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Petra Salamon, Jürn Sanders (2010) vTI-Baseline 2009 – 2019: Agrärökonomische Projektionen für Deutschland	10,00 €
334	Hans-Dieter Haenel (Hrsg.) (2010) Calculations of Emissions from German Agriculture - National Emission Inventory Report (NIR) 2010 for 2008 Berechnung der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2010 für 2008	12,00 €
335	Gerold Rahmann (Hrsg.) (2010) Ressortforschung für den Ökologischen Landbau 2009	8,00 €
336	Peter Kreins, Horst Behrendt, Horst Gömann, Claudia Heidecke, Ulrike Hirt, Ralf Kunkel, Kirsten Seidel, Björn Tetzlaff, Frank Wendland (2010) Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser	22,00 €
337	Ulrich Dämmgen, Lotti Thöni, Ralf Lumpp, Kerstin Gilke, Eva Seitler und Marion Bullinger (2010) Feldexperiment zum Methodenvergleich von Ammoniak- und Ammonium-Konzentrationsmessungen in der Umgebungsluft, 2005 bis 2008 in Braunschweig	8,00 €
338	Janine Pelikan, Folkhard Isermeyer, Frank Offermann, Jürn Sanders und Yelto Zimmer (2010) Auswirkungen einer Handelsliberalisierung auf die deutsche und europäische Landwirtschaft	10,00 €

Gutachtergremium *Editorial Board*

Dr. Martin Banse, Institut für Marktanalyse und Agrarhandelspolitik, vTI
Dr. Jürgen Bender, Institut für Biodiversität, vTI
Dr. Jutta Berk, Institut für Tierschutz und Tierhaltung, FLI
Prof. Dr. Franz-Josef Bockisch, Institut für Anwendungstechnik, JKI
Dr. Herwart Böhm, Institut für Ökologischen Landbau, vTI
Prof. Dr. Andreas Bolte, Institut für Waldökologie und Waldinventuren, vTI
Dr. Ulrich Dämmgen, Institut für Tierzucht und Vererbungsforschung, TiHo
PD Dr. Sven Dänicke, Institut für Tierernährung, FLI
Dr. habil. Bernd Degen, Institut für Forstgenetik, vTI
Dr. Matthias Dieter, Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft, vTI
PD Dr. habil. Bettina Eichler-Löbermann, Universität Rostock
Dr. Peter Elsasser, Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft, vTI
Prof. Dr. Andreas Fangmeier, Universität Hohenheim
PD Dr. Matthias Fladung, Institut für Forstgenetik, vTI
Prof. Dr. Heinz Flessa, Institut für Agrarrelevante Klimaforschung, vTI
Prof. Dr. Ulrike Grabski-Kieron, Universität Münster
PD Dr. Jörg-Michael Greef, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, JKI
Prof. Dr. Konrad Hagedorn, Humboldt-Universität Berlin
PD Dr. Ingrid Halle, Institut für Tierernährung, FLI
Dr. Silvia Haneklaus, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, JKI
Prof. Dr. Eberhard Hartung, Universität Kiel
Prof. Dr. Roland Herrmann, Universität Gießen
Prof. Dr. habil. Pierre Ibsisch, FH Eberswalde
Dipl. Ing.-Agr. Robert Kaufmann, Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Schweiz
Dr. Jörg Kleinschmit, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Prof. Dr. Luit de Kok, Universität Groningen, Niederlande
Prof. Dr. Uwe Latacz-Lohmann, Universität Kiel
Dr. Oliver von Ledebur, Institut für Marktanalyse und Agrarhandelspolitik, vTI
Prof. Dr. Bernd Linke, Institut für Agrartechnik Bornim e.V.
Dipl. Met. Franz-Josef Löpmeier, Agrarmeteorologische Forschung des Deutschen Wetterdienstes
Prof. Dr. Udo Mantau, Universität Hamburg
Prof. Dr. Axel Munack, Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik, vTI
Dr. Hiltrud Nieberg, Institut für Betriebswirtschaft, vTI
Dr. Rainer Oppermann, Institut für Ökologischen Landbau, vTI
Prof. Dr. Herbert Oberbeck, TU Braunschweig
Dr. Jürgen Puls, Institut für Holztechnologie und Holzbiologie, vTI
Prof. Dr. Gerold Rahmann, Institut für Ökologischen Landbau, vTI
Prof. Dr. Detlef Rath, Institut für Nutztiergenetik, FLI
Dr. Thomas Schneider, Institut für Weltforstwirtschaft, vTI
Prof. Dr. Dr. Ewald Schnug, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, JKI
Dr. Lars Schrader, Institut für Tierschutz und Tierhaltung, FLI
Prof. Dr. Andreas Susenbeth, Universität Kiel
Prof. Dr. Friedhelm Taube, Universität Kiel
Prof. Dr. Klaus-Dieter Vorlop, Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik, vTI
Prof. Dr. Dr. habil. Drs. h.c. Gerd Wegener, TU München
Prof. Dr. Hans-Joachim Weigel, Institut für Biodiversität, vTI
Prof. Dr. Peter Weingarten, Institut für Ländliche Räume, vTI
Dr. Nicole Wellbrock, Institut für Waldökologie und Waldinventuren, vTI



Johann Heinrich
von Thünen-Institut

Landbauforschung
*vTI Agriculture and
Forestry Research*

Vol. 60 No. 2 06.2010

Preis / Price 8 €

ISSN 0458-6859

